



Rute Andreia Graça Fonseca

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

Avaliação de Tecnologias de Redução de Volume das Lamas Produzidas em ETAR

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientadora: Professora Doutora Leonor Miranda
Monteiro do Amaral, Prof. Auxiliar, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano

Arguente: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Vogal: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral



Rute Andreia Graça Fonseca

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

Avaliação de Tecnologias de Redução de Volume das Lamas Produzidas em ETAR

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientadora: Professora Doutora Leonor Miranda
Monteiro do Amaral, Prof. Auxiliar, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Arguente: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa
Vogal: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Dezembro 2014

Avaliação de Tecnologias de Redução de Volume das Lamas Produzidas em ETAR

© Copyright em nome de Rute Andreia Graça Fonseca, da FCT/UNL e da UNL

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

A todos os que Olham por mim

Agradecimentos

Quero expressar o meu agradecimento para com a Professora Leonor Amaral por me ter guiado desde a escolha do tema da dissertação, passando pelas restantes fases que a caracterizam. O seu apoio, compreensão e conhecimento foram cruciais neste trabalho. Assim como a partilha de conhecimento nas aulas leccionadas e interesse despertado por esta área do conhecimento em especial.

A todos os professores desta Casa que cultivaram em mim curiosidade e vontade de aprender.

Aos meus pais pelo apoio incondicional, ensinamento e esforço para que pudesse concluir esta etapa da vida académica, em particular. Ao meu irmão por me mostrar sempre algo mais.

Aos meus avós pela transmissão de sabedoria e vontade de crescer.

Aos meus tios Isabel e José e primos Hugo e Ricardo pelo suporte em todos os momentos.

O meu agradecimento a todos os que me incentivam e demonstram amizade nomeadamente, as minhas amigas de longa data, Ana Cláudia Silva, Diana Coelho, Joana Gonçalves e Tânia Silva.

Às amizades criadas ao longo do período de faculdade, sempre importantes em diferentes fases de trabalho e de lazer, entre elas agradeço ao Bruno Soares pelas interessantes curiosidades partilhadas, ao Carlos Pinto Machado pelo interesse revelado pela dissertação, à Diana Santos e Filipa Capela pelo trabalho e bons momentos de descontração trocados ao longo de todo o curso, ao Gonçalo Portela pelas informações preciosas partilhadas por um aluno mais experiente e por fim mas não menos importante, ao Nuno Vilhena pelo sincero apoio e importantes contribuições durante a realização da dissertação, nomeadamente na programação da aplicação sobre o tema em estudo, o esclarecimento das mais diversas dúvidas e os inúmeros encontros.

Aos amigos que conheci durante a realização deste trabalho, entre eles aos que também estiveram a trabalhar no edifício VII, ao Abeu Limiano, David Salomão, Debs Tavares, Jorge Teixeira e Raquel Carmona agradeço o interesse demonstrado e a companhia.

A todos os que me ajudaram e ajudam a seguir em frente, mostrando novos caminhos.

Resumo

O adequado tratamento da água residual revela-se de extrema importância na preservação dos recursos naturais e da qualidade de vida. Esse tratamento é caracterizado pela produção de subprodutos que incluem resíduos removidos da água residual e lama produzida no tratamento da mesma.

Ao longo do tempo, as directrizes europeias têm vindo a ser cada vez mais restritivas quanto aos valores limite que determinam a qualidade de emissão da água residual ou de deposição da lama, por forma a minimizar os impactes negativos no local de recepção dos mesmos e redução dos custos de transporte, no caso da lama, pelo que a ETAR deve ser planeada de forma a garantir o cumprimento da legislação em vigor, de acordo com a qualidade da água residual afluyente à estação. O tratamento na estação divide-se em linha de fase líquida e sólida. No tratamento convencional da fase sólida, a lama é tratada segundo a sequência de etapas espessamento, estabilização e desidratação.

Nesta dissertação será dada especial relevância à linha de fase sólida, com o intuito de apresentar, caracterizar e comparar as tecnologias (além do tratamento convencional) que se encontram em fase experimental ou já implantadas em ETAR e têm como objectivo a redução do volume da lama produzida. Será desenvolvida uma aplicação informática de apoio à decisão quanto à tecnologia indicada, de acordo com as variáveis seleccionadas pelo utilizador.

As tecnologias dividem-se em: processos biológicos, hidrólise, oxidação avançada, química, térmica e mecânica. Nos biológicos a redução do volume da lama pode ser garantida pela predação dos microrganismos, pela manutenção/inibição do metabolismo e pela alteração/introdução de um reactor biológico na estação. A hidrólise é optimizada após doseamento de enzimas ou por aumento da temperatura. A oxidação avançada é caracterizada pelas tecnologias de ozonização, processo de Fenton, oxidação por ar húmido e oxidação electroquímica. A tecnologia química depende da adição de reagente ácido, alcalino ou outro. A tecnologia mecânica abrange a sonificação, o moinho de rotação, o reactor de homogeneização, a aplicação de campo eléctrico, a aplicação de radiação gama, recurso a técnicas centrífugas e aplicação de pressão na lama. A elevação da temperatura de reacção por meio convencional, por aplicação de radiação de micro-ondas ou garantindo o ciclo de congelamento/aquecimento pertencem à tecnologia térmica.

Estas tecnologias podem ser aplicadas numa fase anterior ou posterior da estabilização da lama por forma a melhorar a biodegradabilidade dos compostos orgânicos e reduzir o número de microrganismos viáveis. As tecnologias actuam por meio de libertação de energia, radiação ou pressão no sentido de garantir os objectivos descritos e podem ser aplicadas individualmente ou combinadas (sistema híbrido).

Assim o consumo energético, o incremento de matéria orgânica e a capacidade de redução da quantidade de lama são factores que devem ser considerados na escolha da melhor tecnologia que se adequa a cada ETAR.

Palavras-chave: Redução; Lama; Energia; Biológico; Oxidação; Químico; Térmico; Mecânico.

Abstract

The appropriate wastewater treatment have extreme importance on natural resources preservation and health care. That treatment produces some amount of subproducts wich include solid waste removed from water and sludge produced along the wastewater treatment.

Accordingly to the european guides the sludge disposal and treat water emission have more quality stringent limits in order to minimize some negative effects at the reception place and to reduce the sludge transportation costs. Therefore, the wastewater treatment plant (WWTP) should be designed and planned in order to meet the legislation, taking in account the wastewater characteristics. At the WWTP the treatment is divided into liquid and solid line. The solid line or sludge treatment in the conventional way is basically composed by thickening, stabilization and drying.

This thesis will focus on the solid line specially present, feature and compare the technologies that aim to reduce the sludge production (which are at research or commercial level) beside the conventional treatment. It will present one application to suport the choise about one specific treatment, based on sludge characteristics.

Those tecnologies are divided as biological, hydrolysis, advanced oxidation, chemical, thermal and mechanical. The biological is based on predatory activity, metabolism maintnance/innibition and process modification. The advandec oxidation is composed of ozonization, Fenton's process, wet air oxidation and electrochemical oxidation. The chemical tecnology needs acid or alkaly addition into the reactor. The rise in temperature by convencional means or by microwave heating belong to thermal tecnology. The mechanical is assisted by ultrasonic treatment, ball-milling, high pressure homogeniser, electric field or gama-radiation application and high pressure jet to a collision plate.

In the WWTP those technologies can be applied as pre or post treatment of stabilization to achieve better organic matter biodegradability, reduce some viable microorganisms to improve the performance in the next biologic reactor. Those tecnologies can be applied as individual ou combined (hybrid sistem) mode. The electric power, radiation or pressure guarantee the technology action, so the electrical requirement, the soluble organic matter increment should be considered by the WWTP managment in order to fulfill an efficient wastewater treatment.

Keywords: Reduction; Sludge; Energy; Biological; Oxidation; Chemical; Thermal; Mechanical

Índice de Matérias

1	Introdução	1
1.1	Enquadramento e objectivos de uma ETAR.....	1
1.2	Enquadramento legislativo aplicado às lamas	2
1.3	Características da água residual.....	3
1.4	Estrutura da dissertação	4
2	Processos de tratamento na ETAR.....	5
2.1	Linha de fase líquida	5
2.2	Linha de fase sólida.....	6
2.3	Etapas de tratamento convencional da lama	7
3	Quantificação das Lamas em Portugal.....	9
4	Objectivos	11
5	Tecnologias de Redução do Volume da Lama de ETAR	13
5.1	Processos Biológicos	14
5.1.1	Predação dos microrganismos	14
5.1.2	Manutenção do metabolismo.....	18
5.1.3	Fungos	19
5.1.4	Inibidores do metabolismo	20
5.1.5	Conclusão	26
5.2	Promoção da hidrólise	26
5.2.1	Hidrólise biológica/enzimática	26
5.2.2	Hidrólise térmica	27
5.3	Tecnologias de oxidação avançada (AOP).....	29
5.3.1	Ozonização	29
5.3.2	Processo de Fenton	32
5.3.3	Fotocatálise.....	33
5.3.4	Oxidação por via Húmida (WAO)	34
5.3.5	Oxidação electroquímica.....	37
5.4	Tecnologia química/adição de reagentes	42
5.4.1	Ácido.....	42
5.4.2	Alcalino.....	43
5.4.3	Cloro (Cl ₂)	44
5.4.4	Dióxido de cloro (ClO ₂)	45
5.4.5	Peróxido de hidrogénio (H ₂ O ₂).....	46
5.4.6	Conclusão	46
5.5	Tecnologia mecânica.....	46

5.5.1	Sonificação	47
5.5.2	Moinho de rotação.....	52
5.5.3	Homogeneização	53
5.5.4	Campo eléctrico	54
5.5.5	Radiação gama	56
5.5.6	Método de jacto de lama em pressão contra uma placa de colisão	56
5.5.7	Conclusão	57
5.6	Tecnologia térmica.....	57
5.6.1	Convencional.....	58
5.6.2	Micro-ondas	60
5.6.3	Congelamento e aquecimento	61
6	Avaliação das tecnologias	63
6.1	Comparação entre tecnologias	63
7	Sistemas Híbridos	71
7.1	Sonificação e ozonização	71
7.2	Sonificação e alcalino.....	71
7.3	Sonificação e electroquímico	73
7.4	Térmico e químico	73
7.5	Térmico e alcalino	74
7.6	Alcalino e mecânico	76
7.7	Químico e congelamento/aquecimento	76
7.8	Alcalino e H ₂ O ₂	77
7.9	Ozonização e H ₂ O ₂	77
7.10	Hidrólise térmica e H ₂ O ₂	78
7.11	Foto-Fenton	78
7.12	Eléctrico e alcalino	78
7.13	Eléctrico e Fe ²⁺ /persulfato activado (S ₂ O ₈ ²⁻)	79
8	TeMiVoL ETAR – Aplicação de Simulação de Tecnologias de Redução do Volume das Lamas	81
8.1	Modelo Conceptual.....	81
8.2	Implementação	86
9	Conclusão e trabalho futuro	89
	Referências Bibliográficas.....	91
	Anexos	111
	Anexo 1: Predação dos microrganismos	112
	Anexo 2: Manutenção do metabolismo.....	116
	Anexo 3: Fungos.....	117
	Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA)	118
	Anexo 5: Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio ou anóxico (rCAA)	123

Anexo 6: Sequência de reacções de hidrólise-anóxico-aeróbio (A/O).....	126
Anexo 7: Introdução de inibidores de metabolismo.....	127
Anexo 8: Hidrólise biológica.....	129
Anexo 9: Hidrólise térmica.....	130
Anexo 10: Ozonização.....	132
Anexo 11: Processo de Fenton.....	137
Anexo 12: Oxidação por via húmida.....	138
Anexo 13: Oxidação por peróxido de hidrogénio.....	139
Anexo 14: Oxidação electroquímica.....	140
Anexo 15: Electro-desidratação.....	142
Anexo 15: Electro-desidratação (continuação).....	143
Anexo 16: Reagente ácido.....	144
Anexo 17: Reagente Alcalino.....	145
Anexo 18: Cloro.....	148
Anexo 19: Dióxido de Cloro.....	149
Anexo 20: Sonificação.....	150
Anexo 21: Moinho de rotação.....	154
Anexo 22: Homogeneização.....	156
Anexo 23: Campo eléctrico.....	158
Anexo 24: Radiação gama.....	160
Anexo 25: Método de jacto de lama em pressão contra uma parede de colisão.....	161
Anexo 26: Tecnologia térmica.....	162
Anexo 27: Micro-ondas.....	167
Anexo 28: Congelamento e aquecimento.....	168
Anexo 29: Efluentes industriais.....	170

Índice de Figuras

Figura 1.1: População servida por sistemas de drenagem de água residual, por bacia hidrográfica.....	1
Figura 2.1: Etapas de tratamento da lama e equipamentos/reactores associados	7
Figura 5.1: Representação dos diferentes locais de aplicação das tecnologias na ETAR	13
Figura 5.2: Tecnologias estudadas para a redução do volume de lama em ETAR.....	14
Figura 5.3: Tecnologias de redução de volume da lama, pertencentes ao processo biológico	14
Figura 5.4: Representação esquemática de um sistema de predação de microrganismos	16
Figura 5.5: Sistemas de tratamento onde se verifica inibição do metabolismo.....	20
Figura 5.6: Sequência de reactor UASB e reactor anóxico/aeróbio	24
Figura 5.7: Representação esquemática da aplicação de enzimas, como pré-tratamento da lama	27
Figura 5.8: Tecnologias de redução do volume da lama, por via de oxidação avançada	29
Figura 5.9: Representação esquemática da aplicação do processo de Fenton	32
Figura 5.10: Representação esquemática da aplicação da tecnologia de oxidação por via húmida, em ETAR	34
Figura 5.11: Vias de actuação da oxidação electroquímica	37
Figura 5.12: Representação esquemática do reactor de oxidação electroquímica	38
Figura 5.13: Representação esquemática de um equipamento de electro-flotação	40
Figura 5.14: Representação esquemática dos reagentes utilizados na tecnologia química	42
Figura 5.15: Representação esquemática da aplicação da tecnologia mecânica, na linha de fase sólida	47
Figura 5.16: Representação das tecnologias mecânicas aplicadas com vista à redução do volume da lama	47
Figura 5.17: Representação de um reactor de sonificação e equipamentos auxiliares	48
Figura 5.18: Representação esquemática de um homogeneizador de elevada pressão	53
Figura 5.19: Reactor de energia pulsada constituído por um eléctrodo coaxial e cinco eléctrodos em anel	55
Figura 5.20: Representação esquemática do método de jacto de lama contra uma placa de colisão	57
Figura 5.21: Representação esquemática das vias de actuação da tecnologia térmica.....	57
Figura 8.1: Diagrama de casos de uso da TeMiVoLETAR – Funcionalidades disponibilizadas ao utilizador	81
Figura 8.2: Diagrama de sequência da TeMiVoL ETAR	82
Figura 8.3: Imagem inicial da aplicação informática	86
Figura 8.4: Representação de uma possível escolha dos níveis de qualidade para lama urbana, na aplicação TeMiVoL ETAR	87
Figura 8.5: Breve descrição da tecnologia seleccionada	87
Figura 8.6: Aspecto do relatório final da aplicação	88
Figura 8.7: Representação dos parâmetros de qualidade para a lama de origem industrial	88

Índice de Tabelas

Tabela 2.1: Eficiência de remoção do decantador primário para alguns componentes da água.....	5
Tabela 2.2: Características e concentração da lama proveniente do tratamento da água residual	6
Tabela 5.1: Valores de redução, solubilização e produção de lama e biogás, de acordo com as condições de pré-tratamento e estabilização	51
Tabela 5.2: Valores de redução, solubilização e otimização correspondentes a vários parâmetros, de acordo com as condições de pré-tratamento e estabilização	59
Tabela 6.1: Comparação entre o doseamento de ozono e o moinho de bolas	63
Tabela 6.2: Comparação entre a tecnologia mecânica por aplicação de força de cisalhamento e sonificação	63
Tabela 6.3: Comparação entre as tecnologias sonificação, térmica e ozono	64
Tabela 6.4: Comparação entre diferentes pré-tratamentos da estabilização anaeróbia semi-contínua ..	64
Tabela 6.5: Comparação entre as tecnologias de sonificação, térmica e química	65
Tabela 6.6: Resultado do pré-tratamento da tecnologia electrolítica, térmica e química	65
Tabela 6.7: Comparação entre a remoção de SSV e produção de biogás para as tecnologias hidrólise térmica e oxidação por via húmida	65
Tabela 6.8: Resultado da eficiência da remoção de SSV para diferentes tratamentos da lama	66
Tabela 6.9: Pontuação e respectiva cor, relativos ao valor de um parâmetro.....	67
Tabela 6.10: Análise comparativa dos resultados das tecnologias de pré-tratamento	68
Tabela 7.1: Resultado da combinação das tecnologias sonificação e doseamento de ozono	71
Tabela 7.2: Efeito da combinação das tecnologias de sonificação e alcalina na lama	72
Tabela 7.3: Resultados do estudo do sistema combinado sonificação e reagente alcalino	72
Tabela 7.4: Efeito da combinação de tecnologias alcalina e sonificação na redução de lama em excesso e nos custos associados	73
Tabela 7.5: Comparação entre diferentes abordagens da combinação de tecnologias termo-oxidativas	74
Tabela 7.6: Comparação dos resultados obtidos pela combinação das tecnologias térmica e alcalina, comparando com a aplicação simples	75
Tabela 7.7: Comparação entre a aplicação de tratamento por congelamento/aquecimento ou térmico combinado com o doseamento de reagente químico	76
Tabela 7.8: Resultado da redução da produção de lama após doseamento combinado dos reagentes alcalino e H ₂ O ₂	77
Tabela 7.9: Comparação da remoção de matéria orgânica, após doseamento de ozono ou de ozono e peróxido de hidrogénio	77
Tabela 8.1: Base de dados utilizada na concepção da aplicação informática, para a lama urbana	83
Tabela 8.2: Base de dados utilizada na concepção da aplicação, para a lama industrial	85

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

AdP – Águas de Portugal

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

A/O – Sequência de reacções de hidrólise e anóxica/aeróbia

BDD – Boron-doped diamond - Diamante revestido com boro

CBO₅ – Carência bioquímica de oxigénio, a 5 dias

CQO – Carência química de oxigénio

CQOs – Carência química de oxigénio solúvel

COD – Carbono orgânico dissolvido

COT – Carbono orgânico total

COV – Compostos orgânicos voláteis

CST – *Capilar suction time* (s)

CSTR – *Continuous flow stirred tank reactor*

d - Dia

DDCQO – *Disintegration degree COD* - grau de desintegração de CQO (%)

DP – Decantador primário

DS – Decantador secundário

d_x – x percentagem de partículas retida no filtro

ECP/EPS – *Extracellular polymeric substances* - Substâncias extracelulares poliméricas

ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ETA – Estação de Tratamento de Águas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAU – Unidades de Atenuação de Formazina

F/M – *Food to microorganisms* – Carga mássica (Relação Alimento/biomassa)

INE – Instituto Nacional de Estatística

INSAAR – Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais

IODVC – *Oxidation ditch with vertical cycle* – Vala de oxidação de ciclo vertical

K_d ; K_a - Coeficiente de decaimento celular (dia^{-1})

MBR – *Membrane bioreactor* – Reactor de membranas

MVLSS – Sólidos suspensos voláteis no licor misto

MLSS – Sólidos suspensos totais no licor misto

NTs – Azoto total solúvel

NK – Azoto de Kjeldahl

OD – Oxigénio dissolvido

ORP – Potencial oxidação-redução (mV)

OSA – Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio/anóxico

PAHs – Hidrocarboneto aromático policíclico

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PENSAAR 2020 - Plano Estratégico Nacional para os Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais até 2020

ps – Peso seco

pH – Exprime a concentração hidrogeniónica

PT – Fósforo total

RASARP – Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal

rCAA – Sistema de tratamento alternado entre reactor por via aeróbia e anaeróbia

LM – Lama mista

LP – Lama primária

LS – Lama secundária

SBR – *Sequencing batch reactor*

SET – *Standard enzymatic treatment*

SDT – Sólidos dissolvidos totais

SBBR – *Sequencing-batch biofilme reactor* – Reactor batch sequencial de biomassa fixa

SCWO – *Supercritical water oxidation* – Oxidação de água supercrítica

SMP – *Soluble Microbial Products* – Produtos microbianos solúveis

SOUR – *Specific oxygen uptake rate* – Taxa específica de consumo de oxigénio

SRF – *Specific resistance to filtration* – Resistência específica à filtração

SRT – *Sludge retention time* – Idade das lamas

SS – Sólidos suspensos

SST – Sólidos suspensos totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

SSE – *Sonification specific energy* – Energia específica de sonificação

ST – Sólidos totais

SV – Sólidos voláteis

SVI – *Sludge volume index* - Índice volumétrico da lama

SVT – Sólidos voláteis totais

TCU – *Total color unit*

Trh – Tempo de retenção hidráulico

UASB – *Upflow anaerobic sludge blanket* – Reactor anaeróbio de manto de lamas

US\$ – Dólar americano (equivale a 0,8 euros)

VFA – Ácido gordo volátil

WAO – *Wet air oxidation* – Oxidação por via húmida

WPO – *Wet peroxid oxidation* – Oxidação húmida por peróxido de hidrogénio

Y – *Growth yield* – Coeficiente de rendimento da biomassa

ZVI - *Zero valent iron bed* – Ferro de valência zero

1 Introdução

1.1 Enquadramento e objectivos de uma ETAR

A água um bem essencial à vida e deve ser mantida em condições que não deteriorem a sua qualidade, para que seja consumida em condições de boa qualidade, por isso a água depois de captada é tratada numa Estação de Tratamento de Águas (ETA) e posteriormente é distribuída por entidades gestoras (empresas municipais ou privadas, etc.) até ao local de consumo.

Depois de a água ser utilizada, será descarregada a partir de habitações, espaços públicos, espaços comerciais e indústrias, passando a designar-se por água residual bruta doméstica (nos três primeiros casos), industrial (no último caso) ou urbana (mistura de origens). A água residual bruta é composta por um vasto conjunto de microrganismos patogénicos, que provêm do tracto intestinal humano (bactérias, protozoários e vírus) e outros organismos (algas e fungos), nutrientes, sólidos (como areias) e compostos tóxicos que podem ser mutagénicos ou carcinogénicos. Devido à presença destes poluentes, a água residual necessita de tratamento numa Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), para que estes possam ser removidos e se possa devolver a água tratada a um meio receptor sem prejuízo para os organismos que aí habitam, ou de modo a garantir que a reutilização da água satisfaz os critérios de segurança (Metcalf & Eddy, 2003).

A ETAR assegura o tratamento da água residual e o cumprimento dos requisitos legais associados, contudo são gerados subprodutos, como os gradados, a areia, as gorduras e a lama, que necessitam de tratamento específico.

A percentagem de população abrangida pelo sistema de drenagem e tratamento da água residual é cada vez maior, como mostra a Figura 1.1, segundo o INSAAR (2011). O objectivo máximo de 90% e mínimo de 70% de garantia da população abrangida por esse sistema foram definidos no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013 (PEAASAR II).

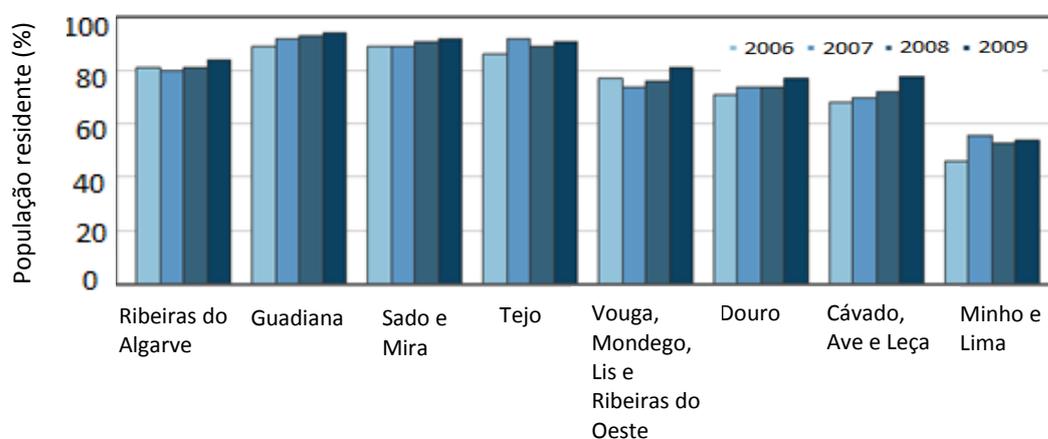


Figura 1.1: População servida por sistemas de drenagem de água residual, por bacia hidrográfica (Fonte: INSAAR, 2011b)

1.2 Enquadramento legislativo aplicado às lamas

A legislação aplicada ao tratamento das águas residuais, bem como o estabelecimento do nível de qualidade final e valorização das lamas em Portugal inclui os seguintes documentos.

A Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de Outubro) foi redigida tendo em conta a Directiva-Quadro da Água, baseada na Directiva n.º 2000/60/CE, de 23 de Outubro. Nessa Directiva está patente a necessidade de protecção dos recursos hídricos assim como a metodologia para medição dos “Valores limite de emissão”, no ponto 40 por forma a manter a qualidade do ambiente, de acordo com o ponto 16.

Os resíduos/subprodutos produzidos pelas diversas indústrias estão definidos na Lista Europeia de Resíduos (LER) como perigosos ou não perigosos, tendo a classificação influência no processamento, tratamento e destino final dos mesmos. A LER surge na portaria n.º 209/2004, de 3 de Março e refere que os resíduos da gradagem, óleos e gorduras alimentares, a lama do tratamento biológico de águas residuais urbanas e outros tratamentos de águas residuais industriais isentas de substâncias perigosas são considerados como resíduos não perigosos, de acordo com o capítulo 19.

O Decreto-Lei n.º 152/1997, de 19 de Junho transpõe para lei o descrito na Directiva n.º 91/271/CEE, de 21 de Maio de 1991. Descreve a norma de qualidade da descarga de água tratada proveniente das Estações de Tratamento de Água Residual Urbana em meios hídricos. Define o conceito de “Tratamento primário” como “o tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo físico e ou químico que envolva a decantação das partículas sólidas em suspensão, ou por outro processo em que a 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%”. O conceito de “Tratamento secundário” é estabelecido como “o tratamento das águas residuais urbanas que envolve geralmente um tratamento biológico com decantação secundária” e a definição de “Lamas” como “as lamas residuais, tratadas ou não, originadas pelo funcionamento de estações de tratamento de águas residuais urbanas”.

O Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de Outubro transpõe para direito português a Directiva n.º 86/278/CEE, de 12 de Junho. Este estabelece o regime de deposição de lamas de depuração, de acordo com valores-limite de alguns parâmetros de controlo e determina as normas de desenvolvimento do Plano de Gestão das Lamas (PGL). Este Decreto-Lei tem ainda por base o Decreto-Lei n.º 118/2006, de 21 de Junho que regula a aplicação das lamas de depuração, de acordo com a Directiva anterior. O Decreto-Lei n.º 173/2008, de 26 de Agosto, no anexo III - B da Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março define o regime de utilização da lama em solo agrícola.

O Decreto-Lei n.º 73/2011 tem por base a Directiva n.º 2008/98/CE, de 19 de Novembro e aborda a prevenção da produção, reutilização e reciclagem de resíduos de forma a aproveitar ao máximo um produto, antes de o depositar em destino final adequado, como o aproveitamento dos biorresíduos para utilização em solo agrícola, recorrendo à gestão adequada dos resíduos, de forma a validar os objectivos do plano 2020.

Encontra-se em elaboração, de acordo com o despacho nº 8670/2014, o Plano Estratégico Nacional para os Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais até 2020 (PENSAAR 2020), que estabelece quatro

etapas de actuação nas áreas da avaliação da situação actual, estabelecimento de metas, visões e soluções assim como meios de actuação e acompanhamento dos mesmos (MAOTE, site1). Tendo como principal objectivo “uma gestão eficiente dos activos e reabilitação das redes baixas (municipais)” (MAOTE, site2).

1.3 Características da água residual

A água residual é caracterizada por parâmetros físicos, químicos e biológicos que condicionam o tratamento a aplicar (Metcalf & Eddy, 2003).

Os parâmetros físicos mais relevantes são os sólidos totais (ST) (divididos em suspensos (SST) e dissolvidos (SDT), estes podem ser fraccionados em volátil (SV) e inerte (Vesilind & Rooke, 2003)). E ainda a turbidez (NTU), cor (TCU), potencial oxidação-redução (ORP) (mV) e temperatura (°C ou K), segundo Metcalf & Eddy, (2003).

As reacções químicas e biológicas são influenciadas pela temperatura (nomeadamente a taxa de utilização de substrato (k)) (Cervantes *et al.*, 2006). Também são dependentes da concentração hidrogeniônica (pH) e da solubilidade do oxigénio. A actividade biológica aeróbia relacionada com a oxidação da matéria orgânica depende da taxa específica de consumo de oxigénio (SOUR) (Metcalf & Eddy, 2003).

O potencial de oxidação da matéria orgânica é medido recorrendo a parâmetros como a carência bioquímica de oxigénio (CBO), carência química de oxigénio (CQO), carência química de oxigénio solúvel (CQOs), carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD) (Metcalf & Eddy, 2003). A quantificação da matéria orgânica presente na água residual é realizada através do factor de carga mássica (F/M) (Vesilind & Rooke, 2003). A eficiência de remoção da CBO varia de acordo com as condições de operação do reactor, a razão F/M, o tempo de retenção da lama no reactor (SRT) e o tempo de retenção hidráulico (Trh) (Vesilind & Rooke, 2003).

Além dos compostos biodegradáveis, existem outros que não são passíveis de ser degradados pela acção dos microrganismos mais comuns existentes na água residual, por isso são designados por compostos complexos (vulgarmente designados de recalcitrantes). Estes incluem compostos orgânicos emergentes, como as hormonas e outros medicamentos, os quais no futuro, poderão ser alvo de limitação na concentração do efluente da ETAR, devido ao efeito negativo que causam quando inseridos na cadeia trófica (Metcalf & Eddy, 2003).

Os gases libertados durante a decomposição da matéria orgânica são, entre eles, o ácido sulfídrico (H₂S), amoníaco (NH₃), metano (CH₄) e outros odores. O metano é um gás combustível produzido na digestão anaeróbia da matéria orgânica e é o componente maioritário do biogás (Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com a fonte de oxigénio é possível classificar os microrganismos segundo o processo de metabolismo em respiração aeróbia (ocorre na presença de oxigénio), anóxica (reduzida concentração de oxigénio) e anaeróbia (ausência de oxigénio) (Cervantes *et al.*, 2006). Quando o valor de potencial oxidação-redução (ORP) se situa entre -150 e +50 mV é favorecida a condição anóxica e para valor inferior a -150 mV verifica-se a condição anaeróbia (Eusebi & Battistoni, 2014).

Na fracção biológica, os microrganismos pertencentes aos grupos bactéria e archaea estão mais adaptados às características da água residual. As algas e os protozoários são encontrados com frequência em lagoas de estabilização e sistemas de lamas activadas, respectivamente (Cervantes *et al.*, 2006).

A produção celular é medida pelo coeficiente de rendimento da biomassa (Y), o qual depende da relação entre o consumo de substrato e o crescimento dos organismos, num certo período de tempo (Metcalf & Eddy, 2003).

1.4 Estrutura da dissertação

A presente dissertação foi estruturada em nove capítulos e vinte e nove anexos. No Capítulo 1 apresentam-se os objectivos de uma ETAR, o enquadramento legislativo que rege o seu funcionamento e as características da água residual.

No Capítulo 2 são referidos os processos de tratamento de uma ETAR, são nomeadamente descritas a linha de fase líquida e a linha de fase sólida.

No Capítulo 3 apresenta-se a quantificação das lamas produzidas em Portugal, relativa aos anos 2010 e 2012.

No Capítulo 4 são descritos os objectivos deste documento.

No Capítulo 5 descrevem-se as tecnologias para a redução da lama em ETAR. Estas estão divididas em processos biológicos, promoção da hidrólise, tecnologias de oxidação avançada, química, mecânica e térmica.

No Capítulo 6 é realizada a avaliação das tecnologias/processos segundo uma escala colorimétrica, a que corresponde um valor entre um a cinco, atribuído a parâmetros tais como a redução da concentração de CQO, a capacidade de sedimentação e desidratação da lama, a produção de lama, o tempo de retenção no equipamento ou reactor onde a tecnologia é aplicada, entre outros.

No Capítulo 7 apresentam-se alguns sistemas híbridos tendo como objectivo evidenciar o potencial quanto à redução da quantidade e melhoria da capacidade de tratamento da lama quando as tecnologias são combinadas.

No Capítulo 8 descreve-se o procedimento utilizado na programação de um software e posterior apresentação da aplicação e seus resultados.

No Capítulo 9 são apresentadas conclusões acerca do trabalho desenvolvido assim como propostas futuras a desenvolver, tendo como intuito o incentivo na investigação e aplicação das tecnologias em larga escala.

2 Processos de tratamento na ETAR

As fases de tratamento que ocorrem na ETAR são divididas em operações físicas unitárias, processos químicos unitários e processos biológicos unitários (Metcalf & Eddy, 2003). Estando inseridos na linha de fase líquida ou linha de fase sólida (Vesilind & Rooke, 2003).

2.1 Linha de fase líquida

A linha de fase líquida é iniciada pelo pré-tratamento, seguido de tratamento primário (como o decantador primário), primário avançado, secundário (engloba tratamento biológico ou químico e por vezes decantador secundário) e terciário.

O pré-tratamento ou tratamento preliminar tem como objectivo a remoção de sólidos de grandes dimensões, areia e espuma (Vesilind & Rooke, 2003).

O tratamento primário é caracterizado pela sedimentação de partículas discretas, designando-se o produto resultante de lama primária (LP) (Vesilind & Rooke, 2003). Quando se adicionam produtos químicos, no sentido de melhorar a capacidade de sedimentação dos sólidos (medida pelo parâmetro SVI) trata-se de tratamento primário avançado (Metcalf & Eddy, 2003). Na Tabela 2.1 são mostradas as eficiências de remoção de alguns componentes da água pela sedimentação primária, com ou sem adição de reagentes.

Tabela 2.1: Eficiência de remoção do decantador primário para alguns componentes da água (*Adaptado de Kreuk & Bruin, 2004*)

Característica	Decantação primária	Decantação primária recorrendo a pré-precipitação (com ferro e polímero)	Decantação primária com doseamento de polímero
CBO (%)	31	53	53
Sólidos suspensos (%)	51	80	80
Azoto de Kjeldahl (%)	7	19	19
Fósforo total (%)	7	70	38

No tratamento secundário a matéria orgânica é incorporada nos microrganismos ou eliminada após doseamento de reagente químico. A população microbiana pode desenvolver-se dispersa no reactor (biomassa suspensa) ou fixa a um material de suporte como areia, pedra ou plástico (biomassa fixa) (Metcalf & Eddy, 2003).

No tratamento por biomassa suspensa o licor misto presente no reactor (MLSS) é encaminhado para o decantador. A lama secundária (LS) concentrada no fundo retorna na totalidade ou em parte para o reactor biológico (recirculação) ou segue para a linha de fase sólida (lama em excesso) (Boyajian & Marshal, 1990).

No tratamento por biomassa fixa os microrganismos que constituem o biofilme são, geralmente, mais resistentes aos potenciais tóxicos existentes na água a tratar, comparando com os microrganismos dos sistemas de biomassa suspensa mas são mais sensíveis a variações de temperatura (Harrison, 1990). Neste caso as bactérias

heterotróficas produzem substâncias poliméricas extracelulares (EPS/ECP) que auxiliam a agregação das células (Metcalf & Eddy, 2003).

O tratamento pode decorrer por via aeróbia ou anaeróbia. De acordo com Mueller *et al.*, (2002) o consumo energético do sistema de arejamento conta com um valor entre 15 a 25% do consumo total da estação. No processo anaeróbio a produção de lama é menor e verifica-se produção de metano, que pode ser aproveitado energeticamente (Metcalf & Eddy, 2003).

O tratamento terciário procura remover nutrientes como azoto e fósforo devido a possíveis restrições associadas ao meio receptor do efluente. A etapa de desinfecção pode ser realizada recorrendo ao reagente químico cloro livre ou a radiação ultravioleta (UV), entre outros (Metcalf & Eddy, 2003).

2.2 Linha de fase sólida

Os subprodutos produzidos na fase líquida podem ser tratados na estação e posteriormente serão depositados em destino final. Recolhidos na forma líquida ou semi-sólida, apresentam valores de concentração de sólidos que variam entre 0,25 e 12% (Metcalf & Eddy, 2003). Na Tabela 2.2 são apresentadas algumas propriedades e respectiva concentração de sólidos da lama.

Tabela 2.2: Características e concentração da lama proveniente do tratamento da água residual (*Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003, Turovskiy & Mathai, 2006 e Loll 1988*)

Equipamento/ Tratamento	Características da lama	Sólidos totais (% peso seco)
Decantador primário	Como são partículas discretas possuem um papel importante na desidratação da lama mista. A taxa de remoção dos sólidos situa-se na ordem de 50 a 65%	5-9 (1); 2-7 (2) 2,5-7 (3)
Reactor biológico	A lama activada apresenta-se usualmente de cor castanha, textura floculenta e de difícil desidratação.	0,8-1,2 (1) 0,4-1,5 (2)
Decantador secundário	A lama pode apresentar dificuldade em sedimentar; Os flocos tornam o tratamento da lama mais complexo do que a LP; Pode ser estabilizada isoladamente ou misturada com LP.	0,5-1,5 com DP (1); 0,8-2,5 sem DP (1); 2,5-5 (3); 0,4-1,5 (2)

(1) Metcalf & Eddy (2003); (2) Turovskiy & Mathai (2006); (3) Loll (1988)

O volume de lama gerado no tratamento da água residual é cerca de 1% do volume de água residual afluente, no entanto o tratamento da lama e transporte a destino final são muito onerosos, representando cerca de 40 a 50% dos custos de gestão da estação (Turovskiy & Mathai, 2006 e Khursheed & Kazmi, 2011).

A produção de lama activada num sistema convencional varia entre 0,4 a 0,6 kgSSV/kgCQOremovido (Khursheed & Kazmi, 2011). Onde cerca de 40 a 50% do carbono orgânico afluente na água residual é transferido para a biomassa (Tamis *et al.*, 2011).

A redução do volume dos subprodutos é então uma mais-valia para a gestão da estação na poupança de recursos económicos e ambientais (Metcalf & Eddy, 2003). A lama após ter sido recolhida, será encaminhada para tratamento específico com vista à estabilização e redução do volume final.

2.3 Etapas de tratamento convencional da lama

A lama é considerada um fluido não-Newtoniano (apresenta características pseudo-plásticas) sendo as suas propriedades reológicas (como a viscosidade) determinantes no comportamento da mesma quando sujeita a tratamento (Kim *et al.*, 2009). Esse comportamento, por sua vez, é condicionado pela comunidade biológica presente na lama (Tang & Zhang, 2014).

O tratamento convencional é iniciado pela etapa de espessamento, seguida de estabilização e por último a desidratação da lama, que pode ser precedida por uma etapa de condicionamento. Os valores de concentração de sólidos totais resultantes de cada etapa foram obtidos de acordo com Metcalf & Eddy, (2003) e Turovskiy & Mathai, (2006) (Figura 2.1).

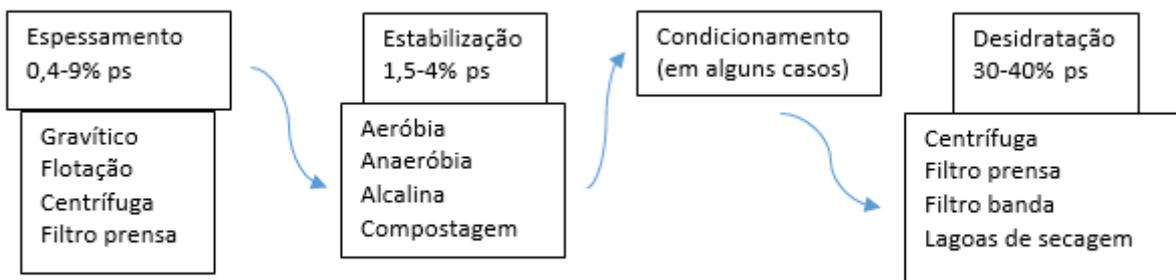


Figura 2.1: Etapas de tratamento da lama e equipamentos/reactores associados

3 Quantificação das Lamas em Portugal

Nas Estatísticas do Ambiente (produzidas pelo INE - Instituto Nacional de Estatística em colaboração com a APA - Agência Portuguesa do Ambiente) a lama proveniente de ETAR não se encontra individualizada por categoria. Assim, no ano de 2010 a quantidade de “lamas comuns (não perigosos)” contabilizam 907.544 t. Das quais 33.604t foram eliminadas por valorização energética, 577.685t eliminadas por valorização excluindo a via energética e 107.268t eliminadas por deposição no solo (INE, 2011).

Segundo a Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Água, a produção anual de lamas em Portugal contabiliza 500.000 t, reportando ao ano de 2010 tendo em conta a produção proveniente das cerca de 1.300 ETAR nacionais (<http://www.apda.pt/pt/noticia/958>).

A estimativa de produção de lamas em Portugal no ano 2010 é de 420.000 t/ano (divididas pelos destinos finais 50% valorização agrícola, 30% incineração e 20% aterro). No ano 2020, a estimativa da produção é de 750.000 t/ano (distribuídas pelos destinos anteriores na percentagem 50, 40 e 5% respectivamente e os restantes 5% para outros destinos) (Milieu, WRc & RPA, 2008).

De acordo com o Relatório de Sustentabilidade de 2012 do grupo Águas de Portugal, a quantidade anual de lama proveniente do tratamento de águas residuais, enviada para destino final foi de 328.692 t (AdP, 2012a). Este grupo integra 899 ETAR a nível nacional e responde pelo tratamento de resíduos e de águas residuais de cerca de 80% da população (AdP, 2012b).

O RASARP (Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal) publicado pela ERSAR (Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos), relativo ao ano de 2012, contabiliza 97.170 t/ano para a produção de lama originada na gestão do tratamento em baixa (corresponde a 59% da amostra) e para a gestão em alta, a produção da lama é de 293.766 t/ano. Valores representativos de 8,1 milhões de utilizadores (ERSAR, 2012).

4 Objectivos

O elevado custo energético associado ao tratamento da lama na ETAR e ao transporte da mesma a destino final justificam a introdução de tecnologias cuja função seja a redução do volume de lama produzida, assim como redução do potencial de poluição do local de destino.

A comparação entre as várias tecnologias será efectuada segundo uma escala colorimétrica, correspondente a uma pontuação numérica, sendo então possível seleccionar a tecnologia mais adaptada ao tratamento da lama com vista à redução do volume produzido. Para isso será apresentada previamente uma descrição das tecnologias.

Tendo como objectivo apresentar uma abordagem prática ao tema e apoiar a decisão relativamente a uma tecnologia, será programado um software, de onde resulta uma aplicação informática. Nesta, partindo da capacidade de tratamento da tecnologia e conjugando com os objectivos seleccionados pelo utilizador, resultará a tecnologia mais adaptada.

5 Tecnologias de Redução do Volume da Lama de ETAR

Os aterros sanitários são uma via de eliminação da lama, no entanto as exigências legais impõem alternativas a este destino. A deposição em solo agrícola impõe a necessidade de tratamento específico da lama como apresentado no sub-capítulo 2.3 Etapas de tratamento da lama.

Além dessa função, a etapa de estabilização é uma via para a redução do volume da lama, o que permitirá redução nos custos de tratamento, transporte e deposição da lama (Le *et al.*, 2013a, Tyagi & Lo, 2013 e Hendrickx *et al.*, 2011).

O recurso a tecnologias de redução do volume da lama permite solubilizar compostos orgânicos, converter compostos complexos em formas biodegradáveis, promover desintegração dos flocos, lise celular e posterior libertação do material intra e extracelular, fomentando o crescimento crítico dos microrganismos. A libertação traduz-se no aumento da carga orgânica e de nutrientes no substrato, por isso a lama deve ser posteriormente sujeita a tratamento biológico por forma a concretizar os objectivos de redução do volume produzido e melhoria da qualidade do efluente da estação (Tyagi & Lo, 2011, Quan *et al.*, 2012, Weemaes *et al.*, 2000 e Tamis *et al.*, 2011).

As tecnologias podem estar localizadas na linha de tratamento de fase líquida ou na linha de tratamento da fase sólida como pré ou pós-tratamento de um reactor biológico (Tamis *et al.*, 2011), (Figura 5.1).

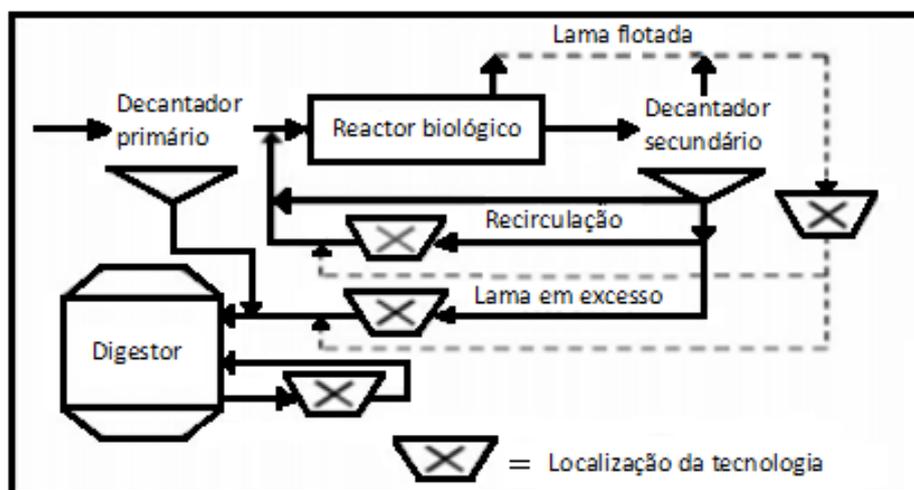


Figura 5.1: Representação dos diferentes locais de aplicação das tecnologias na ETAR (Adaptado de Boehler & Siegrist, 2006)

A classificação das tecnologias divide-se em processos biológicos, promoção da hidrólise, oxidação avançada, química, mecânica e térmica, conforme se pode verificar na Figura 5.2.

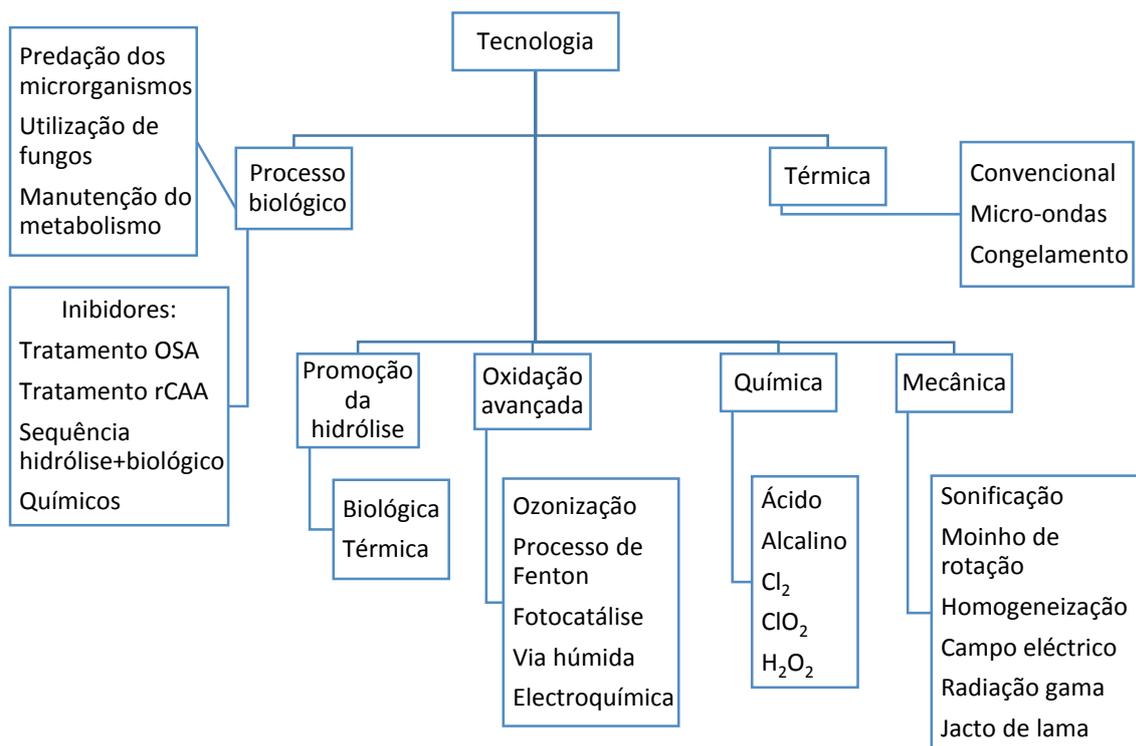


Figura 5.2: Tecnologias estudadas para a redução do volume de lama em ETAR

5.1 Processos Biológicos

A aplicação de tecnologias no reactor biológico (ou processo *in-situ*) permite a redução da biomassa em excesso no local de produção, minimizando os custos de tratamento na fase sólida (Guo *et al.*, 2013). Estes processos estão divididos, tal como apresentado na Figura 5.3.

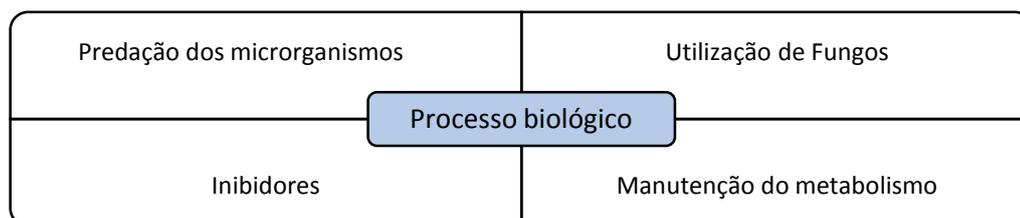


Figura 5.3: Tecnologias de redução de volume da lama, pertencentes ao processo biológico

5.1.1 Predação dos microrganismos

A vermicultura é utilizada há mais de cinquenta anos na depuração da água residual, redução do volume da lama e posterior aproveitamento das minhocas para alimentação de outros animais (Ratsak & Verkuijlen, 2006 e Huang *et al.*, 2007).

Esta técnica assenta no princípio hierárquico da cadeia trófica ou seja, os organismos da microfauna de nível trófico superior (como os vermes) alimentam-se de microrganismos de nível trófico inferior (Guo *et al.*, 2013 e Tamis *et al.*, 2011). Neste processo de transferência de massa é libertada 9/10 da energia da presa e o predador acumula a restante (Guo *et al.*, 2013, Mohammadi *et al.*, 2011 e Hendrickx *et al.*, 2011). Esses organismos podem ser inoculados no reactor, mas como estão normalmente presentes na água residual o período de adaptação ao reactor é reduzido, sendo a sua distribuição condicionada pela carga orgânica afluyente, pelas espécies de bactérias presentes, assim como pelas características do reactor e por factores abióticos (Mohammadi *et al.*, 2011, Tamis *et al.*, 2011, Ratsak & Verkuijlen, 2006 e Elissen *et al.*, 2008).

Organismos como os que pertencem à subclasse Oligochaeta podem apresentar capacidade natatória, concretamente os que pertencem à espécie *Aeolosoma* sp. e *Nais* sp. ou capacidade de rastejar no caso da espécie *Turbificidae* (Elissen *et al.*, 2006 e Elissen, 2007).

Os organismos que não possuem capacidade natatória desenvolvem-se em reactores na condição de baixa carga orgânica afluyente e elevado tempo de retenção. Alguns organismos da subclasse Oligochaeta toleram temperaturas inferiores a 5°C, mas o intervalo de temperatura óptimo situa-se entre 20 a 25°C. Além da extensa área necessária para a aplicação desta tecnologia nas ETARs (sem utilização de material de suporte), o fornecimento de substrato, o controlo da população e a manutenção de condições abióticas óptimas são preocupações no funcionamento dos reactores (Ratsak & Verkuijlen, 2006, Elissen *et al.*, 2008 e Wei *et al.*, 2009).

A predação pode ser promovida por um sistema de duas fases, que consiste numa sequência de reactores em que o primeiro é caracterizado pela remoção da matéria orgânica por via aeróbia, promovendo o desenvolvimento da comunidade de microrganismos e o segundo reactor caracteriza-se pelo crescimento de organismos de nível trófico superior, no qual seja garantido elevado tempo de retenção (Lee & Welander, 1996).

O fomento do crescimento de organismos predadores aderidos a um meio de suporte reduz as questões relacionadas com o controlo e manutenção dos mesmos. Esta técnica permite redução da concentração de SST, mas a libertação de produtos do metabolismo dos organismos como os compostos orgânicos aumenta a carga afluyente ao tratamento de fase líquida, o que condiciona principalmente a eliminação de fósforo. A aplicação desta técnica está mais adaptada a estações de pequena dimensão, pois nestas é recorrente a inexistência de tratamento da lama o que implica transporte até outra estação (Hendrickx *et al.*, 2010a).

A introdução de um meio de suporte no reactor pode ser realizada como se ilustra na Figura 5.4. Os resultados serão ainda melhores se o suporte for fixo na posição horizontal. A taxa de crescimento dos organismos nesta situação é de 0,014/dia e a redução de SST de 11% recorrendo à espécie *L. variegatus* (Hendrickx *et al.*, 2011).

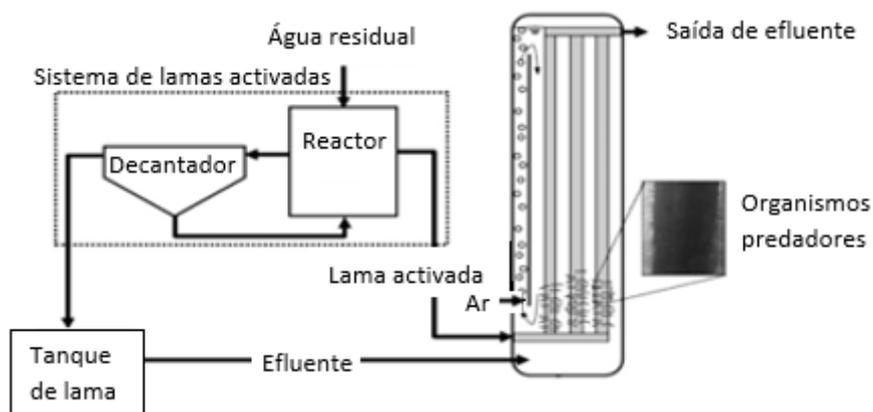


Figura 5.4: Representação esquemática de um sistema de predacção de microrganismos (Adaptado de Hendrickx et al., 2011)

A taxa de crescimento (em escala laboratorial) para a biomassa fixa varia entre 0,009-0,011/dia enquanto para os organismos livres, a taxa de crescimento é de 0,026/dia. Quando o material de suporte tem malha de dimensão 350 μm a área do reactor reduz 29% comparando com malha de 300 μm (Hendrickx et al., 2010b).

Segundo Tamis et al., (2011) a redução de SST é de 30-40% somente no reactor de organismos e 65% combinado com um tanque anaeróbio, através da utilização da espécie *Aulophorus furcatus* (Oligochaeta) tendo em conta que a densidade óptima se encontra entre 140-180 g peso seco/ m^2 pois para valores superiores a eficiência diminui devido à condição anaeróbia do floco. Com a introdução de material de suporte Biobob® a redução na quantidade de lama atinge 36% aplicando 18% de volume de material (considerando o volume do reactor aeróbio) ou redução de 50% se a percentagem de material for 28% do volume do reactor (Junior et al., 2013).

A combinação de dois reactores MBR (o primeiro convencional e o segundo inoculado com organismos da espécie *Limnodrilus hoffmeisteri* (Turbificidae)) num meio de suporte rotativo, condicionado por arejamento reduzido 1,0-1,5 mgO_2/L permite redução na produção da lama em 92% (1,9 vezes mais comparando com o MBR convencional) e a taxa de crescimento dos microrganismos é de 0,04 $\text{kgSSV}/\text{kgCQO}$ (comparando com 0,26 no reactor convencional) (Tian et al., 2012).

Li et al., (2013) também estudaram a redução da quantidade de lama num MBR combinado com um reactor de organismos predadores fixos a um substrato (fibras ocas de Fluoreto de polivinilideno (PVDF)) que trata a lama em excesso do reactor MBR. A associação com o reactor de predacção reduz a formação de incrustações nas membranas e melhora a degradação e permeabilidade da lama, devido à redução de cerca de um terço da quantidade de lama extraída do reactor MBR (Li et al., 2013).

O valor de 0,33 kgSS/kgCQO para a taxa de produção de lama foi obtido por Wei et al., (2009) num reactor à escala laboratorial (que contém organismos da espécie *Limnodrilus hoffmeisteri*) combinado com uma vala de oxidação (Wei et al., 2009).

A combinação de um reactor SBR, posterior ao reactor de organismos resulta na produção de 0,051 kg lama/m³ o que corresponde a uma redução de 75% relativamente ao sistema convencional (Lou *et al.*, 2011).

A implantação do reactor de organismos na linha de recirculação da lama de um sistema convencional permite reduzir entre 0,18-0,81 mgSSV/mgTubifex.dia (recorrendo à espécie *T.tubifex*). A densidade óptima de organismos é de 2.500 mg/L pois permite obter o valor de taxa de redução de 0,43 mgSSV/mgTubifex.dia, sem alterar a qualidade do efluente (Huang *et al.*, 2007).

No reactor biológico de uma ETAR, a espécie *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta) alcança uma redução de 33% na produção de lama, o que equivale a uma redução entre 2 a 2,5 vezes comparando com o sistema convencional (Basim *et al.*, 2012).

O estudo da predação de microrganismos realizado por Lin *et al.*, (2014) consiste na introdução de duas espécies de organismos *Chlorella* (reduz 49,99% das bactérias) e *Daphnia magna* (reduz 14,42% das bactérias) em reactores separados. Verifica-se que os microrganismos são removidos pela espécie *Chlorella* e estes são posteriormente presa da espécie *Daphnia magna* (elimina 90,91%) (Lin *et al.*, 2014).

No reactor de organismos é libertado CQO, azoto e fósforo em consequência da predação, contudo essa matéria orgânica pode ser removida no reactor biológico, que segue ao de organismos. A remoção de CQO atinge 91%, azoto 55% e fósforo 94% (Junior *et al.*, 2013). No MBR a remoção de CQO é de 93,6% e de amoníaco (NH₃) 96,4%, valores similares aos obtidos no reactor convencional (Tian *et al.*, 2012). A concentração de CQO libertada no efluente varia entre 100-200 mg/L (Tamis *et al.*, 2011) ou pode ser menor de 100 mg/L (Lou *et al.*, 2011). No caso do azoto, a concentração final pode variar entre 3-10mg/L e o fósforo quase inexistente (Tamis *et al.*, 2011 e Lou *et al.*, 2011). No entanto pode ocorrer maior libertação de fósforo relativamente ao controlo (Huang *et al.*, 2007).

A alternância entre condição aeróbia e anóxica no reactor activa as reacções de nitrificação e desnitrificação. Esta melhoria é importante visto que a elevada concentração de nutrientes no efluente é uma das desvantagens dos reactores que recorrem a organismos predadores para diminuição da produção de lama em excesso (Tian & Lu, 2010).

O efluente final prima por uma melhor capacidade de sedimentação pois o efluente possui menos partículas em suspensão (Lou *et al.*, 2011 e Wei *et al.*, 2009). A qualidade do efluente mantém-se regular e apenas cerca de 1 a 2 indivíduos/L foram encontrados no reactor SBR após o retorno do efluente do reactor de organismos (Lou *et al.*, 2011).

Os resultados dos estudos anteriores, nomeadamente o modo funcionamento, características do reactor/ETAR e os valores obtidos para a remoção de nutrientes, CQO e qualidade do efluente final apresentam-se no Anexo 1: Predação dos microrganismos.

5.1.2 Manutenção do metabolismo

A produção de lama diminui através da manutenção do metabolismo na medida em que quando a idade da lama é prolongada, minimiza a produção de lama em excesso. A idade da lama é controlada pela descarga de lama do sistema. Se esta não for descarregada a concentração de sólidos no sistema aumenta, o valor de F/M diminui e o crescimento crítico dos microrganismos é favorecido (Mohammadi *et al.*, 2011). Ainda se verifica crescimento de organismos predadores, fenómeno que contribui também para redução da produção de lama (Teck *et al.*, 2009 e Yan *et al.*, 2009a).

A promoção da degradação de matéria orgânica (através de respiração) aumenta a necessidade de arejamento, logo maior consumo energético será imposto. A remoção de nutrientes pode ser diminuída devido ao aumento da idade de lama, por isso deve ser tido em conta o balanço de nutrientes de forma a garantir que os valores limite de descarga são cumpridos (Low & Chase, 1999).

A redução da carga orgânica de 1,7 a 0,2 mgCBO/mgMLSS.dia permite a redução de 26% na produção de lama, com concentração de oxigénio no reactor de 2 mg/L (Abbassi *et al.*, 1999).

O reactor MBR comumente garante maior valor de MLSS no reactor, maior idade da lama e melhor qualidade do permeado. Estes são resultados obtidos com menor quantidade de ar fornecido, comparando com o sistema convencional de lama activada. Na manutenção de elevada idade da lama num MBR (precedido de duas zonas para remoção de CQO e azoto) ao qual aflui água residual industrial, verifica-se diminuição da concentração de CQO (1.000 a <100 mg/L) com eficiência de remoção de 99%. Quando a idade da lama é de 300 dias, a concentração de MLSS aumenta (de 4.500 a 14.500 mg/L) no MBR sem remoção de lama em excesso. A razão MLSSV/MLSS de valor 0,9 indica eliminação do material inerte no reactor. O consumo de nutrientes é validado, pois a concentração de azoto no permeado é de 0,2 mg/L e o fósforo apresenta o valor de 0,1 mg/L. O metabolismo centra-se na manutenção celular, demonstrado pela remoção de matéria orgânica, diminuição do valor de utilização de oxigénio (SOUR de 19,05 a 2,87 mgO₂/gSSV.hora) e reduzida produção de biomassa (0,0016 kgSSV/dia). O valor de Y observado de 0,115 gSSV/gCQO, assim como o valor de decrescimento celular 0,024/dia representam menos de metade do valor usual para o sistema de lamas activadas e o efluente apresenta reduzido valor de turbidez (metade da água de consumo) (Sun *et al.*, 2007).

Recorrendo a um sistema similar, Teck *et al.*, (2009) apresentam resultados concordantes, no entanto o coeficiente de rendimento da lama é um pouco superior (0,22 gSSV/gCQO mas ainda é cerca de 1,5 vezes inferior ao valor do sistema convencional com coeficiente de decaimento celular de valor 0,05/dia) (Teck *et al.*, 2009).

Os resultados e a condição de funcionamento dos estudos divulgados neste sub-capítulo apresentam-se no Anexo 2: Manutenção do metabolismo.

5.1.3 Fungos

Os fungos filamentosos encontram-se na água residual na forma de esporo ou célula vegetativa, oxidam uma grande variedade de compostos orgânicos, consumindo cerca de um terço do oxigênio requerido pelas bactérias. A presença de várias espécies de fungos fortalece a comunidade de microrganismos e o metabolismo de ambos pode funcionar em simbiose, tornando as reações mais estáveis. Os fungos são utilizados na otimização de sistemas de tratamento como os de lama activada, os leitos percoladores e os discos biológicos (More *et al.*, 2010).

A taxa de desnitrificação e resiliência destes organismos quando em contacto com substâncias tóxicas são maiores, comparando com as bactérias (Guest & Smith, 2002).

Os fungos filamentosos apresentam capacidade para redução de sólidos solúveis, organismos patogénicos e assume-se que promovam floculação (mediada por EPS ou catiões), melhoram a decantação (devido ao aumento da dimensão dos flocos) e desidratação da lama (agregam sólidos solúveis e insolúveis numa estrutura designada por “pellet” que expulsa a água livre entre os sólidos) (More *et al.*, 2010).

A etapa de estabilização promove condições favoráveis ao crescimento da comunidade de fungos, devido às características de meio ácido e oxidativo, o que lhes confere acesso inicial aos compostos oxidáveis no substrato, inibindo a produção de lama em excesso (More *et al.*, 2010 e Mannan *et al.*, 2005). Além deste facto algumas espécies de fungos (como as *Penicillium*, *Aspergillus* e *Paecilomyces*) sintetizam uma substância tóxica para os microrganismos, incrementando essa redução (More *et al.*, 2010).

A comparação entre duas espécies de fungos filamentosos *Penicillium corylophilum* e *Aspergillus niger* foi realizada com intuito de conhecer a capacidade de degradação dos compostos orgânicos e a interacção dessas espécies com a lama residual. A primeira espécie, após dois dias de reacção mostra maior capacidade de adaptação ao meio, pois a taxa de degradação é maior (remoção de 94,4% CQO enquanto a segunda espécie remove 80,4% o que representa a concentração no efluente de 88 e 92,8 mgO₂/L respectivamente, comparando com 1.640 mgO₂/L no controlo). A remoção de turbidez, pela primeira espécie é de 98,9% e a redução da resistência à filtração (SRF) de 93,2% alcançando o valor de 0,11×10¹² m/kg (treze vezes menor comparando com o controlo, após dois dias de reacção com 10% de inóculo) (Mannan *et al.*, 2005).

O recurso à cultura mista de fungos *Penicillium corylophilum* e *Aspergillus niger* permite a formação de pellets atingindo a concentração de 33,7% de sólidos, após dois dias de reacção com uma amostra de concentração 1% SST e a capacidade de sedimentação da lama também melhora em cerca de 20 vezes. O valor de SRF reduz 99,8 e 98,7% para lama a 1 e 4% de peso seco, com tempo de retenção três e seis dias, respectivamente (Alam & Fakhru’l-Razi, 2003).

A mesma análise foi realizada num estudo que compara espécies de fungos filamentosos *Penicillium corylophilum* (P), *Aspergillus niger* (A), *Trichoderma harzianum* (T) e *Phanerochaete chrysosporium* (PC). As espécies foram inoculadas em pares e após reacção com a água residual, verifica-se que as combinações mais favoráveis ao aumento do número de indivíduos são P/A, P/PC e A/PC. Destas, a que

demonstra melhor solubilização dos compostos orgânicos e melhoria da capacidade de filtração é a P/A (Alam *et al.*, 2003).

A diminuição do valor de CQO em 87% (3.120 a 400 mg/L) e de SST em 99% (4.100 a 200 mg/L) é alcançada pela introdução da espécie de fungos *Mucor hiemalis* no tanque de arejamento, após seis dias de reacção sem adição de substrato. A turbidez também diminui até 40 NTU (corresponde a uma diminuição de 99% na amostra de 100 mL com ou sem adição de substrato). O valor de SRF na amostra com fungos é maior do que o controlo devido à propriedade de floculação (Fakhru'l-Razi & Molla, 2007).

No sentido de extrapolar os ensaios laboratoriais para uma escala maior será necessário conhecer em detalhe as espécies de fungos mais aptas a tratar um determinado substrato (More *et al.*, 2010).

Os dados de base da análise realizada são revelados no Anexo 3: Fungos.

5.1.4 Inibidores do metabolismo

O metabolismo contempla as reacções de catabolismo e anabolismo. Os inibidores interceptam a transferência de energia entre essas duas reacções (na forma de electrões entre o dador (substrato) e o receptor (oxigénio para organismos aeróbios)) cancelando a produção de ATP e promovendo o crescimento crítico (Wei *et al.*, 2003, Ye & Li, 2010, Mohammadi *et al.*, 2011 e Guo *et al.*, 2013).

Durante a transferência da lama entre a condição aeróbia e anaeróbia ou anóxica ocorre consumo da reserva de energia no interior da célula, a qual será repostada quando a célula estabilizar novamente na condição aeróbia (Ye & Li, 2010). Esse fenómeno ocorre nos sistemas apresentados na Figura 5.5.

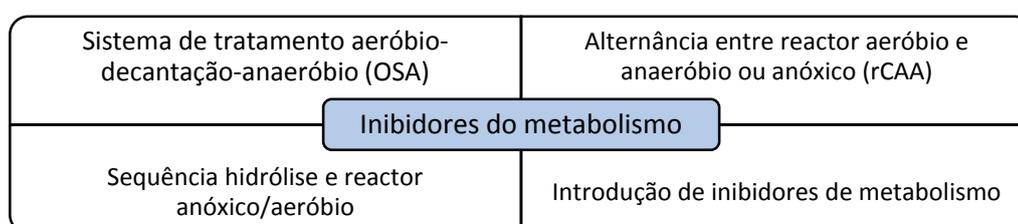


Figura 5.5: Sistemas de tratamento onde se verifica inibição do metabolismo

5.1.4.1 Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio/anóxico (OSA)

O sistema de tratamento composto pela sequência aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA) consiste na transferência da lama entre um reactor aeróbio, decantador secundário e retorno ao reactor aeróbio passando por um reactor/tanque anaeróbio/anóxico (Guo *et al.*, 2013 e Saby *et al.*, 2003).

O tanque de retenção da lama caracteriza-se pela reduzida concentração de oxigénio, logo reduzido valor de ORP, possui o dobro da concentração de sólidos comparando com o reactor por via aeróbia e tem

como principal função a redução da produção de biomassa (Chen *et al.*, 2003). Este pode receber uma fracção ou todo o caudal de lama recirculado (Semblante *et al.*, 2014).

O sistema Cannibal® consiste no tratamento OSA ao qual é adicionada remoção de sólidos num vórtex antes de a lama ser transferida para o reactor anaeróbio/anóxico. Este sistema pode ser optimizado de forma a reduzir a produção de lama em excesso e melhorar a remoção de fósforo, denominando-se o processo por Cannibal-EBPR (Optimização da Remoção Biológica de Fósforo). Recorrendo a um SBR (com ciclos por via aeróbia e anaeróbia) e um tanque anaeróbio na linha de recirculação, a produção de lama é de 0,16 mgSSV/mgCQO com SRT 10 dias, o que equivale a redução na produção de lama entre 16 a 33% de SSV e 21 a 37% SST comparando com o sistema controlo (SBR apenas). No efluente, o fósforo contabiliza 0,3 mg/L no sistema Cannibal-EBPR e 1,5 mg/L no controlo (Goel & Noguera, 2006).

O sistema BIMINEX® caracteriza-se pela inserção de um reactor anóxico na linha de recirculação de um sistema de tratamento composto pela sequência de reactores por via anaeróbia-anóxica-aeróbia e decantador. O caudal recirculado para o reactor anóxico varia entre 0, 10, 50 e 100% do caudal total recirculado. O efluente apresenta sólidos (devido à má configuração do decantador) que variam entre 44 a 128 mgSST/L respectivamente, contudo a decantabilidade melhora (SVI de 195 a 122 mL/gSST, respectivamente). A quantidade de lama em excesso diminui com a percentagem de caudal recirculado para o reactor anóxico em 0,2; 8,9 e 18,3% respectivamente (Coma *et al.*, 2013).

Num sistema OSA-MBR a quantidade de células é cerca de 40 a 50% maior, comparando com o sistema convencional, no entanto o número de células viáveis é cerca de quatro vezes inferior devido à permanência da lama no tanque anóxico (Saby *et al.*, 2003). Estes resultados são confirmados por Chen *et al.*, (2003) pois revelam que o número de bactérias aumenta cerca de 40% após 16 horas de retenção no tanque anaeróbio, mas as bactérias viáveis representam 6% da quantidade total no sistema OSA-MBR, enquanto no controlo a percentagem ascende a 22% do total de bactérias (Chen *et al.*, 2003).

Utilizando um tanque anóxico (com valor de potencial redox -250mV e SRT 16 dias) na linha de recirculação do sistema MBR-decantador, permite produção de lama de 2,3 g/dia (menos 36% comparando com um potencial redox de valor +100mV). No efluente verifica-se a presença de 30 mgCQO/L, similar concentração de azoto e menor valor de fósforo, comparando com o sistema controlo (Chen *et al.*, 2003).

No sistema OSA utilizando um tanque em condição anaeróbia (SRT entre 8-10 horas) verifica-se que 66,7% da redução da produção de lama é devida às reacções de hidrólise e acidogénese. A produção da lama é de 2,52 gbiomassa/CQOremovido.dia no tanque anaeróbio o que representa redução de 28,3% comparando com o sistema controlo (sem o tanque anaeróbio). A concentração de CQO e azoto no efluente é similar ao controlo e o fósforo reduz 1,3 vezes (Wang *et al.*, 2008). O funcionamento do tanque por via anóxica resulta na produção de lama de valor 1,59 gSS/dia (menos 33% relativamente ao controlo) no efluente a concentração de CQO, azoto e fósforo é menor comparando com o controlo (Ye *et al.*, 2008).

Esta abordagem apresenta como vantagens a inexistência de doseamento de reagentes, melhora a capacidade de sedimentação das partículas (SVI 100 (Saby *et al.*, 2003 e Ye *et al.*, 2008) ou SVI 122 (Coma *et al.*, 2013)), possibilita a oxidação de compostos orgânicos complexos, a operação do sistema é simples e pode ser facilmente alterado tendo um período de adaptação de 14 dias no tanque de lama e 2 meses no MBR (Saby *et al.*, 2003 e Chen *et al.*, 2003). O impacto sobre o ambiente é mínimo e o balanço económico do sistema desde o investimento até à exploração é reduzido (Saby *et al.*, 2003, Chen *et al.*, 2003 e Guo *et al.*, 2013). Assim, a técnica é apropriada para adaptação numa ETAR de tratamento convencional, pois basta adicionar um tanque de funcionamento anaeróbio/anóxico para retenção da lama, na linha de recirculação (Chen *et al.*, 2003 e Saby *et al.*, 2003). Neste caso os parâmetros que devem ser controlados são a idade da lama e o valor de potencial redox no tanque anaeróbio ou anóxico, pois condicionam fortemente a produção de lama em excesso (Saby *et al.*, 2003).

Os resultados dos estudos referidos neste sub-capítulo estão descritos no Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio/anóxico (OSA).

5.1.4.2 Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio ou anóxico (rCAA)

A interrupção do fluxo de energia do metabolismo celular e a redução da lama em excesso podem ser alcançadas pela alternância entre reactores por via aeróbia e anaeróbia ou aeróbia e anóxica (Troiani *et al.*, 2011 e Quan *et al.*, 2012). Estas condições podem ser garantidas no mesmo reactor (com zonas separadas por deflectores) ou em reactores separados (Quan *et al.*, 2012).

Segundo Qiang *et al.*, (2011) a alternância do tempo de arejamento em ciclos de 30 minutos (arejamento a +40 mV/ausência de arejamento a -156 mV) durante 6,5 horas num reactor batch sequencial de biomassa fixa determina a redução do valor do coeficiente de produção lama em 90% (0,03 kgMLSS/kgCQO). As reacções de nitrificação e desnitrificação ocorrem em simultâneo no biofilme durante o ciclo com/sem arejamento por isso a remoção de azoto (69%) (no efluente apresenta 19,2mg/L) é superior comparando com o arejamento contínuo (58,7%). A remoção de fósforo atinge 57% (corresponde a 1,8mg/L no efluente) e 91% de CQO (37mg/L no efluente) (Qiang *et al.*, 2011).

Quan *et al.*, (2012) estudaram o comportamento da lama num reactor compartimentado em zonas de condição aeróbia e anaeróbia (três de cada). A aplicação da técnica induz lise celular e consequente hidrólise do material libertado por via aeróbia. Estas condições favorecem o crescimento crítico dos microrganismos e fomentam a redução da quantidade de lama, pois o valor do rendimento da lama Y é de 0,098 kgSS/kgCQO representando 36,3% da produção do sistema de lama activada na condição de Trh 15horas. Também permite remoção de 90% do CQO afluente, devido à predação dos microrganismos verificada no terceiro reactor aeróbio (Quan *et al.*, 2012).

O estudo realizado por Troiani *et al.*, (2011) foi realizado no fluxo de lama recirculada numa ETAR de Itália, a qual recorre a tratamento biológico, que inclui desnitrificação e valoriza a inibição do metabolismo. À escala laboratorial, a redução de organismos heterotróficos não é otimizada por via anaeróbia ou

aeróbia restrita, enquanto a alternância entre via aeróbia/anóxica permite a redução de 22% desses organismos. Assim, na ETAR foi modificado um reactor por via anaeróbia para um reactor que alterna entre a via aeróbia e anóxica (controladas através do valor de ORP entre - 200/+50 mV e - 400/- 200 mV, respectivamente para 50% de Trh) e que permite obter um valor de coeficiente de produção de lama de 0,09 kgSVT/kgCQO, além de reduzida acumulação de material inerte e manutenção da qualidade do efluente. A ETAR contabiliza menos 1.960 t lama/dia, o que resulta na poupança de 96 €/t considerando a energia consumida e a deposição da lama em aterro (Troiani *et al.*, 2011).

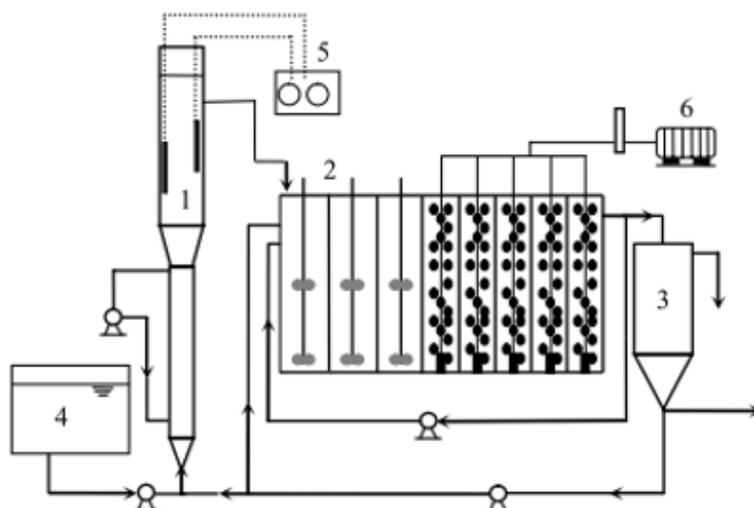
A aplicação em ETAR de um reactor de ciclo alternado entre fase arejada/anóxica na linha de fase líquida possui como objectivo a remoção total de azoto e na linha de fase sólida a introdução de um reactor de ciclo alternado entre a fase anóxica/anaeróbia tem como objectivo a redução da lama em excesso. Na ETAR 1 a fase sólida trata 980 m³ de água residual e a ETAR 2 trata 700 m³. Esses sistemas promovem principalmente a inibição do metabolismo, resultando na diminuição do valor do coeficiente Y entre 25-30% (0,179 e 0,117 kgSSV/kgCQO, respectivamente) sem modificar a qualidade na remoção de poluição da água residual (Eusebi & Battistoni, 2014).

A recirculação da lama do reactor anóxico ou anaeróbio para o reactor aeróbio é de extrema importância pois será neste último que fenómenos como o crescimento celular, a oxidação das EPS e o ciclo de “fome/abundância” se completam e assim, os custos podem ser reduzidos em 50% comparando com o sistema convencional de lamas activadas (Semblante *et al.*, 2014). O fenómeno de “fome/abundância” consiste na variação dos valores de potencial redox, que por sua vez condicionam a produção de lama (Chen *et al.*, 2001).

Os dados de suporte à apresentação realizada estão descritos no Anexo 5: Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio ou anóxico (rCAA).

5.1.4.3 Sequência de reacções de hidrólise-anóxico/aeróbio

Tendo como objectivo a remoção de azoto e redução de lama em excesso, é promovida a hidrólise num reactor UASB, seguido por um reactor que alterna entre a fase anóxica e aeróbia, como ilustra a Figura 5.6. A taxa de desnitrificação tem o valor de 0,09 gNO₃⁻/gSSV.dia, a redução da produção de lama atinge 40,4% a que corresponde uma diminuição da razão SSV/SS de 0,82 a 0,59, após introdução da etapa de hidrólise. A remoção de CQOs, amoníaco e azoto atingem 90, 95 e 79%, respectivamente (Gao *et al.*, 2010).



Legenda: 1 – Reactor UASB; 2 – Reactor anóxico/aeróbio; 3 – Decantador; 4 – Água residual afluyente; 5 – Controlador de temperatura e pH; 6 – Compressor de ar

Figura 5.6: Sequência de reactor UASB e reactor anóxico/aeróbio (Adaptado de Gao et al., 2010)

O pré-tratamento da água residual num reactor UASB ao qual se segue um reactor MBR e recirculação da lama para o UASB inibe a produção de metano, comparando com o sistema convencional devido à presença de maior número de bactérias redutoras de sulfato, relativamente às bactérias metanogénicas. Contudo, o sistema permite tratar cinco vezes mais caudal comparando com o sistema convencional e reduzir o volume de lama em dez vezes sem presença de sólidos no efluente (Hazrati & Shayegan, 2011).

Os dados de suporte à análise realizada apresentam-se no Anexo 6: Sequência de reacções de hidrólise-anóxico/aeróbio.

5.1.4.4 Introdução de inibidores de metabolismo

Os reagentes que actuam como inibidores do metabolismo pertencem ao grupo dos ácidos fracos hidrofóbicos e impedem a produção de ATP pelas células, através da alteração do gradiente de protões na membrana celular (Jiang et al., 2012).

De entre os compostos químicos pode salientar-se o ortho-chlorofenol (oCP), 2,4-diclorofenol (DCP), 2,4- dinitrofenol (DNP), para-dinitrofenol (pNP) e 3,3',4',5-tetrachlorosalicilanilida (TCS), sendo que os três últimos são os mais eficientes na inibição do metabolismo para lama urbana (valor de Y 0,236; 0,277 e 0,335 Δ SSV/ Δ CQO comparando com os dois primeiros 0,437 e 0,381, respectivamente) (Ye et al., 2003).

A comparação entre os três últimos reagentes anteriores e os metais cobre (Cu) e zinco (Zn) permite aferir que o TCS garante manutenção da qualidade do efluente, possibilita diminuição dos organismos activos ($1,07 \times 10^9$ células, enquanto para o inibidor DNP verificam-se $4,82 \times 10^9$ células activas para a dose 30 mg/L), remove substrato com eficiência de 59% (controlo 52%) com menor produção de lama em

excesso (menos 30% que controlo) e maior valor de SOUR (267,56 mgO₂/gSSV.dia, comparando com 248,85 mg/L no controlo) (Aragón *et al.*, 2009).

O inibidor metálico 2,6-diclorofenol (2,6-DCP) é difundido nos flocos biológicos após atravessamento da camada de EPS promovendo redução da lama em excesso em 40% durante 40 dias de reacção (Y 0,33 comparando com o valor de controlo 0,55 mgMLSS/mgCQO), contudo se o tempo de exposição for prolongado (90 dias) o efeito é diminuído pela acção de regeneração da camada de EPS (o valor de Y atinge 0,52 mgMLSS/mgCQO) (Tian *et al.*, 2013).

No sistema de tratamento de sequência OSA (reactor aeróbio-decantador-reactor anóxico) a adição de TCS realizada no reactor aeróbio (na dose 0,5; 0,10 e 0,15 gTCS/dia) resulta em menor remoção de azoto total (43, 40 e 32% respectivamente) relativamente ao controlo (47%), a concentração de fósforo no efluente é menor do que o valor de controlo (3,1; 2,9 e 3,1 mg/L nas doses e 3,5 mg/L controlo), o que revela a existência de organismos redutores de fósforo no reactor anóxico, o valor de SVI aumenta com aplicação do inibidor (de 76 no controlo a 84, 96 e 101 com as doses, respectivamente), mas a capacidade de sedimentação não é afectada, devido à libertação de moléculas intracelulares que auxiliam a floculação. A presença de organismos predadores (metazoários) não é notada quando é aplicado o reagente e os protozoários reduzem o número de indivíduos. Para valores de dose reduzidos são obtidos melhores resultados de remoção de CQO, comparando com elevadas doses do inibidor (89% controlo e 85, 86 e 82% remoção com as doses) pois o doseamento contínuo de reagente induz habituação ou toxicidade nos microrganismos, apesar de contribuir para a redução na produção de lama (Y de valor 2,562 gSS/dia no controlo e redução de 21, 37 e 56% respectivamente) (Ye & Li, 2010).

A adição de substâncias xenobióticas como o ácido 2,4-dichlorofenoxyacetico (2,4-D) na água residual permite diminuição da concentração de CQO e de MLSS no efluente, com aumento da dose de reagente (de 10 a 60 mg/L) (CQO efluente controlo 23mg/L e 21 mgCQO/L para a dose 10mg/L). O reagente tem efeito inibidor do metabolismo, pois o coeficiente de produção de biomassa reduz com o doseamento (valor de Y 0,41 gSS/gCQO controlo e Y 0,328 para a dose 10 mg/L) (Chong *et al.*, 2011).

O reagente pPN adicionado à lama induz a redução do parâmetro Y em 30%, redução da produção de biomassa em 49%, no entanto a remoção de substrato reduz 25%, assim como a capacidade de sedimentação diminui devido à presença de organismos protozoários e maior concentração de bactérias filamentosas no efluente (Low *et al.*, 2000).

Alguns inibidores são xenobióticos, por isso deve ser dada especial importância ao doseamento óptimo para atingir os objectivos, de modo a evitar a contaminação do ambiente e o aumento da toxicidade nos microrganismos, sendo os autotróficos os mais sensíveis (Chong *et al.*, 2011 e Tian *et al.*, 2013).

O doseamento de inibidores de metabolismo tem como aspecto positivo a adaptação ao tratamento convencional, no entanto apresenta aspectos a aperfeiçoar como a falta de conhecimento acerca dos efeitos negativos no ambiente e na saúde humana, a possível habituação dos microrganismos (após um

período longo de exposição), a determinação da dose óptima e o aumento da concentração de nutrientes no efluente (Guo *et al.*, 2013 e Tian *et al.*, 2013).

Os estudos referidos são apresentados com maior pormenor no Anexo 7: Introdução de inibidores de metabolismo.

5.1.5 Conclusão

O tratamento biológico por predação é muito susceptível às características da água residual, da lama e dos factores abióticos. A intervenção no seu controlo é praticamente inexistente, por isso e apesar de ser o processo que mais se aproxima do natural ainda não é muito aplicado em larga escala, mas os estudos nesta área abrem novas perspectivas para esta opção no futuro, nomeadamente a utilização de material de suporte nos reactores.

A tecnologia de inibição do metabolismo através da alternância entre condições de funcionamento surge como uma alternativa para a redução do volume de lama sem doseamento de reagentes químicos, bem como eficiente consumo energético, assegurando aplicabilidade em larga escala. Neste caso é de notar que uma alteração no equilíbrio do ecossistema aquático tem consequências na eficiência do processo.

O reactor desta secção mais indicado para aplicação em larga escala é o híbrido que combine no reactor o recurso a membranas biológicas inoculadas com organismos predadores e a garantia de condição aeróbia ou anaeróbia (Wang *et al.*, 2013).

Os parâmetros mais relevantes para cada opção são a concentração de oxigénio, o valor de temperatura e a presença de organismos chave no caso da predação; a idade da lama e a razão F/M na manutenção do metabolismo; o valor de potencial oxidação-redução (no processo OSA) assim como o reagente aplicado influenciam a inibição do metabolismo (Wang *et al.*, 2013).

5.2 Promoção da hidrólise

A hidrólise é caracterizada segundo a via biológica ou a via térmica.

5.2.1 Hidrólise biológica/enzimática

A hidrólise biológica (ou autólise) caracteriza-se pela lise celular promovida por enzimas extra ou intracelulares (Tyagi & Lo, 2011 e Neyens & Baeyens, 2003c). As enzimas existem naturalmente na lama, mas também podem ser adicionadas à reacção (Neyens & Baeyens, 2003c). Podem ser aplicadas na lama primária, de modo a suprir as necessidades de carbono para a remoção de nutrientes nas etapas seguintes do tratamento, de um modo simples e pouco dispendioso comparando com a adição de carbono por outra

fonte, contudo a taxa de reacção dos microrganismos é baixa (Weemaes & Verstraete, 1998). A adição pode ser realizada como ilustrado na Figura 5.7.

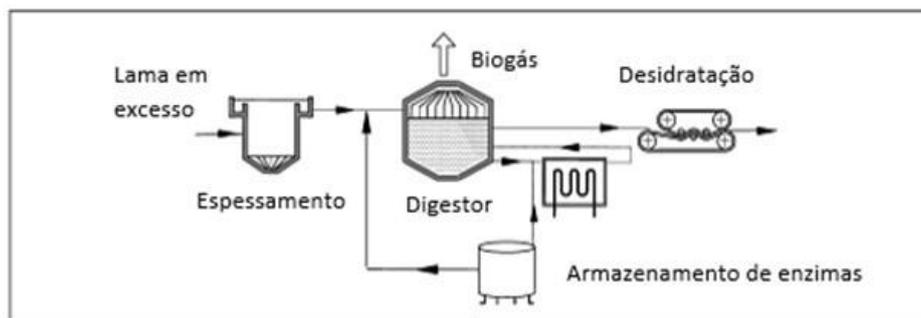


Figura 5.7: Representação esquemática da aplicação de enzimas, como pré-tratamento da lama (Adaptado de Foladori *et al.*, 2010).

Os resultados da adição de enzimas são otimizados na estabilização anaeróbia quando a temperatura atinge 50°C. Assim, a desintegração da lama é melhorada, bem como a capacidade de filtração e a produção de biogás. As enzimas aplicadas podem ser proteases, lipases, celulases, hemicelulases e glicosídicas, entre outras, no entanto o custo de aquisição pode ser elevado para aplicação a larga escala (Foladori *et al.*, 2010).

A adição de enzimas celulase, pectinase, protease e glucoamilase na estabilização anaeróbia termofílica durante o período de 24 horas, permite redução da concentração de SST entre 1 a 6% (Abe *et al.*, 2011).

O doseamento de enzimas (α amilase e neutral protease) com concentração de 6% na lama activada tem com objectivo a melhoria da etapa de hidrólise. O reagente mais eficaz é a amilase, pois a taxa de hidrólise melhora com o aumento da temperatura (1-2 vezes após aumento de 10°C) e a redução de SSV é de 54% enquanto a protease reduz 40%. Contudo, verifica-se um efeito sinérgico na junção das enzimas (na razão de 1:3 protease:amilase) que resulta na solubilização de 68,43% SSV (10% no controlo) e aumento da concentração de amoníaco em 201% quando a temperatura de reacção é 50°C (Yang *et al.*, 2010).

A adição de catiões ligantes (50mM tripolifosfato de sódio (STPP), 50mM etilaminatetraacetato (EDTA) e 25mM ácido cítrico (CA)) permite aferir que a solubilização de CQO é de 150, 290 e 240% respectivamente. Entre os dois últimos catiões, a hidrólise da lama varia entre 50-85% na dose 13,7 mg/gST (libertação de CQO 3,5 vezes maior do que controlo), no entanto o ácido cítrico apresenta mais vantagens na aplicação em larga escala pois é produzido pelos microrganismos e é biodegradável (Wawrzynczyk *et al.*, 2008).

Os resultados dos estudos referidos para esta técnica estão descritos no Anexo 8: Hidrólise biológica.

5.2.2 Hidrólise térmica

Inicialmente a sua utilidade centrava-se na melhoria da capacidade de desidratação da lama, mas a descoberta do aumento da concentração de nutrientes e de carbono no substrato após tratamento

mostra-se vantajoso no pré-tratamento da lama, pois dinamiza a actividade dos microrganismos no digester anaeróbio. A metodologia baseia-se na conservação de elevados valores de temperatura na lama (150-200°C) e em reacções não-oxidativas (Weemaes & Verstraete, 1998 e Hii *et al.*, 2014).

O valor de temperatura varia entre 150-250°C e a pressão entre 0,2 e 0,4 MPa. Se a hidrólise da lama activada for promovida num reactor por via anaeróbia e garantindo as condições descritas, é assegurado que a concentração de COT reduz entre 25-100% com tempo de retenção de duas horas, apesar da acumulação de sólidos no reactor (Imbierowicz & Chacuk, 2012).

A estabilização termofílica da lama, sujeita a tratamento durante trinta minutos a 165°C resulta na solubilização de 18% de CQO, 15% de SV, melhora a produção de metano em 30 mLCH₄/gCQO assim como a biodegradabilidade da lama (de 47% no controlo, até 61%). A utilização de vapor ou energia eléctrica na garantia da temperatura não demonstra diferença significativa nos resultados obtidos. A produção de metano melhora em cerca de 40% quando a temperatura varia entre 170 a 180°C (Mottet *et al.*, 2009 e Hii *et al.*, 2014).

Segundo Pérez-Elvira *et al.*, (2008) a hidrólise da lama mista (concentração de ST 7%, a 170°C, durante trinta minutos) permite reduzir a concentração de ST em 26% o que se traduz na redução da produção de lama em 30% (diminui o volume em 58%). A estabilização anaeróbia melhora a produção de biogás em 30% (502 e 150-300 mL biogás/gSV no controlo) fornecendo 30% mais energia, o que resulta num excedente de 246 kW em energia eléctrica. Assim, o processo é auto-suficiente no balanço energético tendo em conta que o tempo de retenção na estabilização diminui de 20 a 12 dias, a viscosidade da lama reduz em 70% e a desidratação mecânica alcança 10% ST sem adição de polímero (Pérez-Elvira *et al.*, 2008).

As condições inerentes à reacção de hidrólise podem ser garantidas por injeccção de vapor, por forma a garantir na lama secundária temperatura de 170°C e pressão de 7 bar durante trinta minutos, o que resulta em maior degradação da lama (factor 10). Quando a lama é estabilizada por via anaeróbia na condição mesofílica, a produção de biogás aumenta 55% e na condição termofílica aumenta 48%, a redução de SSV varia entre 40-60% e entre 40-55%, respectivamente e a produção de energia é 40% superior, relativamente com o controlo. Comparando diferentes origens da lama nota-se que o factor de desintegração devido à hidrólise na lama primária é 3,1 e na secundária 9,6. A produção de metano aumenta 1,21 na primária e 1,62 na secundária assim, a hidrólise da lama primária não compensa relativamente à lama secundária e a lama a hidrolisar deve apresentar um valor de concentração entre 10-20% de modo a otimizar o processo (Fdz-Polanco *et al.*, 2008).

O resultado deste tratamento é melhor quando comparado com a hidrólise biológica mas o consumo energético é maior (Carrère *et al.*, 2010). A hidrólise térmica melhora a redução do teor de água na lama, além de que o valor da temperatura influencia de forma directa a dissolução dos compostos orgânicos (Weemaes & Verstraete, 1998 e Imbierowicz & Chacuk, 2012).

Resultados mais detalhados, obtidos pelos autores referidos são apresentados no Anexo 9: Hidrólise térmica.

5.3 Tecnologias de oxidação avançada (AOP)

Caracterizam-se pela acção de radicais como o hidroxilo (OH^*) no aumento da biodegradabilidade de compostos simples, complexos, entre eles produtos farmacêuticos e pesticidas (Ayoub *et al.*, 2010 e Wang & Xu, 2012). O radical OH^* é o segundo oxidante mais forte, a seguir ao reagente flúor, reage de forma não específica de forma a mineralizar os sólidos (libertando água, CO_2 e compostos inorgânicos). As tecnologias inseridas no âmbito da oxidação avançada estão representadas na Figura 5.8.

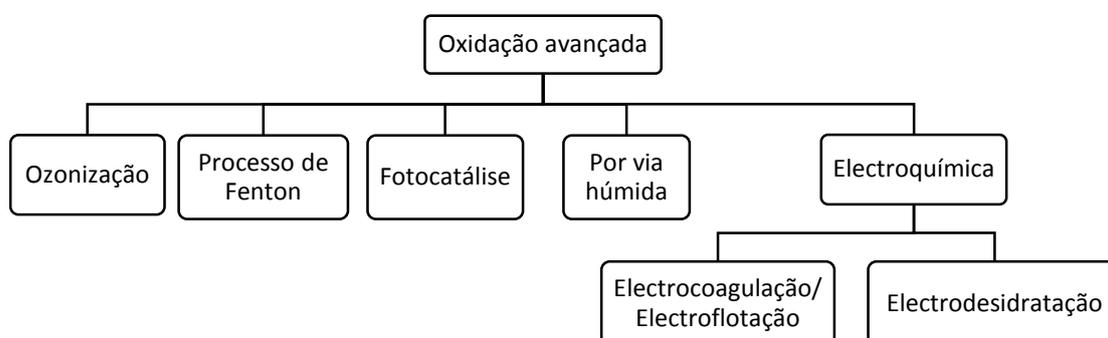


Figura 5.8: Tecnologias de redução do volume da lama, por via de oxidação avançada

5.3.1 Ozonização

A utilização de ozono é extensa na área do tratamento de águas residuais e de água de abastecimento, este pode ser gerado através do contacto com o ânodo BDD (diamante revestido com boro, baseado na tecnologia electroquímica) (Bergmann *et al.*, 2014). Ou após uma descarga eléctrica sobre oxigénio (Domenjoud *et al.*, 2011). O ozono é um reagente muito poderoso, pois após degradação liberta radicais hidroxilo (OH^*) os quais interagem com qualquer composto presente na lama (Cesbron *et al.*, 2003 e Xu *et al.*, 2010). No entanto, esta tecnologia não é apropriada para eliminação de compostos de reduzida biodegradabilidade (Ak *et al.*, 2013). A competição por ozono entre os sólidos ocorre de forma não-específica e depende fundamentalmente da dimensão das partículas (Cesbron *et al.*, 2003).

Devido ao elevado poder oxidante, deve ser aplicada uma dose excessiva para que se verifique um efeito significativo nos microrganismos (Guo *et al.*, 2013). O elevado custo do equipamento de produção e doseamento do reagente, também restringem o uso desta tecnologia (Wang *et al.*, 2011). Quando doseado no efluente final da estação promove remoção de micropoluentes orgânicos (Altmann *et al.*, 2014 e Ak *et al.*, 2013).

Quando o ozono é aplicado como pré-tratamento da estabilização anaeróbia, permite maior produção de biogás (200% comparando com o controlo, doseando 1,33 mgO₃/gSSV) e redução de 100% da lama em excesso. A análise à variação da concentração de disruptores endócrinos na lama revela que a remoção dos compostos é significativa, mesmo aplicando reduzidas doses de ozono comparando com a aplicação de ozono como pós-tratamento (Ak *et al.*, 2013).

Inicialmente, o ozono provoca desagregação dos flocos condicionando a actividade enzimática. De seguida, as células perdem capacidade de manutenção do normal funcionamento do metabolismo e após lise celular deixam de ser viáveis (Chu *et al.*, 2009, Guo *et al.*, 2013 e Xu *et al.*, 2010). Devido à desagregação dos flocos, a concentração de azoto e fósforo aumenta no sobrenadante (Chu *et al.*, 2009). A biodegradabilidade do material libertado melhora, com consequente diminuição da dimensão das partículas, logo maior turbidez é esperada (Yan *et al.*, 2009a). Estes efeitos podem ser diminuídos se a fracção de lama tratada com ozono retornar ao reactor biológico, de forma a promover floculação dos sólidos (Boehler & Siegrist, 2006).

O ozono tem sido muito aplicado no incremento da degradação de compostos oxidáveis presentes na água residual e na eliminação total ou redução da produção de lama, através da exposição de uma fracção da lama ao ozono, sendo esta depois devolvida ao reactor biológico, sem se verificar acumulação de sólidos inertes no mesmo (Sakai *et al.*, 1997, Yan *et al.*, 2009a e Ak *et al.*, 2013). No caso do doseamento do reagente num reactor MBR é garantida boa qualidade do sobrenadante assim como reduzida produção de lama em excesso (He *et al.*, 2006). O uso é também adequado para o pré-tratamento da estabilização anaeróbia, auxiliando as reacções biológicas e a produção de biogás (Bougrier *et al.*, 2007, Carrère *et al.*, 2010 e Ak *et al.*, 2013). Ainda pode ser doseado como pós-tratamento na recirculação da lama ao digestor, melhorando a estabilização da lama e otimizando a dose de ozono aplicada (Goel *et al.*, 2003).

O doseamento de ozono na quantidade entre 0,14 a 0,27 gO₃/gSST induz formação de ácido láctico (SO₄²⁻) nos microrganismos, o que reduz a eficácia do tratamento. Um longo período de exposição ao ozono também é prejudicial para a degradação dos compostos orgânicos contidos na lama (Yan *et al.*, 2009b). Este facto é confirmado por Dytczak & Oleszkiewicz, (2008) pois a exposição prolongada da lama ao ozono provoca maior coesão das ligações no floco biológico, comprometendo o processo de desintegração, por isso nos casos em que o doseamento de ozono é regular deve ser aumentada a dose de ozono, por forma a quebrar a habituação dos microrganismos ao agente. O doseamento de ozono deve ser calculado de acordo com as características da lama e a eficiência do tratamento (Yan *et al.*, 2009a). A sobredosagem de ozono pode ser evitada se for considerado o parâmetro duplicação celular dos microrganismos, o qual depende da temperatura e da carga orgânica presente na lama (Lee *et al.*, 2005).

O doseamento de ozono na lama pode ser realizado através de um equipamento de jacto turbulento (TJC) (aplicado num MBR). O ozono entra em contacto com o fluxo de lama devido à pressão negativa criada pela passagem da lama numa secção com forma de tubo de Venturi, originando cavitação acústica (acção mecânica) e promovendo interacção entre as células e o ozono (acção química), o que condiciona a produção celular e por isso é mais eficiente comparando com o doseamento convencional de ozono.

Durante 60 minutos, a produção de lama diminui 60% enquanto no sistema convencional de doseamento reduz entre 10 a 20% quando a dose de ozono é 68 mgO₃/L. Nessa situação a concentração de CQO reduz 64%, o valor de MLSS reduz 60%, as incrustações nas membranas são menos frequentes e o incremento no custo de operação da estação é de 0,0115 US\$/m³ água residual (Hwang *et al.*, 2010).

Noutro estudo (reactor MBR com ultrafiltração) verifica-se que a actividade microbológica não é afectada pelo tratamento quando a dose é de 0,16 kgO₃/kgMLSS. Durante 120 dias não é removida lama do reactor e a produção diminui com a percentagem de lama tratada. Se a percentagem for zero, o incremento na produção de lama é de 0,130 kgMLSS/kgCQO mas se a percentagem for de 4% o incremento diminui para 0,039 kgMLSS/kgCQO. A qualidade do permeado não melhora (a remoção de CQO é de 91,2% no controlo e 88,2% com 4% de lama tratada) e a remoção de amoníaco também diminui (de 94,6 para 91,4% respectivamente). O custo da produção de ozono é de 1,15 US\$/m³ lama (He *et al.*, 2006).

Segundo Yan *et al.*, (2009a) as explicações para a remoção de matéria orgânica e nula produção de lama em excesso no reactor biológico, relacionam-se com a elevada concentração de proteases e de ATP no interior das células microbológicas e a presença de organismos predadores. Durante 122 dias de reacção, aplicando a dose de 300 mL O₃/dia, verifica-se que a qualidade do efluente nos parâmetros CQO e azoto não é afectada mas a concentração de fósforo aumenta relativamente ao controlo, tal como a degradação celular em 40% e a presença de ATP em 42%. Os radicais hidroxilo são neutralizados antes do efluente ser descarregado (com Trh 10 horas), pode ocorrer acumulação de partículas inertes no reactor e o valor de SVI melhora face aos valores do controlo (400 e 440 mL/g, respectivamente) (Yan *et al.*, 2009a).

O doseamento de ozono na lama de ETAR, caracterizada por um sistema de sequência anóxico-anaeróbio-aeróbio, permite reduzir a dimensão das partículas (concentração de micro-sólidos aumenta 19%) devido ao aumento da degradação celular em 30% e decréscimo da concentração de ATP em 60%. A concentração de CQO no efluente decresce 15% e o azoto 11% quando a dose de oxigénio 20 mgO₃/gSST é aplicada (Chu *et al.*, 2009).

A redução da produção de lama é otimizada, quando o reactor funciona de modo alternado entre via anóxica e aeróbia (devido à menor força de ligação entre os microrganismos e menor percentagem de bactérias filamentosas). A redução na produção varia entre 6,3 e 10% no reactor aeróbio (22 horas), quando a dose de ozono varia entre 0,05 e 0,08 mgO₃/mgSST (durante 5 a 20 minutos). No reactor alternado (anóxico e aeróbio 3h+7h+3:30h+8:30h, respectivamente) a redução varia entre 14,7 a 25% com a mesma dose de ozono. O valor de CQOs aumenta após doseamento de ozono (125% no aeróbio e 200% no alternado) e a concentração no efluente é de 30mg/L no reactor aeróbio e 33mg/L no sistema alternado. A remoção de CQO total é de 91,5% no reactor aeróbio e 92,3% no sistema alternado. Esse carbono é valorizado na remoção de amoníaco e no efluente a concentração é menor de 0,3 mg/L, apesar de ocorrer libertação de 2,7 e 5,9% no reactor aeróbio e alternado, respectivamente (Dytczak *et al.*, 2007).

A lama sujeita a ozonização (0,1 gO₃/gST, durante 60 minutos) permite solubilização de 10% de CQO, redução de 15% de SSV e 19,2% de SST. Quando a lama é sujeita a estabilização, o rendimento na remoção

de SST tem o valor de 71% e 78,5% na estabilização aeróbia e anaeróbia e o custo do tratamento associado diminui em 27% (1.602 kWh/kgSSTremovido) e 22% (para 2.496 kWh/kgSSTremovido), respectivamente. A razão entre a energia alocada ao pré-tratamento e o custo total tem o valor de 0,32 e 0,18 respectivamente (Salsabil *et al.*, 2010).

São apresentados mais dados referentes aos estudos referidos nesta secção, no Anexo 10: Ozonização.

5.3.2 Processo de Fenton

O reagente de Fenton é composto por peróxido de hidrogénio (H_2O_2) e óxido de ferro (Fe^{2+}). A reacção entre estes, origina radicais hidroxilo e o subproduto hidróxido de ferro ($Fe(OH)_3$) (Lu *et al.*, 2003 e Kitis *et al.*, 1999). A adição dos reagentes pode ser realizada numa fase anterior ao tratamento biológico ou combinado com a etapa de coagulação/floculação (Bautista *et al.*, 2008) (Figura 5.9).

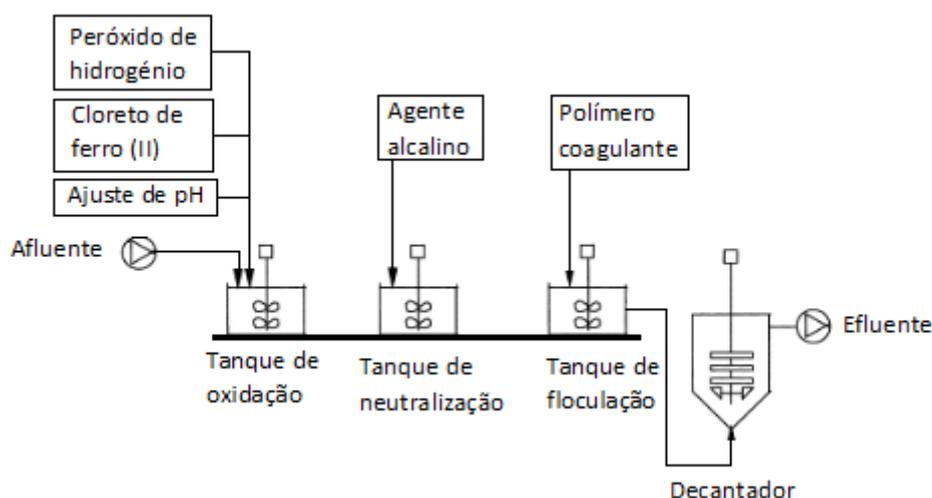


Figura 5.9: Representação esquemática da aplicação do processo de Fenton (Adaptado de Gogate & Pandit, 2004a)

De acordo com os princípios da reacção de Fenton, após o doseamento dos reagentes na lama, é promovida solubilização da parede celular, as moléculas EPS são fragmentadas e a fracção de CQO complexa é convertida em formas mais biodegradáveis (Carrère *et al.*, 2010). Apesar do efeito positivo sobre alguns agentes químicos presentes na água residual o seu efeito não é relevante para compostos como o ácido acético, acetona e tricloroetano (Gogate & Pandit, 2004a). A oxidação da lama possibilita elevada desintegração celular e a oxidação não selectiva e intensa da lama, pelos radicais hidroxilo produz sólidos mineralizados (Xu *et al.*, 2010).

A eficiência do processo depende dos valores de temperatura, pH, concentração de H_2O_2 e de catalisador, que determinam a taxa de formação de Fe^{2+} a partir de Fe^{3+} . O reagente Fe^{2+} pode ser doseado na forma de sulfato de ferro ($FeSO_4$) (Bautista *et al.*, 2008). Quando o valor de pH é superior a 5 verifica-se precipitação do Fe^{3+} em $Fe(OH)_3$ e hidrólise do H_2O_2 em O_2 e H_2O (Brillas *et al.*, 2009). Na condição de

pressão e temperatura ambiente, a eficiência da degradação dos compostos não é muito elevada pois a remoção de COT atinge 20% (ou 80% quando a reacção decorre a 100°C) (Debellefontaine *et al.*, 1996).

O tratamento da lama em excesso através do doseamento do reagente de Fenton permite melhorar a capacidade de filtração e desidratação da lama, pois ocorre lise celular promovida pelo peróxido de hidrogénio, induzida pelos iões de ferro. O condicionamento com $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ na porção 6.000/3.000 mg/L resulta na redução do teor de humidade em 75,2% (outras combinações alcançam 85%), a resistência à filtração diminui para 55,4% (outras combinações reduzem 85,5%) (Lu *et al.*, 2003).

Quando a lama é sujeita a tratamento de Fenton (reagente Fe^{2+} 0,1 g/L e H_2O_2 15g/L, durante duas horas) nota-se redução de SST de 54,5%. Esse valor pode aumentar até 68,2% se a lama for sujeita a estabilização anaeróbia termofílica (Abe *et al.*, 2011).

O reactor deve ser revestido por uma camada resistente à acidificação devido ao valor de pH entre 3-3,5 durante a reacção (Gogate & Pandit, 2004a e Bautista *et al.*, 2008). Segundo Abe *et al.*, (2011) a remoção de SSV situa-se entre 50 a 55% quando o valor de pH varia entre 3-6 e diminui para 32% no valor de pH 7.

Após reacção, a lama passa por outro reactor onde é adicionado um reagente alcalino de modo a neutralizar o valor de pH e posteriormente os sólidos sedimentam no decantador, nomeadamente o sal de ferro (catalisador homogéneo). O catalisador tem de ser removido, de forma a não poluir o meio receptor, mas em sua substituição pode ser utilizado um catalisador heterogéneo (como o carvão activado, entre outros) (Bautista *et al.*, 2008).

O reagente peróxido de hidrogénio poderá aumentar o volume de lama produzido e o óxido de ferro pode ser prejudicial para alguma fase do tratamento da lama ou futura aplicação no solo (Xu *et al.*, 2010). Devido ao baixo valor de pH a que ocorre o tratamento, a corrosão dos materiais com os quais a lama contacta aumenta, o que implica maiores custos de manutenção (Carrère *et al.*, 2010). Sendo que, os resultados podem ser melhorados se a técnica for combinada com uma tecnologia de cavitação ou com a técnica fotocatalítica (Gogate & Pandit, 2004a).

Os estudos referidos são apresentados com maior detalhe no Anexo 11: Oxidação de Fenton.

5.3.3 Fotocatálise

Também denominada de técnica fotoquímica assistida, esta necessita do doseamento de um reagente como o H_2O_2 ou o TiO_2 (Bergmann *et al.*, 2014). A técnica de fotocatalise permite degradação de compostos complexos como os disruptores endócrinos, formando radicais hidroxilo durante o tratamento da água para consumo (Gültekin & Ince, 2007).

A fotocatalise baseia-se na emissão de radiação UV ou luz solar durante a utilização de tecnologias de oxidação avançada ou mecânica. As combinações mais frequentes são TiO_2 (dióxido de titânio)/UV, O_3 /UV, H_2O_2 /UV e o processo de Fenton (designado por foto-Fenton, objecto de análise no capítulo 7) (Brillas *et al.*, 2009).

O eléctrodo TiO_2 é estimulado através de radiação UV ou solar na produção de radicais OH^* , eficazes na degradação de substâncias não biodegradáveis. Este elemento apresenta baixo custo de aquisição e é seguro. A utilização de luz solar, no entanto é condicionada pelo reduzido espectro (5% do total) que produz efeitos na lama (Lee & Park, 2013). O aumento da idade de lama condiciona o número de locais alvo da radiação ultravioleta, por isso a eficiência da degradação é reduzida (Gogate & Pandit, 2004b).

5.3.4 Oxidação por via Húmida (WAO)

Nesta tecnologia existem as técnicas Oxidação subcrítica ou Oxidação húmida (WAO), Oxidação de água supercrítica (SCWO) e Oxidação húmida por peróxido de hidrogénio (WPO), ideais para tratar efluentes carregados em matéria orgânica (García-Molina *et al.*, 2005).

A tecnologia de oxidação húmida (WAO) combina a oxidação de compostos orgânicos, através da adição de oxigénio puro ou de mistura de ar. Os produtos da reacção são o dióxido de carbono, água e compostos mais biodegradáveis (Weemaes & Verstraete, 1998 e Luck, 1999). As condições de funcionamento são temperatura no intervalo 180-315°C, pressão entre 2-15 MPa garantida pela injeccção de oxigénio e tempo de retenção entre 15-120 minutos (Luck, 1999 e Hii *et al.*, 2014). Estas condições proporcionam dissolução e oxidação total dos compostos orgânicos (Weemaes & Verstraete, 1998). A tecnologia pode ser aplicada como pré ou pós-tratamento da estabilização (Strong *et al.*, 2011, Abe *et al.*, 2011 e Hii *et al.*, 2014).

A técnica processa-se segundo duas fases: a física, caracterizada pela introdução de oxigénio na lama e início da degradação celular e a fase química, que compreende a lise celular e interacção entre o oxigénio e a matéria oxidável. As reacções são afectadas pela temperatura, a taxa da reacção e a transferência entre o oxigénio e a lama, sendo a temperatura o factor mais relevante na oxidação dos compostos orgânicos. A combinação de elevado valor de temperatura e a presença de oxigénio são os principais parâmetros responsáveis pela redução da produção de lama (Baroutian *et al.*, 2013) (Figura 5.10).

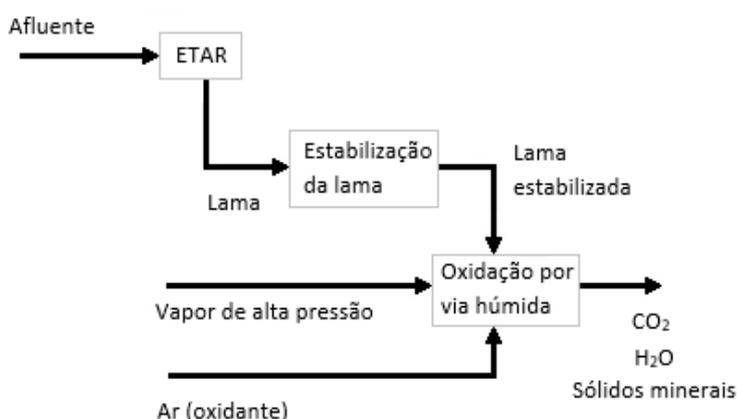


Figura 5.10: Representação esquemática da aplicação da tecnologia de oxidação por via húmida, em ETAR (Adaptado de Hii *et al.*, 2014)

Esta tecnologia não produz subprodutos perigosos, como ocorre no tratamento térmico. A sua aplicação é alargada na área industrial para o tratamento de água residual muito concentrada, pois possibilita conversão de 99% das substâncias tóxicas em produtos não perigosos (Hii *et al.*, 2014). Também é adequada no caso de lama, cujo teor de humidade seja inadequado para incineração (Luck, 1999). Esta técnica necessita de ser complementada com outro tratamento quando o objectivo é a mineralização completa da lama, como ocorre na técnica de oxidação de água supercrítica em oxigénio (SCWO). A técnica SCWO funciona na condição de pressão 25 MPa e temperatura 550°C (Luck, 1999).

Os compostos como o ácido acético e propiónico não são facilmente eliminados quando a temperatura se encontra a 250°C, enquanto a grande maioria dos compostos são degradados para valores dessa ordem de grandeza, além de que os produtos da reacção são mais complexos do que o dióxido de carbono (Debellefontaine *et al.*, 1996).

A garantia de elevada concentração de oxigénio no reactor (entre 2 a 6 mgO₂/L), tempo de retenção 2,8 horas e carga orgânica 1,7 mgCBO/mgMLSS, verifica redução na produção de lama de 22% ou 12% quando é doseado oxigénio puro ou mistura de gases, respectivamente (Abbassi *et al.*, 1999).

Quando a lama tratada (a 220°C, 20 bar, durante duas horas) é submetida a estabilização anaeróbia, a concentração de SST diminui 83% e a de SSV 93%, a produção de biogás melhora 53% relativamente ao controlo e a concentração de metano é de 88% (77% no controlo) (Strong *et al.*, 2011).

Os resultados são concordantes com os apresentados por Abe *et al.*, (2011) pois o tratamento WAO aplicado a lama estabilizada (por via anaeróbia termofílica) na condição de temperatura 250°C, pressão 8MPa e tempo de retenção duas horas, permite a redução de SSV em 94%. Neste caso, a concentração de metano mantém o mesmo valor do controlo. Se a lama após tratamento WAO (neste caso a 150°C, pressão 0,98MPa e o mesmo tempo de retenção) for sujeita a estabilização anaeróbia mesofílica, resulta na redução de SSV em 83,2% (comparando com 63,7% somente da reacção WAO ou 53,8% após estabilização anaeróbia, sem tratamento da lama) (Abe *et al.*, 2011).

Apesar dos bons resultados, as condições de funcionamento não são facilmente garantidas, o consumo energético é elevado e ocorre corrosão dos materiais que contactam com os reagentes. Ao substituir o oxigénio por ozono, será possível a eliminação de organismos patogénicos e a redução do odor libertado pela lama (Weemaes & Verstraete, 1998).

O recurso a catalisadores, tais como sais de ferro ou cobre (este com menor eficiência) promovem a formação de radicais, redução da temperatura de reacção até aos 200°C (menos 50%) e o valor de pressão de oxigénio é menos significativo (40 bar) (Debellefontaine *et al.*, 1996). Os reagentes metálicos são mais instáveis do que os óxidos de Zr e Ti. A este processo designa-se por oxidação catalisada por ar húmido (CWAO) (Levec & Pintar, 2007). Esta abordagem apresenta maior extensão das vantagens da primeira técnica (WAO) pois os resultados são similares à reacção SCWO, sem se verificar as condições de funcionamento que a caracterizam (Luck, 1999).

Os resultados complementares, relativos aos estudos referidos neste ponto são apresentados no Anexo 12: Oxidação por via húmida são apresentados.

A técnica WPO recorre à utilização de peróxido de hidrogénio, temperatura no intervalo entre 100-120°C e pressão inferior, comparando com as tecnologias anteriores. O custo de investimento é menor comparando com o custo da WAO, no entanto o custo de operação é elevado. Em relação ao doseamento de oxigénio (utilizado na WAO), o peróxido de hidrogénio tem como vantagem a eliminação da etapa de transferência entre as fases líquida e gasosa, pois este é doseado na forma líquida (Debellefontaine *et al.*, 1996).

O processo é similar ao de Fenton, mas a garantia de temperatura elevada auxilia a melhoria dos resultados, sendo a remoção de COT mais eficiente (em cerca de 25%). Esta tecnologia é indicada também para a remoção de poluentes complexos. Os compostos mais dificilmente eliminados por este processo são o carbono perclorado, hidratos de carbono alifáticos e ácido carboxílico. A tecnologia trata compostos contendo cloro, sem emissão de gases clorados (Debellefontaine *et al.*, 1996).

Ao testar a capacidade da tecnologia para remoção de compostos complexos como 4-clorofenol (4-CP) e 2,4-diclorofenol (2,4-DCP), verifica-se que quando a dose de H₂O₂ é de 2,5 mL (temperatura 100°C, tempo de retenção 90 minutos e valor de pH 3) e concentração de 4-CP de 500ppm, a remoção de COT é de 72,3% e o 4-CP é removido na totalidade. Quando é adicionada a mesma quantidade de 2,4-DCP à lama e nas mesmas condições de reacção, permite remoção de 59% COT e total remoção do poluente, também. O custo do reagente (H₂O₂) é de 13,60 €/L, o consumo de energia do grupo de aquecimento é de 700W durante 12,76 minutos de pré-aquecimento na garantia de temperatura de 100°C e a reacção tem duração de 90 minutos. O balanço entre a solubilização óptima e o consumo de energia deve ter em conta que o consumo de energia é maior do que o custo do reagente, por isso a temperatura da reacção deve estar compreendida entre 100-130°C e a concentração de reagente ajustada ao objectivo esperado (García-Molina *et al.*, 2005).

Recorrendo a um equipamento industrial que trata 5 m³/hora, na condição de temperatura 125°C, pressão 4 bar, doseamento de 13 kg H₂O₂/kgCOT (custo do reagente 650 \$US/t H₂O₂), tendo em conta que o custo do equipamento é de 500.000 \$US, a expressão que define o custo total (\$US/m³) é: $23+7 \times CQO$ (kg/m³) (Debellefontaine *et al.*, 1996).

São apresentados, de forma mais detalhada, os dados relativos aos estudos referidos no Anexo 13: Oxidação por peróxido de hidrogénio.

5.3.5 Oxidação electroquímica

Esta tecnologia pode ser aplicada a alguns processos ao longo do tratamento da ETAR, como os apresentados na Figura 5.11.

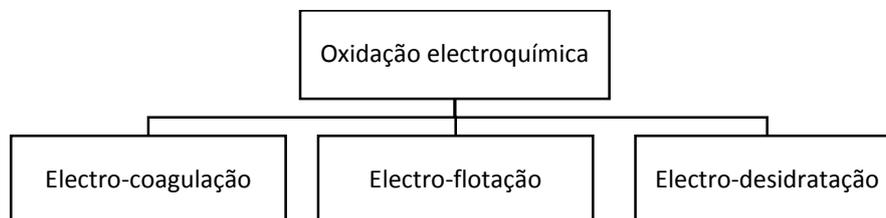


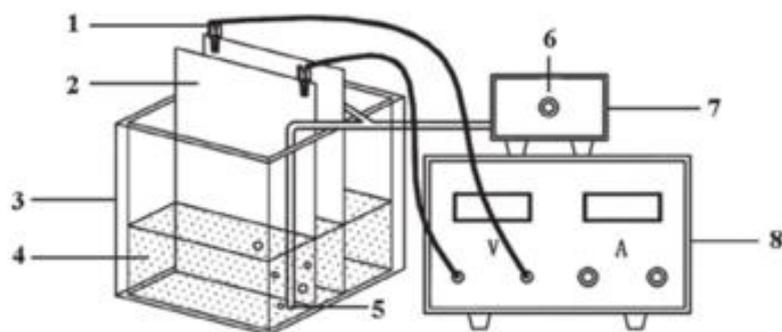
Figura 5.11: Vias de actuação da oxidação electroquímica

O funcionamento baseia-se na promoção de reacções electroquímicas, através do fornecimento de energia eléctrica num reactor, por meio de eléctrodos (Rajeshwar *et al.*, 1994). Cujo controlo do funcionamento se realiza de modo acessível (Rahmani *et al.*, 2013). Das reacções de electrólise resultam protões de hidrogénio (no ânodo), aniões hidroxilo (no cátodo) e variação de pH (aumento e diminuição nos eléctrodos, respectivamente) (Mahmoud *et al.*, 2011). Os materiais utilizados na concepção dos eléctrodos compreendem o titânio (Ti), dióxido de titânio (TiO₂), titânio coberto por uma camada de óxido de titânio e óxido de ruténio (TiRuO₂), aço inoxidável, ferro, BDD, mas a grafite e o carbono são os mais aceites, devido ao menor custo e melhor adaptação dos microrganismos (Mook *et al.*, 2012).

O eléctrodo de grafite permite menor produção de lama em excesso (menos de 20%) e produção marginal de espuma, comparando com eléctrodos de alumínio ou de aço inoxidável (Bhatnagar *et al.*, 2014). O eléctrodo de ferro permite maior redução do valor de concentração de CQO (máximo 86,36% e na condição óptima 79,66%) e do valor de turbidez, no caso de água residual proveniente de uma indústria de produção de açúcar de beterraba, após 8 horas de reacção, a 25°C, com tensão 12V e concentração de electrólito 33,05 gNaCl/L, comparando com eléctrodos de carbono e aço inoxidável (Güven *et al.*, 2009).

O eléctrodo de chumbo (Pb/PbO₂) aplicado na lama secundária, na condição de pH 4 e densidade de corrente 7,7 mA/cm² permite redução de 75,7% de CQO, melhoria na electrocondutividade (7,5 mS/cm comparando com 1,58 mS/cm do controlo) e aumento da concentração de sólidos dissolvidos (3.660 mg/L comparando com 739 mg/L no controlo). O tempo de reacção óptimo varia entre 75 a 90 minutos. Os eléctrodos de aço inoxidável e de grafite alcançam os mesmos objectivos mas com menor eficiência, contudo o eléctrodo de chumbo representa maior potencial de poluição do ambiente (Curteanu *et al.*, 2014).

Na Figura 5.12 pode observar-se um modelo do reactor, que promove a reacção electroquímica e respectivos instrumentos auxiliares.



Legenda: 1 – Controlador de potência à entrada do reator; 2 – Eléctrodo RuO₂/Ti; 3 – Reactor de vidro; 4 – Lama residual; 5 – Tubo que fornece ar ao reactor; 6 – Controlador de fluxo de ar; 7 – Aparelho fornecedor de ar; 8 – Equipamento que fornece potência ao eléctrodo

Figura 5.12: Representação esquemática do reator de oxidação electroquímica (Adaptado de Yu *et al.*, 2014)

A avaliação da tecnologia depende da concentração de sólidos no substrato, do doseamento de electrólito (NaCl), do pH, da temperatura, da tensão e corrente aplicadas e da dimensão e material constituinte do eléctrodo negativo (ânodo) (Güven *et al.*, 2009, Israilides *et al.*, 1997 e Feng *et al.*, 2003).

No cátodo, a temperatura aumenta quando o valor de tensão também aumenta (temperatura até cerca de 40°C aplicando tensão de 50V) o fenómeno é denominado por aquecimento Óhmico e a temperatura é controlada pela libertação de bolhas de ar na superfície do eléctrodo (Mahmoud *et al.*, 2011).

As reacções ocorrem em condições normais de temperatura e pressão e os resultados são eficientes, pois o início da reacção é instantânea, o coeficiente de produção de lama reduz entre 2,4 a 26,5 comparando com o sistema convencional de lamas activadas e não são produzidos produtos tóxicos no processo (Cheng, 2009 e Mook *et al.*, 2012). Conclusões confirmadas por Bergmann *et al.*, (2014) no caso de produtos fitofarmacêuticos. Durante a reacção primária de oxidação da matéria orgânica são produzidos radicais (junto ao ânodo) os quais após reacção são oxidados ou oxidam matéria orgânica, designando-se as últimas por reacções secundárias, ocorrendo afastadas do ânodo (Feng *et al.*, 2003).

O tratamento pode ser complementado pela adição de um electrólito, por isso os reactores possuem pequena dimensão e são de fácil manutenção (Güven *et al.*, 2009). Dos electrólitos aplicados (entre eles, sulfato, nitrato e cloreto) o cloreto mostra melhor capacidade na remoção de CQO e cor da lama (Chiang *et al.*, 1997). Actualmente o electrólito mais utilizado é o hipoclorito de sódio (NaCl) (Güven *et al.*, 2009 e Yu *et al.*, 2014).

A acção da tecnologia abrange as áreas de tratamento da água de consumo, desinfecção da água, recuperação de metais do solo e tratamento de águas residuais industriais (têxtil, óleos, entre outras) (Rajeshwar *et al.*, 1994, Chen, 2004 e Güven *et al.*, 2009).

Esta tecnologia trata poluentes complexos de forma sustentável e eficaz (Chen, 2004, Chiang *et al.*, 1997 e Ganzenko *et al.*, 2014). Promove mineralização de pesticidas (recorrendo a estabilização, a degradação

do poluente 2,4-Dichlorophenoxyacetic atinge 79% em sete dias, enquanto no controlo não se verifica degradação nesse período) (Fontmorin *et al.*, 2013).

A emissão de ondas eléctricas na forma pulsada é energeticamente mais eficiente, comparando com a emissão contínua (Xia *et al.*, 2014). Como referido por Feng *et al.*, (2003) relativamente aos custos de aquisição, manutenção dos eléctrodos e o consumo energético possuem valores elevados, excepto no caso da aplicação de corrente eléctrica de alta tensão na forma pulsada (Feng *et al.*, 2003). O intervalo entre emissões deve ser maior do que o tempo de emissão e este não deve ser demasiado longo, por forma a limitar o efeito da polarização, originado após pulsos consecutivos (Xia *et al.*, 2014).

A implementação da tecnologia combinada com um processo biológico beneficia a aceitação da mesma (Ganzenko *et al.*, 2014). Como demonstrado por Basha *et al.*, (2009) a introdução de eléctrodos no reactor biológico (ânodo de titânio coberto por película de $\text{RuO}_x\text{-IrO}_x\text{-TiO}_x$ e cátodo de aço inoxidável) permite eliminação de substâncias complexas, auxiliada pela acção dos microrganismos (Basha *et al.*, 2009).

A tecnologia electroquímica pode ser aplicada como pré-tratamento da estabilização anaeróbia, pois permite desintegração dos flocos, lise celular e libertação do material intra e extracelular. Utilizando um par de eléctrodos Ti/RuO_2 a aplicação de tensão 20V, durante 90 minutos, com auxílio de hipoclorito de sódio reduz a quantidade de lama (45,5% SV), possibilita maior produção de biogás (mais 63,4% comparando com o controlo), redução no tempo de retenção da lama na estabilização em 12 dias e diminuição do volume em 30% (Yu *et al.*, 2014).

Ao aplicar potência (5W) através de eléctrodos Ti/RuO_2 na lama activada durante 30 minutos, permite a redução de 2,75% SV e 7,87% SSV. Quando a lama é estabilizada por via aeróbia, a redução de SV é de 34,25%, os SSV 39,59% e o tempo de retenção reduz de 23,5 para 17,5 dias, assim o volume do digester pode reduzir 26%. O consumo de energia conta com 5 kWh/m³ no pré-tratamento e entre 7 a 11 kWh/m³ na estabilização (Song *et al.*, 2010).

O aumento do rendimento desta tecnologia é conseguido através dos reactores bio-electroquímicos (BER) os quais, a partir das reacções de oxidação, permitem produção de energia eléctrica (denominados de células de combustível microbiano) ou produção de hidrogénio (denominados de células microbianas electrolíticas) (Mook *et al.*, 2012).

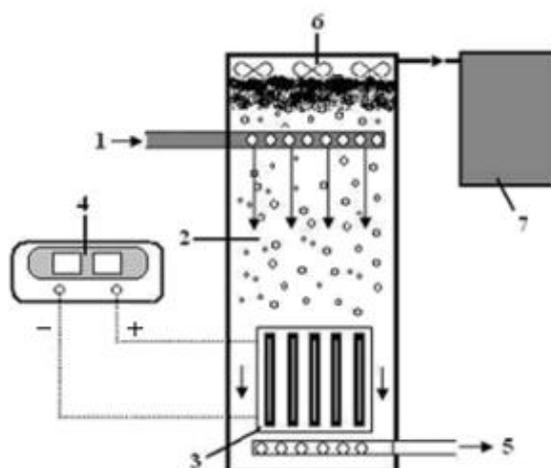
Os dados pormenorizados relativos aos estudos referidos são apresentados no Anexo 14: Oxidação electroquímica.

5.3.5.1 Oxidação electroquímica aplicada ao processo de coagulação e flotação

A aplicação do processo de electro-coagulação (recorrendo ao eléctrodo de aço) para redução da quantidade de partículas em suspensão e de CQO, seguida de electro-oxidação como pré-tratamento da osmose inversa da água residual proveniente de indústria têxtil, obtém a redução da concentração de CQO entre 90-93% usando o eléctrodo de grafite (até 22,3 mgO₂/L no elfuente, melhorando a eficiência

em 40% ou 54% com eléctrodo de titânio coberto por $\text{RuO}_2/\text{IrO}_2/\text{TaO}_2$). Sendo o consumo de energia do eléctrodo de grafite 0,268 kWh/g (Raju *et al.*, 2009).

A electro-flotação é aplicada ao tratamento de águas residuais para remoção de algas, óleos, detergentes e partículas de reduzida densidade (Chen, 2004 e Rahmani *et al.*, 2013). O processo consiste na emissão de microbolhas de hidrogénio e oxigénio a partir dos eléctrodos, sendo este processo mais eficiente comparando com os métodos convencionais, pois a lama é espessada com elevado teor de sólidos, por isso é indicado para lama de difícil desidratação (Rahmani *et al.*, 2013) (Figura 5.13).



Legenda: 1 – Afluente; 2 – Célula de electroflotação; 3 – Pares de eléctrodos; 4 – Equipamento fornecedor de energia; 5 – Efluente; 6 – Ponte raspadora; 7 – Tanque de armazenamento da lama espessada

Figura 5.13: Representação esquemática de um equipamento de electro-flotação (Adaptado de Rahmani *et al.*, 2013)

Durante 15 minutos, densidade de corrente 8 mA/cm^2 e pH 2 (consumo de energia entre $0,15$ e 1 kWh/m^3) resulta a redução de volume da lama em 89,3% com eléctrodo de aço inoxidável (ou 80,3% com pH neutro) e redução de 83,5% com eléctrodo de grafite (ou 75% com pH neutro), assim a concentração de sólidos alcança 38 e 34 g/L nos eléctrodos de aço e grafite, respectivamente. Isto porque, quando o valor de pH se encontra na gama ácida é produzida maior quantidade de iões hidrogénio junto ao cátodo e a eficiência da flotação é melhorada (Rahmani *et al.*, 2013).

A eficiência da electro-flotação pode ser entre 2,6 a 9,2 vezes superior quando comparada com o decantador gravítico e a concentração de sólidos atinge 10 g/L (Chung *et al.*, 2009). O volume de lama é reduzido entre 57 a 84% enquanto o espessamento gravítico atinge entre 1,5 a 14% de redução (Choi *et al.*, 2005). O consumo energético da electro-flotação varia entre 30 a 50 W/m^3 enquanto a sedimentação convencional consome entre 50 a 100 W/m^3 e o sistema de flotação por ar dissolvido (DAF) consome entre 50 a 60 W/m^3 . A remoção de sólidos suspensos varia de 99 a 99,5% para a electroflotação e varia de 90 a 95% para a sedimentação convencional e flotação por ar dissolvido (Chen, 2004).

Outros dados relativos aos estudos referidos são apresentados no Anexo 14: Oxidação electroquímica.

5.3.5.2 Oxidação electroquímica aplicada ao processo de desidratação

A aplicação industrial da electro-desidratação centra-se em áreas como a civil, mecânica de solos e cerâmica, começando a ser testada para águas residuais compostas por partículas finas e em indústrias como a farmacêutica e de tratamento de resíduos sólidos orgânicos. As partículas de pequena dimensão estão carregadas negativamente, logo são rodeadas por uma camada de carga positiva, denominando-se o conjunto por dupla camada eléctrica. Ao induzir o campo eléctrico, as partículas movem-se em direcção ao eléctrodo de carga contrária. Estes processos combinam a electroforese, eletro-osmose e electromigração. Outros métodos de desidratação da lama são a desidratação mecânica magnética, desidratação electro-mecânica e mecânica electro-acústica (Mahmoud *et al.*, 2010).

O campo eléctrico pode ser aplicado como pré ou pós-tratamento da fase de desidratação, tendo em consideração que no pré-tratamento a eficiência é menor, pois a pressão exercida pela filtração é superior à pressão exercida pelo campo eléctrico (Mahmoud *et al.*, 2011). Esta tecnologia não requer adição de reagentes químicos na reacção e o valor de CST reduz 18,8% quando é aplicada tensão de 21V, durante 12 minutos (Yuan *et al.*, 2010).

Devido ao elevado teor de humidade, a resistência na propagação das ondas eléctricas é menor, mas a energia a fornecer será superior, para que os sólidos sejam atingidos (Weng *et al.*, 2013).

A electro-desidratação condiciona a desidratação mecânica convencional, por combinação de parâmetros electrocinéticos de forma a garantir eficiente separação entre a fase líquida e sólida, o que resulta em aumento da concentração de sólidos na lama. A desidratação mecânica remove adequadamente a água livre e a electro-desidratação remove ainda a fracção de água presente na fase sólida (10 a 24% maior remoção, o que implicaria condições extremas de funcionamento dos métodos convencionais). O consumo energético é 10 a 25% menor comparando com a secagem térmica, fornecendo energia de baixa ou média tensão, respectivamente (Mahmoud *et al.*, 2010).

A combinação do equipamento de desidratação mecânica e o fornecimento de energia na lama activada onde cada etapa dura duas horas, atinge 70% de remoção da água da lama na condição de pressão 400 kPa e quando é aplicada tensão de 50V, a libertação de água melhora 24% de onde se obtém a concentração de sólidos 56%, com consumo energético de 0,34 kWh/kg água removida. No entanto, a concentração de SST (de 16 a 320 mg/L), turbidez (de 10 a 510 FAU) e metais aumentam no efluente, quando o valor de tensão varia de 10 a 50V (Mahmoud *et al.*, 2011).

O teor de água na lama industrial aplicando o valor de tensão 5 V/cm revela ainda a existência de água após tratamento (cerca de 49% comparando com 69% do controlo), o consumo de energia é de 86,5 kWh/t peso seco e a poupança monetária, quanto à deposição da lama em aterro, alcança 23% (considerando o valor de 120 US\$/t para a deposição). A fracção de água restante é de difícil remoção e ainda pode ser eliminada se o tratamento for prolongado ou se as condições forem intensificadas (Weng *et al.*, 2013).

O recurso ao eléctrodo Ti/RuO₂ aplicado na lama secundária (teor de humidade 98,8%) no fornecimento de tensão eléctrica de 20V, durante 15 minutos permite redução de CST de 60,8 a 45,5s e diminuição do valor do parâmetro SRF (de $8,67 \times 10^{11}$ a $4,56 \times 10^{11}$ m/kg). O efeito sobre as células caracteriza-se por deformação, libertação e solubilização do material intracelular, através de electrólise. O consumo de energia do pré-tratamento varia entre 5 a 10 kWh/m³ mas se o tempo de exposição for prolongado (mais de 60 minutos) não se verifica optimização dos parâmetros indicados (Yuan *et al.*, 2011).

Os dados pormenorizados dos estudos citados anteriormente são apresentados no Anexo 15: Electro-desidratação.

5.4 Tecnologia química/adição de reagentes

O pré-tratamento químico da lama tem como objectivo a hidrólise da membrana celular e conseqüente libertação do conteúdo intracelular. Através do doseamento de reagente ácido, alcalino, entre outros ou promovendo reacções de oxidação (ozonização e peroxidação) as moléculas complexas são eficientemente degradadas em formas mais simples (Tyagi & Lo, 2011 e Neyens & Baeyens, 2003c). A aplicação desta tecnologia é regida pela adição de reagentes na lama, tais como os apresentados na Figura 5.14.

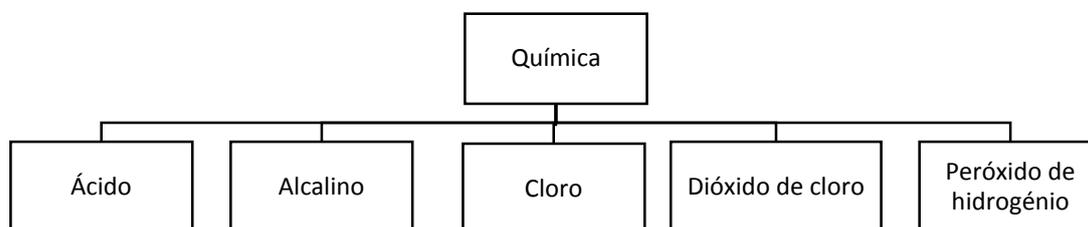


Figura 5.14: Representação esquemática dos reagentes utilizados na tecnologia química

5.4.1 Ácido

O doseamento pode ser aplicado numa fase de pré-tratamento, entre reactores (interfase) ou como pós-tratamento. O pós-tratamento apresenta como vantagens a degradação de compostos que permanecem inalterados durante a estabilização da lama, assim como a possibilidade de selecção da população microbológica (Takashima & Tanaka, 2014).

O recurso a um reagente ácido (ácido sulfúrico (H₂SO₄), temperatura de 155°C, pressão 2,5 bar e 60 minutos de retenção) na promoção da hidrólise celular a quente contribui para a melhoria da capacidade de desidratação da lama. Após hidrólise celular, verifica-se que o valor da razão CBO/CQO aumenta, o que significa que maior quantidade de matéria orgânica estará disponível para utilização nas reacções biológicas (Neyens *et al.*, 2003a).

O ácido paracético (CH_3COOOH) (resulta da combinação de ácido acético e peróxido de hidrogénio) ao ser doseado na lama como pré-tratamento da estabilização anaeróbia mesofílica permite aumento do volume de biogás em 72% (619 mL na concentração de 0,012% de ácido) após 20 dias. A lise celular, destruição da membrana dos esporos e desintegração do material intracelular e genético promovido pelo reagente, permite aumento na concentração de CQO solúvel (de 99 a 277% com dose de reagente entre 0,011 a 0,266%) e redução da concentração de MLSS (20 e 28,8%, respectivamente). A concentração de ácido é eliminada após 12 horas de retenção quando é doseado a 0,011% (Shang & Hou, 2009).

O pré-tratamento ácido (pH 1,5 com reagente HCl, durante 20 minutos) determina um aumento na concentração de CQOs de 900%. Ao fixar o valor de pH em 2,5 nota-se que o valor de CST é menor comparando com o controlo, ao contrário do verificado para pH 1,5 (cerca de 2,2s; 3,0s e 7,4s, respectivamente) a turbidez também segue essa tendência, o que revela boa capacidade de desintegração da lama a pH 1,5 e para valores de pH superiores a 2,5 o comportamento é similar ao verificado para pH 1,5. Durante a estabilização por via anaeróbia (49 dias) a produção de metano diminui 6 a 15% comparando com o controlo (Apul, 2009).

No sistema combinado com o tratamento térmico (termo-ácido) o pós-tratamento possibilita o aproveitamento de calor da lama para a reacção anaeróbia mesofílica. O tratamento pode ser mais eficiente se a lama for espessada antes de ser pós-tratada pois o volume de lama é menor, logo a quantidade de calor a fornecer também diminui (Takashima & Tanaka, 2014).

Os dados relativos aos estudos em análise são mostrados no Anexo 16: Reagente ácido.

5.4.2 Alcalino

No caso de o substrato apresentar um valor de pH alcalino, irá causar perda da capacidade de regulação osmótica nas células e daí decorre lise celular mas antes, através de hidrólise lipídica da parede celular será promovida destruição da membrana celular (Tyagi & Lo, 2011 e Li *et al.*, 2008). Após lise celular, a água intersticial dos flocos é transferida para o substrato e a floculação é activada, devido à presença de proteínas e hidratos de carbono (Neyens *et al.*, 2003b). Essa dissolução celular anula o poder ácido dos produtos resultantes da reacção (Kim *et al.*, 2003).

Os reagentes usados para este tratamento podem ser a cal (CaO), hidróxido de sódio (NaOH), hidróxido de potássio (KOH), hidróxido de cálcio [$\text{Ca}(\text{OH})_2$] e hidróxido de magnésio [$\text{Mg}(\text{OH})_2$] que modelam o valor de pH para a gama alcalina, à temperatura ambiente (Tyagi & Lo, 2011 e Kim *et al.*, 2003).

A estabilização anaeróbia da lama (semi-contínua a 35°C) será melhorada após pré-tratamento da lama com doseamento de hidróxido de sódio (NaOH). Comparando a concentração 20 e 40 meq/L doseado na lama a 1% e concentração de 20 meq/L na lama a 2% com tempo de retenção de 10 dias, verifica-se que o nível de redução da concentração de CQO varia entre 46, 51 e 52% respectivamente (controlo 38%), a remoção de SV é de 31, 31 e 36% respectivamente (28% controlo), verifica-se maior produção de biogás

(33, 30 e 163% respectivamente), no entanto a capacidade de desidratação da lama é diminuída (CST varia entre 160 a 299s e no controlo entre 25 a 55s) (Lin *et al.*, 1997).

Segundo Li *et al.*, (2008) a concentração de CQOsolúvel diminui com o aumento da dose de reagente Ca(OH)_2 ao contrário do reagente NaOH, devido à propriedade de refloculação inerente aos catiões de cálcio por isso a eficiência de degradação é inferior, comparando com o reagente NaOH. O doseamento de Ca(OH)_2 na lama activada melhora a eficiência da desidratação (o peso da lama aumenta 24,3%) quando comparada com o reagente NaOH (o peso da lama diminui 26%), doseando 0,05 mol/L de cada reagente (Li *et al.*, 2008).

Esse resultado é confirmado por Kim *et al.*, (2003) pois com temperatura ambiente e pH 12 (por meio da adição de NaOH (7g/L), KOH, Mg(OH)_2 ou Ca(OH)_2) verifica-se que a concentração de CQOsolúvel aumenta 39,8%; 36,6%; 10,8% e 15,3% respectivamente (8,1% no controlo). A estabilização anaeróbia da lama, após pré-tratamento alcalino permite a remoção de CQOs em 4.941 mg/L (1.136 mg/L no controlo), a redução de SV é de 29,8% (20,5% controlo), a produção de biogás melhora para 4.147 L biogás/m³ lama (3.657 L/m³ controlo) e o teor de metano contabiliza 2.827 L/m³ lama (controlo 2.507 L metano/m³) (Kim *et al.*, 2003).

O reagente KOH doseado na lama activada como garantia de valor de pH 10 ou 12, após 1 hora permite solubilização de CQO em 9,3 ou 30,7%, respectivamente. A estabilização anaeróbia da lama a temperatura ambiente não apresenta efeito na solubilização, devido à libertação de compostos complexos durante a estabilização (Valo *et al.*, 2004).

O pré-tratamento de longo tempo de retenção da lama (sete dias, reagente NaOH e pH 12) é sujeito a duas fases de estabilização, mesofílica por via anaeróbia e termofílica por via aeróbia. Verifica-se a remoção de 75% de CQOtotal, a concentração de azoto no elfuente reduz de 3,61 a 1,63 g/L e a produção de metano é de 25 mL/L lama.dia (204 mLCH₄/gCQOremovido). Esta abordagem requer longo tempo de retenção, local para mistura e doseamento do reagente, a quantidade de NaOH doseada é 4-6 vezes superior comparando com a combinação termo-alcalina, pois o pH reduz ao longo da experiência (Park *et al.*, 2014).

O pré-tratamento alcalino (NaOH a pH11, durante 120 minutos) da lama secundária espessada permite remoção de 44,1% SV e maior produção de biogás (em 13,3% relativamente ao controlo) na estabilização mesofílica por via anaeróbia (Almukhtar *et al.*, 2012).

Resultados complementares deste tópico são descritos no Anexo 17: Reagente alcalino.

5.4.3 Cloro (Cl₂)

O doseamento de cloro livre (gás) é menos dispendioso, comparando com o de ozono e pode ser realizado numa câmara de contacto, onde a lama é introduzida no topo e o cloro na base. No interior é promovida

agitação, no sentido de melhorar o contacto entre as duas fases e reduzir a formação de espuma. O gás em excesso é tratado, antes de ser libertado para a atmosfera (Saby *et al.*, 2002).

Num reactor MBR que recebe lama tratada com cloro ($0,066 \text{ gCl}_2/\text{gMLSS}$ - corresponde a dose de ozono $1 \times 10^{-3} \text{ molO}_3/\text{L}$, durante 1 minuto) resulta a redução da produção de lama em 65% (produz $1,7 \text{ gMLSS}/\text{dia}$), a concentração de CQO no permeado é inferior a $20 \text{ mgO}_2/\text{L}$, o valor de nitrato varia entre $40,2$ a $38,6 \text{ mg/L}$, o fósforo aumenta de $5,7$ a $8,2 \text{ mg/L}$, a concentração de MLSS reduz 5% e a razão entre MLSS/ST diminui de 96 a 80% o que indica que ocorre acumulação de partículas de dimensão inferior a $1 \mu\text{m}$ e não se verifica mineralização dos sólidos. Os microrganismos são mortos após tratamento (o que resulta em redução de 80% relativamente ao controlo). O valor de SVI é superior a 400, devido à libertação de partículas de reduzida dimensão. A presença de trihalometanos varia de 310 a 200 ppm na lama, após 20 minutos de reacção. A formação de trihalometanos ocorre durante a reacção do cloro com a matéria orgânica e o valor referido não é elevado pois uma certa percentagem desses compostos é volatilizada na câmara, como consequência da utilização de dispersores no doseamento do reagente, o que reduz a concentração do composto nos efluentes (gasoso e líquido) e desse modo a produção de espuma também diminui (Saby *et al.*, 2002).

Apesar do menor custo associado, este reagente tem como desvantagem a produção de compostos perigosos para o ambiente e seres vivos, como os trihalometanos (THMs), o que inibe a escolha desta tecnologia (Wang *et al.*, 2011).

São apresentados dados em detalhe referentes aos estudos supra citados no Anexo 18: Cloro.

5.4.4 Dióxido de cloro (ClO_2)

O dióxido de cloro reduz a produção de subprodutos que decorrem da reacção de oxidação da matéria orgânica com o cloro. A formação de dióxido de cloro tem por base a reacção entre o clorito de sódio (NaClO_2) e o ácido clorídrico. O doseamento pode ser efectuado durante a recirculação da lama ou no reactor biológico (Wang *et al.*, 2011).

O reagente é altamente selectivo e provoca degradação celular dos microrganismos (Long *et al.*, 1997 e Wang *et al.*, 2011). A área de actuação do reagente estende-se ao tratamento da água de consumo (Long *et al.*, 1997).

O doseamento de ClO_2 no reactor SBR ($10 \text{ mg ClO}_2/\text{g}$ peso seco) resulta na produção de $17 \text{ gMLSS}/\text{dia}$ (reduz 58% comparando com o controlo) e a qualidade do efluente é similar ao controlo, mas a concentração de fósforo pode ser superior. A capacidade de desidratação melhora 23% relativamente ao controlo e o equipamento de doseamento é facilmente adaptado ao sistema convencional (Wang *et al.*, 2011).

Contudo, as condições para a preparação do reagente e a geração de subprodutos da reacção limitam o uso deste reagente. Algumas soluções para essas questões são a remoção dos subprodutos da reacção ou o recurso a técnicas de geração de dióxido de cloro puro ou livre de cloro (Long *et al.*, 1997).

São revelados dados pormenorizados dos estudos referidos no Anexo 19: Dióxido de Cloro.

5.4.5 Peróxido de hidrogénio (H₂O₂)

É um agente oxidante forte aplicado no tratamento de águas residuais. O doseamento pode ser realizado na tubagem ou num reactor. A sua aplicação é usual quando combinada com outras tecnologias, devido à instabilidade e reduzido potencial de oxidação do reagente (como a combinação com reagente alcalino, ozonização e hidrólise térmica, apresentadas no Capítulo 7) (Gogate & Pandit, 2004a e Brillas *et al.*, 2009).

5.4.6 Conclusão

Apesar dos aspectos positivos, o recurso a reagentes químicos pode representar custos futuros na remoção de certos produtos resultantes da reacção com a água residual (Khursheed & Kazmi, 2011). Além da necessidade de neutralização do pH no fim do tratamento.

O ozono (apresentado no sub-capítulo 5.3.1) é um oxidante e desinfectante poderoso. Tal como para outros reagentes como o cloro gasoso e o dióxido de cloro, verifica-se que a produção de lama em excesso pode ser diminuída.

A obtenção do valor da dose óptima do reagente não é consensual, pois a configuração da estação e as características da água a tratar ditam diferentes abordagens à questão.

A aplicação de reagentes químicos é comum quando combinada com o tratamento térmico, que será objecto de estudo no Capítulo 7.

5.5 Tecnologia mecânica

A tecnologia mecânica centra-se na destruição da parede celular, recorrendo a forças de cisalhamento (Weemaes & Verstraete, 1998, Rani *et al.*, 2012a, Neyens & Baeyens, 2003c e Tyagi & Lo, 2011). As forças exercidas provocam alteração na tensão celular e o ponto de ruptura ocorrerá quando a força externa for superior a essa tensão (Neyens & Baeyens, 2003c e Tyagi & Lo, 2011).

A desvantagem desta tecnologia reside no elevado consumo energético dos respectivos equipamentos (Weemaes & Verstraete, 1998 e Tyagi & Lo, 2011). Na Figura 5.15 estão representadas as possíveis localizações do equipamento mecânico, na linha de fase sólida.

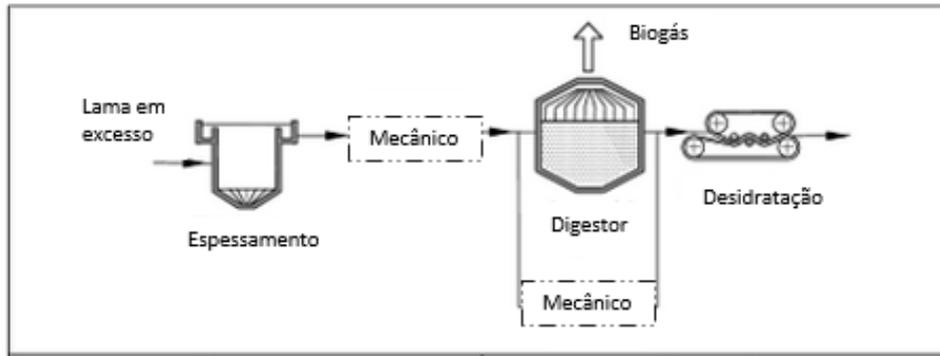


Figura 5.15: Representação esquemática da aplicação da tecnologia mecânica, na linha de fase sólida (Adaptado de Foladori et al., 2010)

As tecnologias que caracterizam esta secção estão apresentadas na Figura 5.16.

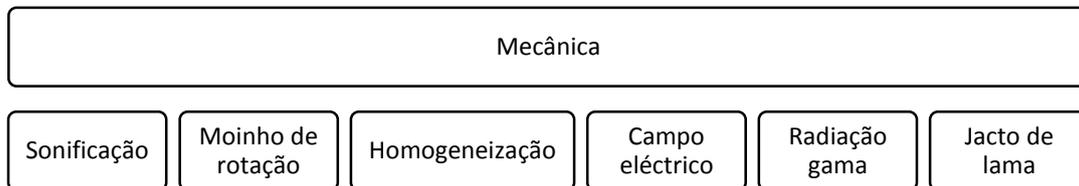


Figura 5.16: Representação das tecnologias mecânicas aplicadas com vista à redução do volume da lama

5.5.1 Sonificação

O processo de sonificação é caracterizado pela emissão de ondas acústicas de elevada intensidade num reactor (Barber, 2005). Como o representado na Figura 5.17.

É considerada a tecnologia mais poderosa, relativamente à desintegração celular (podendo chegar a 100% se a intensidade for muito forte) (Weemaes & Verstraete, 1998). Também é proeminente na área do crescimento crítico dos microrganismos (Guo et al., 2013).

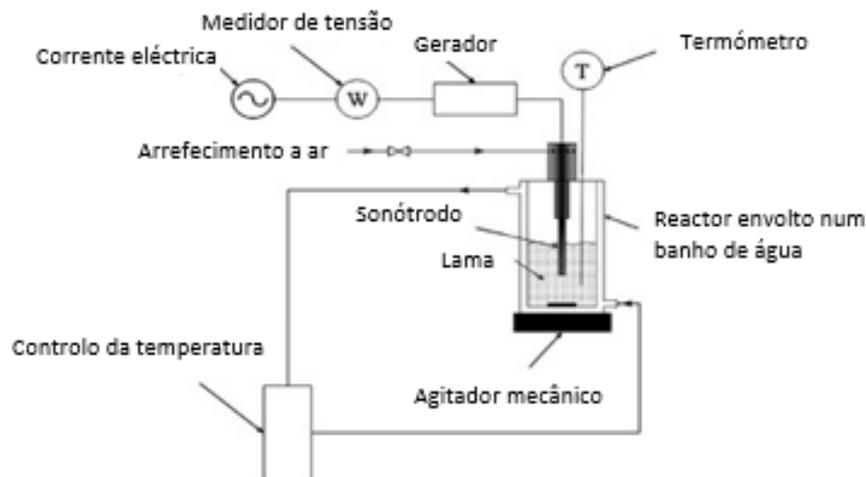


Figura 5.17: Representação de um reator de sonificação e equipamentos auxiliares (Adaptado de Kidak *et al.*, 2009)

A tecnologia de sonificação desencadeia o fenómeno de cavitação na lama, que é caracterizado pela diminuição da força de ligação entre as partículas e formação de bolhas de cavitação, que quando rebentam libertam ondas de choque que afectam todo o substrato, provocando lise celular devido à emissão de jactos de lama e dissipação de energia na forma de calor (Onyeche *et al.*, 2002 e Kim & Lee, 2012). As bolhas de cavitação, na forma de gás ou vapor, geram condições de temperatura de valor 4.727°C e pressão de 1×10^8 Pa quando rebentam (Huan *et al.*, 2009 e Le *et al.*, 2013a). O reator deve ser arrefecido quando a temperatura atinge valores extremos, de forma a não causar danos no equipamento e visto que, a temperatura influencia a solubilização da lama, deve ser mantido o valor de 70°C (Kidak *et al.*, 2009). Além da cavitação, a degradação celular pode ser devida a forças de cisalhamento ou à oxidação por radicais (Carrère *et al.*, 2010). A sonificação não necessita do doseamento de reagentes, por isso os inconvenientes associados à formação de subprodutos não se verificam (Guo *et al.*, 2013).

O fenómeno de cavitação verifica-se para a emissão de ondas de baixa frequência e a acção de radicais quando é aplicada alta frequência, sendo a baixa frequência (20 a 40 kHz) mais eficiente para o tratamento da lama biológica (Tiehm *et al.*, 2001 e Carrère *et al.*, 2010). A produção de biogás durante a estabilização anaeróbia da lama pré-tratada por sonificação demonstra que, para a frequência 30 kHz o volume de biogás aumenta 57,7% e para a frequência 50 kHz aumenta 33,4% comparando com controlo. Isto porque, as bolhas de cavitação são maiores para um menor valor de frequência (Almukhtar *et al.*, 2012).

A introdução de duas ondas em simultâneo, de igual frequência permite eficiente dispersão das bolhas de cavitação e o dobro da eficiência energética, comparando com a emissão de uma onda (Tatake & Pandit, 2002).

Os valores mais comuns para o doseamento de energia específica de sonificação (SSE) variam entre 1.000 e 16.000 kJ/kg ST de acordo com a concentração de sólidos pois quanto maior a concentração, menor será a energia necessária para o processo (Carrère *et al.*, 2010). Caso o valor de concentração for reduzido ou se as ondas acústicas são absorvidas durante o percurso até ao contacto com os sólidos-alvo, implica

diminuição da eficiência do tratamento (Mao *et al.*, 2004). O valor de ST óptimo para qualquer energia específica de sonificação são 28 g/L na lama mista e secundária e 14 g/L na lama estabilizada (Le *et al.*, 2013a). Segundo Kidak *et al.*, (2009) a concentração de sólidos até 12 g/L favorece a solubilização (para lama de ETAR urbana e industrial) (Kidak *et al.*, 2009).

O estudo de Mohammadi *et al.*, (2011) revela que, no sentido de reduzir a produção de lama deve ser adoptada uma potência de 100W e tempo de sonificação entre 10 a 60 minutos. Segundo Le *et al.*, (2013a) a combinação da potência de sonificação 150 W e período de exposição entre 0 a 233 minutos demonstra bons resultados no pré-tratamento da lama. Tal como Huan *et al.*, (2009) referem que, para reduzida densidade de potência e longo tempo de exposição, a degradação celular é otimizada.

Com valor de potência 200W, o recurso a 10 minutos de tempo de sonificação, revela maior grau de desintegração da matéria orgânica (DD_{CQO}) na lama urbana (DD_{CQO} 57,9% enquanto 100W e 20 minutos resulta em DD_{CQO} 47%). No caso da lama industrial, ao aplicar 100W durante 90 minutos, evidencia superior valor de DD_{CQO} em comparação com aplicação de 200W, durante 45 minutos. Assim na lama urbana deve ser aplicada maior potência e menor tempo de sonificação e na lama industrial menor potência e maior tempo de retenção, dependendo do tipo de indústria (Kidak *et al.*, 2009).

Quando a potência de sonificação é constante, verifica-se maior degradação de CQO (de 12 a 13%) quando a SSE varia de 0 a 50.000 kJ/kg ST. Quando o valor de SSE é constante, o grau de degradação de CQO é maior, para valor de potência superior. A solubilização de CQO no reactor adiabático (temperatura de 75°C) é superior, relativamente a reactores que operem com inferior valor de temperatura (a desintegração é metade quando a temperatura é de 28°C) (Le *et al.*, 2013a). Para o tempo de exposição 7,5 minutos (frequência 41 kHz) não ocorre desintegração de CQO e o valor de SOUR aumenta 10% mas quando o tempo varia de 30 a 150 minutos, a degradação aumenta de 4,7 a 23,7% (Tiehm *et al.*, 2001).

A aplicação de SSE de valor 35.000 kJ/kg SSV e frequência de 20 kHz na lama activada atinge um valor de redução de Y de 75% quando 25% da lama presente no reactor é sujeita a sonificação (o valor da redução mantém-se sem significativa alteração quando é aplicada SSE de 101.000 kJ/kg SSV ou seja, a energia fornecida aumenta três vezes, mas o valor de Y aumenta 6%). Assim, é possível que o reactor SBR opere durante seis semanas sem remoção de lama, apesar do incremento de $CQO_{solúvel}$ em 53%. A absorção de oxigénio pelos microrganismos (SOUR) de 12,55 mgOD/gSS.hora é menor quando comparada com o controlo (18,31 mgOD/gSS.hora) devido aos sólidos inertes acumulados no reactor. O valor de SVI também é inferior ao valor do controlo (83,38 e 95,85 controlo), o que indica que a capacidade de sedimentação melhora (Mohammadi *et al.*, 2011).

A agitação do reactor não influencia em grande extensão o grau de desintegração da lama, mas se a velocidade for superior a 1.500 rpm o pré-tratamento é menos eficiente pois a lama é enviada contra a parede do reactor e as ondas (libertadas no centro) não possuem efeito, além de que a libertação de bolhas de ar diminui a propagação das ondas. Assim, a velocidade de 500 rpm é a ideal (Le *et al.*, 2013a).

A pressão atmosférica normal, a desintegração da lama secundária é três vezes mais efectiva em relação à lama mista, devido à inexistência de resíduos que podem estar presentes na lama primária. Na condição de pressão 2bar, a desintegração da lama mista é mais eficaz (67%) do que a lama secundária (37%) (Le *et al.*, 2013a).

O volume máximo de lama a tratar, tendo em conta o limite de descarga de CQO 60 mg/L, resulta na desintegração máxima de 30% (da quantidade no reactor) aplicando o valor de SSE 35.000 kJ/kg SSV, o que corresponde a 78% de redução da quantidade de lama em excesso (Mohammadi *et al.*, 2011).

A capacidade de floculação e de desidratação são optimizadas, quando a percentagem de degradação celular é reduzida pois as membranas celulares transformam-se numa camada esponjosa atravessada por canais que acumulam partículas em suspensão (Huan *et al.*, 2009). Segundo Apul (2009) a capacidade de desidratação da lama diminui após aplicação das ondas de sonificação, mas essa dificuldade é superada se a lama for sujeita a estabilização anaeróbia.

A aplicação de ondas de sonificação (24kHz, 255W) na lama activada diminui a capacidade de filtração, pois o valor de CST varia de 1 a 15 s.L/gST quando a energia aumenta de 2.000 a 4.500 kJ/kgST. A estabilização por via anaeróbia da lama pré-tratada a 2.500 kJ/kg ST resulta na degradação de 74% CQO e de SV em 38% além da produção de biogás de 1.406 kcal/kg SValimentado, mas de onde resulta um balanço negativo no aquecimento do reactor de valor -369 kcal/kg SValimentado (Braguglia *et al.*, 2012).

A redução da dimensão das partículas volumosas é mais intensa do que as de menor dimensão, assim na lama mista o valor de d_{90} decresce 74% e d_{50} em 58%, quando a SSE varia de 7.000 a 75.000 kJ/kgST (Le *et al.*, 2013a). A dimensão das partículas reduz de 275 a 4,5 μm na condição 100W, 20 kHz após 30 minutos na lama doméstica e de 1.000 a 70 μm na lama industrial (Kidak *et al.*, 2009).

Tendo em conta os valores apresentados na Tabela 5.1 é perceptível que, após a aplicação de ondas de sonificação a degradação da lama aumenta (SST 47%, SSV 55% e CQOs entre 18 a 46%), quando sujeita a estabilização verifica-se melhoria na remoção de SST (76% por via aeróbia e de 22 a 86% por via anaeróbia) assim como na produção de biogás (de 22 a 49%) com maior percentagem de metano (de 16 a 67%). O efeito na produção de lama regista-se em diminuição de 31% (Barber, 2005). Além da redução do valor do coeficiente de produção da lama (1,3 ou 1,2 por via aeróbia ou anaeróbia, respectivamente) (Salsabil *et al.*, 2010).

Tabela 5.1: Valores de redução, solubilização e produção de lama e biogás, de acordo com as condições de pré-tratamento e estabilização (Adaptado de Salsabil et al., 2010, Kim et al., 2003, Barber, 2005, Tiehm et al., 2001 e Apul, 2009)

Referência	Lama/ estabilização	Frequência (kHz)	Energia específica/ tempo sonificação	Redução	Solubilização	Optimiza
Salsabil et al., (2010)	lama da recirculação de ETAR	20	200.000 kJ/kg ST	SST 47% SSV 55%	CQOs 46% proteínas 98% hidrato de carbono 33%	
	+estabilização aeróbia, temperatura ambiente, durante 50 dias			SST 76% (30% devido pré-tratamento)		coeficiente rendimento da lama (Y) reduz 1,3 vezes
	+estabilização anaeróbia, a 37°C, durante 50 dias			SST 86% (20% devido pré-tratamento)		Y reduz 1,2 vezes
Kim et al., (2003)	lama activada de ETAR +estabilização anaeróbia mesofílica (7 dias)	42	120 minutos	SV 39%	CQOs 18,4%	biogás 4.413 L/m ³ (3.007 L metano/m ³)
Barber, (2005)	equipamento patenteado IWEtec			SST 22% 31% menor dose de polímero; concentração lama 16-23%		produção de lama reduz 31%; biogás aumenta em 22%
Tiehm et al., (2001)	lama activada de ETAR +estabilização anaeróbia, a 37°C, durante 8 dias	41 kHz	60 minutos	SV 32,2%	degradação CQO 13,9%	biogás 3,83 L (67,3% metano) no efluente 250 mg CQO/L 560 mg NH ₄ /L e 24,7 mg Pt/L
Apul, (2009)	lama activada de ETAR urbana (950.000 m ³ /dia) +estabilização mesofílica por via anaeróbia, a 35°C e SRT 15dias	24 kHz	4,8 W/cm ² 15 minutos	SV mais 24% que controlo; CQOtotal mais 10% que controlo	CQOs de 50 a 2.500 mg/L	biogás 49% e metano 16%

Assim, o volume do reactor anaeróbio pode ser reduzido para metade, ao tratar a mesma quantidade de lama, devido à optimização das reacções após pré-tratamento da lama (Apul, 2009).

Os parâmetros que variam durante a aplicação de ondas de sonificação na lama são a velocidade de agitação do reactor, a concentração de sólidos totais, a potência das ondas, a energia específica fornecida e a pressão externa ao reactor (Le *et al.*, 2013a).

A eficácia do pré-tratamento depende das condições de funcionamento e das propriedades da lama (como a viscosidade ou a presença de impurezas) (Gogate & Pandit, 2004a, Pilli *et al.*, 2011 e Mohammadi *et al.*, 2011). De acordo com o método, a escala de importância dos parâmetros que afectam a sonificação, segundo Wang *et al.*, (2005) é: valor de pH > concentração de sólidos > intensidade do tratamento > densidade aplicada. A hierarquia de acordo com Khanal *et al.*, (2007) é inversa da anterior.

A operação desta técnica exige elevado valor de energia específica para o funcionamento, mas esta desvantagem pode ser minimizada pela combinação com outras tecnologias de pré-tratamento ou adaptação das características da lama às condições de funcionamento do equipamento (como aumentar a concentração de sólidos, entre outras) (Le *et al.*, 2013b).

Segundo Pilli *et al.*, (2011) a aplicação em larga escala da tecnologia permite que, após estabilização da lama tratada, a produção de biogás aumente até 50% e que a razão entre o ganho e o consumo energético devido ao pré-tratamento seja de 2,5 além da redução de 31% na lama produzida. Tendo como base o balanço de massa e energético é possível concluir que o consumo de 1kW equivale a 7kW gerados após sonificação da lama.

A área industrial possui já vários equipamentos para emissão de ondas de sonificação, com o objectivo de proceder ao pré-tratamento da lama (Carrère *et al.*, 2010). A sua aplicação estende-se por várias ETARs na Europa e é indicada para águas residuais cuja concentração de compostos recalcitrantes seja elevada (Barber, 2005).

Outros dados acerca dos estudos referidos são apresentados no Anexo 20: Sonificação.

5.5.2 Moinho de rotação

O moinho de rotação (pode conter bolas ou pratos no interior) provoca a lise da membrana celular, devido à força mecânica das bolas em agitação sobre as células. Os equipamentos mais utilizados são o moinho Kady e o moinho húmido. O primeiro é composto por dois pratos que giram em sentido oposto, de modo a provocar forças de cisalhamento na lama. O segundo caracteriza-se por um reservatório, onde são introduzidas bolas de moagem que circulam no reservatório por acção de um agitador. Nesse movimento a lama sofre compressão e acção das forças de cisalhamento (Tyagi & Lo, 2011). O equipamento está apto a funcionar em instalações existentes (Sano *et al.*, 2012).

A manutenção da lama num reactor biológico de ciclo alternado entre via anaeróbia e aeróbia promove redução da produção de lama em 52% (2,6 gSS/dia), após 15 minutos de retenção no moinho de bolas de

ferro (recebe 75% do caudal de recirculação). A qualidade do efluente divide-se em igual concentração de CBO (2 mg/L), COT e SS, o NT aumenta (1mg/L) e o PT reduz (1,5 mg/L) comparando com o controlo (Sano *et al.*, 2012).

Quando o equipamento é colocado na linha de recirculação do digestor anaeróbio (SRT 23,9 dias) apesar de não se verificar redução significativa de CQO após o moinho, no total a redução varia de 25 a 30% verifica-se que a concentração de amoníaco aumenta enquanto a de ortofosfato diminui, o que não seria de esperar por isso coloca-se a hipótese de ter ocorrido um erro na análise do parâmetro. A redução de SV e de ST é maior após a recção no moinho (mais 28% nos dois parâmetros comparando com o controlo). Durante a estabilização, o valor de ORP é menor de -490 mV, revelando boa manutenção da reacção e elevada remoção de CQO, apesar do teor de metano apresentar o mesmo valor do controlo. A capacidade de desidratação melhora, pois a dose de polímero reduz 4 kg/dia, comparando com o controlo e a produção de sólidos diminui 1,25t peso seco/dia (Basu *et al.*, 2004).

Os dados de suporte à análise realizada são revelados no Anexo 21: Moinho de rotação.

5.5.3 Homogeneização

No sistema de homogeneização de elevada pressão o fluxo de lama residual é comprimido e a pressão aumenta para um valor superior a 100 bar. Recorrendo a electrobombas, a lama é transportada em condições de elevada pressão e reduzida velocidade até ao equipamento de homogeneização, no qual momentos antes de a lama atingir a zona de impacto (válvula de homogeneização), a velocidade aumenta para um valor superior a 300 m/h e o valor de pressão diminui. Esta variação brusca dos parâmetros de velocidade e pressão promovem turbulência na lama, que é responsável pela formação de bolhas de cavitação. Quando as bolhas rebentam, verifica-se aumento do valor de temperatura em centenas de graus, na zona envolvente ao impacto. Este facto proporciona lise celular, libertação do material intracelular e crescimento crítico, validados pela redução da biomassa em excesso e maior capacidade de oxidação pelos microrganismos viáveis (Tyagi & Lo, 2011 e Rai & Rao, 2009) (Figura 5.18).

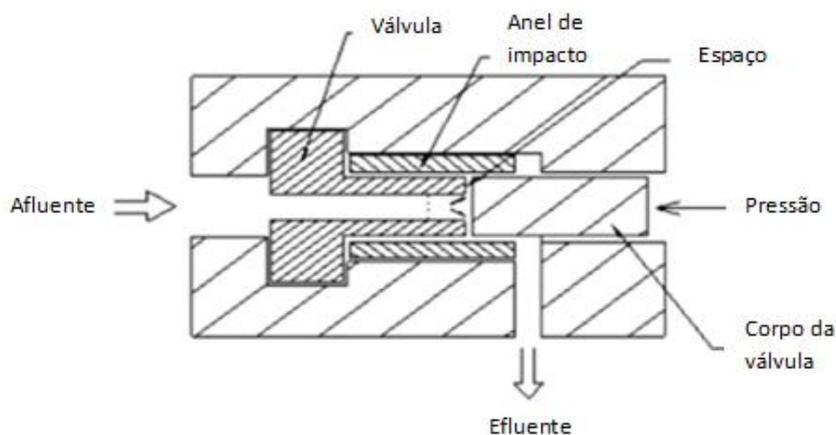


Figura 5.18: Representação esquemática de um homogeneizador de elevada pressão (Adaptado de Rai & Rao, 2009)

O valor do coeficiente de produção da lama (Y) diminui de 0,052 a 0,027 quando a energia específica varia de 4.365 a 10.698 kJ/kg o que significa menos 91 a 94% de produção de lama, a solubilização de CQO (4,5 a 11,6% no intervalo de energia referido) e a remoção de CQO aumentam (424 a 596mg/L no mesmo intervalo), bem como a inactivação de microrganismos que varia segundo a energia fornecida (aplicando 7.126 a 17.815 kJ/kg inactiva 53 a 98%, respectivamente) (Rai & Rao, 2009).

Aplicando a lama proveniente da estabilização anaeróbia num equipamento de homogeneização durante 1 a 5 minutos, permite redução da concentração de SSV entre 25 a 30% (Abe *et al.*, 2011).

O equipamento Microsludge® em funcionamento numa ETAR de Vancouver trata 4.000L de lama activada espessada e pré-tratada com adição de reagente alcalino. Na estabilização anaeróbia mesofílica (Trh 13 dias) é adicionada lama primária na razão (2:1) resultando na redução da produção de SV em 90%. A necessidade de aquecimento e de mistura do reactor diminuem, pois é possível recuperar 1.100 kWh/t peso seco em energia eléctrica e 1.900 kWh/t peso seco em energia calorífica, comparando com o controlo, o que corresponde a uma valorização de 100 US\$/t peso seco de lama activada processada (Rabinowitz & Stephenson, 2005).

Esta técnica não necessita de doseamento de reagentes, apresenta elevada eficiência no tratamento, é facilmente colocada em funcionamento, não liberta odores e a lama depois de estabilizada por via anaeróbia apresenta maior capacidade de desidratação (Rani *et al.*, 2012a e Tyagi & Lo, 2011). Contudo a energia consumida pelo equipamento é elevada, a ocorrência de sólidos grosseiros ou fibrosos podem gerar entupimentos e o desgaste dos equipamentos é elevado (Tyagi & Lo, 2011). O consumo de energia pode ser diminuído se o equipamento for combinado com outro tratamento (Rani *et al.*, 2012a). Ou se for recuperada energia da estabilização da lama (Rabinowitz & Stephenson, 2005).

Os dados complementares aos tópicos enunciados, apresentam-se no Anexo 22: Homogeneização.

5.5.4 Campo eléctrico

A técnica é aplicada por introdução de dois eléctrodos no fluxo de lama. Os eléctrodos fornecem energia de alta tensão (valor superior a 10kV, em impulsos de 10 ms) gerando ondas de choque que provocam destruição dos flocos biológicos e lise celular dos microrganismos, o que leva à libertação de material intracelular e quebra nas ligações das moléculas dieléctricas (Tyagi & Lo, 2011 e Cho *et al.*, 2013).

A aplicação desta tecnologia estende-se à área de processamento e conservação alimentar na destruição de organismos (Devlieghere *et al.*, 2004). O tratamento de solos contaminados por PAH (Hidrocarboneto aromático policíclico) também pode ser efectuado recorrendo a esta tecnologia (She *et al.*, 2006). A corrente eléctrica pode substituir os receptores ou dadores de electrões químicos, necessários para o metabolismo celular tornando o processo menos perigoso para o ambiente (Thrash & Coates, 2008).

O pré-tratamento da lama activada espessada através de energia pulsada de alta tensão (20 kV) pode ser fornecida por eléctrodos em posição coaxial e em anel, como ilustrado na Figura 5.19. Esse, contabiliza

aumento da concentração da razão CQOsolúvel/CQOtotal em 4,5 vezes (excepto no regime de média carga) e de polímeros extracelulares (ECP) em 6,5 vezes. A produção de biogás aumenta até 2,5 vezes durante a estabilização anaeróbia da lama (Choi *et al.*, 2006).

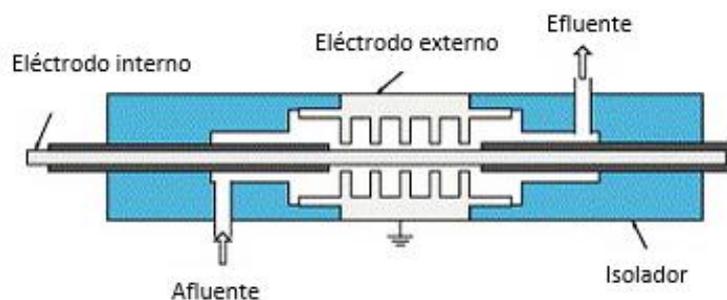


Figura 5.19: Reactor de energia pulsada constituído por um eléctrodo coaxial e cinco eléctrodos em anel (*Adaptado de Choi et al., 2006*)

A aplicação de corrente eléctrica num MBR, através de eléctrodos de alumínio condiciona a viabilidade celular, nomeadamente quando a densidade de corrente é superior a $12,3 \text{ A/m}^2$ (o número de células viáveis decresce 15% e para a densidade $24,7 \text{ A/m}^2$ decresce 29%) pois além da corrente aplicada, o valor de pH modifica-se para a gama alcalina (Wei *et al.*, 2011).

A activação do reagente de ferro de valência zero (ZVI) (mistura de ferro e carvão activado) por aplicação de campo eléctrico (1,4V) é um procedimento importante na melhoria das reacções que ocorrem na estabilização anaeróbia, pois a libertação do catião de ferro (Fe^{2+}) da placa ZVI permite agregação da lama, em conjunto com as moléculas EPS (libertadas em dobro e que se traduz no aumento da dimensão das partículas de 151 a 695 μm em 38 dias e até 724 μm em 80 dias). O catião possui efeito tampão do pH e capacidade para reduzir o valor de ORP (entre -340/-370 mV comparando com -270/-320 mV do controlo), o que melhora a aclimatização dos microrganismos anaeróbios obrigatórios (como os que estão activos na metanogénese) e resulta em maior teor de metano no biogás (mais 8,22% comparando com o controlo). A remoção de CQO também melhora nesta condição (atinge 95,4% comparando com 60% do controlo). A velocidade de sedimentação das partículas é de 56,1 m/h após aplicação de tensão eléctrica (maior que o valor do controlo 17,1 m/h) (Liu *et al.*, 2011). Segundo Hulshoff Pol *et al.*, (2004) a velocidade é normalmente inferior a 60 m/h.

A eficiência da tecnologia depende do tempo de aplicação, da densidade de corrente e do eléctrodo utilizado, pois o cátodo produz maior efeito na redução da viabilidade celular, comparando com o ânodo (Wei *et al.*, 2011).

Os dados de suporte à análise efectuada são referidos no Anexo 23: Campo eléctrico.

5.5.5 Radiação gama

Existem duas vias para produção da radiação gama a directa e indirecta. Na directa são ionizadas partículas e na indirecta é ionizada radiação electromagnética. A aplicação da radiação gama na lama é providenciada através do cobalto 60 (^{60}Co isótopo radioactivo sintético). O efeito da radiação nos microrganismos é a inactivação e degradação de compostos orgânicos, sem deixar residual radioactivo. A lama assim tratada pode ser aplicada no solo como fertilizante ou condicionador, com garantia de que a mesma se encontra higienizada (Cho *et al.*, 2013).

A aplicação de radiação (até 15 kGy) está relacionada com a desintegração dos flocos e lise celular (verificada pela presença de ácido nucleico e proteínas na análise de espectrofotometria UV a 260 e 280 nm, respectivamente) assim como libertação de EPS (maior com o aumento de pH e dose de radiação) (Xie *et al.*, 2014 e Kim *et al.*, 2011).

Ocorre solubilização de CQO de acordo com a dose de radiação aplicada, no entanto a razão entre CBO_5/CQOs diminui para valores superiores a 10 kGy, o que indica que os compostos solúveis são convertidos em compostos dificilmente biodegradáveis. A libertação de azoto também aumenta com a dose de radiação (de 92 a 210mg/L a 50 kGy) (Kim *et al.*, 2011).

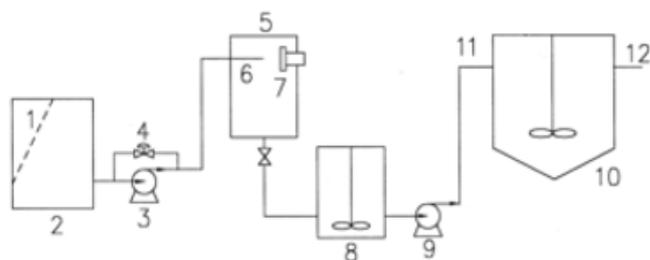
Esta tecnologia é largamente aplicada em combinação com outras tecnologias, como a alcalina (Lafitte-Trouqué & Forster, 2002).

Dados complementares à análise realizada estão apresentados no Anexo 24: Radiação gama.

5.5.6 Método de jacto de lama em pressão contra uma placa de colisão

A lama activada é comprimida para valores de pressão entre 5 a 50 bar (ou 30-50 bar, segundo Carrère *et al.*, 2010), sendo depois ejectada contra uma placa de colisão que se encontra a pressão normal, promovendo conseqüentemente desintegração celular (Tyagi & Lo, 2011).

Após a passagem da lama num tubo de Venturi, seguida de colisão numa placa a 30 bar de pressão, as células são convertidas em partículas de baixo peso molecular. A concentração de SS diminui 5 vezes (de 20.057 a 18.912 mg/L), enquanto a fracção solúvel de CQO e COT aumenta 5 e 7 vezes (699 e 365 mg/L, respectivamente) assim como se verifica aumento em 20 vezes para os nutrientes amoníaco e fósforo (11 e 97 mg/L, respectivamente). Após estabilização anaeróbia mesofílica e comparando os tempos de retenção 13 e 6 dias (carga orgânica 0,95 e 1,95 kgSV/m³.dia, respectivamente) nota-se remoção de SV em 30 e 29% e produção de biogás de 810 e 850 L/kgSVremovido, respectivamente. Assim, o tempo de retenção pode ser reduzido de 13 para 6 dias, sem prejuízo na qualidade do efluente (Nah *et al.*, 2000) (Figura 5.20).



Legenda: 1 – Crivo (2,5 mm); 2 – Tanque de armazenamento da lama; 3 – Electrobomba; 4 – Válvula de agulha; 5 – Reactor de pré-tratamento; 6 – Agulheta; 7 – Placa de colisão; 8 – Tanque de recolha de lama; 9 – Electrobomba; 10 – Digestor; 11 – Afluente ao digestor; 12 – Efluente do digestor

Figura 5.20: Representação esquemática do método de jacto de lama contra uma placa de colisão (*Adaptado de Nah et al., 2000*)

Os dados que complementam esta análise são apresentados no Anexo 25: Método de jacto de lama em pressão contra uma placa de colisão.

5.5.7 Conclusão

A tecnologia mecânica mostra-se eficaz na desintegração dos flocos, solubilização celular e redução do volume de lama em excesso, nomeadamente após estabilização anaeróbia. O não doseamento de reagentes químicos apresenta-se como uma vantagem desta secção, no entanto o consumo energético pode limitar a sua aplicação.

5.6 Tecnologia térmica

A tecnologia térmica pode ser garantida pela transferência de calor de modo convencional ou por radiação de micro-ondas (Neyens *et al.*, 2003a e Tyagi & Lo, 2011). Também pode ser condicionada pelo ciclo de congelamento-aquecimento, como mostra a Figura 5.21.

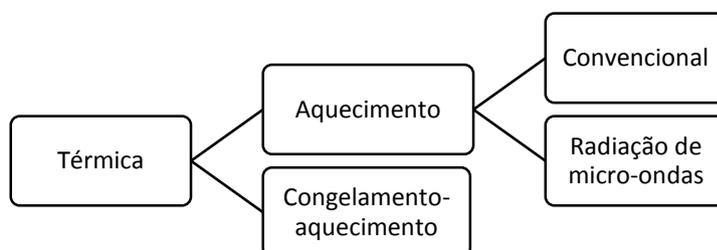


Figura 5.21: Representação esquemática das vias de actuação da tecnologia térmica

Através do aumento da temperatura é possível desintegrar as células, reduzir o número de organismos patogénicos na lama e diminuir o fornecimento de energia calorífica ao digestor, melhorando também a capacidade de desidratação da lama (Neyens & Baeyens, 2003c, Neyens *et al.*, 2003a e Tyagi & Lo, 2011).

5.6.1 Convencional

A parede celular pode ser destruída pela acção da temperatura, dentro do intervalo entre 60 a 180°C (Neyens & Baeyens, 2003c). Assim, durante o tempo de retenção 5 horas a 60°C, é induzida a redução de MLSS em 30%, a comunidade biológica é modificada e a classe Bacilli (termofílica) domina no substrato, verificando-se crescimento crítico dos microrganismos (Yan *et al.*, 2008).

Se o valor de temperatura do tratamento for menor de 150°C ocorre maior oxidação de hidratos de carbono, comparando com a oxidação de proteínas. Para valor inferior a 170°C, a introdução de 1 g CQO possibilita a produção de 398 mL de biogás. Quando o valor de temperatura é superior a 190°C é promovido o aumento da concentração de CQO solúvel, no entanto estão presentes substâncias não biodegradáveis. Contudo, a capacidade de filtração melhora, pois o valor de CST é menor de 31s (fenómeno contrário ocorre para temperatura inferior a 130°C) (Bougrier *et al.*, 2008).

O tratamento térmico prévio à digestão anaeróbia das lamas (TPAD) consiste no aquecimento da lama (entre 50-70°C) durante 2 dias, seguido de estabilização durante 10 a 20 dias. O intervalo de temperatura pode variar, correspondendo a etapas termofílica-mesofílica ou mesofílica-mesofílica, de onde resulta melhoria na velocidade da hidrólise, redução de SV (54 e 44% respectivamente) e aumento do volume de metano gerado (em 25% no primeiro caso). O custo associado à tecnologia é relativamente reduzido e o produto resultante encontra-se higienizado (Ge *et al.*, 2010).

A estabilização conjunta da lama primária e activada flotada, na gama de temperatura mesofílica e termofílica releva melhoria na remoção de ST em 89 e 128% respectivamente, na condição SRT 5 dias e temperatura de 80°C. Se a temperatura for superior a esse valor, a produção de metano não aumenta significativamente, mas para o tempo de retenção 10 dias a 120°C, a produção de metano varia de 0,29 (valor do controlo) a 0,35 m³CH₄/kgCQO. Esse tempo de retenção garante maior estabilidade da reacção, sem acumulação de VFA (como ocorre no tempo de retenção 5 dias). Ao aplicar pré-tratamento térmico é possível reduzir o tempo de retenção da estabilização para 10 ou 5 dias, diminuindo o volume do reactor num factor de dois ou quatro, respectivamente. A necessidade de aquecimento da lama desde 21°C até à temperatura de pré-tratamento 80, 120 ou 160°C requer o fornecimento de energia, correspondente a 2,60; 4,47 ou 6,95 GJ/d.t ST (Mehdizadeh *et al.*, 2013).

Na condição de 90°C, a solubilização de SST é de 47% e a 60°C solubiliza 8% para a lama activada. Durante a estabilização por via aeróbia, após retenção de 60 minutos a 90°C, verifica-se que 23% da remoção total de SST (68%) se deve ao pré-tratamento e para a via anaeróbia 20 de 77% corresponde ao pré-tratamento. O recurso a um autoclave (121°C e 1bar) mostra que a remoção de SST por via aeróbia é de 69% (neste caso apenas 5,5% da remoção de deve ao pré-tratamento). Relativamente aos custos, na condição de

90°C a estabilização aeróbia reduz em 32% os custos (custa 2.137 kWh/kg SSTremovido) relativamente ao controlo e para a via anaeróbia, o custo reduz 21% (3.665 kWh/kg SSTremovido). A razão entre a energia consumida no pré-tratamento/total (%) é de 2,13 por via aeróbia e 1,10 por via anaeróbia. No caso do autoclave, a redução do custo do pré-tratamento, relativo à remoção de SST para a via aeróbia e anaeróbia é de 34% e 27%, respectivamente (Salsabil *et al.*, 2010).

O desempenho do tratamento térmico da lama (a 80°C) realizado por Nielsen *et al.*, (2011) entre duas localizações, uma como pré-tratamento e outra entre dois reactores anaeróbios, revela que o pré-tratamento não altera a produção de metano, enquanto o tratamento intermédio aumenta em 20%, comparando com o controlo (Nielsen *et al.*, 2011). Conclusão similar é descrita por Takashima (2008) pois o pós-tratamento térmico da lama (a 120°C, durante 1 hora) minimiza a produção de SV (em 9,9% comparando com 4,5 e 6,6% para a fase pré e intermédia, respectivamente) e melhora a produção de metano (em 0,036 L/gSV comparando com 0,028 na fase intermédia) durante a estabilização mesofílica por via anaeróbia (Takashima, 2008).

São apresentados na Tabela 5.2 os resultados do pré-tratamento térmico, assim como os relativos à estabilização da lama. Verificando-se promoção da degradação celular e posterior optimização da estabilização.

Tabela 5.2: Valores de redução, solubilização e optimização correspondentes a vários parâmetros, de acordo com as condições de pré-tratamento e estabilização (*Adaptado de Park et al., 2014, Almkhtar et al., 2012 e Kim et al., 2003*)

Referência	Lama/ estabilização	Temp. (°C) e tempo	Redução	Solubilização	Optimiza
Park <i>et al.</i> , (2014)	lama activada de uma ETAR estabilização mesofílica via anaeróbia + termofílica via aeróbia	121°C e 1 h	59% CQOtotal (45% controlo); 2mg/L de azoto	CQO 53% SSV 10%	143 mLCH ₄ / gCQO removido
Almkhtar <i>et al.</i> , (2012)	lama espessada estabilização anaeróbia da lama mista espessada	80°C 14 dias	SV 0,0044- 0,03 g/mL		biogás 10-13% acumula 3.749 mL biogás
	lama espessada estabilização anaeróbia	37°C e pH7	SV 15,09%		
Kim <i>et al.</i> , (2003)	lama activada estabilização por via anaeróbia	121°C e 30 min	36,7% de CQO 32% de SV	CQO 17,6%	4.843 Lbiogás/ m ³ lama

A qualidade do efluente, usualmente não é boa, devido à elevada concentração de azoto e fósforo no efluente e presença de cor (Wilson & Novak 2009 e Dwyer *et al.*, 2008).

A maior desvantagem do tratamento térmico de elevada temperatura é o significativo consumo energético na garantia das condições de operação, no entanto o aumento da produção de biogás durante a estabilização anaeróbia pode reduzir esse défice energético. Outra via para a redução do consumo energético é o recurso ao tratamento térmico de baixa temperatura (<100°C). Neste caso, o tempo de

exposição da lama possui maior influência do que a temperatura a que decorre o processo (Appels *et al.*, 2010). E apresenta maior eficácia na dissolução de CQO, comparando com a melhoria da biodegradabilidade (Paul *et al.*, 2006).

Estão destacados os dados que suportam a análise relativa a esta metodologia, no Anexo 26: Tecnologia térmica.

5.6.2 Micro-ondas

A radiação de micro-ondas (ou aquecimento dieléctrico) baseia-se na emissão de ondas electromagnéticas de frequência entre 300 MHz a 300 GHz, cujo comprimento de onda varia entre 1 mm a 1 m. Para aplicação na lama em excesso é indicado o valor de frequência 2.450 MHz e comprimento de onda 12,24 cm (Jones *et al.*, 2002 e Tang *et al.*, 2010). A radiação electromagnética é absorvida por substâncias dipolares, induzindo agitação e conseqüente aumento da temperatura interna (Yu *et al.*, 2009 e Tang *et al.*, 2010). A radiação não é perdida na forma de calor, como acontece com outras técnicas térmicas (Jones *et al.*, 2002). Permitindo aquecimento rápido e específico das células, o que significa que a técnica é economicamente favorável relativamente às de aquecimento convencional, além de que limita as emissões tóxicas decorrentes do aquecimento dos poluentes constituintes da lama (Tyagi & Lo, 2011).

A radiação de micro-ondas produz dois efeitos nos sólidos: atérmico e térmico. O atérmico não tem efeito na degradação celular, mas melhora a estabilização mesofílica (Eskicioglu *et al.*, 2007). O efeito térmico provoca quebra nas ligações celulares, originando libertação do material extra e intracelular (Eskicioglu *et al.*, 2006). O espectro de acção da tecnologia é largo na área da remediação de solos contaminados, processamento de resíduos sólidos e regeneração de carvão activado (Jones *et al.*, 2002).

No tratamento conjunto de lama primária e activada flotada (a 160°C, o factor de solubilização de CQO aumenta 2,8 na radiação de micro-ondas e 3,2 no aquecimento convencional), no entanto o consumo de energia para garantia de um certo valor de temperatura é superior na aplicação da radiação de micro-ondas (em comparação aumenta 0,88; 0,71 e 2,37 GJ/d.t ST para a temperatura de 80, 120 e 160°C). O resultado na produção de biogás após estabilização mesofílica é similar ao descrito para o aquecimento térmico convencional. Na condição mesofílica ou termofílica e SRT de 5 dias, a remoção de ST aumenta 149 ou 232% respectivamente, por isso o volume do reactor pode ser diminuído num factor de dois ou quatro quando o SRT é 10 ou 5 dias (como verificado no tratamento térmico) (Mehdizadeh *et al.*, 2013).

Os efeitos verificados na lama são condicionados pelo teor de humidade e concentração de sólidos na lama, além dos factores inerentes à tecnologia como a temperatura, a frequência e intensidade da radiação e o período de aquecimento (Tyagi & Lo, 2013 e Eskicioglu *et al.*, 2008). Sendo a temperatura o factor que mais influencia a degradação celular e a dissolução dos compostos orgânicos (Appels *et al.*, 2013).

A capacidade de desidratação é mais eficaz quando o tempo de exposição da lama é curto. O pré-tratamento da lama secundária (a 900W, frequência 2,45 GHz, durante 60s) permite diminuição do valor de CST de 92,5 a 53s (Yu *et al.*, 2009).

O tempo de exposição de 140s aplicando um valor de potência entre 500 a 900W, resulta na solubilização de SSV entre 24,74 a 29,6% e aumento do valor da razão CQOs/CQOt (0,062 a 0,161) quando doseado em lama proveniente do sistema anaeróbio-anóxico-aeróbio (Yu *et al.*, 2010).

O facto de o aumento uniforme da temperatura no substrato se processar pela agitação das moléculas e não pelo aumento de temperatura externa, permite que as propriedades dos produtos como os metais e os nutrientes sejam mantidas, possibilitando uma recuperação eficiente desses produtos. No entanto, a falta de conhecimento sobre o funcionamento da tecnologia a nível industrial, as conclusões contraditórias acerca da intensidade da radiação, as dúvidas acerca do mecanismo das reacções das partículas dieléctricas e dos materiais necessários para a aplicação da técnica são entraves à aplicação desta tecnologia (Tyagi & Lo, 2013 e Jones *et al.*, 2002).

Alguns resultados de suporte da análise realizada estão descritos no Anexo 27: Micro-ondas.

5.6.3 Congelamento e aquecimento

Esta tecnologia baseia-se no congelamento e descongelamento da lama, no sentido de melhorar a redução do volume da lama. É simples de operar, o custo é reduzido em locais de clima frio e apresenta bons resultados na qualidade do efluente e na desidratação de lama, nomeadamente para lama proveniente de tratamento mediado por alumínio (Örmeci & Vesilind, 2001).

A tecnologia pode ser aplicada em modo de congelamento e aquecimento ou em combinação com tratamento alcalino, resultando em lise celular e libertação de material intracelular, não só devido ao efeito do tratamento, como também pela acção das enzimas libertadas pelos microrganismos. O conteúdo em compostos orgânicos e iões no substrato pode degradar os resultados obtidos, devido ao efeito protector destes sobre os microrganismos (Gao, 2011, Montusiewicz *et al.*, 2010 e Örmeci & Vesilind, 2001).

Vesilind *et al.*, (1991) refere que no processo de congelamento, os sólidos são encaminhados pelos cristais de gelo para uma camada extracelular onde se concentram, o que provoca anulação da força repulsiva entre as cargas iónicas e promovida a compactação dos sólidos (Vesilind *et al.*, 1991). Também é referido numa publicação anterior que o tratamento promovido por baixas temperaturas e longo tempo de congelamento (-6°C durante 24 horas + 24 horas em aquecimento à temperatura ambiente) otimiza a capacidade de desidratação da lama (a -30°C o coeficiente de filtração é de $2 \times 10^{-6} \text{ kg}^2/\text{s}^2 \cdot \text{m}^4$ para a lama activada e cerca de $2,8 \times 10^{-6} \text{ kg}^2/\text{s}^2 \cdot \text{m}^4$ para lama mista estabilizada, enquanto a -5°C o coeficiente apresenta o valor aproximado de 4,8 e $5,4 \times 10^{-6} \text{ kg}^2/\text{s}^2 \cdot \text{m}^4$ respectivamente) (Vesilind & Martel, 1990).

Após um ciclo de congelamento/aquecimento (-10/-18°C durante 24 horas) a solubilização de CQO é duas vezes superior comparando com o controlo, mas é menor comparando com o resultado de cinco ciclos de congelamento (maior nove vezes e meia o controlo). Como verificado anteriormente, o teor de humidade da lama diminui e a capacidade de desidratação melhora, devido ao aumento da concentração de partículas de dimensão superior a 300 µm (5 a 6 vezes, em relação à inicial) o que favorece a sedimentação da lama (500 mL de lama durante três horas a decantar após o ciclo de congelamento, resulta em 78 mL de lama) (Gao, 2011).

Jean *et al.*, (2001) também confirmam que a capacidade de desidratação da lama activada é melhorada bem como o valor de CST diminui, após introdução de gelo seco na lama (30,5; 36,0 e 33,9 com tempo de retenção 10-15 minutos, 2 e 6 horas, respectivamente). A concentração de sólidos atinge 18,3% quando o tempo de retenção varia de 10 a 15 minutos (comparando com 14 e 16% com tempo de retenção de 2 e 6 horas, respectivamente) (Jean *et al.*, 2001).

A técnica de congelamento/aquecimento aplicada a lama mista, origina diminuição da densidade da lama (2 kg/m³) e redução do valor de pH (em 1 ponto) o que corrobora a tese de lise celular, por isso a concentração de CQO solúvel é o dobro da verificada no controlo e a concentração de NT solúvel, NH₄⁺ e PO₄³⁻ aumenta no sobrenadante. Relativamente à estabilização mesofílica por via anaeróbia, nota-se que a carga orgânica afluenta não influencia significativamente a remoção de compostos orgânicos, contudo a remoção de SV, CQO e ST relativamente ao controlo, aumenta em 36, 14 e 38% respectivamente. Após a estabilização, a concentração de NTs, NH₄⁺ e PO₄³⁻ no sobrenadante aumenta 2,3; 8 e 1,6 vezes no controlo, relativamente à concentração inicial, enquanto na lama pré-tratada a libertação é de 1,4 e 6 vezes, respectivamente e pouca libertação de fósforo, relativamente à concentração inicial. Assim, a qualidade do efluente não é afectada (Montusiewicz *et al.*, 2010).

São apresentados mais dados acerca dos estudos referidos no Anexo 28: Congelamento e aquecimento.

6 Avaliação das tecnologias

Serão apresentadas comparações entre as várias tecnologias, de acordo com a informação descrita no capítulo anterior e no ponto 6.1, de modo a sustentar a avaliação final que demonstrará, segundo uma escala colorimétrica, as tecnologias que otimizam a redução do volume da lama, entre outros parâmetros.

6.1 Comparação entre tecnologias

A comparação entre o ozono e o moinho de bolas vibratório está patente na Tabela 6.1, relativa ao estudo da lama proveniente de um sistema biológico de ciclo anaeróbio-aeróbio. A remoção de fósforo é mais intensa no moinho, devido à acção dos iões de ferro libertados pelas bolas que auxiliam a decantação do fosfato. A maior percentagem de remoção de CQO e azoto é notada no caso do moinho de bolas, contudo a redução de lama é metade comparada com o ozono (Sano *et al.*, 2012).

Tabela 6.1: Comparação entre o doseamento de ozono e o moinho de bolas (*Adaptado de Sano et al., 2012*)

Tecnologia	Tratamento	Δ CQO (gCQO/g lama)	Δ N (gN/g lama)	Fósforo efluente	Remoção CQO (%)	Produção de lama (gSS/dia)
Ozono	40 mgO ₃ /L	6,2	2,3	3,2mg/L	32	0,2
Moinho de bolas	15 minutos	12,1	2,4	1,2mg/L	64	2,6

Os resultados para as duas tecnologias mecânicas, moinho de rotação e sonificação são apresentados na Tabela 6.2. A temperatura óptima no reactor de sonificação são 55°C e 87°C no tratamento mecânico (Rivard & Nagle, 1996). Verifica-se que o moinho favorece a libertação de CQO, consumindo menor valor de potência, quando comparada com a sonificação.

Tabela 6.2: Comparação entre a tecnologia mecânica por aplicação de força de cisalhamento e sonificação (*Adaptado de Rivard & Nagle, 1996*)

Tecnologia	Sólidos (%)	Potência consumida (W/h)	Potência (W/h.g peso seco)	CQOlibertado (%)
Moinho de rotação	1	23,8	23,8	86,7
6 a 10 minutos	2	25,8	12,9	88,6
	3	33,9	11,3	54,1
	1	23,2	23,2	80,4
Sonificação	2	34,0	17,0	48,6
	3	34,3	11,4	46,7
	4 a 8 minutos			

De acordo com os dados apresentados na Tabela 6.3, relativa à comparação entre os tratamentos sonificação, térmico (60 e 90°C) e ozono, verifica-se que a sonificação melhora o rendimento da estabilização por via aeróbia (temperatura ambiente) e por via anaeróbia (a 37°C) alcançando ainda maior redução do custo, ao considerar a energia fornecida na remoção de SST (Salsabil *et al.*, 2010).

Tabela 6.3: Comparação entre as tecnologias sonificação, térmica e ozono (*Adaptado de Salsabil et al., 2010*)

Tecnologia	SSE (kJ/kgST)	CQOs (%)	SST (%)	SV (%)	Via aeróbia		Via anaeróbia	
					Remoção SST (%)	Reduz custo (%)	Remoção SST (%)	Reduz custo (%)
Sonificação	200.000	46	46,5	55	76	48	86,2	44
Térmico (60°C)	216.000	8	8,8	11,7	65	20,5	73	16,5
Térmico (90°C)	558.620	16,8	15,8	21,2	68	32	76,5	21
Ozono	46.285	10	15	19,2	71	27	78,5	22

Na Tabela 6.4 apresenta-se a comparação entre os resultados da estabilização anaeróbia da lama sujeita a pré-tratamento por sonificação e ozonização. Verifica-se que somente na estabilização da lama sujeita a sonificação a filtração é melhorada (Braguglia *et al.*, 2012).

Tabela 6.4: Comparação entre diferentes pré-tratamentos da estabilização anaeróbia semi-contínua (*Adaptado de Braguglia et al., 2012*)

Tecnologia	Energia específica (kJ/kg ST)	Remoção	Biogás	CST (s.L/g ST)
sonificação (24kHz, 255W) + estabilização anaeróbia semi-contínua (37°C, Trh 10 dias durante 63 dias)	2.500 (desintegração 4%)	CQO 74% SV 38%	172L (+26% controlo) (produção 0,84 m ³ /kg SV destruído) calor necessário 1775; calor de biogás 1406 = -369 kcal/kg SV alimentado	de 15 (controlo) a 11
ozono + estabilização anaeróbia semi-contínua (37°C, Trh 10 dias durante 49 dias)	4.500 (dose ozono 0,07gO ₃ /g ST) (desintegração 6%)	CQO 57% SV 34%	126 L (produção 0,70 m ³ /kg SV destruído) calor necessário 1565; calor de biogás 1341 = -224 kcal/kg SV alimentado	de 1,4 a 11,9
igual ao anterior mas durante 74 dias	2.000 (0,05 gO ₃ /g ST) (desintegração 2,4%)	não se verifica remoção de CQO (necessita pós-tratamento) SV 29%	131 L (produção 0,75 m ³ /kg SV destruído) calor necessário 1773 calor de biogás 1413 = -360 kcal/kg SV alimentado	de 1 a 14,8

De acordo com os dados apresentados na Tabela 6.5, referentes à comparação entre a aplicação de sonificação e as tecnologias térmica e química como pré-tratamento da estabilização da lama, nota-se que a maior percentagem de solubilização de CQO na lama activada pertence à tecnologia química, no entanto a maior remoção de SV é alcançada para a lama sujeita a sonificação e a produção de biogás é otimizada após pré-tratamento térmico da lama (Kim *et al.*, 2003).

Tabela 6.5: Comparação entre as tecnologias de sonificação, térmica e química (Adaptado de Kim et al., 2003)

Tecnologia	CQOs (%) pré-tratamento	Estabilização anaeróbia (37°C)	
		Redução SV (%)	Biogás (L/m ³)
Sonificação (42 kHz, 120 min a 25°C)	18,4	38,9	4.413
Térmica (1,5 atm; 30min a 121°C)	17,6	32,1	4.843
Química (NaOH pH12)	39,8	29,8	4.174

A comparação entre os resultados obtidos após aplicação das tecnologias de electrólise, térmica e química na lama secundária como pré-tratamento da estabilização, permite afirmar que a solubilização de CQO na tecnologia térmica é superior, mas de acordo com os dados apresentados na Tabela 6.6, a maior produção de biogás pertence à lama electrolisada (Yu et al., 2014).

Tabela 6.6: Resultado do pré-tratamento da tecnologia electrolítica, térmica e química (Adaptado de Yu et al., 2014)

Tecnologia	Remoção CQO pré-tratamento (%)	Estabilização anaeróbia (37°C e 28 dias)		
		Remoção SV (%)	C:N:P	Biogás (L/kg SV)
Electrólise (20V, 40 min eléctrodos Ti/RuO ₂)	2,67	45,5	15,85:2,70:1	647
Térmica (70°C e 9h)	8,52	43,7	9,79:3,51:1	523
Química (pH10 e 8 dias)	2,68	43,5	18,31:3,68:1	560

A percentagem de remoção de SSV na oxidação por via húmida não é alterada durante a estabilização da lama mista, tendo em conta o elevado valor que o pré-tratamento confere, como mostra a Tabela 6.7. O rendimento em metano também é maior na lama pré-tratada por oxidação, relativamente ao pré-tratamento por hidrólise térmica (Strong et al., 2011).

Tabela 6.7: Comparação entre a remoção de SSV e produção de biogás para as tecnologias hidrólise térmica e oxidação por via húmida (Adaptado de Strong et al., 2011)

Tecnologia	Remoção SSV pré-tratamento (%)	Estabilização anaeróbia (36°C)	
		Remoção SSV (%)	Metano optimiza (%)
Hidrólise térmica (140/160°C, 2horas, 300 rpm)	9/22	50/47	12/13
Oxidação por via húmida (O ₂) (220°C, 2horas, 300 rpm)	93	93	53

A remoção de SSV no pré-tratamento por doseamento de ozono, enzimas e recurso a tecnologia mecânica é marginal como se verifica na Tabela 6.8 (25% após 2h com ozono, 1-6% várias enzimas e 25-30% após 1 a 5 min de homogeneização), quando comparadas com tecnologias como a oxidação por via húmida de baixa pressão, a oxidação de Fenton e a reacção alcalina, pois estas alcançam remoção de SSV superior a

50% por isso a lama pré-tratada por estas tecnologias é estabilizada por via anaeróbia, permitindo melhorar a remoção verificada (Abe *et al.*, 2011).

Tabela 6.8: Resultado da eficiência da remoção de SSV para diferentes tratamentos da lama (*Adaptado de Abe et al., 2011*)

Tecnologia	Remoção SSV (%)	Estabilização anaeróbia (53°C, Trh 20dias)
		Remoção SSV (%)
Oxidação por via húmida de baixa pressão (num autoclave O ₂ 100%; 0,98MPa; 237 rpm, 150°C e 2h)	63,7	83,2
Fenton (pH 3, Fe ²⁺ 0,1g/L e H ₂ O ₂ 15g/L, 105°C e 2h)	54,5	68,2
Alcalino (NaOH 0,5N a 120°C e 20 min)	55,2	70,9
Ozono (Tambiente e 2h)	25	-
Mecânica - homogeneizador (1 a 5 min)	25-30	-
Enzimático (solução de enzimas, pH 4,5-7,5; 55 a 65°C e 24h)	1-6	-

Tendo em conta os resultados apresentados, será realizada uma avaliação comparativa entre as tecnologias, segundo uma escala colorimétrica como demonstra a Tabela 6.10. A escala colorimétrica tem associada uma pontuação, determinada de acordo com o intervalo dos valores/nível de qualidade obtidos pelas tecnologias e descritos no capítulo anterior, como demonstra a Tabela 6.9. A pontuação associada a cada parâmetro poderá ser revista por um painel de peritos, por forma a adaptá-la às condições reais.

Na comparação será indicado se a tecnologia se encontra a nível laboratorial (L) ou aplicada em escala real (R). Os parâmetros analisados são a concentração de MLSS no reactor (para os processos biológicos) e redução de MLSS (nas restantes tecnologias), a solubilização de CQO e de sólidos, a produção de biogás e a capacidade de sedimentação e desidratação. Quando, a estes parâmetros está associado um valor elevado corresponderá uma cor intensa, assim como uma pontuação elevada (5). No entanto, para os parâmetros retenção da lama, Yobservado, produção de lama e custo associado, será estabelecida uma cor clara e um valor elevado de pontuação (5) quando a tecnologia revela um valor reduzido.

A produção de produtos tóxicos ou de produtos não biodegradáveis é penalizada com pontuação negativa (de -1 a -5), à qual corresponde a gradação de cor desde o creme ao vermelho. A qualidade do efluente revela se a concentração de sólidos e nutrientes aumenta ou diminui, após aplicação da tecnologia e o parâmetro aplicação traduz a facilidade de operação/adaptação da tecnologia ao sistema convencional da ETAR.

Tabela 6.9: Pontuação e respectiva cor, relativos ao valor de um parâmetro

Pontuação	Tempo de contacto	Yobservado	Produção de lama	Custo	Pontuação	MLSS (biológica)	MLSS (%redução)	Redução CQO (%)	Redução sólidos (%)	Biogás	Sedimentação	Desidratação
5	segundos	0,027-0,3	0,0016/d -91/100%	redução de 3.000 kWh/t	1			1/6	10/19	269-502mL/g	Sólidos a 10% ps SVI <400 44mm/h	-10% volume; CST 60s
4	15min-1h	0,4-0,11	0,04 a 0,33g/d -60/90%	0,0115 a 1,15\$/m ³	2		5	6/46	20/40	691mL		
3	90min-12h	0,12-0,55	1,7 a 2,6g/d -30/55%	5 a 11 kW/m ³ ou uso de reagentes	3		15-35	46/64	40/60	647-850L/kg	humidade 75% 83<SVI<100	
2	12-48h	0,28-1,4	1,6 a 170g/d -12/29%	86,5 kWh/t	4	1/10%	36-60	64/80	60/89	172-4.413L/m ³	velocidade 56,1m/h	-50% volume; CST 11s
1	>5 dias			30 a 50 W/m ³	5	2.500mg/L	53/98	80/435	90/232	3.204-4.843L/m ³	humidade 49% SVI<36	-99% SRF
2	Melhora				-1	Pouco Perigoso						
-1	Deteriora ligeiramente				-3	Perigoso/Não biodegradável						
-3	Deteriora extremamente				-5	Muito Perigoso						

Legenda:

Escala: real (R) ou laboratorial (L)	Sem dados	Não altera	Presente
Razoável	Reduzido	Melhora	Pouco Perigoso
Bom	Médio	Deteriora ligeiramente	Perigoso/Não biodegradável
Muito bom	Elevado	Deteriora extremamente	Muito Perigoso

Tabela 6.10: Análise comparativa dos resultados das tecnologias de pré-tratamento

Tecnologia		Escala	MLSS	Tempo de contacto	Yobservado	Produção de lama	Redução CQO	Redução sólidos	Biogás	Sedimentação	Desidratação	Qualidade efluente	Reagentes	Produtos tóxicos/não biodegradáveis	Operacionalidade	Custo	Pontuação
Processos Biológicos	Predação	R	4	2	5	4	5	2		2	2	-1			3	5	3
	Fungos	L	3	2			5	5		3	4	2			3	5	3,56
	Manutenção metabolismo	R	4	1	3	5	5	2		2		2			4	5	3,3
Inibidores (biológico)	OSA	R	5	2	3	2	5	2		3		2			3	5	3,2
	rCAA	R		2	5	2	5					2			3	5	3,43
	hidrólise+ anóxico/aeróbio	R		3		3	5				1	2			2		2,67
	Químicos	L	5	5	2	3	4			-1		-1		-3	4	3	2,1
Hidrólise	biológica	R		3			1	3				2		-1	4	3	2,14
	térmica	R		1		3	1	3	1	3	4	-1		-3	1	2	1,36

Legenda:

<p>Escala: real (R) ou laboratorial (L)</p> <p> Razoável</p> <p> Bom</p> <p> Muito bom</p>	<p>Sem dados</p> <p> Reduzido</p> <p> Ligeiramente elevado</p> <p> Elevado</p>	<p> Não altera</p> <p> Melhora</p> <p> Deteriora ligeiramente</p> <p> Deteriora extremamente</p>	<p> Presente</p> <p> Pouco Perigoso</p> <p> Perigoso/Não biodegradável</p> <p> Muito Perigoso</p>
--	--	--	---

Tabela 6.10: Análise comparativa dos resultados das tecnologias de pré-tratamento (continuação)

Tecnologia		Escala	MLSS (redução)	Tempo de contacto	Produção de lama	Redução CQO	Redução sólidos	Biogás	Sedimentação	Desidratação	Qualidade efluente	Reagentes	Produtos tóxicos	Operacionalidade	Custo	Pontuação
Oxidação avançada	Ozonização	R	4	5	5	2	1						-3	3	4	2,63
	+estabilização		1	5		4	4	1	2	4				5		3,25
	Fenton	R	4	3	3	3		3	3	2			-3	1	2,5	2,15
	Via húmida	R	3	2	3	4				2				1	1,5	2,36
	+estabilização		1		4	5	2			2						2,8
	Electroquímica	R	3	2	4					3	2			4	3	3
	+estabilização		1			4	5	5			3			3		3,2
	electro-flotação	L	4	1,5		5					2			4	1	2,92
electro-desidratação	L	3			-1		4	5	-1				4	2	2,29	
Química	Ácido	R		3		5			-1	-1	-1		-1	4	4	1,5
	+estabilização		3	1				2			2					2
	Alcalino	R		4		3	2			2	3		-1	4	4	2,63
	+estabilização			1		5	3	4	-3		-1					1,5
	Cloro	R	2	5	3				-1		-0,5		-5	3	2	1,06
	Dióxido de cloro	R	4	4	2					2	-0,5		-3	4	3	1,94

Legenda:

<p>Escala: real (R) ou laboratorial (L)</p> <p> Razoável</p> <p> Bom</p> <p> Muito bom</p>	<p>Sem dados</p> <p> Reduzido</p> <p> Ligeiramente elevado</p> <p> Elevado</p>	<p> Não altera</p> <p> Melhora</p> <p> Deteriora ligeiramente</p> <p> Deteriora extremamente</p>	<p> Presente</p> <p> Pouco Perigoso</p> <p> Perigoso/Não biodegradável</p> <p> Muito Perigoso</p>
--	--	--	---

Tabela 6.10: Análise comparativa dos resultados das tecnologias de pré-tratamento (continuação)

Tecnologia		Escala	MLSS (redução)	Tempo de contacto	Yobservado	Produção de lama	Redução CQO	Redução sólidos	Biogás	Sedimentação	Desidratação	Qualidade efluente	Reagentes	Produtos tóxicos	Operacionalidade	Custo	Pontuação
Mecânica	Sonificação	R		3			5	4			-0,5				4	2	2,92
	+estabilização			1	4	3		4	4	3	5	2			4	4	3,33
	Moinho	R		5		3	3					-0,5			4	2	2,75
	+estabilização			1				2			2	2					1,75
	Homogeneização	R	5	5	5	5	2				2	-0,5			4	5	3,61
	+estabilização			1				5				2	2			5	3
	Campo eléctrico	L	3	5			1					2			4	3	3
	+estabilização			1			5		1	4	2	2					2,5
	Radiação gama	L		4			-0,5					-0,5				1	2
Jacto lama+estabilização	L		5			1	2	3			2						2,6
Térmico	Convencional	R	3	2			4	1		4				-3	1	2	1,75
	+estabilização			1			2	5	5			2					3
	Micro-ondas	L		5			1			1	2			-1	1	2,5	1,64
	+estabilização			1			3	5	5								3,5
	Congelamento/arrefecimento	R		2			1			2	2	-0,5			1	3	1,5

Legenda:

Escala: real (R) ou laboratorial (L)	Sem dados	Não altera	Presente
Razoável	Reduzido	Melhora	Pouco Perigoso
Bom	Ligeiramente elevado	Deteriora ligeiramente	Perigoso/Não biodegradável
Muito bom	Elevado	Deteriora extremamente	Muito Perigoso

7 Sistemas Híbridos

Como referido no capítulo 5, a combinação de tecnologias de redução do volume da lama pode ser benéfica, na medida em que minimiza as desvantagens da aplicação de uma tecnologia isolada e pode produzir um efeito mais significativo. De seguida, serão apresentadas algumas abordagens destes sistemas.

As comparações de redução/aumento do valor médio para um parâmetro reportam à comparação com o valor obtido na situação controlo. Nesta, a lama é somente sujeita ao sistema convencional de tratamento (sem aplicação da tecnologia).

7.1 Sonificação e ozonização

A combinação das tecnologias de sonificação e ozonização permite a fragmentação dos flocos e posterior lise celular. Da análise aos valores da Tabela 7.1, é possível perceber que a combinação das tecnologias permite a degradação dos compostos complexos e o efeito sobre a lama de ETAR é mais efectivo (esta funciona com um reactor de ciclo anaeróbio/aeróbio) comparando com os resultados produzidos pela aplicação de uma tecnologia isolada, pois a sonificação auxilia o processo de transferência de ozono para a lama (Xu *et al.*, 2010).

Tabela 7.1: Resultado da combinação das tecnologias sonificação e doseamento de ozono (*Adaptado de Xu et al., 2010*)

Temperatura e pH	Tempo reacção	Energia de sonificação	Dose ozono	CQOs (mg/L)	SSTsolúvel e SSV	Dimensão partículas	Óptimo
27°C pH 6,8	60 min	0,26 W/mL	0,6 g/h	3.341 (sonificação 797 e O ₃ 2.347)	SSTs +28% SSV +34%	90% <80µm	ST 19g/L; pH 6,8

7.2 Sonificação e alcalino

A manutenção de valor de pH alcalino na lama mista garante hidrólise das moléculas de EPS. A combinação de pré-tratamento químico e sonificação despoleta as vantagens das duas tecnologias nomeadamente na degradação celular, como verificado na Tabela 7.2. O reagente NaOH influencia a eficiência da desintegração da lama (proveniente de tratamento no ciclo anaeróbio-anóxico-aeróbio) segundo a ordem: dosagem de NaOH e sonificação em simultâneo > doseamento de reagente precedente de sonificação > sonificação precedente de reagente (Le *et al.*, 2013b).

Tabela 7.2: Efeito da combinação das tecnologias de sonificação e alcalina na lama (*Adaptado de Le et al., 2013b*)

Tecnologia	Temperatura (°C)	pH final	Tempo reacção	Pressão (bar)	Energia de sonificação (kJ/kgST)	Dose NaOH (mg/gST)	Degradação CQO (mg/L)
1º alcalino NaOH	28	7,6	30 min			40	46% (35% sonificação)
2º sonificação			2 h	2	75.000		

Após estabilização aeróbia a capacidade de sedimentação, assim como a concentração de azoto e fósforo aumentam no sobrenadante, enquanto a libertação de CQOsolúvel diminui, como descrito na Tabela 7.3. Contudo, o sistema híbrido demonstra optimização da matéria orgânica estabilizada e redução da produção de lama em excesso (Jin et al., 2009).

Tabela 7.3: Resultados do estudo do sistema combinado sonificação e reagente alcalino (*Adaptado de Jin et al., 2009*)

Tecnologia	Temperatura (°C)	Tempo reacção (minutos)	Energia de sonificação (kJ/kgpeso seco)	Dose NaOH (g/kg peso seco)	Degradação SSV (%)	CQOsolúvel (mg/L)	Produção de lama (%)	Qualidade efluente híbrido (controlo)
NaOH + sonificação		30	3.750	0,5 mol/L		6.797 (275 controlo 5.429 NaOH)		turbidez 701 NTU (65,6); humidade 88,9% (92,5)
NaOH+ sonificação e estabilização via aeróbia (30°C e SRT 10 d)	20	30	7.500	100	38 a 50,7% (42,5 sonificação; 43,5 NaOH)	317 a 441 (301 sonificação; 410 NaOH)	-50	NT 83 (73); PT 29 (21) mg/L; SVI 75 (94)

Outra análise a este sistema foi realizada por Ma *et al.*, (2012). Os resultados apresentados na Tabela 7.4 comprovam a redução da produção de lama e redução de custos associados (para lama espessada proveniente de reactor de ciclo anaeróbio-anóxico-aeróbio) (Ma *et al.*, 2012).

Tabela 7.4: Efeito da combinação de tecnologias alcalina e sonificação na redução de lama em excesso e nos custos associados (*Adaptado de Ma et al., 2012*)

Tempo reacção (s)	Energia de sonificação (W/kg ps) (valor do controlo)	Dose NaOH (g/kg peso seco)	Remoção CQO (kg/dia)	Produção de lama (kgSSV/d)	Coefficiente de rendimento Y (kgSSV/kgCQO)	Remoção (%)	Custo
154	0,476 (0,087W/mL)	66	236,2 (136,9)	64,4 (84,4) = -56,5%	0,27 (0,62)	CQO e SS>90 NT 56, NH ₄ ⁺ 91 e PT 85	0,186 \$/m ³ (reduz 11,4%)

7.3 Sonificação e electroquímico

A degradação de nitrobenzeno garantida pela combinação da emissão alternada de ondas pulsadas de sonificação e ondas eléctricas permite melhoria da eficiência na degradação do composto em 17% comparando com a tecnologia electroquímica e 3% relativamente à aplicação das ondas na forma contínua. A combinação evidencia ainda a redução do consumo de energia em 46,5% e o potencial para degradação de compostos complexos (*Xia et al., 2014*).

7.4 Térmico e químico

A avaliação da redução de sólidos na lama estabilizada recorrendo a tratamento termo-oxidativo está patente na Tabela 7.5, onde se verifica que a redução da quantidade de lama é otimizada, nomeadamente quando a dose de reagente aumenta. A capacidade de desidratação é deteriorada assim como a cor é mais intensa na combinação térmica com oxigénio e alcalino. Caso contrário ocorre para a combinação de reagente ácido, por isso esta é considerada a melhor combinação, para esses parâmetros (*Takashima & Tanaka, 2008*).

Tabela 7.5: Comparação entre diferentes abordagens da combinação de tecnologias termo-oxidativas
(Adaptado de Takashima & Tanaka, 2008)

Tecnologia	Após tratamento						Após estabilização			
	SST (g/L)	SSV (g/L)	Optimiza redução SSV	Redução CQO	CQO (g/L)	CQOsolúvel (g/L)	Metano	Redução SSV	Desidratação	Cor
Controlo	24,6	14			26,8	0,59				
Térmico (170°C, 15MPa, 1hora)	18	9,2			27,6	8,64				
Térmico+O ₂ (0,1/0,5 MPa)	18/ 18,7	8,5/ 9,6			26,1/ 25,0	8,69/ 8,70				
Térmico+O ₂ +alcalino (0,1/0,35 gNa ₂ CO ₃ /gSV)	17,6/ 15,2	8,4/ 6,6	0,35 gNa ₂ CO ₃ /gSV		25,4/ 26,5	9,82/ 12,7				
Térmico+O ₂ +ácido (0,005 mol HCl/gSV)	15,8	7,9			25,2	7,97				
Térmico+H ₂ O ₂ (0,5/2 g H ₂ O ₂ /gSV)	16,4/ 13,0	8,0/ 5,2	2gH ₂ O ₂ /gSV (-64%)	-21%	25,5/ 19,3	8,54/ 9,11				
Térmico+ozono (0,01/0,05 gO ₃ /gSV)	17,8/ 12,8	8,6/ 6,2	0,05 gO ₃ /gSV	-28%	24,8/ 21,1	8,83/ 8,81				

Legenda: ■ excelente ■ bom ■ mau ■ muito mau

7.5 Térmico e alcalino

Da análise aos resultados apresentados na Tabela 7.6, relativos à combinação da tecnologia térmica com o doseamento de reagente alcalino nota-se maior remoção de CQO, de sólidos da lama e optimização da produção de metano, comparando com a aplicação isolada das tecnologias.

Tabela 7.6: Comparação dos resultados obtidos pela combinação das tecnologias térmica e alcalina, comparando com a aplicação simples (Adaptado de Yu et al., 2014, Kim et al., 2003, Abe et al., 2011 e Rani et al., 2012b)

Referência	Tecnologia	Temperatura e tempo retenção	CQO total (mg/L)	Redução	Metano	Aplicabilidade
Yu et al., (2014)	lama secundária de ETAR (50.000 m ³ /dia) (só térmico 70°C e 9 h ou só alcalino pH10 e 8 d) +estabilização anaeróbia	térmico 90°C + alcalino pH11 durante 10 h 28 dias a 35°C	razão C:N:P 17,1:3,96:1 (térmico 9,79:3,51:1; alcalino 18,31:3,68:1; controlo 4,04:2,00:1)	solubiliza CQO 33,95% (térmico 24,14 e alcalino 7,38%) SV -46,2%; térmico 43,7; alcalino 43,5; controlo 38,9); período de adaptação 31-34 d (controlo 40 d)	605 L/kgSV térmico 523 alcalino 560 controlo 396	produz biogás até dia 18 (alcalino até dia 10)
Kim et al., (2003)	NaOH +estabilização anaeróbia	pH12, 121°C durante 30 minutos Tambiente ou 121°C	remove CQOs 4.941 ou 13.692 (controlo 1.136)	CQO 85,4% SV reduz 29,8 ou 46,1% (controlo 20,5)	2.827 ou 3.367 L/m ³ (controlo 2.507)	
Abe et al., (2011)	NaOH +estabilização anaeróbia mesofílica	20 minutos a 120°C		SSV reduz 55,2% SSV 70,9%		
Rani et al., (2012b)	lama activada + estabilização (50 d)	60°C e pH12	CQO aumenta 23%	SS reduz 22%	biogás aumenta 51% (845 mL)	

7.6 Alcalino e mecânico

A combinação entre o doseamento de reagente alcalino (NaOH pH10) e tratamento mecânico (rotação de alta velocidade a 12.000 rpm) origina perturbação da estrutura celular, seguida de lise celular. Assim, a solubilização de CQO aumenta em relação ao controlo (cerca de 24%). O aumento na velocidade de rotação é mais relevante do que o tempo de duração da rotação, no caso da solubilização de CQO, pois verifica-se aumento da temperatura e pressão quando a velocidade aumenta, por exemplo quando a velocidade aumenta de 4.000 a 24.000 rpm, na condição pH 8, a solubilização de CQO aumenta de 16 a 21%. O parâmetro SS também depende de forma directa do valor de pH e da velocidade de rotação (reduz 23,3% na condição 4.000 rpm, a pH 8). Estes efeitos permitem que a produção de biogás durante a estabilização da lama seja 76% superior ao valor do controlo (Rani *et al.*, 2012a).

7.7 Químico e congelamento/aquecimento

A combinação de tratamento de congelamento/aquecimento ou térmico com adição de reagente químico revela que a concentração de CQO solúvel e de amoníaco aumentam ligeiramente relativamente ao controlo, no entanto a capacidade de sedimentação diminui, sem alterar a qualidade final do efluente. De acordo com a Tabela 7.7 verifica-se que a solubilização de CQO é similar entre um ciclo de congelamento e tratamento térmico durante 30 minutos, assim como para cinco ciclos de congelamento e tratamento térmico durante 60 minutos, enquanto a capacidade de filtração é otimizada somente para o ciclo de congelamento (Gao, 2011).

Tabela 7.7: Comparação entre a aplicação de tratamento por congelamento/aquecimento ou térmico combinado com o doseamento de reagente químico (*Adaptado de Gao, 2011*)

Tecnologia	Condição de temperatura	de CQOs (vezes controlo)	NH ₃ (vezes controlo)	Decantação (mL) (após 3 h)	CST/CST ₀
Congelamento/ aquecimento 1 ciclo ou 5 ciclos	-10/-18°C e 24h +	2	2	78	0,17-0,34
	Tambiente e 24h	9,5	8		
Químico (pH5,5/6,5/11) +congelamento		Não aumenta para pH ácido		80	
Térmico	103°C e 30min+ Tambiente e 24h	similar 1 ciclo	2,5		0,95
Térmico	103°C e 60min Tambiente e 24h	similar 5 ciclos	12	225	0,97
Químico+térmico	103°C e 60min			305	

7.8 Alcalino e H₂O₂

O doseamento dos reagentes alcalino e H₂O₂ condiciona o volume de lama secundária e a transferência da matéria orgânica para a fracção solúvel, devido à fragmentação da estrutura do floco, lise celular e diminuição da dimensão das partículas após acção dos radicais hidroxilo (OH^{*}) e hidroperóxil (HO₂^{*}), como se verifica após análise dos valores apresentados na Tabela 7.8. Apesar da adição de alcalinidade não alterar a concentração de ST ou a dimensão das partículas, nota-se no sistema híbrido um efeito positivo na melhoria da degradabilidade da lama, pois quando o valor de pH é extremo a célula é incapaz de manter a pressão de turgescência e é destruída (Kim *et al.*, 2009).

Tabela 7.8: Resultado da redução da produção de lama após doseamento combinado dos reagentes alcalino e H₂O₂ (*Adaptado de Kim et al., 2009*)

pH (NaOH)	Dose de H ₂ O ₂	Redução ST (%)	CQOs/CQOt (%)	Redução SVI (%)	Dimensão partículas (µm)	Viscosidade (g/cm.s)	Redução viscosidade (%)
11	1,6M	49	57,4	66,7	10,8	1,3×10 ⁻²	69,1
	1,6M	33	54,7	7	13,5	1,5×10 ⁻²	
11		-	27,6		-	3,9×10 ⁻²	

7.9 Ozonização e H₂O₂

O reagente peróxido de oxigénio liberta radicais hidroxilo que possuem maior poder de oxidação, comparando com os de ozono. A remoção de CQO é eficaz recorrendo a ozonização 44 e 55% no sistema convencional e reactor MBR, respectivamente e a combinação com H₂O₂ melhora o resultado em 4 e 55% respectivamente, tal como apresentado na Tabela 7.9 para a lama secundária. A degradação da matéria orgânica dissolvida (COD) não é tão eficiente no sistema convencional, possivelmente devido à presença de compostos de carbono, os quais inibem a acção dos radicais combinados (OH^{*} e O₃^{*}) (Domenjoud *et al.*, 2011).

Tabela 7.9: Comparação da remoção de matéria orgânica, após doseamento de ozono ou de ozono e peróxido de hidrogénio (*Adaptado de Domenjoud et al., 2011*)

Reagente	Duração	Transferência de ozono (mg/L)	Remoção CQO (%)	Remoção COD (%)	pH efluente
ETAR convencional +filtro areia	O ₃ (1,3g/L)	122	44	12	8,5
	O ₃ /H ₂ O ₂ (0,35mg H ₂ O ₂ /mgO ₃)	220	48	14	8,6
ETAR MBR	O ₃	77	55	48	8,6
	O ₃ /H ₂ O ₂	213	100	60	9,0

7.10 Hidrólise térmica e H₂O₂

A combinação da hidrólise térmica e aplicação do reagente H₂O₂ traduz-se na redução da temperatura da reacção, sem adição de catalisadores, o que resulta no dobro da degradação celular e melhoria na capacidade de desidratação, combinando temperatura menor de 130°C e reduzida dose de reagente. No entanto, a produção de metano não é melhorada aplicando o sistema como pré-tratamento (Abelleira *et al.*, 2012).

7.11 Foto-Fenton

A produção de radicais OH* durante a reacção de foto-Fenton (400 kJ energia solar/L, dose de Fe 60 mg/L e de H₂O₂ 4.000 mg/L) promove lise celular e libertação de CQO, numa primeira fase, à qual se segue oxidação da matéria orgânica libertada e consequente diminuição da concentração de CQO (em 3,7 vezes) e de MLSS (em 40% comparando com o controlo). O recurso a luz solar, em substituição das lâmpadas ultravioleta permite reduzir os custos de tratamento, a perigosidade associada e aumentar a reacção de oxidação de CQO (entre 3,7 a 4,5 vezes enquanto a lâmpada UV melhora entre 2 e 2,9 vezes, de acordo com o valor de temperatura da reacção de 40 e 30°C, respectivamente) (Tokumura *et al.*, 2009).

7.12 Eléctrico e alcalino

A combinação do processo de electrólise com adição de um reagente alcalino (NaOH) tem como intuito otimizar a fase de hidrólise (devido ao potencial oxidativo combinado). Quanto maior a tensão eléctrica aplicada, mais intenso será o efeito do reagente alcalino no aumento da solubilização de CQO pois, após electrólise (5-10V) a concentração de CQO varia entre 941 a 1.402 mg/L e no tratamento combinado com pH 9,2 o valor é de 1.534 mg/L. Os compostos complexos são fragmentados em substâncias facilmente biodegradáveis, a redução de SSV e SST aplicando o pré-tratamento de electrólise (5-10V) é similar ao controlo, mas quando combinado com o valor de pH 9,2 a solubilização de SSV varia entre 16,2 a 26,6% e o SST entre 24,4 a 32,1% (na mesma variação de tensão aplicada). A produção de metano durante a estabilização anaeróbia, após 42 dias, obtém maior rendimento (em 20,3%) quando a lama é pré-tratada (tensão 5V e pH 9,2) mas não se verifica incremento na quantidade de gás, nem melhoria na etapa de metanogénese, o que pode ser devido à libertação de substâncias inibidoras (como o sódio) numa etapa anterior à estabilização. Ainda devido à libertação de partículas hidrofílicas de reduzida dimensão na fase de hidrólise, a capacidade de desidratação é degradada após pré-tratamento combinado da lama (Zhen *et al.*, 2014).

7.13 Eléctrico e Fe^{2+} /persulfato activado ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$)

A aplicação de tensão eléctrica na lama activada resulta na diminuição da capacidade de desidratação, devido aos fenómenos de destruição das ligações EPS e lise celular, excepto para a tensão 10V (Zhen *et al.*, 2013).

No sistema híbrido, a capacidade de desidratação melhora para reduzida dose de reagente $\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ (0,25+0,2 mmol/g SSV, respectivamente) combinada com aplicação de tensão 5V. Aplicando maior dose dos reagentes (0,5+0,4 mmol/g SSV) será obtida maior percentagem de peso seco na lama, que resulta da acção do reagente oxidante sobre a libertação de sólidos hidrofóbicos da matriz celular, que podem ser depois degradados pela acção do radical SO_4^* e conseqüentemente a água intersticial também é libertada, logo mais facilmente removida. A propriedade de sedimentação da lama é otimizada quando é aplicada tensão superior a 15V e elevada concentração de reagente (1,5 e 1,2 mmol/g SSV) (Zhen *et al.*, 2013).

A transferência de sólidos da fase sólida para a fase líquida traduz-se em melhoria da sedimentação e redução da quantidade de lama, mas nenhuma ligação pode ser atribuída acerca da relação entre a concentração de sólidos e a capacidade de desidratação da lama (Zhen *et al.*, 2013).

O reagente alcalino NaOH, comparando com o reagente $\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ não apresenta melhoria na desidratação da lama, pois o radical SO_4^* impede que a água libertada no pré-tratamento seja absorvida por compostos intracelulares, o que não se verifica após aplicação de NaOH (Zhen *et al.*, 2014).

8 TeMiVoL ETAR – Aplicação de Simulação de Tecnologias de Redução do Volume das Lamas

Foi desenvolvida uma aplicação informática, de nome TeMiVoL ETAR (designação para Tecnologias de Minimização do Volume das Lamas de ETAR) com o intuito de auxiliar a tomada de decisão na escolha de uma determinada tecnologia, tendo como base os objectivos/nível de qualidade pretendidos pelo utilizador e os pressupostos inerentes ao funcionamento e resultados alcançados para cada tecnologia.

8.1 Modelo Conceptual

As funcionalidades do sistema são apresentadas no Diagrama de Casos de Uso da Figura 8.1 e serão descritas posteriormente.

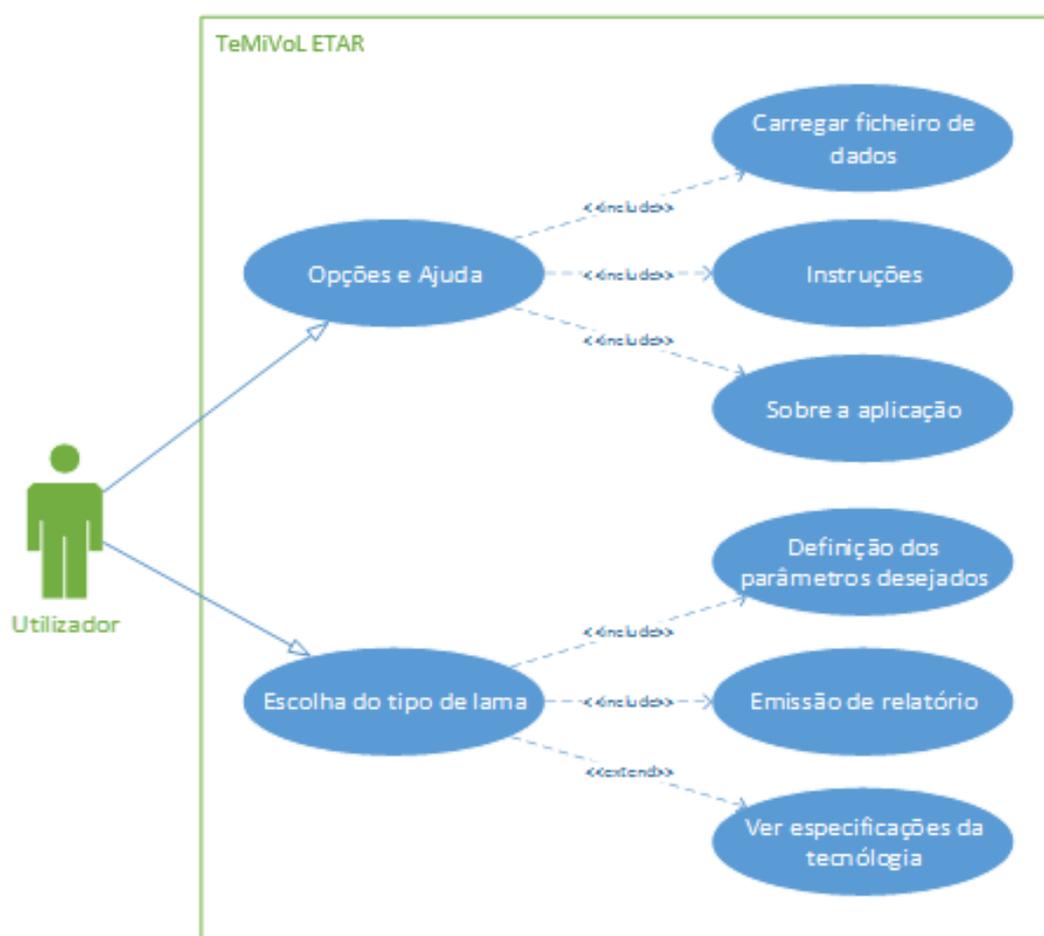


Figura 8.1: Diagrama de casos de uso da TeMiVoL ETAR – Funcionalidades disponibilizadas ao utilizador

O sistema ao ser iniciado carrega para memória os dados presentes num ficheiro de Microsoft Excel existente na sua directoria, sendo que este ficheiro representa a base de dados do sistema. Caso não seja

possível, existe a opção de carregar o ficheiro de dados novamente. O sistema permite ainda mostrar um texto com as instruções de funcionamento deste e ainda informação sobre a aplicação desenvolvida.

No que respeita à principal funcionalidade do sistema, pode-se escolher entre lamas de origem urbana ou industrial. No caso da lama urbana, estão presentes na Tabela 8.1 os seguintes parâmetros de escolha: tecnologia apropriada para a remoção de compostos complexos; tempo de contacto; facilidade na garantia das condições de funcionamento; capacidade de desidratação; nível de produção de lama; nível de degradação do substrato; qualidade do efluente final e custo.

No caso dos efluentes industriais, o primeiro parâmetro de escolha é reservado à área de laboração da indústria (alimentar, têxtil, entre outras). Os resultados obtidos por cada tecnologia/sistema híbrido estão descritos no Anexo 29, que servem de base à concepção da Tabela 8.2. Nesta, estão patentes os parâmetros de escolha: capacidade de melhoria na estabilização; nível de produção de lama; nível de redução de CQO; nível de remoção de sólidos; capacidade para favorecer a desidratação; qualidade do efluente final; degradação do substrato e custo.

Após a definição dos parâmetros desejados, o sistema faz uma associação destes com as tecnologias que tem na sua base de dados, para apresentar uma lista com as tecnologias que cumpram os requisitos estabelecidos pelo utilizador. Ao seleccionar/clicar no nome da tecnologia será visualizada a descrição da tecnologia e no fim pode ser requerido um relatório, que lista os parâmetros seleccionados e as tecnologias que satisfazem esses requisitos, bem como a descrição destas tecnologias.

De realçar que as características da lama a tratar não foram consideradas como um parâmetro de escolha. Tal como na avaliação das tecnologias (capítulo 6), a pontuação associada a cada parâmetro poderá ser revista por um painel de peritos, tomando como exemplo as avaliações realizadas nos estudos de impacte ambiental, para que esta seja mais realista (bastando depois alterar o ficheiro da base de dados com os novos valores).

O diagrama da Figura 8.2 mostra as etapas a serem percorridas para se obter o relatório final com as tecnologias resultantes da simulação.

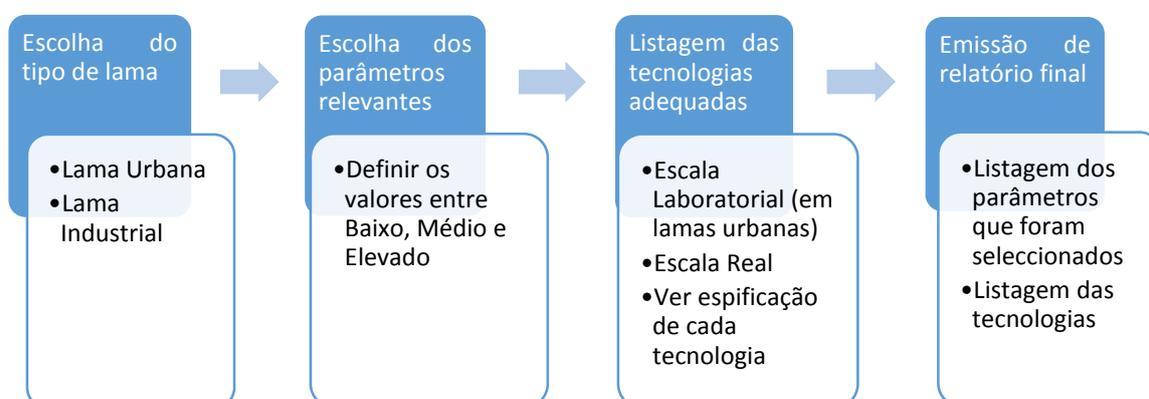


Figura 8.2: Diagrama de sequência da TeMiVoL ETAR

Tabela 8.1: Base de dados utilizada na concepção da aplicação informática, para a lama urbana

	Tecnologia	Larga escala	Apropriada para remoção de compostos complexos	Tempo de contacto	Facilidade na operação	Desidratação	Nível de produção de lama	Nível de degradação do substrato	Qualidade efluente final	Custo
Biológico	Predação	S	N	3	2	3	1	3	1	1
	Fungos	N	S	3	2	3	-	3	3	1
	Manutenção metabolismo	S	N	3	3	2	1	3	3	1
Inibidores	OSA	S	S	3	3	2	3	3	3	1
	rCAA	S	N	3	3	-	3	3	3	1
	Hidrólise+anóxico/aeróbio	S	N	2	2	1	2	3	3	2
Hidrólise	Químicos	N	N	1	1	1	2	3	1	2
	Biológica	N	N	3	2	-	-	1	3	2
Oxidação avançada	Térmica	S	N	3	1	3	2	1	1	3
	Ozonização	S	N	1	2	2	1	1	-	2
	Fenton	N	N	2	1	2	1	2	3	2
	Via húmida	S	S	2	1	-	3	2	3	3
	Electroquímica	S	S	2	3	2	3	3	3	2
	Electro-flotação	N	N	3	3	-	3	3	3	1
Química	Electro-desidratação	N	N	2	3	3	-	1	1	3
	Ácido	N	N	2	2	1	-	3	1	1
	Alcalino	N	N	1	2	2	-	2	3	1
	Cloro	S	N	2	2	1	1	-	2	3
	Dióxido de cloro	S	N	1	2	2	3	-	2	2

Legenda: S/N – sim ou não; 1-3 – baixo a elevado

Tabela 8.1: Base de dados utilizada na concepção da aplicação informática, para a lama urbana (continuação)

	Tecnologia	Larga escala	Apropriada para remoção de compostos complexos	Tempo de contacto	Facilidade na operação	Desidratação	Nível de produção de lama	Nível de degradação do substrato	Qualidade efluente final	Custo
Mecânica	Sonificação	S	S	2	3	1	-	3	-	3
	Moinho	S	N	1	3	-	2	2	2	3
	Homogeneização	S	N	1	3	2	-	1	2	2
	Campo eléctrico	N	N	1	3	-	1	1	3	3
	Radiação gama	N	N	1	2	-	-	-	3	3
	Jacto lama	N	N	1	3	-	-	1	3	-
Térmico	Convencional	S	N	3	1	3	-	2	-	3
	Micro-ondas	N	N	1	1	1	-	1	-	3
	Congelamento-aquecimento	S	N	3	3	2	-	1	2	2

Legenda: S/N – sim ou não; 1-3 – baixo a elevado

Tabela 8.2: Base de dados utilizada na concepção da aplicação, para a lama industrial

Indústria	Tecnologia	Apropriado para a remoção de complexos	Melhora estabilização	Nível de produção de lama	Nível de redução CQO	Nível de remoção de sólidos	Favorece desidratação	Qualidade do efluente final	Degradação do substrato	Custo
Têxtil	Fenton	N	-	-	2	-	-	-	-	-
	Oxidação Electroquímica	S	-	-	3	-	-	3	3	3
	Electro-coagulação+electro-oxidação	N	-	-	2	-	-	3	3	-
Alimentar	Fenton	N	2	-	-	-	-	-	-	-
	Oxidação Electroquímica	N	-	3	3	3	2	3	3	2
	Manutenção do metabolismo	N	-	2	-	-	-	-	-	-
	Termoquímico	N	2	-	-	1	-	-	3	-
Farmacêutica	Foto-Fenton	N	-	-	3	-	-	3	3	-
Resíduos sólidos orgânicos	Alcalino+estabilização	N	3	-	2	3	-	-	-	-
Suinicultura	Físico-químico	N	-	-	2	-	-	-	3	-
	Hidrólise enzimática	N	3	-	1	-	-	-	-	-
Produção animal	Micro-ondas e H ₂ O ₂	N	-	-	-	-	-	-	3	-
	Hidrólise térmica + estabilização	N	1	-	-	-	-	-	-	-
Lixiviado de aterro	Fenton	S	2	-	2	-	-	-	-	-
	Foto-electroquímico	S	-	-	2	-	-	3	-	-
Fito-farmacêutica	Fenton	S	-	-	-	-	-	3	-	-
	Biológico+foto-Fenton+oxidação biológica	N	-	-	3	-	-	3	3	-
Química e metalúrgica	Electroquímica	N	-	-	-	-	3	-	-	1

Legenda: S/N – sim ou não; 1-3 – baixo a elevado

8.2 Implementação

A aplicação TeMiVoL ETAR foi implementada a partir do modelo conceptual descrito no sub-capítulo anterior e implica a escolha de soluções tecnológicas para a sua implementação.

A plataforma de desenvolvimento utilizada neste projecto foi o Microsoft Visual Studio 2013 e a linguagem escolhida para implementar a aplicação foi a linguagem C# (lê-se C Sharp). Esta linguagem faz parte da plataforma “.NET” da Microsoft, sendo o C# uma linguagem orientada a objetos baseada no C++.

Como referido anteriormente, a primeira etapa para a simulação da tecnologia que melhor se adequa às necessidades do utilizador é a escolha da origem da lama, tal como demonstra a Figura 8.3.



Figura 8.3: Imagem inicial da aplicação informática

Caso a opção seja urbana, será requerido que o utilizador preencha o nível de qualidade pretendido, de acordo com os diversos parâmetros em análise. No caso da selecção apresentada na Figura 8.4, a tecnologia mais apropriada é a predação dos microrganismos, sendo esta uma tecnologia aplicada em larga escala.



Figura 8.4: Representação de uma possível escolha dos níveis de qualidade para lama urbana, na aplicação TeMiVoL ETAR

Uma breve descrição da tecnologia é apresentada, ao clicar no nome da mesma, tal como demonstra a Figura 8.5.

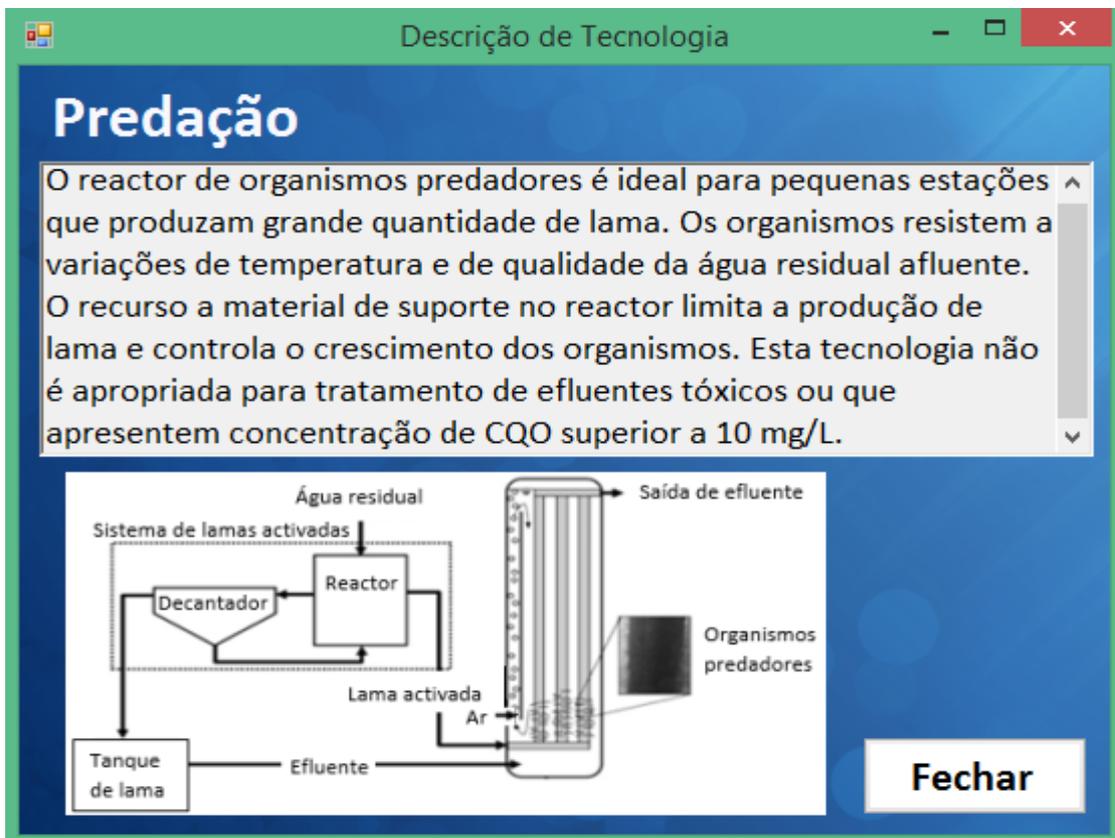


Figura 8.5: Breve descrição da tecnologia seleccionada

O relatório correspondente à selecção efectuada, está representado na Figura 8.6.



Figura 8.6: Aspecto do relatório final da aplicação

No caso da opção industrial, será revelada uma janela como mostra a Figura 8.7.



Figura 8.7: Representação dos parâmetros de qualidade para a lama de origem industrial

9 Conclusão e trabalho futuro

Nos sistemas de tratamento convencional da água residual, verifica-se a produção de lama em excesso, em quantidades apreciáveis. Esse subproduto necessita de um local de deposição, adequado às suas características, constituindo hoje em dia uma das maiores preocupações dos gestores dos sistemas de tratamento de águas residuais, não só pela perigosidade que a deposição das mesmas pode acarretar, mas também pelo peso significativo dos custos associados a todo o tratamento da fase sólida das ETAR. As restrições legais quanto à quantidade e qualidade da lama em excesso, impõem novas abordagens no tratamento da linha de fase sólida, de forma a minimizar o volume da lama em excesso e melhorar a qualidade associada à mesma.

Tendo por base esses objectivos surge interesse em otimizar os fenómenos de lise celular, inibição do metabolismo, crescimento crítico e manutenção do metabolismo dos microrganismos preferencialmente durante a linha de fase líquida, de forma a diminuir a produção de lama no local de produção, privilegiando a opção de redução da produção em contraponto às tecnologias de fim de linha.

Algumas das tecnologias que alcançam esses objectivos são as que utilizam a via biológica, a via da oxidação avançada, a via química, a via mecânica e a via térmica. A aplicação dessas tecnologias apresenta vantagens suplementares, na medida em que também é possível diminuir a concentração de substâncias recalcitrantes.

De acordo com os resultados apresentados, é possível referir que a aplicação de reagentes químicos provoca “habituação” dos microrganismos, o que se traduz na redução da eficiência do processo, além do potencial efeito tóxico no meio receptor do efluente da estação. O recurso a organismos predadores necessita de controlo do crescimento destes, que pode ser garantido pela introdução de material de suporte no reactor. O elevado custo de aquisição de tecnologias como o doseamento de ozono ou os equipamentos mecânicos, limita a aplicação em larga escala. Assim como o elevado consumo energético requerido por tecnologias de oxidação avançada e térmica, também restringe a sua adopção.

No entanto, quando a lama é estabilizada ou recirculada no tratamento biológico, o custo inerente à tecnologia é dissipado, devido ao resultado que o pré-tratamento induz a nível da solubilização da matéria orgânica, redução da quantidade de biomassa activa, maior volume e qualidade de biogás, melhor qualidade do efluente e maior concentração do sólido produzido.

Através do recurso a sistemas híbridos, contemplando duas ou mais tecnologias é promovida optimização dos resultados individuais das tecnologias, bem como a redução do consumo energético e de reagentes.

A escolha de uma determinada tecnologia ou metodologia deve ter em conta as características da água residual e da lama a tratar, os custos associados ao investimento e manutenção do sistema escolhido e os balanços de massa e energético, de modo a que a aplicação em larga escala seja vantajosa a nível ambiental, económico e social.

Os resultados apresentados estão limitados aos estudos considerados na comparação das tecnologias e as diferenças verificadas podem dever-se às características iniciais da lama sujeita ao tratamento. No entanto, após avaliação das tecnologias, as seguintes conclusões podem ser referidas: nos processos biológicos a utilização de fungos apresenta maior pontuação e nos inibidores de metabolismo o sistema rCAA segue essa tendência. A hidrólise biológica é mais favorável, relativamente à térmica. Na oxidação avançada, a aplicação de energia eléctrica favorece a redução do volume de lama. Na química, a aplicação de reagente alcalino apresenta maior classificação, relativamente aos restantes reagentes. Na mecânica, a homogeneização destaca-se e na térmica, a tecnologia convencional possui a pontuação mais elevada. Verifica-se que as tecnologias que possuem um valor elevado na pontuação influenciam positivamente a capacidade de estabilização da lama.

A aplicação de tecnologias como a radiação de micro-ondas, o ciclo de congelamento/aquecimento (18% ps) e os fungos (33,7% ps) atingem um valor de percentagem de peso seco significativo, pois no tratamento convencional só na fase de desidratação é possível obter um valor de peso seco entre 30-40%.

O trabalho futuro neste tema é de extrema importância, pois é necessário tornar as tecnologias acessíveis para aplicação em larga escala, quer seja através da utilização de materiais mais económicos, desenvolvimento de metodologias precisas para doseamento dos reagentes ou promoção de investigação no sentido de otimizar as espécies mais eficientes na redução do volume de lama. Também será interessante aprofundar o conhecimento ao nível dos sistemas híbridos, nomeadamente o estabelecimento de combinações de funcionamento óptimas, para determinada origem da lama.

Referências Bibliográficas

- Abbassi, B., Dullstein, S., & Rübiger, N. (1999). Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs; experimental and theoretical approach. *Water Research*, 34, 139–146.
- Abe, N., Tang, Y. Q., Iwamura, M., Ohta, H., Morimura, S., & Kida, K. (2011). Development of an efficient process for the treatment of residual sludge discharged from an anaerobic digester in a sewage treatment plant. *Bioresource Technology*, 102, 7641–7644.
- Abelleira, J., Pe, S. I., Portela, J. R., Sa, J., & Nebot, E. (2012). Advanced Thermal Hydrolysis: Optimization of a Novel Thermochemical Process to Aid Sewage Sludge Treatment. *Environmental Science & Technology*, 46, 6158–6166.
- Ak, M. S., Muz, M., Komesli, O. T., & Gökçay, C. F. (2013). Enhancement of bio-gas production and xenobiotics degradation during anaerobic sludge digestion by ozone treated feed sludge. *Chemical Engineering Journal*, 230, 499–505.
- Alam, M. Z., & Fakhru'l-Razi, A. (2003). Enhanced settleability and dewaterability of fungal treated domestic wastewater sludge by liquid state bioconversion process. *Water Research*, 37, 1118–1124.
- Alam, MD. Z., Fakhru'l-Razi, A., Abd-Aziz, S. & Molla, A. H. (2003). Optimization of compatible mixed cultures for liquid state bioconversion of municipal wastewater sludge. *Water, Air and Soil Pollution*, 149, 113-126.
- Almukhtar, R. S., Alwasiti, A. A., & Naser, M. T. (2012). Enhancement of Biogas production and organic reduction of sludge by different pre-treatment processes. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, 13, 19–31.
- Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, 55, 185–193.
- Appels, L., Degreè, J., Van der Bruggen, B., Van Impe, J., & Dewil, R. (2010). Influence of low temperature thermal pre-treatment on sludge solubilisation, heavy metal release and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 101, 5743–5748.
- Apul, O. (2009). Municipal sludge minimization: evaluation of ultrasonic and acidic pretreatment methods and their subsequent effects on anaerobic digestion, *Dissertação de Mestrado apresentada na School of Natural and Applied Sciences of Middle East Technical University para obtenção do grau de Master of Science in Environmental Engineering*.
- Aragón, C., Quiroga, J. M. & Coelho, M. D. (2009). Comparison of four chemical uncouplers for excess sludge reduction. *Environmental Technology*, 30, 707-714.

- Ayoub, K., van Hullebusch, E. D., Cassir, M., & Bermond, A. (2010). Application of advanced oxidation processes for TNT removal: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 178, 10–28.
- Barber, W. P. (2005). The Effects of Ultrasound on Sludge Digestion. *Water and Environment Journal*, 19, 2–7.
- Barbusi, K., & Filipek, K. (2001). Use of Fenton's Reagent for Removal of Pesticides from Industrial Wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10, 207–212.
- Baroutian, S., Smit, A. M., & Gapes, D. J. (2013). Relative influence of process variables during non-catalytic wet oxidation of municipal sludge. *Bioresource Technology*, 148, 605–10.
- Basha, C. A., Chithra, E., & Sripriyalakshmi, N. K. (2009). Electro-degradation and biological oxidation of non-biodegradable organic contaminants. *Chemical Engineering Journal*, 149, 25–34.
- Basim, Y., Farzadkia, M., Jaafarzadeh, N., & Hendrickx, T. (2012). Sludge reduction by *lumbriculus variegatus* in Ahvas wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 9, 4–5.
- Basu, S., Abu-orf, M., Laquidara, M., Boe, O., Sanchez, G., & Muller, C. & Novac, J. T. (2004). *High Rate Anaerobic Digestion with Mechanical Shear - A Case Study at the Caldwell, ID WWTP*, na conferência 77th Annual Conference of the Water Environment Federation, Session 68. New Orleans, LA.
- Bautista, P., Mohedano, A. F., Casas, J. A., Zazo, J. A., & Rodriguez, J. J. (2008). An overview of the application of Fenton oxidation to industrial wastewaters treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 83, 1323–1338.
- Bergmann, M. E. H., Koparal, A. S., & Iourtchouk, T. (2014). Electrochemical Advanced Oxidation Processes, Formation of Halogenate and Perhalogenate Species: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44, 348–390.
- Bhatnagar, R., Joshi, H., Mall, I. D. & Srivastava V. C. (2014). Electrochemical oxidation of textile industry wastewater by graphite electrodes. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 49, 955-966.
- Boehler, M., & Siegrist, H. (2006). Potential of activated sludge disintegration. *Water Science & Technology*, 53, 207–216.
- Bougrier, C., Battimelli, A., Delgenes, J.-P., & Carrere, H. (2007). Combined Ozone Pretreatment and Anaerobic Digestion for the Reduction of Biological Sludge Production in Wastewater Treatment. *Ozone: Science & Engineering*, 29, 201–206.
- Bougrier, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 139, 236–244.

- Boyajian, E. & Marshal, L. (1990). Characterization and Sampling of Wastewater Chapter 17 in *Operation of municipal wastewater treatment plants*. 2nd edition. Volume III. Water Pollution Control Federation
- Braguglia, C. M., Gianico, A., & Mininni, G. (2012). Comparison between ozone and ultrasound disintegration on sludge anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 95, 139–143.
- Brillas, E., Sire, I., & Oturan, M. A. (2009). Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton ' s Reaction Chemistry, *Chemical Reviews*, 109, 6570–6631.
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P., & Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 1–15.
- Cervantes, F., Pavlostathis, S. & Haandel, A. (2006). *Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters*. IWA Publishing.
- Cesbron, D., Déléris, S., Debellefontaine, H., Roustan, M., & Paul, E. (2003). Study of Competition for Ozone Between Soluble and Particulate Matter During Activated Sludge Ozonation. *Chemical Engineering Research and Design*, 81, 1165–1170.
- Chelme-Ayala, P., El-Din, M. G., Smith, R., Code, K. R., & Leonard, J. (2011). Advanced treatment of liquid swine manure using physico-chemical treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 1632–1638.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11–41.
- Chen, G.-H., An, K. J., Saby, S., Brois, E., & Djafer, M. (2003). Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research*, 37, 3855-3866.
- Chen, G., Yip, W., Mo, H. & Liu, Y. (2001). Effect of sludge fasting/feasting on growth of activated sludge cultures. *Water Research*, 35, 1029–1037.
- Cheng, K. Y. (2009). Bioelectrochemical Systems for Energy Recovery from Wastewater Bioelectrochemical Systems for Energy Recovery from Wastewater, *Dissertação de Doutorado apresentada na Murdoch University WA, Australia para obtenção do grau de Doctor of Philosophy in Environmental Engineering*.
- Chiang, L., Chang, J., & Tseng, S. (1997). Electrochemical oxidation pretreatment of refractory organic pollutants. *Water Science and Technology*, 36(2-3), 123–130.
- Cho, S.H., Lee J.H., Kang H.M. & Xia K. (2013). Suggestion of dielectric breakdown strength as dynamic fracture property of rock materials in *Rock dynamics and applications State of the art*. Taylor & Francis Group.

- Choi, Y. G., Kim, H. S., Park, Y. H., Jeong, S. H., Son, D. H., Oh, Y. K. & Yeom, I. T. (2005). Improvement of the thickening and dewatering characteristics of activated sludge by electroflotation (EF). *Water Science & Technology*, 52, 219-226.
- Choi, Y. G., Kim, S. H., Kim, H. J., Kim, Y. J. & Chung, T. H. (2009). Effects of current density and electrode material on the dewaterability of the thickened activated sludge by electro-flotation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84, 1493-1498.
- Chong, N. M., Wang, C. H., Ho, C. H., & Hwu, C. S. (2011). Xenobiotic substrate reduces yield of activated sludge in a continuous flow system. *Bioresource Technology*, 102, 4069–4075.
- Chu, L., Wang, J., Wang, B., Xing, X. H., Yan, S., Sun, X., & Jurcik, B. (2009). Changes in biomass activity and characteristics of activated sludge exposed to low ozone dose. *Chemosphere*, 77, 269–272.
- Chung, C. M., Cho, K. W., Hong, S. W., Kim, Y. J. & Chung, T. H. (2009). Feasibility of electroflotation to separate solids and liquid in an activated sludge process. *Environmental Technology*, 30, 1565-1573.
- Citeau, M., Larue, O., & Vorobiev, E. (2011). Influence of salt, pH and polyelectrolyte on the pressure electro-dewatering of sewage sludge. *Water Research*, 45, 2167–80.
- Coma, M., Rovira, S., Canals, J., & Colprim, J. (2013). Minimization of sludge production by a side-stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant. *Bioresource Technology*, 129, 229–235.
- Curteanu, S., Godini, K., Piuleac, C. G., Azarian, G., Rahmani, A. R., & Butnariu, C. (2014). Electro-Oxidation Method Applied for Activated Sludge Treatment: Experiment and Simulation Based on Supervised Machine Learning Methods. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53, 4902–4912.
- Debellefontaine, H., Chakchouk, M., Foussard, J. N., Tissot, D. & Striolo, P. (1996). Treatment of organic aqueous wastes: Wet air oxidation and wet peroxide oxidation®. *Environmental Pollution*, 92, 155-164.
- Devlieghere, F., Vermeiren, L., & Debevere, J. (2004). New preservation technologies: Possibilities and limitations. *International Dairy Journal*, 14, 273–285.
- Domenjoud, B., Tatari, C., Esplugas, S., & Baig, S. (2011). Ozone-Based Processes Applied to Municipal Secondary Effluents. *Ozone: Science & Engineering*, 33, 243–249.
- Dwyer, J., Starrenburg, D., Tait, S., Barr, K., Batstone, D. J., & Lant, P. (2008). Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability. *Water Research*, 42, 4699–4709.
- Dytczak, M. A., Londry, K. L., Siegrist, H., & Oleszkiewicz, J. A. (2007). Ozonation reduces sludge production and improves denitrification. *Water Research*, 41, 543–550.
- Dytczak, M. A., & Oleszkiewicz, J. A. (2008). Performance change during long-term ozonation aimed at augmenting denitrification and decreasing waste activated sludge. *Chemosphere*, 73, 1529–32.

- Elissen, H. J. H. (2007). Sludge reduction by aquatic worms in wastewater treatment: with emphasis on the potential application of *Lumbriculus variegatus*. *Dissertação de Doutoramento apresentada na Wageningen University, the Netherlands*.
- Elissen, H. J. H., Hendrickx, T. L. G., Temmink, H., & Buisman, C. J. N. (2006). A new reactor concept for sludge reduction using aquatic worms. *Water Research*, 40, 3713–8.
- Elissen, H. J. H., Peeters, E. T. H. M., Buys, B. R., Klapwijk, A., & Rulkens, W. (2008). Population dynamics of free-swimming Annelida in four Dutch wastewater treatment plants in relation to process characteristics. *Hydrobiologia*, 605, 131–142.
- Elmolla, E. S., & Chaudhuri, M. (2011). Combined photo-Fenton-SBR process for antibiotic wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 1418–26.
- ERSAR (2012), *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal 2012 – Volume 1* Caracterização Geral do Sector, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos
- Eskicioglu, C., Kennedy, K. J., & Droste, R. L. (2006). Characterization of soluble organic matter of waste activated sludge before and after thermal pretreatment. *Water Research*, 40, 3725–36.
- Eskicioglu, C., Prorot, A., Marin, J., Droste, R. L., & Kennedy, K. J. (2008). Synergetic pretreatment of sewage sludge by microwave irradiation in presence of H₂O₂ for enhanced anaerobic digestion. *Water Research*, 42, 4674–4682.
- Eskicioglu, C., Terzian, N., Kennedy, K. J., Droste, R. L., & Hamoda, M. (2007). Athermal microwave effects for enhancing digestibility of waste activated sludge. *Water Research*, 41, 2457–66.
- Eusebi, A. L., & Battistoni, P. (2014). Reduction of the excess sludge production by biological alternating process: real application results and metabolic uncoupling mechanism. *Environmental Technology*, 1–12.
- Fakhru'l-Razi, A., & Molla, A. H. (2007). Enhancement of bioseparation and dewaterability of domestic wastewater sludge by fungal treated dewatered sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 350-356.
- Fdz-Polanco, F., Velazquez, R., Perez-Elvira, S. I., Casas, C., del Barrio, D., Cantero, F. J., Fdz-Polanco, M., Rodrigues, P., Panizo, L., Serrat, J. & Rouge, P. (2008). Continuous thermal hydrolysis and energy integration in sludge anaerobic digestion plants. *Water Science and Technology*, 57, 1221–1226.
- Feng, C., Sugiura, N., Shimada, S., & Maekawa, T. (2003). Development of a high performance electrochemical wastewater treatment system. *Journal of Hazardous Materials*, 103, 65–78.
- Foladori, P., Andreottola, G. & Ziglio, G. (2010). *Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants*. IWA Publishing.

- Fontmorin, J. M., Fourcade, F., Geneste, F., Floner, D., Huguet, S., & Amrane, A. (2013). Combined process for 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid treatment—Coupling of an electrochemical system with a biological treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 70, 17–22.
- Gao, W. (2011). Freezing as a combined wastewater sludge pretreatment and conditioning method. *Desalination*, 268, 170–173.
- Gao, Y. Q., Peng, Y. Z., Zhang, J. Y., Wang, J. L., & Ye, L. (2010). Using excess sludge as carbon source for enhanced nitrogen removal and sludge reduction with hydrolysis technology. *Water Science and Technology*, 62, 1536–1543.
- Ganzenko, O., Huguenot, D., Hullebusch, E. D., Esposito, G. & Oturan, M. A. (2014). Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: a review of the combined approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 8493-8524.
- García-Molina, V., López-Arias, M., Florczyk, M., Chamarro, E., & Esplugas, S. (2005). Wet peroxide oxidation of chlorophenols. *Water Research*, 39, 795–802.
- Ge, H., Jensen, P. D., & Batstone, D. J. (2010). Pre-treatment mechanisms during thermophilic-mesophilic temperature phased anaerobic digestion of primary sludge. *Water Research*, 44, 123–130.
- Goel, R. K. & Noguera, D. R. (2006). Evaluation of a Sludge Yield and Phosphorus Removal in a Cannibal Solids Reduction Process. *Journal of Environmental Engineering*, 132, 1331-1337.
- Goel, R., Tokutomi, T., Yasui, H. & Noike, T. (2003). Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonation. *Water Science and Technology*, 48, 85-96.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004a). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8, 501–551.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004b). A review of imperative technologies for wastewater treatment II: hybrid methods. *Advances in Environmental Research*, 8, 553–597.
- Gogate, P. R. & Pandit, A. B. (2001). Hydrodynamic cavitation reactors: a state of the art review. Volume 17. In *Reviews in Chemical Engineering*.
- Guest, R. K. & Smith, D. W. (2002). A potential new role for fungi in a wastewater MBR biological nitrogen reduction system. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1, 433-437.
- Gültekin, I., & Ince, N. H. (2007). Synthetic endocrine disruptors in the environment and water remediation by advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 85, 816–832.
- Guo, W. Q., Yang, S. S., Xiang, W. S., Wang, X. J., & Ren, N. Q. (2013). Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes--a comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 31, 1386–1396.

- Güven, G., Perendeci, A., & Tanyolaç, A. (2009). Electrochemical treatment of simulated beet sugar factory wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 151, 149–159.
- Harrison, J. (1990). Preliminary Treatment Chapter 18 in in *Operation of municipal wastewater treatment plants*. 2nd edition edição. Volume III. Water Pollution Control Federation
- Hazrati, H., & Shayegan, J. (2011). Upgrading activated sludge systems and reduction in excess sludge. *Bioresource Technology*, 102, 10327–10333.
- He, S., Xue, G., & Wang, B. (2006). Activated sludge ozonation to reduce sludge production in membrane bioreactor (MBR). *Journal of Hazardous Materials*, 135, 406–411.
- Hendrickx, T. L. G., Elissen, H. H. J., Temmink, H., & Buisman, C. J. N. (2011). Operation of an aquatic worm reactor suitable for sludge reduction at large scale. *Water Research*, 45, 4923–4929.
- Hendrickx, T. L. G., Temmink, H., Elissen, H. J. H., & Buisman, C. J. N. (2010a). Aquatic worms eat sludge: mass balances and processing of worm faeces. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 633–638.
- Hendrickx, T. L. G., Temmink, H., Elissen, H. J. H., & Buisman, C. J. N. (2010b). Design parameters for sludge reduction in an aquatic worm reactor. *Water Research*, 44, 1017–1023.
- Hii, K., Baroutian, S., Parthasarathy, R., Gapes, D. J., & Eshtiaghi, N. (2014). A review of wet air oxidation and Thermal Hydrolysis technologies in sludge treatment. *Bioresource Technology*, 155, 289–299.
- Huan, L., Yiyang, J., Mahar, R. B., Zhiyu, W., & Yongfeng, N. (2009). Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 1421–1426.
- Huang, X., Liang, P., & Qian, Y. (2007). Excess sludge reduction induced by Tubifex in a recycled sludge reactor. *Journal of Biotechnology*, 127, 443–451.
- Hulshoff Pol, L. W., de Castro Lopes, S. I., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 38, 1376–1389.
- Hwang, B. K., Son, H. S., Kim, J. H., Ahn, C. H., Lee, C. H., Song, J. Y., & Ra, Y. H. (2010). Decomposition of excess sludge in a membrane bioreactor using a turbulent jet flow ozone contactor. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 16, 602–608.
- Imbierowicz, M., & Chacuk, A. (2012). Kinetic model of excess activated sludge thermohydrolysis. *Water Research*, 46, 5747–5755.
- Israilides, C. (1997). Olive oil wastewater treatment with the use of an electrolysis system. *Bioresource Technology*, 61, 163–170.
- Jean, D. S., Lee, D. J., & Chang, C. Y. (2001). Direct sludge freezing using dry ice. *Advances in Environmental Research*, 5, 145–150.
- Jiang, B., Liu, Y. & Paul, E. (2012). Energy for sludge minimization: Pros and cons. Chapter 5 in *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. John Wiley & Sons.

- Jin, Y., Li, H., Mahar, R. B., Wang, Z., & Nie, Y. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 279–284.
- Jones, D. A., Lelyveld, T. P., Mavrofidis, S. D., Kingman, S. W., & Miles, N. J. (2002). Microwave heating applications in environmental engineering—a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 34, 75–90.
- Junior, M. M. de A., Lermontov, A., Araujo, P. L. da S., & Zaiat, M. (2013). Reduction of sludge generation by the addition of support material in a cyclic activated sludge system for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 143, 483–489.
- Khanal, S. K., Grewell, D., Sung, S. & Leeuwen, J. (2007). Ultrasound Applications in Wastewater Sludge Pretreatment: A Review. *Environmental Science and Technology*, 37, 277-313.
- Khursheed, A., & Kazmi, A. A. (2011). Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. *Water Research*, 45, 4287–4310.
- Kidak, R., Wilhelm, A. M., & Delmas, H. (2009). Effect of process parameters on the energy requirement in ultrasonical treatment of waste sludge. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 48, 1346–1352.
- Kim, DJ. & Lee, J. (2012). Ultrasonic sludge disintegration for enhanced methane production in anaerobic digestion: effects of sludge hydrolysis efficiency and hydraulic retention time. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 35, 289-296.
- Kim, J., Park, C., Kim, T. H., Lee, M., Kim, S., Kim, S. W., & Lee, J. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95, 271–275.
- Kim, T. H., Lee, M., & Park, C. (2011). Gamma ray irradiation for sludge solubilization and biological nitrogen removal. *Radiation Physics and Chemistry*, 80, 1386–1390.
- Kim, T. H., Lee, S. R., Nam, Y. K., Yang, J., Park, C., & Lee, M. (2009). Disintegration of excess activated sludge by hydrogen peroxide oxidation. *Desalination*, 246, 275–284.
- Kitis, M., Adams, C. ., & Daigger, G. (1999). The effects of Fenton's reagent pretreatment on the biodegradability of nonionic surfactants. *Water Research*, 33, 2561–2568.
- Kreuk, M. K. & Bruin, L. M. M. (2004). *Aerobic granule reactor technology*. Stowa.
- Lafitte-Trouqué, S., & Forster, C. F. (2002). The use of ultrasound and gamma-irradiation as pre-treatments for the anaerobic digestion of waste activated sludge at mesophilic and thermophilic temperatures. *Bioresource Technology*, 84, 113–118.
- Le, N. T., Julcour, C., Ratsimba, B., & Delmas, H. (2013b). Improving sewage sludge ultrasonic pretreatment under pressure by changing initial pH. *Journal of Environmental Management*, 128, 548–554.

- Le, N. T., Julcour-Lebigue, C., & Delmas, H. (2013a). Ultrasonic sludge pretreatment under pressure. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20, 1203–1210.
- Lee, J. W., Cha, H. Y., Park, K. Y., Song, K. G., & Ahn, K. H. (2005). Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season. *Water Research*, 39, 1199–204.
- Lee, N. M., & Welander, T. (1996). Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem. *Water Research*, 30, 1781–1790.
- Lee, S. Y., & Park, S. J. (2013). TiO₂ photocatalyst for water treatment applications. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19, 1761–1769.
- Lee, Y. H., Chung, Y. C., & Jung, J. Y. (2008). Effects of chemical and enzymatic treatments on the hydrolysis of swine wastewater. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 58, 1529–1534.
- Levec, J., & Pintar, A. (2007). Catalytic wet-air oxidation processes: A review. *Catalysis Today*, 124, 172-184.
- Li, H., Jin, Y., Mahar, R., Wang, Z., & Nie, Y. (2008). Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment. *Bioresource Technology*, 99, 5140–5144.
- Li, Z., Tian, Y., Ding, Y., & Lu, Y. (2013). Systematic analysis of biomass characteristics associated membrane fouling during start-up of a hybrid membrane bioreactor using worm reactor for sludge reduction. *Bioresource Technology*, 136, 155–62.
- Lin, J. G., Chang, C. N., & Chang, S. C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Bioresource Technology*, 62, 85–90.
- Lin, S., Jiang, J., Yi, X., Wang, L., & Huo, M. (2014). Decreasing Excess Biomass from Municipal Wastewater Using an Artificial Food Web System. *Journal of Environmental Engineering*, 140, (sp)
- Liu, Y., Zhang, Y., Quan, X., Chen, S., & Zhao, H. (2011). Applying an electric field in a built-in zero valent iron--anaerobic reactor for enhancement of sludge granulation. *Water Research*, 45, 1258–1266.
- Lo, K. V, Chan, W. W. I., Yawson, S. K., & Liao, P. H. (2012). Microwave enhanced advanced oxidation process for treating dairy manure at low pH. *Journal of Environmental Science and Health. Part. B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 47, 362–367.
- Loll, U. (1988). *Sewage sludge treatment and use: new developments, technological aspects and environmental effects*, na conferência Commission of the European Communities, the European Water Pollution Control Association and the Netherlands Association on Waste Water Treatment and Water Quality Control. Elsevier Applied Science, Inglaterra.

- Long, B.W., Miller R.F. & Rosenblatt A.A. (1997). Pilot study: the use of high-purity, chlorine-free chlorine dioxide to minimize trihalomethane formation in *Chemical Oxidation: Technologies for the Nineties*. Volume 6. Pages 126 – 133. Technomic Publishing Company, Inc. U.S.A.
- Lou, J., Sun, P., Guo, M., Wu, G., & Song, Y. (2011). Simultaneous sludge reduction and nutrient removal (SSRNR) with interaction between Tubificidae and microorganisms: a full-scale study. *Bioresource Technology*, 102, 11132–11136.
- Low, E. W., & Chase, H. A. (1999). Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Research*, 33, 1119–1132.
- Low, E., Chase, H. A., Milner, M. G., Curtis, T. P. (2000). Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process. *Water Research*, 34, 3204–3212.
- Lu, M.-C., Lin, C.-J., Liao, C.-H., Huang, R.-Y., & Ting, W.-P. (2003). Dewatering of activated sludge by Fenton's reagent. *Advances in Environmental Research*, 7, 667–670.
- Luck, F. (1999). Wet air oxidation: past, present and future. *Catalysis Today*, 53, 81–91.
- Ma, H., Zhang, S., Lu, X., Xi, B., Guo, X., Wang, H., & Duan, J. (2012). Excess sludge reduction using pilot-scale lysis-cryptic growth system integrated ultrasonic/alkaline disintegration and hydrolysis/acidogenesis pretreatment. *Bioresource Technology*, 116, 441–447.
- Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., & Hoadley, A. F. a. (2010). Electrical field: a historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. *Water Research*, 44, 2381–2407.
- Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., & Hoadley, A. F. A. (2011). Electro-dewatering of wastewater sludge: influence of the operating conditions and their interactions effects. *Water Research*, 45, 2795–2810.
- Mannan, S., Fakhru'l-Razi, A., & Alam, M. Z. (2005). Use of fungi to improve bioconversion of activated sludge. *Water Research*, 39, 2935–2943.
- Mantzavinos, D., Poullos, I., & Duprez, D. (2007). Special issue on “Advanced catalytic oxidation processes.” *Catalysis Today*, 124, 81.
- Mao, T., Hong, S. Y., Show, K. Y., Tay, J. H. & Lee, D. J. (2004). A comparison of ultrasound treatment on primary and secondary sludges. *Water Science and Technology*, 50, 91-97.
- Mehdizadeh, S. N., Eskicioglu, C., Bobowski, J., & Johnson, T. (2013). Conductive heating and microwave hydrolysis under identical heating profiles for advanced anaerobic digestion of municipal sludge. *Water Research*, 47, 5040–5051.
- Metcalfe & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, 4ªedição, McGraw-Hill.

- Milieu, WRc e RPA (2008), *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report Part I: Overview Report* preparado para a Comissão Europeia de acordo com o contrato DG ENV. G.4/ETU/2008/0076r
- Mohammadi, A. R., Mehrdadi, N., Bidhendi, G. N., & Torabian, A. (2011). Excess sludge reduction using ultrasonic waves in biological wastewater treatment. *Desalination*, 275, 67–73.
- Montusiewicz, A., Lebiocka, M., Rozej, A., Zacharska, E., & Pawłowski, L. (2010). Freezing/thawing effects on anaerobic digestion of mixed sewage sludge. *Bioresource Technology*, 101, 3466–3473.
- Mook, W. T., Chakrabarti, M. H., Aroua, M. K., Khan, G. M. A., Ali, B. S., Islam, M. S., & Abu Hassan, M. A. (2012). Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. *Desalination*, 285, 1–13.
- More, T. T., Yan, S., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2010). Potential use of filamentous fungi for wastewater sludge treatment. *Bioresource Technology*, 101, 7691–700.
- Mottet, A., Steyer, J. P., Déléris, S., Vedrenne, F., Chauzy, J., & Carrère, H. (2009). Kinetics of thermophilic batch anaerobic digestion of thermal hydrolysed waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 46, 169–175.
- Mueller, J. A., Boyle, W. C. & Pöpel H. J. (2002). *AERATION: Principles and Practice*. Volume 11. Water Quality Management Library.
- Nah, I. W., Kang, Y. W., Hwang, K., & Song, W. K. (2000). Mechanical Pretreatment of Waste Activated Sludge for Anaerobic Digestion Process. *Water Research*, 34, 2362–2368.
- Neyens, E., & Baeyens, J. (2003c). A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*, 98, 51–67.
- Neyens, E., Baeyens, J., & Creemers, C. (2003b). Alkaline thermal sludge hydrolysis. *Journal of Hazardous Materials*, 97, 295–314.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., & De heyder, B. (2003a). Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 98, 275–293.
- Ni, B. J., Sheng, G. P., & Yu, H. Q. (2011). Model-based characterization of endogenous maintenance, cell death and predation processes of activated sludge in sequencing batch reactors. *Chemical Engineering Science*, 66, 747–754.
- Nielsen, H. B., Thygesen, A., Thomsen, A. B., & Schmidt, J. E. (2011). Anaerobic digestion of waste activated sludge-comparison of thermal pretreatments with thermal inter-stage treatments. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86, 238–245.
- Nousheen, R., Batool, A., Rehman, M. S. U., Ghufuran, M. A., Hayat, M. T., & Mahmood, T. (2014). Fenton-biological coupled biochemical oxidation of mixed wastewater for color and COD reduction. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45, 1661–1665.

- Onyeche, T. I., Schläfer, O., Bormann, H., Schröder, C., & Sievers, M. (2002). Ultrasonic cell disruption of stabilised sludge with subsequent anaerobic digestion. *Ultrasonics*, 40, 31–35.
- Örmeci, B., & Aarne Vesilind, P. (2001). Effect of dissolved organic material and cations on freeze-thaw conditioning of activated and alum sludges. *Water Research*, 35, 4299–4306.
- Paul, E., Camacho, P., Lefebvre, D. & Ginestet, P. (2006). Organic matter release in low temperature thermal treatment of biological sludge for reduction of excess sludge production. *Water Science and Technology*, 54, 59-68.
- Park, S. K., Jang, H. M., Ha, J. H., & Park, J. M. (2014). Sequential sludge digestion after diverse pre-treatment conditions: sludge removal, methane production and microbial community changes. *Bioresource Technology*, 162, 331–340.
- Pérez-Elvira, S. I., Fernández-Polanco, F., Fernández-Polanco, M., Rodríguez, P., & Rouge, P. (2008). Hydrothermal multivariable approach. Full-scale feasibility study. *Electronic Journal of Biotechnology*, 11, 1–10.
- Pilli, S., Bhunia, P., Yan, S., LeBlanc, R. J., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2011). Ultrasonic pretreatment of sludge: a review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 18, 1–18.
- Prajapati, A. K. & Chaudhari, P. K. (2014). Electrochemical treatment of rice grain-based distillery effluent: chemical oxygen demand and colour removal. *Environmental Technology*, 35, 242-249.
- Qiang, H. E., Lisha, G. A. N., & Yanyan, D. (2011). *Study on a in Situ Sludge Yield Reduction SBBR System By Biological Uncoupling*, na conferência 2011 International Conference on Electric Information and Control Engineering, 766–769.
- Qiao, W., Yan, X., Ye, J., Sun, Y., Wang, W., & Zhang, Z. (2011). Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. *Renewable Energy*, 36, 3313–3318.
- Quan, F., Anfeng, Y., Libing, C., Hongzhang, C., & Xing, X. H. (2012). Mechanistic study of on-site sludge reduction in a baffled bioreactor consisting of three series of alternating aerobic and anaerobic compartments. *Biochemical Engineering Journal*, 67, 45–51.
- Rabinowitz, B. & Stephenson, R. (2005). *Improving Anaerobic Digester Efficiency by Homogenization of Waste Activated Sludge*, na conferência 78th Annual Conference of the Water Environment Federation, Washington, DC.
- Rahmani, A. R., Nematollahi, D., Godini, K., & Azarian, G. (2013). Continuous thickening of activated sludge by electro-flotation. *Separation and Purification Technology*, 107, 166–171.
- Rai, C. L., & Rao, P. G. (2009). Influence of sludge disintegration by high pressure homogenizer on microbial growth in sewage sludge: an approach for excess sludge reduction. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 11, 437–446.

- Rajeshwar, K., Ibanez, J. G. & Swain, G. M. (1994). Electrochemistry and the environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1077-1091.
- Raju, G. B., Karuppiyah, M. T., Latha, S. S., Priya, D. L., Parvathy, S., & Prabhakar, S. (2009). Electrochemical pretreatment of textile effluents and effect of electrode materials on the removal of organics. *Desalination*, 249, 167–174.
- Rani, R. U., Kaliappan, S., Adish Kumar, S., & Rajesh Banu, J. (2012a). Combined treatment of alkaline and disperser for improving solubilization and anaerobic biodegradability of dairy waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 126, 107–116.
- Rani, R. U., Kumar, S. A., Kaliappan, S., Yeom, I. T., & Banu, J. R. (2012b). Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Bioresource Technology*, 103, 415–424.
- Ratsak, C. H., & Verkuijlen, J. (2006). Sludge Reduction by Predatory Activity of Aquatic Oligochaetes in Wastewater Treatment Plants: Science or Fiction? A Review. *Hydrobiologia*, 564, 197–211.
- Rivard, C. J., & Nagle, N. J. (1996). Pretreatment technology for the beneficial biological reuse of municipal sewage sludges. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 57-58, 983–991.
- Saby, S., Djafer, M., & Chen, G. H. (2002). Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process. *Water Research*, 36, 656–666.
- Saby, S., Djafer, M., & Chen, G.-H. (2003). Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process. *Water Research*, 37, 11–20.
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H., & Shibata, M. (1997). An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 36, 163–170.
- Salsabil, M. R., Laurent, J., Casellas, M., & Dagot, C. (2010). Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 174, 323–333.
- Sano, A., Senga, A., Yamazaki, H., Inoue, H., Xu, K. Q., & Inamori, Y. (2012). Application of vibration milling for advanced wastewater treatment and excess sludge reduction. *Water Science and Technology*, 65, 142–148.
- Semblante, G. U., Hai, F. I., Ngo, H. H., Guo, W., You, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2014). Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: performance, mechanisms, and implications. *Bioresource Technology*, 155, 395–409.
- Shang, M. & Hou, H. (2009). *Studies on Effect of Peracetic Acid Pretreatment on Anaerobic Fermentation Biogas Production from Sludge*, na conferência 2009 Power and Energy Engineering Conference, 1-3.

- She, P., Song, B., Xing, X. H., Loosdrecht, M. van, & Liu, Z. (2006). Electrolytic stimulation of bacteria *Enterobacter dissolvens* by a direct current. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 23–29.
- Sheridan, J. & Curtis, B. (2004). Revolutionary Technology Cuts Biosolids Production and Costs. *Pollution Engineering*, 36, 44.
- Song, L. J., Zhu, N. W., Yuan, H. P., Hong, Y., & Ding, J. (2010). Enhancement of waste activated sludge aerobic digestion by electrochemical pre-treatment. *Water Research*, 44, 4371–4378.
- Strong, P. J., McDonald, B., & Gapes, D. J. (2011). Combined thermochemical and fermentative destruction of municipal biosolids: a comparison between thermal hydrolysis and wet oxidative pre-treatment. *Bioresource Technology*, 102, 5520–5527.
- Sun, D. D., Khor, S. L., Hay, C. T., & Leckie, J. O. (2007). Impact of prolonged sludge retention time on the performance of a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 208, 101–112.
- Takashima, M. (2008). Examination on Process Configurations Incorporating Thermal Treatment for Anaerobic Digestion of Sewage Sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 134, 543–549.
- Takashima, M., & Tanaka, Y. (2008). Comparison of thermo-oxidative treatments for the anaerobic digestion of sewage sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 642, 637–642.
- Takashima, M., & Tanaka, Y. (2014). Acidic thermal post-treatment for enhancing anaerobic digestion of sewage sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 773–779.
- Tamis, J., van Schouwenburg, G., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). A full scale worm reactor for efficient sludge reduction by predation in a wastewater treatment plant. *Water Research*, 45, 5916–5924.
- Tang, B., Yu, L., Huang, S., Luo, J., & Zhuo, Y. (2010). Energy efficiency of pre-treating excess sewage sludge with microwave irradiation. *Bioresource Technology*, 101, 5092–5097.
- Tang, B., & Zhang, Z. (2014). Essence of disposing the excess sludge and optimizing the operation of wastewater treatment: Rheological behavior and microbial ecosystem. *Chemosphere*, (Article in press).
- Tatake, P. A., & Pandit, A. B. (2002). Modelling and experimental investigation into cavity dynamics and cavitation yield: influence of dual frequency ultrasound sources. *Chemical Engineering Science*, 57, 4987–4995.
- Tauchert, E., Schneider, S., de Morais, J. L., & Peralta-Zamora, P. (2006). Photochemically-assisted electrochemical degradation of landfill leachate. *Chemosphere*, 64, 1458–1463.
- Teck, H. C., Loong, K. S., Sun, D. D., & Leckie, J. O. (2009). Influence of a prolonged solid retention time environment on nitrification/denitrification and sludge production in a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 245, 28–43.

- Thrash, J. C. & Coates, J. D. (2008). Critical Review : Direct and Indirect Electrical Stimulation of Microbial Metabolism. *Environmental Science and Technology*, 42, 3921–3931.
- Tian, Y., & Lu, Y. (2010). Simultaneous nitrification and denitrification process in a new Tubificidae-reactor for minimizing nutrient release during sludge reduction. *Water Research*, 44, 6031–6040.
- Tian, Y., Lu, Y., & Li, Z. (2012). Performance analysis of a combined system of membrane bioreactor and worm reactor: wastewater treatment, sludge reduction and membrane fouling. *Bioresource Technology*, 121, 176–182.
- Tian, Y., Zhang, J., Wu, D., Li, Z., & Cui, Y. (2013). Distribution variation of a metabolic uncoupler, 2,6-dichlorophenol (2,6-DCP) in long-term sludge culture and their effects on sludge reduction and biological inhibition. *Water Research*, 47, 279–88.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M., & Neis, U. (2001). Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*, 35, 2003–2009.
- Tokumura, M., Katoh, H., Katoh, T., Znad, H. T., & Kawase, Y. (2009). Solubilization of excess sludge in activated sludge process using the solar photo-Fenton reaction. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 1390–1396.
- Torres, M. L., & Llórens, M. del C. E. (2008). Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Management*, 28, 2229–2234.
- Troiani, C., Eusebi, A. L., & Battistoni, P. (2011). Excess sludge reduction by biological way: from experimental experience to a real full scale application. *Bioresource Technology*, 102, 10352–10358.
- Turovskiy, S. & Mathai, P. K. (2006). *Wastewater sludge processing*. John Wiley & Sons.
- Tyagi, V. K., & Lo, S. L. (2011). Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review. *Environmental Science and Bio/Technology*, 10, 215–242.
- Tyagi, V. K., & Lo, S. L. (2013). Microwave irradiation: A sustainable way for sludge treatment and resource recovery. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 18, 288–305.
- Valo, A., Carrère, H., & Delgenès, J. P. (2004). Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79, 1197-1203.
- Vesilind, P. A., & Martel, C. J. (1990). Freezing of Water and Wastewater Sludges. *Journal of Environmental Engineering*, 116, 854–862.
- Vesilind, P. A., Wallinmaa, S. & Martel, C. J. (1991). Freeze- thaw sludge conditioning and double layer compression. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 18, 1078–1083.

- Vesilind, P. A. & Rooke, R. L. (2003). *Wastewater treatment plant design*. Water Environment Federation.
- Vilar, V. J. P., Moreira, F. C., Ferreira, A. C. C., Sousa, M. A., Gonçalves, C., Alpendurada, M. F., & Boaventura, R. A. R. (2012). Biodegradability enhancement of a pesticide-containing bio-treated wastewater using a solar photo-Fenton treatment step followed by a biological oxidation process. *Water Research*, 46, 4599–4613.
- Vlyssides, A. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 91, 201–206.
- Wang, F., Wang, Y., & Ji, M. (2005). Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Journal of Hazardous Materials*, 123, 145–150.
- Wang, G., Sui, J., Shen, H., Liang, S., He, X., Zhang, M., Xie, Y., Li, L. & Hu, Y. (2011). Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 93–98.
- Wang, J., Zhao, Q., Jin, W., & Lin, J. (2008). Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2, 36–43.
- Wang, J. L., & Xu, L. J. (2012). Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: Formation of Hydroxyl Radical and Application. *Environmental Science and Technology*, 42, 251-325.
- Wang, Z., Yu, H., Ma, J., Zheng, X., & Wu, Z. (2013). Recent advances in membrane bio-technologies for sludge reduction and treatment. *Biotechnology Advances*, 31, 1187–1199.
- Wawrzynczyk, J., Recktenwald, M., Norrlöw, O., & Dey, E. S. (2008). The function of cation-binding agents in the enzymatic treatment of municipal sludge. *Water Research*, 42, 1555–1562.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., & Verstraete, W. (2000). Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water Research*, 34, 2330–2336.
- Weemaes, P. J. & Verstraete W. H. (1998). Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 73, 83-92.
- Wei, V., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2011). Influence of electric current on bacterial viability in wastewater treatment. *Water Research*, 45, 5058–5062.
- Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., & Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453–67.
- Wei, Y., Wang, Y., Guo, X., & Liu, J. (2009). Sludge reduction potential of the activated sludge process by integrating an oligochaete reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 87–91.
- Weng, C. H., Lin, Y. T., Yuan, C., & Lin, Y. H. (2013). Dewatering of bio-sludge from industrial wastewater plant using an electrokinetic-assisted process: Effects of electrical gradient. *Separation and Purification Technology*, 117, 35–40.

- Xia, K., Xie, F., & Ma, Y. (2014). Degradation of nitrobenzene in aqueous solution by dual-pulse ultrasound enhanced electrochemical process. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21, 549–553.
- Xie, S., Wu, Y., Wang, W., Wang, J., Luo, Z., & Li, S. (2014). Effects of acid/alkaline pretreatment and gamma-ray irradiation on extracellular polymeric substances from sewage sludge. *Radiation Physics and Chemistry*, 97, 349–353.
- Xu, G., Chen, S., Shi, J., Wang, S., & Zhu, G. (2010). Combination treatment of ultrasound and ozone for improving solubilization and anaerobic biodegradability of waste activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 340–346.
- Yan, S., Miyanaga, K., Xing, X. H., & Tanji, Y. (2008). Succession of bacterial community and enzymatic activities of activated sludge by heat-treatment for reduction of excess sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 39, 598–603.
- Yan, S. T., Chu, L. B., Xing, X. H., Yu, A. F., Sun, X. L., & Jurcik, B. (2009b). Analysis of the mechanism of sludge ozonation by a combination of biological and chemical approaches. *Water Research*, 43, 195–203.
- Yan, S. T., Zheng, H., Li, A., Zhang, X., Xing, X. H., Chu, L. B., Ding, G., Sun, X. & Jurcik, B. (2009a). Systematic analysis of biochemical performance and the microbial community of an activated sludge process using ozone-treated sludge for sludge reduction. *Bioresource Technology*, 100, 5002–5009.
- Yang, Q., Luo, K., Li, X., Wang, D., Zheng, W., Zeng, G., & Liu, J. (2010). Enhanced efficiency of biological excess sludge hydrolysis under anaerobic digestion by additional enzymes. *Bioresource Technology*, 101, 2924–2930.
- Yang, S. S., Guo, W. Q., Zhou, X. J., Meng, Z. H., Liu, B., & Ren, N. Q. (2011). Optimization of operating parameters for sludge process reduction under alternating aerobic/oxygen-limited conditions by response surface methodology. *Bioresource Technology*, 102, 9843–9851.
- Ye, F., & Li, Y. (2010). Oxidation-settling-anoxic (OSA) process combined with 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide (TCS) to reduce excess sludge production in the activated sludge system. *Biochemical Engineering Journal*, 49, 229–234.
- Ye, F. X., Shen, D. S. & Li, Y. (2003). Reduction in excess sludge production by addition of chemical uncouplers in activated sludge batch cultures. *Journal of Applied Microbiology*, 95, 781–786.
- Ye, F., Zhu, R., & Li, Y. (2008). Effect of sludge retention time in sludge holding tank on excess sludge production in the oxidation-settling-anoxic (OSA) activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 114, 109–114.
- Yu, B., Xu, J., Yuan, H., Lou, Z., Lin, J., & Zhu, N. (2014). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by electrochemical pretreatment. *Fuel*, 130, 279–285.

- Yu, Q., Lei, H., Li, Z., Li, H., Chen, K., Zhang, X., & Liang, R. (2010). Physical and chemical properties of waste-activated sludge after microwave treatment. *Water Research*, 44, 2841–2849.
- Yu, Q., Lei, H., Yu, G., Feng, X., Li, Z., & Wu, Z. (2009). Influence of microwave irradiation on sludge dewaterability. *Chemical Engineering Journal*, 155, 88–93.
- Yuan, H., Yan, X., Yang, C., & Zhu, N. (2011). Enhancement of waste activated sludge dewaterability by electro-chemical pretreatment. *Journal of Hazardous Materials*, 187, 82–88.
- Yuan, H., Zhu, N., & Song, L. (2010). Conditioning of sewage sludge with electrolysis: effectiveness and optimizing study to improve dewaterability. *Bioresource Technology*, 101, 4285–4290.
- Zhen, G., Lu, X., Li, Y. Y., & Zhao, Y. (2014). Combined electrical-alkali pretreatment to increase the anaerobic hydrolysis rate of waste activated sludge during anaerobic digestion. *Applied Energy*, 128, 93–102.
- Zhen, G. Y., Lu, X. Q., Li, Y. Y., & Zhao, Y. C. (2013). Innovative combination of electrolysis and Fe(II)-activated persulfate oxidation for improving the dewaterability of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 136, 654–663.

Webgrafia

AdP (2012a), *Relatório de sustentabilidade 2012*, disponível em <http://www.adp.pt/files/1244.pdf>, Grupo Águas de Portugal (consultado em Agosto de 2014).

AdP (2012b), *Brochura institucional*, disponível em <http://www.adp.pt/files/1114.pdf>, Grupo Águas de Portugal (consultado em Agosto de 2014).

INE (2011), *Estatísticas do Ambiente 2010*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes&PUBLICACOESpub_boui=132235508&PUBLICACOESmodo=2, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Agosto de 2014).

INSAAR (2011), *População servida por sistema de tratamento de águas residuais, por Região Hidrográfica*, disponível em <http://sniamb.apambiente.pt/portalids/Indicadores/FichaIndicador.aspx?IndID=41>, adaptado de APA - Sistema Nacional de Informação de Ambiente (SNIAMB) (consultado a Fevereiro de 2014).

MAOTE, site1 (2014). *Nova estratégia do sector das águas e saneamento para mais eficiente gestão dos recursos*, disponível em <http://www.portugal.gov.pt/pt/os-ministerios/ministerio-do-ambiente-ordenamento-do-territorio-e-energia/mantenha-se-atualizado/20140926-maote-pensar-2020.aspx> (consultado a Outubro de 2014).

MAOTE, site2 (2014). *Reestruturação do sector das águas para uma maior coesão territorial, eficiência e sustentabilidade económico-financeira*, disponível em <http://www.portugal.gov.pt/pt/os-ministerios/ministerio-do-ambiente-ordenamento-do-territorio-e-energia/mantenha-se-atualizado/20141001-maote-reestruturacao-aguas.aspx>, (consultado a Outubro de 2014).

Seminário “O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras”, LNEC, 25 de Novembro de 2010, disponível em <http://www.apda.pt/pt/noticia/958> (consultado em Agosto de 2014).

Anexos

Anexo 1: Predação dos microrganismos

Espécie dominante	Método e origem da lama	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	SST	Sólidos	Qualidade do efluente	Necessidade de O ₂	Referência
<i>Aulophorus furcatus</i> <i>Oligochaeta</i>	larga escala (ETAR 70.000 PE) biomassa fixa (1.100m ² de suporte) 25% da lama secundária em excesso; (afluente 1-3g/L SST; CQOs 50-100 mg/L; SSV/SST 65-75%) reator+tanque anaeróbio em condição psicrófila	20-29	SRT 12-96h Trh 12h	2,66-4,37 kg/m ³ .dia	- 30 a 40%; conversão 0,5-1gSST lama/g ps organismos.dia - 65% SST no sistema	converte 66/49%	-70 gN/kg SST 30 g/kgSST	liberta 8 gPO ₄ /kg SST liberta 2g/kgSST	1,2-1,6 kgSST/m ³ .dia (30-40% ^a)	25-35 g/L após decantador	após reator anaeróbio 3-10mgN/L; fósforo não é significativo pois existe remoção química	1.70kg/m ³ .dia	Tamis <i>et al.</i> , (2011)
<i>Chlorella</i>					reduz 49,99% das bactérias								Lin <i>et al.</i> , (2014)
<i>Daphnia magna</i>	água residual sintética				reduz 14,42% bactérias e 90,91% de <i>Chlorella</i>	-85,95%	-47,02%	-39,78%					

(^a) comparação com o controlo

Anexo 1: Predação dos microrganismos (continuação)

Espécie dominante	Método e origem da lama	Densidade de organismos	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	Qualidade do efluente	Necessidade de O ₂	Referência
<i>T. tubifex</i> Oligochaeta	reactor de organismos na recirculação (3,2L) de sistema convencional água residual sintética	2500 mg/L	20 / 25	Trh 1 a 4h			- 0.18-0.81 mg SSV/ mg Tubifex.dia potencial de 650-1080 mgSSV/L.dia	remoção similar ao controlo		remoção similar ^a	menor remoção ^a	SVI não altera ^a (concentração organismos menor de 3300 mg/L)	2 mgO ₂ /L	Huang <i>et al.</i> , (2007)
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Oligochaeta)	reactor biológico de ETAR	1500 mg de peso seco+ 100 mL água residual		1 dia			-33% se OD=6mg/L (0,45mg lama/mg lama afluente.dia) (-2/2,5 vezes ^a)						3-6 mgO ₂ /L	Basim <i>et al.</i> , (2012)
	Selector anóxico+ aeróbio. Reactor aeróbio (escala piloto) (material de suporte Biobob® 18% volume do total aeróbio)		27	SRT 8,2 dias	29,4 kg CQO/dia	0,32 g SSV/ g CQO	-36% (8,0 kg SSV/dia) ou -50% (com material 28% do volume reactor aeróbio)	-91%	-55%		-94%			Junior <i>et al.</i> , (2013)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 1: Predação dos microrganismos (continuação)

Espécie dominante	Método e origem da lama	Densidade de organismos	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SST	Qualidade do efluente	Necessidade de O ₂	Referência
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Turbificidae)	escala laboratorial; vala de oxidação de ciclo vertical + reactor de biomassa fixa			SRT 8,2 dias	0,33 kg SS/ kg CQO		39,48	71,9	6,82 mg/L	7,42		aumenta sólidos, CQO, NH ₄ e PO ₄ ³⁻ no efluente da vala		Wei <i>et al.</i> , (2009)
<i>L. variegatus</i>	lama de ETAR (sistema convencional e MBR) reage num reactor com meio de suporte				0,009-0,011/dia com suporte 0,026/dia livre	decrecimento 0,023/dia com suporte; 0,018/dia (crescimento livre)					-45 g SST/m ² .dia (com malha 300 µm) e -58 g SST/m ² .dia (com malha 350 µm)		4,9 mg O ₂ /g peso seco.dia =0,5-1,0 mg O ₂ /mgSSV	Hendrickx <i>et al.</i> , (2010b)
<i>Tubifex tubifex</i> (Turbificidae)	(escala ETAR) reactor de organismos (material de suporte 70% do vol reactor) seguido de SBR; (20.000m ³ /dia com 70% industrial)	6.889 mg/L no suporte	25	SRT 8 dias Trh 5,5h reactor e 11h SBR		0,051 kg/m ³ (0,21 kg/m ³) ^a -75% ^a	- 69.8% (+8,7 ^a) (<100 mg/L)	-88% (<5 mg/L) se OD=2,5 mg/L	-85-95% (<0,5 mg/L)	-82,4% (69.8% controlo)	SST MLSSV/MLSS 0,36-0,38	melhora sedimentação 1-2 indivíduo/L no efluente	1,5 mg/L	Lou <i>et al.</i> , (2011)

Anexo 1: Predação de microrganismos (continuação)

Espécie dominante	Método	Densidade de organismos	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	Qualidade do efluente	Necessidade de O ₂	Referência
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Turbificidae)	MBR (45L) + MBR (39L) predação com suporte perfurado e rotativo; água residual sintética (CQO 331,7 mg/L; pH 6.7)	0,20 kg peso seco/m ²	24	SRT 2 dias no MBR predação	MBR 0,13 gCQO/gMLSS.dia e 9L/48h no MBR predação	0,04 kgSSV/kgCQO (0,26 ^a)	reduz 92% (1,9 vezes mais ^a)	remove 94% (21,2mg/L no permealdo)	NH ₃ remove 96,4% (0,89 mg/L)			reduz EPS (60-75 µg/mg), menor dimensão (<i>d</i> ₅₀ de 260 a 144 µg), viscosidade (de 1,60-1,85 a 1,20-1,45 mPa/s)	0,01-0,05 m ³ /h (1,0-1,5 mg/L)	Tian <i>et al.</i> , (2012)
<i>L. variegatus</i>	(escala lab) lama secundária de ETAR de tratamento convencional + rector vertical de organismos (Q=78 L/dia; CQO 408 mg/L; SST 4,0 e SSV 2,9 g SSV/L); material 150 µm	1,1 kg peso seco/m ²	21	SRT 18 dias	0,16 g CQO/g SST.dia OD 5,8 mg/L	0,014 taxa de crescimento.d	0,18 g peso seco/g SST oxidada		libertad a menos do que afluente	(55 mgNH ₄ + NO3/gSST oxidada)	liberta mais do que o afluente (17 mgPO ₄ /gSST oxidada)		maior 146 a 243 mgO ₂ /dia	Hendrickx <i>et al.</i> , (2011)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 2: Manutenção do metabolismo

Método e condição inicial	Densidade de organismos	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	F/M	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT mg/L	SST	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Referência
sequência de 3 zonas de remoção CQO (aeróbio); N (anóxico); membranas (aeróbio); água residual industrial (CQO 1000; CQOs 543; CBO ₅ 600; COT 334; NT 10; PT 1.35; SS 200; SSV 197 mg/L)	3,93×10 ⁶ células/mL e 68% células viáveis protozoário (178×10 ³)	25 pH 6,5/8	Trh 8h SRT 300 d		0,118 a 0,22 g SSV/ gCQO (-1,5 vezes ^a)		-98% ^a de 42 a 5mg/L	-97% de 10 a <0,3mg/L nitrificação o 1,71 mgN/ gMLSSV.h		MLSS de 4.500 a 13.000 mg/L (dia250) MLSSV/ MLSS 0,9		boa qualidade e não tem material inerte no sistema	Teck <i>et al.</i> , (2009)
(escala piloto) MBR dividido em 3 zonas aeróbias (20L) sem descarga; água residual industrial (26L/m ² .h)	SOUR 19,05 a 2,87 mgO ₂ / gSSV.h	25 pH 6,5/8,0	SRT 300 d	0,11	0,18 a 0,022 gSSV/ gCQO (menos metade ^a)	0,0016 kg SSV/dia	-99% (1000 a <100 mg/L) -99% COT (334 a 3mg/L)	-98% (de 10 a 0,2mg/L)	-93% (1,35 a 0,1 mg/L)	MLSS 14.500 mg/L MLSSV/ MLSS 0,9	MLSS estabiliza 12.000 mg/L (ao 40 ^o d)	turbidez 0,136-0,123 NTU não acumula inerte	Sun <i>et al.</i> , (2007)

(^a) comparação com o controle

Anexo 3: Fungos

Espécie dominante	Método	Densidade de organismos	Tempo de retenção	Carga orgânica	CQO total	SST	Desidratação e filtração	Qualidade do efluente	Referência
<i>Mucor hiemalis</i> 100 mL lama com farinha de trigo (1% da quantidade da lama)	lama de ETAR escala piloto a 32°C resultados comparando com valor inicial			6 dias sem carga de nutrientes	de 3.120 a 400 mg/L -87% CQO	de 4.100 a 200 mg/L -98,6% SST sobrenadante	SRF $1,75 \times 10^{12}$ m/kg -70% inicial	pH decresce após reacção de 6,55 a 4,83; turbidez de 7.095 a 40 NTU (-99%) e remove sólidos suspensos	Fakhru'l-Razi & Molla, (2007)
(escala laboratório) <i>Aspergillus niger</i> e <i>Penicillium corylophilum</i> (fungos filamentosos)	lama de ETAR de decantador secundário (SST 0,75-1%) a pH 5	lama a 1% peso seco de SST	3 dias				SRF - 99,8% ^a ($0,065 \times 10^{12}$ m/kg) decantação 86% de SST em 1 minuto reduz 273 vezes ^a NTU 11,0 (216 ^a)	melhora capacidade de sedimentação e agregam sólidos no <i>pellet</i>	Alam & Fakhru'l-Razi, (2003)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA)

Método e condição inicial	pH	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado	Produção de lama	Amoníaco	PT (mg/L)	MLSS	ORP (mV)	Necessidade de O ₂	Referência
Cannibal® (escala laboratório) SBR ciclo de 6h; água residual sintética (CQO 560 mg/L) SBR (2L) +tanque anaeróbio (500mL) nas mesmas condições	7,0	SRT 10 dias		0,50 mgSST/mgCQO ou assumindo estabilização anaeróbia 0,30-0,24 mgSST/mgCQO anaeróbio 0,10 (0,11 ^a) sistema 0,16mgSSV/mgCQO (0,19 ^a)			afluente 24,7 efluente 1,5	3.300 mgSSV/L		O ₂ >5mg/L SBR	Sheridan & Curtis, (2004)
OSA em batch (aeróbio 12L e decantador 4L) +anaeróbio (4,5L); água residual sintética (CQO 365 mg/L) (convencional sem anaeróbio)		SRT 8-10h anaeróbio	1,24 kg/m ³ .dia	0,38 -18,97% ^a	2,52 g/dia no anaeróbio + 5,58g/dia no aeróbio) -28,30% gbiomassa/gCQOremovido	-1,3 vezes ^a após 16h anaeróbio		3,5 g/L aeróbio e 11 g/L anaeróbio	-250 no anaeróbio		Wang <i>et al.</i> , (2008)

(^a) comparação com o controle

Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA) (continuação)

Tecnologia e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado (kg SSV/kg CQO)	Produção de lama	CQO total (mg/L)	SST (mg/L)	ORP (mV)	Qualidade do efluente	Referência
escala ETAR BIMINEX® (reactor anaeróbio 1m³, anóxico 2m³, aeróbio 3m³ decantador 0,7m³. Avaliação do reactor anóxico na recirculação 1,4m³ de lama) (CQO 464; NT 53; amoníaco 31; PT 3 mg/L; sólidos 230 mgSST/L; alcalinidade 388 mg/L)	20,2	SRT no anóxico da linha de recirculação 17,4 dias e 26,2 total; recirculação 100% Trh 5,9h	17,84 kg SSV/m³.d caudal 0,24m³/h	0,327	-18,31% ^a só do reactor anóxico da recirculação	-93% ^a	3.000 sistema 2.439 recirculação		SST no efluente 128 mgSST/L SVI=122 mL/gSST	Coma <i>et al.</i> , (2013)
	11,5	recirculação 0% anóxico		0,513	100% (não entra no reactor)	-87% ^a	2.790 sistema	-150	efluente 44 mgSST/L SVI=195	
	17,3	recirculação 10% Trh 34,5h		0,434	-0,22% ^a	-88% ^a	4.075 sistema		efluente 105 mgSST/L	
	23,5	recirculação 50% Trh 11,8h		0,332	-8,88% ^a	-92% ^a	2.949 sistema		efluente 118 mgSST/L SVI=162	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA) (continuação)

Tecnologia e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção (horas)	Produção de lama (gSS/dia)	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	PT (mg/L)	SST	Adaptação	Qualidade do efluente	Referência
OSA+anóxico; água residual sintética durante 7 meses	25	SRT 5,5 no anaeróbio	1,842	-91%	-28%	32,35 (33,97) ^a	-48% (- 48,90%) ^a	muito reduzido	2 meses	SVI < 100	Ye <i>et al.</i> , (2008)
			taxa de produção - 23% ^a	93% ^a							
		7,6 óptimo	1,594 -33% ^a	-91%	-30%	33,79	-59%				
		11,5	2,062 -14% ^a	-90%		31,97	-58%				

(^a) comparação com o controlo

Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA) (continuação)

Método e condição inicial	(°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	MLSS	ORP (mV)	Adaptação	Qualidade do efluente	Custo	Referência
(escala piloto) MBR (10L, 20gMLSS) + decantador (4L, 11gMLSS)+ anóxico na recirculação (4,4L, 38gMLSS); água residual sintética	20	SRT OSA 19,5 d anóxico 11,1 d durante 9 meses	13g/dia	0,32 mgSS/mg CQO	0,29 kgSST/kgSST.d (-23%) ^a	no efluente 18 (30 ^a)	25 (41 ^a)	3,7 (3,6 ^a)	2000 no aeróbio	+100	14 dias	SVI ±100	tanque anóxico	Saby <i>et al.</i> , (2003)
		SRT OSA 25,9 d anóxico 14,8 d	0,66 kgCQO/kgSST.d	0,22	0,21	22	20	4,6		-100				
		SRT OSA 30,4 d anóxico 17,4 d	no aeróbio	0,18	0,17 produz 2,3 g/d (-58%) ^a e 4,7 ^a g/d)	7	11	7,2		-250				

(^a) comparação com o controle

Anexo 4: Sistema de tratamento aeróbio-decantação-anaeróbio (OSA) (continuação)

Tecnologia e condição inicial	(°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	MLSS	ORP (mV)	Adaptação	Custo	Referência
OSA (alimentação contínua) MBR (10L) +decantador (4,76L) +tanque anaeróbio (4L); água residual sintética (CQO 330; NT 58; amoníaco 36; Ps 10 mg/L) durante 40-90 dias; a lama do aeróbio é espessada (2 g/L)	20	Trh 10,4 e SRT 16h no tanque e 17 d no OSA	fluxo água residual 40L/d	0,55 mgMLSS/mgCQO no tanque e 0,56 no aeróbio	2,3 g/d =-36% (comparando com +100 mV 3,6g/dia) (4,7 g/d) ^a	efluente 30 mg/L; remove 13g/dia	similar controlo	reduz após anaeróbio	1.000 mg/L no aeróbio e 8 g/L no tanque (-14%) ^a	-250	14 dias anaeróbio 2 meses MBR	reduz o espaço ocupado e é favorável na relação custo-benefício	Chen <i>et al.</i> , (2003)
<p>modelação Y_s (mgMLSS/mg CQO)=0,3 se $K_d=0,05 \text{ dia}^{-1}$; $K_a=0,068 \text{ dia}^{-1}$ e +100 mV; $K_a=0,095 \text{ dia}^{-1}$ e -100 mV então $Y_s=0,22$; $K_a=0,11 \text{ dia}^{-1}$ e -250 mV então $Y_s=0,19$, em que K_d (coeficiente de decaimento no reactor aeróbio, dia^{-1}) e K_a (coeficiente de decaimento no tanque anaeróbio, dia^{-1})</p>													

(^a) comparação com o controlo

Equipamento	Resultados	Referência
Cannibal® reactor aeróbio+decantação+remoção de inertes (todo o caudal recirculado)+reactor via facultativa. Recebe uma fracção da lama recirculada (elimina microrganismos aeróbios e a produção de lama diminui)	numa ETAR de 5.678 m ³ /dia o custo sem Cannibal®/com Cannibal® em energia do digestor (se o custo de energia é de \$0,15/kWh) = 37.800/1.050 \$; a deposição lama custa 168.200/18.410 \$; a eliminação de inertes custa 0/13.250 \$; o polímero na desidratação (se o preço for de 25 \$/peso seco) 14.260/1.560 \$; o trabalho na desidratação conta com 68.640/1.030 \$; o gasto de energia na separação de inertes é 0/5.430 \$ e o gasto de energia no agitador do reactor facultativo é 0/2.540 \$ Resulta numa poupança de 245.600 \$/ano com o sistema Cannibal®	Sheridan & Curtis, (2004)

Anexo 5: Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio ou anóxico (rCAA)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Y observado	Produção de lama (kgCQO/d)	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SST (mgSS/L)	MLSS	ORP (mV)	Qualidade do efluente	Dificuldade de adaptação	Custo	Referência
reactor contínuo compartimentado em três zonas de condição aeróbia e três anaeróbia (3L cada); água residual sintética CQO 700/800mg/L; NH ₄ 25; PT 5 mg/L	19 -	Trh 15 horas SRT 10-20 dias durante 3 anos		0,098 kgSS/kgCQO (-36.3%= 0,27 lama activada)		remove 90% (63 mg/L quando afluente 748 mg/L)				72	MLSSV/MLSS >98%		reduzida acumulação de inertes	30 dias	arejamento 0,06m ³ /h aeróbio	Quan <i>et al.</i> , (2012)
aplicado na linha de recirculação em ETAR 22.086 PE		SRT 93 dias Trh 10dias (50% aeróbio + 50% anóxico)	5.892 m ³ /dia 2.319 kg CQO/d 278 kgNT/d	0,09 kgSST/kgCQO removido	-2.157	28 = - 93%	10 - 79%	2 - 9%	2 - 62%	11.800 mgMLSS/d MLSSV/MLSS 70%	-200/+50 e -400/-200	similar ^a e não acumula inertes	ORP não é fácil manter	-96€/t que controlo	Troiani <i>et al.</i> , (2011)	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 5: Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio (rCAA) (continuação)

Método e condição inicial	Densidade de organismos	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Y observado	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SS	MLSS	ORP (mV)	Qualidade do efluente	Custo	Referência
(escala piloto) SBBR água residual de uma universidade CQO 400; NH ₄ ⁺ 49; NT 62; PO ₄ ³⁻ 5,2; SS 75 mg/L)	45%	25	30 min com ou sem arejamento	1,0 kg NT/m ³ .d	0,03 kg MLSS/kgCQO.dia= -90% ^a	37	19,2	3,8	1,8	SS 3,1	MLSSV/MLSS 78,97%	-156 a +40	a alternância via aeróbia/anaeróbia não é fácil de estabelecer e o fenómeno de inibição do metabolismo não domina	OD 1,43-5,61 mg/L	Qiang <i>et al.</i> , (2011)
			15/15 minutos		0,07	31	22,9	3,7	2,8	5,32	70,40%				
			arejamento contínuo		-77% ^a	-	-	-	-	-	-				
					0,08	37	25,6	3,2	3,1	4,38	70,81%				
					-73% ^a	-	-	-	-	-	-				
						90,6%	58,7%	93,5%	26,2%	92,4%					

(^a) comparação com o controlo

Anexo 5: Alternância entre reactor aeróbio e anaeróbio (rCAA) (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	F/M (kgCQO/dia.MLSSV)	Yobservado (kg SSV/kg CQO)	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	SST	MLSS	ORP (mV)	Dificuldade de adaptação	Referência
ETAR 1 sistema anóxico/aeróbio na fase sólida 9.314-26.486 PE (CQO 158-449; NH ₄ 26-41; NT 30-53; SST 69-250mg/L)	20	Trh 10dias SRT 24dias	0,231	0,179 -16% ^a	12-37 -93- 97%	8-10 -70- 83%	2,5-4,1	SST 4-22 -90- 98%		< -150 (40% Trh) -150/+50 (60% Trh)	+ Trh = -Y max SOUR = + degradação = -Y	Eusebi & Battistoni, (2014)
ETAR 2 sistema anóxico/aeróbio na fase sólida 22.940 a 54.989 PE (CQO 822-1650; NH ₄ 232-840; NT 17-41; SST 36-75mg/L)		Trh 11dias SRT 22dias	0,16-0,40	0,117 -43% ^a	7-25 -99%	0,3-4,5 -73 a 87%	5-10,6	7-13 -73 a 87%		< -150 (50% Trh) -150/+50 (50% Trh)		
modelo matemático maximização na redução de MLSS	25	Trh 9h anaeróbio		anaeróbio -16% comparando com anóxico					10.000 mg/L afluente ΔMLSS de 219mg/L			Yang <i>et al.</i> , (2011)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 6: Sequência de reacções de hidrólise-anóxico-aeróbio (A/O)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Produção de lama	CQOs (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SSV/SS	Qualidade	Referência
(escala piloto) UASB (21L) + reactor A/O (50L) (anóxico/aeróbio); água residual de fossa séptica; reactor em batch; recirculação 50% UASB e 300% no UASB+A/O	25	UASB Trh 3,5h; A/O Trh 8H e SRT 12 dias	fluxo 6,2 L/h OD 1,2-4,0 mg/L	- 40,4%	<50 -90%	- 90%	<2 mg/L - 95%	- 79%	de 0,8 a 0,6		Gao <i>et al.</i> , (2010)
escala piloto UASB (10L)+MBR (5L) recircula 500mL; água residual ETAR (pH 7-8; SST 190-250; CQOt 600-2400; CBO 400-1600; Nt 4-25; PT 15- 25; SO ₄ ²⁻ 120-200; alcalinidade 1200-3140)	30	SRT 100 dias; Trh 4h UASB e 120 dias MBR	7,2-10,8 kg CQO/m ³ .dia	-90% volume 10 vezes menor	-80%	remove 80% se CQO 1.200 mg/L 30-45% se CQO 2.400mg/L			SST remove 100%	0% sólidos; -80% sulfato trata 5 vezes mais caudal após 40 dias de adaptação	Hazrati & Shayegan, (2011)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 7: Introdução de inibidores de metabolismo

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Y observado	CQO total (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Referência
reação batch; lama de ETAR água residual sintética (OD 6 mg/L e 2.500 mgSSV/L)	25	75 h	0,437				oCP	20mg/L		Ye <i>et al.</i> , (2003)
			(Δ SSV/ Δ CQO) 0,764 ^a							
			0,381				2,4-DCP			
			0,335				TCS			
			0,277			pNP				
			0,236			DNP				
escala laboratorial reactor batch (13L) (aeróbio e anóxico) (MLSS 2.000mg/L) água residual sintética	25 pH 7,0	SRT 14 d	0,33 mgMLSS/mg CQO - 40% (40 dias de reacção) 0,5 (70 dias)	remove 87% (dia 70)	nitrificação de 1,7 a 1,5 mgN/gSSV.hora (-11%)		2,6- DCP	20mg/L		Tian <i>et al.</i> , (2013)
escala laboratorial OSA (aeróbio 12,6L decantador 1,2L e anóxico 2,2L); água residual sintética (2 meses adaptação)	25	SRT 6,5 h anoxia	2,023 gSS/dia (-21%) ^a	-85% (89%) ^a	25 mg NH ₃ /L (22 controlo) NT -43% (-47%controlo) ^a	3,1 (3,5) ^a		0,5 gTCS/dia no aeróbio	SVI 84 (76) ^a	Ye & Li, (2010)
			1,623 (-37%) ^a	-86%	26 mg NH ₃ /L NT -40% ^a	2,9	0,10	SVI 96		
			1,134 (-56%) ^a	-82%	24 mg NH ₃ /L NT -32% ^a	3,1	3,3',4',5-TCS	0,15	SVI 101; azoto pode ser maior	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 7: Introdução de inibidores de metabolismo (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Yobservado	Produção de lama	CQO total (mg/L)	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Referência
água residual sintética 250 mL num reactor aeróbio MLSS 2.000-2.500 mgSSV/L adaptação 24h	20	Trh 6h	0,91 mgSSV/mgCQO (0,44 ^a)	número de células/mL total 3,96×10 ⁹ activas 4,76×10 ⁸ Cu 15mL	-47,7 a 50,7% remoção substrato	Cu	10 e 15 mg/L		Aragón <i>et al.</i> , (2009)
			0,3 (-30% ^a)	total 3,58×10 ¹⁰ activas 6,44×10 ⁹	-59,4%	Zn	10 mg/L		
			0,38 (-14% ^a)	total 2,19×10 ¹⁰ activas 4,82×10 ⁹	-62,8%	DNP	30 mg/L		
			0,48 (-30% ^a)	total 6,46×10 ¹⁰ activas 1,07×10 ⁹	-58,9%	TCS	0,8mg/L		
escala laboratório; lama activada no reactor CSTR (3L) água residual sintética	25	Trh 8h SRT 10 d	0,33 gSS/gCQO (0,41 ^a)		21 (afluente 180) (23 afluente 105 ^a)	2,4-D	10 mg/L	melhora sedimentação	Chong <i>et al.</i> , (2011)
			0,224				60 mg/L		
escala laboratório; reactor aeróbio de lama activada (recircula 1,7 vezes), água residual sintética 7L/dia durante 26 dias	20 pH 7,7		-30% o volume biomassa não é muito alterado (de 105 a 91mL/g doseando 35mL/g)	-49% (2,88g/L ^a)	remoção diminui de 97% doseando 0,6% a 69% doseando 10,2%	pPN	(indicada)	sólidos no efluente (menor sedimentação)	Low <i>et al.</i> , (2000)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 8: Hidrólise biológica

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Retenção (h)	CQO total (mg/L)	Amoníaco	SSV	Reagentes	Dose de reagente	Adaptação	Custo	Referência
lama de DS ETAR 100 mL+ hidrólise anaeróbia (pH 6,74; CQOt 7.783; CQOs 90; SST 8.270; SSV 5.650; NH ₄ ⁺ 39,5 mg/L)	50	Trh 4		até 143,43 mg/L remove + 201% ^a	SSV reduz de 5.650 a 2.420mg/L -68,43% (inicial) (-10%) ^a SSV reduz 54,24%;	protease+amilase (1:3) amilase protease	6% peso/peso de cada (enzima/ST) 6%	taxa de hidrólise 0,24.hora (0,024.h) ^a 0,2.hora 0,12.hora		Yang <i>et al.</i> , (2010)
lama activada de ETAR (ST 2-4%)	25	Trh 4	aumenta 250 a 290% relativo ao SET (tratamento enzimático controlo)		solubiliza 160 a 170% comparando com SET	EDTA 50mM CA 25mM EDTA ou CA STPP 50mM	0,93 g/gST 0,24 g/gST 0,2 (13,7mg enzima/gST)	+solubilização com adição de cationes (ácido cítrico; EDTA)	pH ajustado com NaOH baixa para pH 5,5 pH baixa para 3,3 pH aumenta para 9	Wawrzynczyk <i>et al.</i> , (2008)
			+240-290%		+50-85%					
			+3,5 vezes							
			+150%							

(^a) comparação com o controlo

Anexo 9: Hidrólise térmica

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	SST	Metano	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Custo	Referência
lama activada de DS ETAR num reactor anaeróbio	150 (423K)	2h	-25% COT			pressão 0,2-4,0 MPa	resíduos insolúveis na fase sólida		Imbierowicz & Chacuk, (2012)
	200 (473K)	0,5h	-50% COT						
	250 (523K)	2h	-100% COT						
(escala laboratório) autoclave recebe lama activada+ estabilização termofílica	165 (fonte eléctrica)	30 min durante 22 dias	solubiliza 18%	solubiliza 15% SV	195mLCH ₄ /gCQO (+30 mL CH ₄ /g CQOafluente) ^a		biodegradabilidade de 47 a 56%		Mottet <i>et al.</i> , (2009)
	165 (vapor)		17,8%	14%SV	215 mLCH ₄ /gCQO		a 61%		
escala piloto; lama secundária 7% ST é hidrolisada por via térmica (10L) e adicionada lama primária (40%) na estabilização anaeróbia mesofílica (200L) durante 40 meses	170	30 min		-26% ST na lama final	biogás +30%	volume digestor reduzido em 58% (SRT de 20 a 12 dias)	com desidratação menor volume final em 58% e ST 7%	excedente 30% de energia (246 kW) após hidrólise e menor tempo de desidratação	Pérez-Elvira <i>et al.</i> , (2008)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 9: Hidrólise térmica (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Sólidos	Metano	Custo	Referência	
(escala laboratório); hidrólise lama secundária (com vapor num reactor) ST 10-20% +estabilização anaeróbia (alimentação contínua)	170 e 7bar	30 min hidrólise	estabilização mesofílica Trh 12 dias	SV -40 a 60%	+55% (445 L biogás/kg SV) metano +55%	gera 40% mais energia devido biogás	Fdz-Polanco <i>et al.</i> , (2008)
			estabilização termofílica Trh 16 dias	SV -40 a 55%	+48% (405 L biogás/kg SV) metano +48%		
<p>Se ETAR trata caudal de 500.000 PE produz 320 Nm³ biogás/hora e reduz 10 t SV/dia no digestor anaeróbio, produzindo 900 kW considerando eficiência de 37%. O calor do gás de escape e da água de refrigeração contabiliza uma poupança de 660 kWh/hora. O calor também pode ser aproveitado para aquecer a lama secundária até à temperatura de 50°C de modo a melhorar a desidratação sem adição de polielectólito. Assim o processo tem excedente de energia de 200 kW</p>							
TH lama mista (2:1 activada e primária) (200mL) + estabilização anaeróbia mesofílica	165 e 20 bar	2h		SSV -22% SST -19%;		Strong <i>et al.</i> , (2011)	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 10: Ozonização

Método e condição inicial	Tempo de retenção	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SS; SSV	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Custo	Referência
lama activada volume 24L (anaeróbio 9,6L SRT 5,1h e aeróbio 14,4L SRT 7,7h) ozono em batch 2L controlo na tecnologia mecânica no método moinho	100% caudal recirculado	0,2 g SS/dia reduz 96%	efluente CBO 3mg/L; COT 10 mg/L; COD 9 mg/L; antes e depois de ozono 6,2 g/g	efluente 15 mg/L; azoto dissolvido variação antes e depois de ozono 2,3 g/g	efluente 1 mg/L	efluente 3,2 mg/L e dissolvido 2,6 mg/L; fósforo dissolvido variação antes e depois de ozono 2,7 g/g	SS afluente 5 mg/L; SSV/SS 0,79 gSSV/gSS	75 mgO ₃ /g SS	pior que moinho pois tem maior recirculação mas liberta mais carbono (+0,23 g/dia que controlo)	ozono 40 mg/L	Sano <i>et al.</i> , (2012)
lama de estabilização anaeróbia termofílica (0,4L) + ozono num rector (1,4L)	1 a 5 min						-25 a 30% SSV				Abe <i>et al.</i> , (2011)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 10: Ozonização (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Produção de lama	CQO total (mg/L)	Amoníaco (NH ₃)	MLSS (mg/L)	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Custo	Referência
MBR e TJC lama recircula 2,5L/dia; água residual sintética	25 pH 7,0 (reduz até 6 com ozono)	Trh 60 min no TJC e no MBR Trh 10h e SRT 20 dias	-60% (-8% só cavitação) - 10/20% comparando com doseamento convencional de O ₃	-64% (8.700 a 3.100mg/L) indica mineralização; CQOs de 78 a 2.300 mg/L		-60% (6.990 a 3.050)	O ₃	68 mgO ₃ /L 80 mgO ₃ /L	diâmetro das partículas reduz (105 a 38µm aos 15min) a pressão transmembranar diminui e incrustação não é tão frequente		Hwang <i>et al.</i> , (2010)
MBR ultrafiltração (16,3L)+ozono numa coluna; água residual sintética (pH 7,16; SS 178; CQO 342; NH ₃ 41; NT 54; PT 3,2 mg/L)	20	MBR Trh 6h e OD 2mg/L SRT 50 dias SRT 25 dias	0 não há descarga Y=0,130 kgMLSS/kgCQO Y=0,082 Y=0,039	-91,2% -89,9% -88,2%	-94,6% -92,9% -91,4%	4.000 mg/L	O ₃ 0,16 kgO ₃ /kgMLSS	lama tratada do volume do reactor 0% 2% 4%		custo operação (energia para produção de ozono 1,8US\$) × 4,0 kgMLSS/m ³ × 0,16 kg O ₃ /kgMLSS=1,15 US\$/m ³ lama; se o fluxo é de 0,01Q = 0,0115 US\$/m ³	He <i>et al.</i> , (2006)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 10: Ozonização (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	MLSS	Reagente	Dose de reagente	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Adaptação	Referência
baixa dose de ozono; lama de ETAR sistema A2/O (anóxico-anaeróbio-aeróbio)	ambiente			-25%	-11 %	integrado nos micro-sólidos ou sobrenadante	degradação celular + 30%	O ₃	< 20 mgO ₃ /gSS T ÓPTIMO 0,03-0,05 g O ₃ /g SST		micro-sólido aumenta 19%; ATP decresce 60% e protease 72%; metais libertados e incorporados nos micro-sólidos		Chu <i>et al.</i> , (2009)
escala piloto lama activada 4,6L e lama secundaria 5,9L durante 122 dias quantidade tratada com ozono 300mL/dia; água residual sintética	de 22 (45 dias) a 27°C	Trh 10 horas tem protozoário e metazoário	0 não produz lama	de 790 a 61	de 40,0 a 19,8 (-50% afluente)	de 5,0 a 3,1 (+30% que controlo)	1850 mg/L MLSSV/MLSS= 0,88 +40% degradação celular			ATP intracelular +41,7% e protease maior que controlo	acumula inerte, SVI 400mL/g (440) ^a SS < 5mg/L	30 dias	Yan <i>et al.</i> , (2009a)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 10: Ozonização (continuação)

Método e condição inicial	Temperatura	Tempo de retenção	Produção de lama	CQO total (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	Sólidos	Metano	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Custo	Referência
ozono em 20% da lama recirculada para reaktor aeróbio (22 horas) SBR (3L); água residual sintética, durante 7 meses	20	SRT 12 dias e Trh 36h bactéria nitrificante eliminada pelo ozono e por predadores	-10% (-6,3% inicial com dose 0,05)	CQOs (+125% após O ₃) afluente 544 mg/L e efluente 30mg/L (495 a 32mg/L) ^a ; CQO efluente 46mg/L remove 91,5% (90,5%) ^a	+2,7% <0.3 efluente	SSV/SST decrece de 0,85 a 0,79		O ₃	0,05-0,08 mgO ₃ /mgSST (entre 5-20 minutos)	o pH decresce (0,3); acumula pouco inerte e se SRT longo; a qualidade do efluente não altera; valor de SST, CQOt e CQOs menor que controlo		Dytczak <i>et al.</i> , (2007)
ozono 20% da lama recirculada para reaktor anóxico SBR (0,1mgO ₂ /L)/aeróbio(5mg/L) (reação 3+7+3:30+8:30 horas entre anóxico/aeróbio)			-25% (-14% inicial com dose 0,05)	CQOs (+200% após O ₃) afluente 594 mg/L e efluente 33mg/L (495 a 34mg/L) ^a ; CQO efluente 46mg/L =-92,3% (-90,7%) ^a	+5,9% <0.3 efluente	SSV/SST decrece de 0,83 a 0,77						
lama activada de ETAR contaminada com disruptores endócrinos 18-21 ppb condicionada com ozono afluente ao digester anaeróbio (37°C, Trh 27 e SRT 25 dias) (SST 7,3g/L; SSV 3g/L)		ozono 2 horas	0 e no controlo descarrega 4% de lama 0			no reaktor SST 7,3 e SSV 3 g/L	+33%	O ₃	0,66 mgO ₃ /gSSV	as substâncias endócrinas ficam adsorvidas na lama	reduzido	Ak <i>et al.</i> , (2013)
						SSV 2,5 g/L	+200%		1,33mg/g			

(^a) comparação com o controlo

Anexo 10: Ozonização (continuação)

Método e condição inicial	Tempo de retenção	SST	Reagente	Dose de reagente	Custo	Referência
escala laboratorial lama da recirculação de ETAR 285.000 PE com ozono e estabilização	estabilização anaeróbia (37°C, 50 dias e 2,5L lama)	-78,5% SST (20% devido ao ozono) -71% SST	O ₃	0,1 gO ₃ /gST; SSE 46.285 kJ/kgST	-22% = 2.496 kWh/kg SST removido; energia ozono/total=0,18% -27% = 1.602 kWh/kg SST removido energia ozono/total=0,32(%)	Salsabil <i>et al.</i> , (2010)

(^a) comparação com o controle

Anexo 11: Processo de Fenton

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	SST	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Dificuldade de adaptação	Referência
lama estabilizada ETAR (100mL)+estabilização anaeróbia termofílica (53°C, 20dias)	105 e pH 6	2h	3 g/L.dia	- 55% SSV -30% na estabilização= 68,2% total	Fe ²⁺ e H ₂ O ₂	Fe ²⁺ 0,1 g/L e H ₂ O ₂ 15g/L			Abe <i>et al.</i> , (2011)
lama de ETAR industrial 100 mL de lama	30	30 min	de 3,7 a 4,1 mg		Fe ²⁺ e H ₂ O ₂	1.500mg/L Fe ²⁺ + 3.000mg/L H ₂ O ₂ 6.000mg/L Fe ²⁺ +3.000mg/L H ₂ O ₂	-88% resistência filtração -85,5% resistência; humidade do cake 75,2% (outros 85,7%)	intervalo entre preparação e doseamento deve ser reduzido	Lu <i>et al.</i> , (2003)

Anexo 12: Oxidação por via húmida

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	F/M	Produção de lama	SST	Metano	Dose de reagente	Referência
elevada concentração de oxigénio no rector biológico (28L); água residual sintética	20	Trh 2,8h STR 2-20 dias	1,7 mgCBO ₅ /mg MLSS	-25%			2-6 mg/L	Abbassi <i>et al.</i> , (1999)
			1,7 a 0,2 0,53	-26% -22% só O ₂ ou - 12% mistura de gases			2 mg/L 2-6 mg/L	
WAO lama mista de ETAR (2:1 activada e primária) 200mL + estabilização anaeróbia mesofílica	220 e 20 bar	2h			-83% SSV=-93%	+53% ^a		Strong <i>et al.</i> , (2011)
a lama de estabilização anaeróbia termofílica (0,4L) + WAO	250 e 8 MPa	2h			-94% SSV	similar mesmo variando a concentração de oxigénio		Abe <i>et al.</i> , (2011)
	150 e 1,3MPa			-62% SSV quando a razão de oxigénio doseado/oxigénio teórico é maior de 40%				
a lama de estabilização anaeróbia termofílica (0,4L) + WAO + estabilização anaeróbia (53°C, 39 mL, Trh 20 dias)	150 e 0,98 Mpa	2h			-83,2% SSV WAO + estabilização anaeróbia (-63,7% só SSV e -53,8% só estabilização anaeróbia)			

(^a) Comparação com o controlo

Anexo 13: Oxidação por peróxido de hidrogénio

Método e condição inicial	Método	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Custo	Referência
WPO; unidade de tratamento industrial independente (com gerador) e móvel; trata 5 m ³ /h		125 e pressão 4bar			peróxido de hidrogénio	13 kg peróxido/kg COT		500.000 \$ US equipamento e 650 \$ US/t peróxido hidrogénio	Debellefontaine <i>et al.</i> , (1996)
IBERFLUID autoclave de elevada pressão escala piloto; trata 200 mL contendo complexos	remoção de 4-CP	100 e pH3	90 min	COT -72.3% e - 100% do 4-CP	4-CP e H ₂ O ₂	500 ppm 4-CP e 2,5 mL H ₂ O ₂	remoção dos compostos complexos sem elevado gasto energético	custo do H ₂ O ₂ (30% peso/peso) 13,60 €/L; o consumo na transferência de calor 700W durante 12,76 min (pré-aquecimento) +90 minutos	García-Molina <i>et al.</i> , (2005)
	remoção de 2,4-DCP			COT -59% e -100% do 2,4- DCP	2,4-DCP e H ₂ O ₂	500 ppm 2,4-DCP e 2,5 mL H ₂ O ₂			

(^a) comparação com o controlo

Anexo 14: Oxidação electroquímica

Método e condição inicial	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	SV; SSV	Metano	ORP (mV)	Reagentes	Aplicabilidade	Custo	Referência
(escala laboratório) lama secundária de ETAR (50.000 m ³ /dia sistema anaeróbio-anóxico-aeróbio) +hipoclorito; estabilização anaeróbia mesofílica (5L, 35°C, 28 dias a pH7)	40 min a tensão eléctrica 20V	CQOs no pré 38,13%; após estabilização liberta C:N:P 15,85:2,7:1 (4,04:2,00:1 ^a)	- 45,5% SV	biogás 647L/kg SV (+63,4%) ^a	-38 a -327 mV	hipoclorito sódio (NaClO) (0,6%) e eléctrodos Ti/RuO ₂	biogás é produzido até dia 24 (18 ^a); eléctrodos afastados 2 cm; período de adaptação 28 dias (- 12 dias) ^a	o custo de construção do digestor é 30% menor devido a menor tempo de retenção	Yu <i>et al.</i> , (2014)
experiência laboratorial aplica corrente eléctrica no eléctrodo RuO ₂ /Ti em 500mL de lama activada (ETAR 50.000 m ³ /dia anaeróbio-anóxico-aeróbio) (pH 6,69-7,07; teor água 99,2-98,2%; CQO 17.462-18.990; CQOs 36-52; ST 8,0-18,2; SV 5,5-12,7; SS 7,6-17,0; SSV 5,4-12,6 mg/L)	30 min, potência eléctrica 5W e pH 10	sobrenadante (mg/L) CQOs 348 (44) ^a ; NT 26,5 (12,8) ^a ; PT 13,8 (1,35) ^a NH ₄ ⁺ 9,2 (7,8) ^a	remove 2,75% SV e 7,87% SSV					construção do reactor mais reduzido (-26% volume) ^a e menor custo de energia; pré-tratamento consome 5 kWh/m ³ estabilização 7-11 kWh/m ³	Song <i>et al.</i> , (2010)
estabilização aeróbia	SRT 17,5 d e pH 7,0		remove 34,3% SV e 39,6% SSV				controlo tem resultados iguais se SRT 23,5dias		

(^a) comparação com o controlo

Anexo 14: Oxidação electroquímica (continuação)

Método e condição inicial	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	SST	Desidratação e filtração	Eléctrodo	Potência	Aplicabilidade	Custo	Referência
lama secundária	60 min pH2	41,6% CQO removido e SDT 1.495mg/L (739) ^a		electrocondutividade 1,7 mS/cm (1,58) ^a	eléctrodo de aço inoxidável	densidade de corrente 8,9 mA/cm ²	o pH ácido favorece remoção de CQO; melhora electrocondutividade	depende do custo da energia e tensão aplicada	Curteanu <i>et al.</i> , (2014)
		-63,5% CQO e 1.912 mg/L SDT		2,7 mS/cm	grafite				
	60 min e pH4	-75,7% CQO e 3.660 mg/L SDT		7,5mS/cm	Pb/PbO ₂ o mais eficiente	7,7 mA/cm ²		+barato	
Electrofloculação de lama activada (CQO 5400-7500; ST 5630-7250; SST 5050-6400 mg/L; cor 61-206 TCU)	15 minutos e pH2	sobrenadante CQO 112; ST 1.601; SST 140 mg/L cor 5 TCU	38 g/L	reduz volume 89,3% (80,3% a pH neutro)	aço inoxidável	8 mA/cm ²		consumo energia 0,15- 1 kWh/m ³	Rahmani <i>et al.</i> , (2013)
			34 g/L	-83,5% (75% a pH neutro)	grafite				

(^a) comparação com o controlo

Anexo 15: Electro-desidratação

Método e condição inicial	Método	Tempo de retenção	Produção de lama	Desidratação	Qualidade efluente	Custo	Referência
(escala laboratório) lama activada de ETAR (a 0,5%) numa célula de compressão/filtração com eléctrodo	mecânico=filtração/compressão durante 2h (a pressão é garantida por pistão) + eléctrodo 2h (compressão e energia) durante 3 dias	pressão (200 a 1.200 kPa)+ tensão (20 a 50 V)	após mecânico com 400 kPa a remoção de água = 70% e combinado com tensão (50 V) remove mais 24%	concentração sólido seco = 56%	concentração de SST (de 16 a 320mg/L), turbidez (de 10 a 510 FAU) quando tensão varia de 10-50V e metais aumentam no efluente	0,34 kWh/kg água removida	Mahmoud <i>et al.</i> , (2011)
		de 4.100 a 800 seg quando tensão aumenta de 30 a 50 V com 1.200 kPa		concentração sólidos 42%		0,169 a 0,231 kWh/kg água removida	
Objectivo: valor óptimo de SD				40%		limita o consumo de energia em 0,20-0,25 kWh/kg água removida	Citeau <i>et al.</i> , (2011)

Anexo 15: Electro-desidratação (continuação)

Método e condição inicial	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	SST	Desidratação e filtração	Eléctrodo	Potência	Aplicabilidade	Custo	Referência
lama secundária de ETAR	12 min			CST -18,8%		21V	distância eléctrodos 5 cm		Yuan <i>et al.</i> , (2010)
lama secundária espessada (ETAR trata 50.000 m ³ /dia com reactor anaeróbio-anóxico-aeróbio) 400 mL	15 min 20V	DDCQO de 1,7 a 2,3% (para valor de tensão eléctrica superior a 30V)		CST decresce de 60,8 a 45,5 seg SRF decresce de $8,67 \times 10^{11}$ a $4,56 \times 10^{11}$ m/kg	Ti/RuO ₂		células deformadas, a componente intracelular é solubilizada e degradada pela electrólise e a água intracelular libertada o que auxilia a desidratação	consumo energia total no pré-tratamento entre 5- 10 kWh/m ³	Yuan <i>et al.</i> , (2011)
ÓPTIMO desidratação (CST e SRF) 15-20V e 15-20 min									

Anexo 16: Reagente ácido

Método e condição inicial	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	Redução SSV	MLSS	Metano	Desidratação	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Referência
(escala laboratório) lama de ETAR (250mL) após pré-tratamento existe estabilização anaeróbia 20 d a 35°C		pH 6,9 e 6h retenção	+ CQOs 99 227 261 e 277%		- 20,0 25,0 27,0 28,8%			ácido paracético	0,011 0,027 0,133 e 0,266%	não existe residual de reagente na concentração 0,012%	Shang & Hou, (2009)
após pré-tratamento estabilização anaeróbia 20 d a 35°C		pH 9,5 e 12h de pré-tratamento	+ CQOs razão 202%		- 31% (2.765 mg/L) -6% no controlo	biogás +72% que controlo (619 mL)			0,01%		
ensaio batch só térmico ácido como pós-tratamento de lama espessada de ETAR	100 e 180°C	1h e 2, 4 e 6 pH (controlo 7,5)		SSV a 100°C -8,0/11,3; a 180°C -24,7/26% (controlo -3,3/6,7)		a 100°C 0,18-0,25; 180°C 0,30-0,32 gCH4/gCQO (controlo 0,11)	+ com <pH e >100°C	ácido hidrocloreídrico	3,3 mmol/dia	presença de cor a 180°C mas diminui se <pH	Takashima & Tanaka, (2014)
escala lab	ÓPTIMO 160-180°C	30-60 min				+ 41% metano		ácido sulfúrico	1,8 mmol/dia	liberta + fósforo	
estabilização anaeróbia contínua (35°C e Trh 15,4 d) da lama tratada 30% da recirculação (100mL/dia)	170 e pH 5-6	1h		-75% SSV (2-2,5 vezes maior que controlo)		+14-21% metano	+22-23% desidratação			3 vezes mais cor	

Anexo 17: Reagente Alcalino

Método e condição inicial	Método	Temperatura (°C) e pH	Tempo de retenção	CQO	Reagente	Dose de reagente	Referência
lama activada de ETAR (90% doméstico e 10% indústria vinícola) (pH 6,8; ST 17,1; SV 12,0; CQO 17.400; CQOs 470 mg/L)		pH 10	1h	CQOs 9,3% (2,7% controlo)	KOH	30 mEq/dm ³ (1,68 g/dm ³)	Valo <i>et al.</i> , (2004)
		pH 12		30,7%		65 mEq/dm ³ (3,65 g/dm ³)	
ensaio batch lama activada de ETAR (300mL) (pH 6,7; CQO 27.700; CQOs 2.250; ST 38; SV 26 mg/L)	alcalino	pH12		CQOs (+8,1% controlo) NaOH (+39,8 ou 51,8%) KOH (36,6 ou 47,8%) Mg(OH) ₂ (10,8 ou 18,3%) Ca(OH) ₂ (15,3 ou 17,1%) (temperatura ambiente ou 121°C e 30 min)			Kim <i>et al.</i> , (2003)
	termo- alcalino	121	30 min	CQOs + 85,4% (17,6 - 86,5% quando doseia 0-21 g/L)	NaOH		

(^a) comparação com o controlo

Anexo 17: Reagente Alcalino (continuação)

Método e condição inicial	Produção de lama	CQO total (mg/L)	Biogás	SST	Desidratação	Reagente	Dose de reagente	Referência
alcalino Tambiente (ou termoquímico 121°C e pH12) +anaeróbio (pH 6,7 e 37°C 7 dias)	SV -29,8% (ou -46,1% a 121°C) (20,5% ^a)	CQOs -4.941 mg/L (ou 13.692 mg/L remove 61,4%) (1.136 mg/L ^a)	4.147 (ou 5.037) Lbiogás /m ³ lama (3.657 ^a); 2.827 (ou 3.367)Lmetano/m ³ (2.507mg/L ^a)	7 g/L	CST melhora após 0,1 mol/L mas o teor de humidade e turbidez são maiores do que Ca(OH) ₂ o peso do "cake" diminui 26% com dose 0,05mol/L	NaOH	0,05 mol/L (0,16 g/g ps)	Li <i>et al.</i> , (2008)
		CQOs (275mg/L) ^a 1.375mg/L com 0,02 mol/L 1.365 mg/L com 0,05 mol/L 984 mg/L com 0,3 mol/L 821 mg/L com 0,5 mol/L			CST ultrapassa o de NaOH +-0,25 mg/L o teor em humidade é bastante menor, o peso do cake é maior (24,3% com dose 0,05mol/L) e a turbidez é menor ^a	Ca(OH) ₂	0,02-0,5 mol/L	

(^a) valor do controlo

Anexo 17: Reagente Alcalino (continuação)

Método e condição inicial	Tecnologia	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	COD total (mg/L)	NT (g/L)	TSS	Metano	Dose de reagente	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Custo	Referência
escala laboratório alcalino de longo tempo de retenção; lama de ETAR primária e secundária na razão 2:3 + estabilização mesofílica anaeróbia (35°C, SRT 40 dias+ termofílico aeróbia (55°C, SRT 10 dias)			7d	remoção CQOt 75% em que 47% mesofílica e 28% termofílica CDOs pré-tratamento +138%	início/fim NT 3,61/1,63 NTs 2,75/0,85 NH ₄ 2,60/0,72	SSV solubilizado pré-tratamento +40%	metano total 255mL/L.d 204 mLCH ₄ /gCQO removido	NaOH 5N	requer longo tempo de retenção		reactor adicional e local para mistura de reagente	Park <i>et al.</i> , (2014)
lama mista espessada de ETAR (300 m ³ /dia) pré-tratada + estabilização anaeróbia (14 dias a 37°C e pH 7)	alcalino termo-alcalino	80°C	120 min a pH 11			remoção SV 44,1% a quantidade de ST aumenta após estabilização	biogás (+13,3%) ^a 5098 mL biogás (+54,1%) ^a	NaOH10N +HCl (neutraliza pH)		aumenta valor de ST		Almukhtar <i>et al.</i> , (2012)
lama de estabilização anaeróbia termofílica (0,5L, 120°C, 20min)	termo-alcalino termo-alcalino + estabilização anaeróbia (53°C, Trh 20d, pH 6)	120°C	20 min			-55,2% SSV		NaOH 0,3N				Abe <i>et al.</i> , (2011)
		120°C	20 min			-70,9 % SSV após estabilização anaeróbia						

(^a) comparação com o controlo

Anexo 18: Cloro

Método e condição inicial	Tempo de retenção	Carga orgânica	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT	PT	MLSS	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Custo	Referência
reactor MBR (2000 mg/L no MBR) recebe água residual sintética (40 L/dia) (CQO 330 mg/L; NT 58 mg/L; amoníaco 36 mg/L; fosforo 10 mg/L) recebe lama tratada com cloro (2L/dia) durante 2 meses	lama clorada 20h no sistema	4,5 g lama	1,7 g MLSS/dia = -65% controlo	CQOs de 37 a 53 mg/L; CQO no permeado <20 mg/L (filtro 0,1 µm)	nitrito de 40,2 a 38,6 mg/L	de 5,7 a 8,2 mg/L	-5 % MLSS (de 2001 a 1896 mg/L) MLSS/ST de 96 a 80%	cloro gasoso	0,066 g Cl ₂ /g MLSS = 133 mg Cl ₂ /L dia durante 1 min	SVI > 400; trihalometano 200-310 ppb (0,2-0,31 ppm)	menor que ozono; reactor cloro separado	Saby <i>et al.</i> , (2002)

Anexo 19: Dióxido de Cloro

Reactor	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	SST	MLSS	Desidratação	Reagentes	Dose de reagente	Qualidade do efluente	Dificuldade de adaptação	Referência
SBR 2 ciclos/dia STR 11,6 dias durante 12 meses	25	durante 40 min a 50% lama excesso	0.112 kg CBO ₅ /kg MLSS.dia	17 gMLSS/dia	20 mg/L CQO solúvel no efluente	17,5 mg/L	0,55 mg/L	SS +30% após reagente remove 96,2% e < 20 mg/L no efluente final	-58%	+ 22 a 23% ^a	ClO ₂	10 mgClO ₂ /g peso seco	semelhante mas valor de fósforo pode ser ultrapassado	equipamento de doseamento do reagente	Wang <i>et al.</i> , (2011)

^(a) comparação com o controle

Anexo 20: Sonificação

Método e condição inicial	Tratamento	Tempo de retenção	Frequência	CQO total (mg/L)	ST (g/L)	desidratação	Energia	Qualidade do efluente	Referência
lama mista ETAR doméstica; ps=24,3%;COT=43,1% ps; ST=8g/L		90 min	20 kHz	CQOs + 65mg/L com homogeneização mecânica o valor de CQOs é mais elevado do que industrial a 100W; COT é maior que industrial solubiliza 29% (de 233 a 792 mg/L) a 200W; DDCQO 56, 64, 80% = 50, 100, 200 W respectivamente		-10% ps	100W	dimensão das partículas de 275 µm a 4,5µm (não varia após 30 min)	Kidak <i>et al.</i> , (2009)
lama industrial (PE 565.000) 10g/L sólidos suspensos; ps=12,1% COT =38,5% ps				CQOs + 78mg/L com homogeneização a 100W; COT solubiliza 12% (137 a 338 mg/L) a 200W		-10% ps		dimensão de partículas de 1.000 a 70 µm	
lama mista (após centrifugação) (ST 285; SV 238 mg/L) 0,5L lama	onda gerada num equipamento de sonificação (Sinaptec) para um autoclave pressurizado com N ₂			CQOs adiabático +(22-82)% que isotérmico (28°C) e + 67% eficácia de desintegração a pressão atmosférica (+ 2,4 vezes se ST entre 12 a 24 g/L)	28		SSE 7000 kJ/kg ST 150W e 2 bar adiabático	ES altera 7000-75.000 kJ/kg ST dimensão partículas decresce 68-77% lama mista; 55-68% secundária; 44-67% estabilizada	Le <i>et al.</i> , (2013a)
lama secundária (ST 37,5; SV 32,2 mg/L) 0,5L lama				CQOs +(39-88)% que isotérmico e + 37% que atmosférica					
lama estabilizada (ST 14,0; SV 11,9 mg/L)				CQOs +(33-86)% que isotérmico	14				

(^a) comparação com o controlo

Anexo 20: Sonificação (continuação)

Método e condição inicial	Tratamento	Tempo de retenção	Frequência	Yobservado	CQO total (mg/L)	SST	Dose	Qualidade do efluente	Referência
reactor SBR de ETAR (CQO 397; CBO 235; TKN 40; PT 10,3 mg/L; carga 0,6 kg CBO/m ³ d)	25% da lama espessada e sujeita a lise por sonificação a temperatura ambiente e pH 7,1	SRT 10 dias	20 kHz onda pulsada duração 1,5s e tempo de espera de 0,5s	reduz 75% reduz +6% quando energia específica= 101.000 kJ/kg SSV (seis semanas sem remoção de lama)	CQOs +53% após sonificação		SSE 35.000 kJ/kg SSV	SVI 95,85; SOUR 18,31 menores que controlo e sedimentação melhora	Mohammadi <i>et al.</i> , (2011)
lama de ETAR da recirculação 285.000 PE (ST 14,26g/L; SV 72,82%)	50 mL no equipamento de sonificação		20 kHz		CQOs 46%; solubilização de proteínas 98%; solubilização hidratos de carbono 33% MELHOR que térmico e ozonização	reduz 47% SST e 55% SSV	50W =SSE 200.000 kJ/kg ST		Salsabil <i>et al.</i> , (2010)
	estabilização aeróbia 500 mL inoculo + 2,5 L lama tratada a temperatura ambiente	50 dias		melhoria no rendimento de redução 1,3		+30% remoção pelo pré-tratamento no total remove -76%			
	estabilização anaeróbia a 37°C			melhoria no rendimento de redução 1,2		+20% remoção pelo pré-tratamento no total remove 86,2%			

Anexo 20: Sonificação (continuação)

Características da lama	Tratamento	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Frequência	CQO total (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	PT (mg/L)	SV remoção	Biogás	Referência
lama activada de ETAR (300mL)	sonificação	25	120 min	42 kHz	18,4% CQOs (8,12%) ^a					Kim <i>et al.</i> , (2003)
	+anaeróbio 600mL (300mL lama e 300 mL inóculo pH 6,7)	37	7 dias					38,9%	4.413 Lbiogás/ m ³ lama (3.657) ^a ; 3.007 L CH ₄ / m ³ lama (2.507) ^a	
lama mista espessada de ETAR (300 m ³ /dia) pré-tratada misturada com 500 mL de inoculo (lama estabilizada) + estabilização anaeróbia (14 d a 37°C e pH 7)			120 min a 30 kHz					57,7%	biogás 6.009 mL (+81,6%) ^a (MAX comparando com térmico e térmico- alcalino)	Almukhtar <i>et al.</i> , (2012)
			50 kHz					33,4%	4.397 mL/m ³ (3.309) ^a	
lama activada de ETAR (85.000 PE) (35% doméstico)	sonificação+ estabilização anaeróbia semi-contínua (37°C Trh 8 dias 800mL lama)	25	7,5 min	41kHz	CQOs 0% CQO efluente 202 mg/L (215 ^a)	efluente 471 (516 ^a)	efluente 19,0 (19,0 ^a)	22,7% (21,5 ^a)	2,79L (2,93 ^a)	Tiehm <i>et al.</i> , (2001)
			30 min		4,7% efluente 240mg/L	558	19,3	27,3%	3,39L	
			60 min		13,1% efluente 250mg/L	560	24,7	31,4%	3,83L	
			150 min		23,7% efluente 622mg/L	638	20,7	33,7%	4,15L	

^(a) comparação com o controlo

Anexo 20: Sonificação (continuação)

Tecnologia	Tratamento	Produção de lama	SST	Metano	Desidratação	Reagentes	Dose	Referência
Aplicação em ETAR	equipamento patenteado IWEtec (não apresenta condição de funcionamento)	-31% (reduz 2.218 t/ano de cake desidratado)	SV destruído +22%	biogás +22% (de 404 a 493 L/kg SV) e produz electricidade +22% (mais 269.000 kWh/ano)	desidrata 5-7% = 16-23% DS	polímero	reduz dose em 31% (40.000kg/ano)	Barber, (2005)

Anexo 21: Moinho de rotação

Condição inicial	Tratamento	Tempo de retenção	Produção de lama	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SST	MLSSV	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Referência
lama activada (anaeróbio 9,6L SRT 5,1h e aeróbio 14,4L SRT 7,7h)	não tem		5,5 gSS/dia	efluente CBO 2 mg/L; COT 5 mg/L; COD 5 mg/L	efluente 14 mg/L	efluente 1 mg/L	efluente 2,7 mg/L	SS efluente 4 mg/L; SSV/SS 0,82 gSSV/gSS	MLSS 4000 mg/L			Sano <i>et al.</i> , (2012)
(CBO 139; COT 154; COD 90; NT 44; NH ₄ 30; PT 4,5; SS 125 mg/L)	Ensaio batch moinho com bolas de ferro 7,9 mm diâmetro	15 min durante seis meses; 75% caudal recirculado	2,6 gSS/dia reduz 52%	efluente CBO 2 mg/L; COT 6 mg/L; COD 6 mg/L; carbono orgânico dissolvido variação antes e depois de moinho 12,1 g/g	efluente 15 mg/L; azoto dissolvido varia 2,4 g/g	efluente 1 mg/L	efluente 1,2 mg/L e dissolvido 1,0 mg/L; fósforo dissolvido variação antes e depois de moinho 0,9 g/g	SS efluente 5 mg/L; SSV/SS 0,72 gSSV/gSS		pode ser colocado em estações em funcionamento	liberta maior quantidade de carbono do que controlo	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 21: Moinho de rotação (continuação)

Condição inicial	pH	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	Ortofosfato (mg/L)	ST	Metano	ORP (mV)	Desidratação	Aplicabilidade	Qualidade do efluente	Custo	Referência
(escala de ETAR) lama que recircula no digestor anaeróbio a ETAR trata 18.927 a 20.819 m ³ /dia)+ moinho de estabilização anaeróbia de 35 a 37°C	pH 7,03 a 7,28	SRT estabilização 23.9 dias e carga SV de 2,88 kg/m ³ durante 1 mês (controlo 14,09 kg/m ³)	no moinho CQOt não decrece significativamente mas CQOs decresce 25 a 30%	no digestor 850 (500) ^a	550 (500) ^a	SV -60% ST -53% (SV - 32% e ST - 25%) ^a	VFA 4 a 11 mg/L; 30% CO ₂ e 70% metano (VFA 11 a 182 mg/L; 30% CO ₂ e 70% metano) ^a	-475/-485	melhora pois a dose de polímero diminui de 996 a 450 kg/m ³	carga de sólidos tratada aumenta	ST efluente do digestor 2,21 t peso seco/dia=2,08% eficiência; organismos patogénicos 1.100.000 (ST 3,46 t peso seco/dia=3,25% eficiência; organismos patogénicos >2.400.000) ^a	equipamento fabricado por Kady Biolysis Systems de fluxo entre 9,55 e 13,64 m ³ /h durante 8h/dia	Basu <i>et al.</i> , (2004)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 22: Homogeneização

Método e condição inicial	Tempo de retenção	SST	Reagentes	Custo	Referência
lama de estabilização anaeróbia termofílica (0,04 L) + Mecânico homogeneizador	1 a 5 min	- 25 a 30% SSV			Abe <i>et al.</i> , (2011)
Microsludge® em ETAR real (70.000 PE trata 4.000L lama activada espessada+alcalino+homogeneização durante 8 a 10 h/dia + estabilização anaeróbia mesofílica (Trh 13 dias) conjunto com lama primária (razão 2:1)		SV - 90%	alcalino (soda cáustica)	reagente alcalino US\$ 11/t peso seco lama activada (a 4% ps); homogeneizador consome 760 kW/t peso seco para concentração da lama a 4% se o preço de energia é US\$ 0,05/kWh então no total custa US\$38/t peso seco de lama processada. O custo de manutenção é US\$18/t peso seco lama processada de onde resulta o total de 70US\$ de custo de manutenção e operação. Este valor reduz para US\$40/t peso seco se concentração é 7%; A energia recuperada durante a estabilização representa 1.100 kWh/t peso seco em energia eléctrica e 1.900 kWh/t peso seco em energia calorífica comparando com controlo que corresponde a valorização de 100 US\$/ t peso seco lama activada processada.	Rabinowitz & Stephenson, (2005)

Anexo 22: Homogeneização (continuação)

Característica inicial	Tratamento	Temperatura	Yobservado	Produção de lama	CQOs	SST	MLSSV	Qualidade do efluente	Referência
lama de ETAR ST 4,2g/kg e crivada < 500 µm	homogeneizador de elevada pressão (2L escala piloto) pode ser aplicado em ETAR na recirculação da lama	25 a 27°C após desintegração	diminui de 0,05 a 0,027 quando energia varia de 4.365 a 10.698 kJ/kg	- 94% com 10.698 kJ/kg 45% de inactivação diminui produção de lama em 92%	CQOs +8% na 3.563 kJ/kg e mais aumento de 18-29% quando energia varia 7.126 a 17.815 kJ/kg	ST diminui com energia específica	inactivação dos microrganismos de 53-77% quando a energia varia de 3.563 a 7.126 kJ/kg e contínua a inactivação entre 84-98% quando energia varia de 10 689 a 17 815 kJ/kg OUR melhora (aumenta) no intervalo de 100 a 400 min valido para os valores de pressão 200, 300, 400 e 500 bar e o valor de OUR é maior na lama tratada ao longo do tempo	dimensão das partículas diminui com o aumento da SSE (3 563 kJ/kg maior redução de 230 a 90 µm)	Rai & Rao, (2009)
	200 bar		0,052 (0,55) ^a	redução crescimento (Y) 91%	CQO removido mg/L 424 (controlo 399)				
	300 bar		0,038 (0,48) ^a	92	552 (440)				
	400 bar		0,087 (0,55) ^a	84	608 (446)				
	500 bar		0,027 (0,45) ^a	94	596 (422)				

(^a) comparação com controlo

Anexo 23: Campo eléctrico

Característica inicial da lama	Tratamento	População dominante	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO t (mg/L)	Metano	ORP (mV)	Desidratação e sedimentação	Qualidade do efluente	Dificuldade de adaptação	Referência
lama sintética (CQO de 1.400 a 8.000 mg/L)	tensão 1,4V eléctrodo de grafite	bactérias cocci no exterior e filamentosas no interior dos flocos	35 e pH final 6,4-6,8	Trh 24h no reactor	remoção CQO de 92,2 a 95,4%	teor CH ₄ 50,71%	-340 /-370	EPS dobro do inóculo; dimensão das partículas aumenta de 151,4 a 695,1 µm em 38 dias e 723,5 µm no dia 80; velocidade sedimentação 56,1 m/h	estrutura compacta, estável e segmentada; lixiviação de Fe ²⁺ entre 61-63 mg/L o ZVI reduz a acidez produzida durante a estabilização	corrente eléctrica reduz tempo de habituação na estabilização devido a menor valor ORP	Liu <i>et al.</i> , (2011)
	ZVI-UASB (sem aplicação de tensão eléctrica)	filamentosas no interior dos flocos	pH final 6,0 e 6,5		remoção CQO 60-70%	CH ₄ 45,92%	-270/-320	dimensão das partículas (granule size) + de 86,2 a 151,4 µm; velocidade sedimentação 38,6 m/h	superfície rugosa e não compacta (loose); lixiviação de Fe ²⁺ entre 38-40 mg/L; 11,59 mg Fe/g SSV		
	UASB		pH final 5,0-6,5		remoção CQO 50-60%	CH ₄ 42,49%		dimensão das partículas (granule size) + ate 88,9 µm; velocidade sedimentação 17,1 m/h	superfície rugosa e não compacta ; 3,94 mg Fe/g SSV		

Anexo 23: Campo eléctrico (continuação)

Método	Tratamento	Temperatura (°C) e pH	Tempo de retenção	Carga orgânica	CQO t (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	SST	MLSSV	Metano	Referência	
pulso eléctrico consiste num eléctrodo coaxial e eléctrodos de anéis múltiplos gerado com corrente contínua de alta tensão (20 kV)	lama espessada de ETAR (recebe tensão 19 kV e frequência 110Hz)	pH de 6,1 a 5,9	1,5 seg (melhora a condutividade de 2270 a 2970 µs/cm)		CQOt de 32.328 a 32.464 mg/L; CQOs 1.312 a 5.746 mg/L; CQO:N:P 100:0,62:0,44 a 100:2,05;1,02	solúvel de 200 a 664mg/L	solúvel 143 a 332mg/L	ST de 27.938 a 28.193mg/L; SV de 18.706 a 18.390mg/L	ECP de 65 a 420mg/L; VFA de 350 a 1.083mg/L	+ 2,5 vezes (controlo)	Choi <i>et al.</i> , (2006)	
		estabilização anaeróbia mesofílica em batch de 1L lama espessada de ETAR (pré-tratada com tensão 19 kV e frequência 160Hz)	35 e pH 7,0	30 min	baixa 2,91 a 2,58 kg SV/m ³	CQOt 22.740 a 22.431 mg/L; CQOs 1 086 a 2 154 mg/L; CQOs/CQOt 0,048 a 0,096			ST 30 375 a 29 242mg/L; SV 14 730 a 14 318 mg/L	VFA 83 a 179 mg/L; taxa de produção de gás 0,161 a 0,245 m ³ /kg SV adicionado		
			pH 7,2		média 4,97 a 4,81 kg SV/m ³	CQOt 16 800 a 15 800 mg/L; CQOs 600 a 1 800 mg/L; CQOs/CQOt 0,036 a 0,114			ST 18 660 a 18 270 mg/L; SV 10 770 a 9 840 mg/L	+ 2 vezes biogás ^a ; VFA 40 a 231 mg/L; taxa de produção de gás 0,052 a 0,129 m ³ /kg SV adicionado		
		pH 7,2		alta 7,7 a 7,4 kg SV/m ³	CQOt 26 100 a 26 000 mg/L; CQOs 1 840 a 2 860 mg/L; CQOs/CQOt 0,07 a 0,11			ST 21 970 a 22 390 mg/L; SV 11 640 a 11 270 mg/L	diminui com carga orgânica; VFA 221 a 263 mg/L; taxa de produção de gás 0,056 a 0,089m ³ /kg SV adicionado			

(^a) comparação com o controlo

Anexo 24: Radiação gama

Método e condição inicial	Tratamento	Temperatura (°C)	CQO	NT	Amoníaco	EPS	Dose de reagente	Referência
reactor de desnitrificação (10L/h) escala laboratório (anóxico 6L, aeróbio 14L e decantador 10L) Trh 2 d durante 20 dias lama secundária de ETAR (pH 6,6; ST 16.200; CQOt 14.740; CQOs 700; NT 92 mg/L)		25 e pressão atmosférica	CQOs de 700-2.850 mg/L CBO ₅ /CQOs de 22,9-40,0% mg/L (10kGy) e 26,6% (10-50kGy)	aumenta até 210mg/L; CQOs/NT de 7,5 a 13,6	32-54% Norgânico 46-65%	hidrato de carbono 85,7 mg/L (4,9 ^a); ácido húmido 260,2 mg/L (22,4 ^a); proteína 53,9 mg/L (5,8 ^a) (a 10kGy)	radiação ⁶⁰ Co 0-50 kGy	Kim <i>et al.</i> , (2011)
lama secundária de ETAR (ciclo anaeróbio/anóxico/aeróbio) (pH 7,52; teor humidade 9,19%; ST 7.800; SV 4.310; SST 4.710 mg/L; ORP -30mV)	⁶⁰ Co (radioactividade 1×10 ¹⁶ Bq) em 200mL lama pH 11,8	10 e pressão atmosférica				EPS maior 715, 900 e 445% do que 0 kGy e pH 2,5 (2 mol/L HCl); 7,52 e 9,8	0,56 Gy ⁶⁰ Co/s 2 mol/L NaOH e 15kGy	Xie <i>et al.</i> , (2014)

(^a) comparação com o controlo

Anexo 25: Método de jacto de lama em pressão contra uma parede de colisão

Método e condição inicial	pH	Carga orgânica (kgSV/m ³ /dia)	SRT (dias)	CQO (mg/L)	NT	Amoníaco (mg/L)	PT (mg/L)	Biogás (L/kgSVremovido)	CH ₄ /CO ₂	Referência
escala laboratório lama activada crivada (ST 14.000-18.000; SV 10.000-12.000; CQOs 100-210; SS 19.474-20.640; COT 80-130; NH ₃ 48-54; PT 530-552mg/L) +válvula de agulha (tubo de Venturi (30 bar)) +placa de colisão				após tratamento CQOs 760- 947 SS 18.304- 19.520 COT 560-920		56-68	627-649			Nah <i>et al.</i> , (2000)
+estabilização mesofílica por via anaeróbia (35°C durante 1 mês)	7,0-7,2	0,95	13	30% SV removido				810	70/30	
		1,40	8					790	69/31	
		1,95	6	29% SV removido				850	70/30	

Anexo 26: Tecnologia térmica

Método e condição inicial	Metodologia	Temperatura (°C)	CQO total (mg/L)	NT (mg/L)	SST	Ácido acético	Qualidade do efluente	Dificuldade de adaptação	Custo (GJ/dia.t ST adicionada)	Referência
(escala laboratório) lama primária+activada flotada de ETAR 100.000 PE (lama 52.423 kg/dia, 18,8% ps ou (9.856 kg ps/dia) para estabilização semi-contínua) (sequência de reactores anaeróbio, anóxico e aeróbio; remove azoto) após centrifugação ST 4,2 a 17,5% e após pré-tratamento a lama é diluída a 3,4% ST com lixiviado de aterro e água (pH 5,72; ST 17,28; SV 14,8%; CQOt 202.768; CQOs 15,872 mg/L)	aquecimento convencional	80	estabilização CQOt 39.753 e CQOs 5.918 mg/L (CQOt 34.743CQOs 3.222 mg/L ^a)	NH ₃ após tratamento 302mg/L (668 ^a)	ST 3,60; SV 2,84% (ST 3,4; SV 2,74% ^a)	ácido acético após pré-tratamento 534 (795 mg/L ^a)	+30,7% proteína solúvel/total	estabilização 7 dias	estabilização 2,6 GJ/d. t ST adicionada	Mehdizadeh <i>et al.</i> , (2013)
		120	CQOt 30.280 e CQOs 6.254 mg/L	400	3,28 e 2,63	419		4,47		
		160	CQOt 38.248 e CQOs 9.220 mg/L; CQOs/CQOt + 3,2 vezes que controlo	627	3,46 e 2,73	192		6,95		

(^a) comparação com o controlo

Anexo 26: Tecnologia térmica (continuação)

Método e condição inicial	Metodologia	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO total (mg/L)	SST	Metano	Reagente	Dose de reagente	Dificuldade de adaptação	Referência
lama de ETAR (90% doméstico e 10% indústria vinícola)	térmico	170	15 min	2,7 a 59,5% CQOs	remove 51% ST (dos quais 94%SV)					Valo <i>et al.</i> , (2004)
	termo- alcalino+ estabilização anaeróbia 35°C, Trh 20 d	130 a pH10	30 minutos	CQOs 30,6%; remove CQO 60,2% (de 9.761 a 6.930 ^a mgO ₂ /dm ³) mais 60%	SV solúvel +8% (max); remove ST 36,3% e SV 59,9%	+21% melhoria estabilização; produção biogás 145 dm ³ CH ₄ /dia.m ³ (+92% ^a); rendimento biogás 154 dm ³ CH ₄ /kg CQOafluente (+74% ^a)	KOH	30 meq/dm ³ (1,68 gKOH/dm ³) para pH 10	a estabilidade do rector demora 3-4 vezes o Trh	
lama activada de ETAR; termo-químico de baixa temperatura		50-80°C e pH 12	24h	a 50°C + 17% CQOs; 60° +23%; 70° +14%; 80° +25%	remove ST 59,3% (+117% ^a) remove SV 66,9% (ST 27,3% ^a SV 34,8% ^a)	produção biogás 118 dm ³ CH ₄ /dia.m ³ (+54% ^a); rendimento biogás 142 dm ³ CH ₄ /kg CQOafluente (+61% ^a)				Rani <i>et al.</i> , (2012 b)
	estabilização anaeróbia mesofílica semi contínuo (4L) carga orgânica 4,7 g SV/L.dia	60 e pH12 35 e pH neutro	SRT 15dias	CQOs +23%	reduz 22% -80,5% ST -117% SS -90,4% SV	+51% biogás + 103% biogás				

(^a) comparação com o controlo

Anexo 26: Tecnologia térmica (continuação)

Características da lama	Metodologia	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Yobservado	CQO total (mg/L)	SST	Aplicabilidade	Custo	Referência
lama recirculada de ETAR 285 000 PE (500mL)		90°=9.000W energia específica 558.620 kJ/kg ST	90 min			solubiliza 16% SST e 21,2% SSV			Salsabil <i>et al.</i> , (2010)
	autoclave	120° 6.000W; 1bar; SE 665.024 kJ/ kg ST	15 min			solubiliza 4,2% SST e 4,8% SSV			
	estabilização aeróbia batch 500 mL inoculo + 2,5 L lama tratada a temperatura ambiente e 50 dias			melhoria na redução SST 1,2 nos 90°C e autoclave; 1,06 a 40°C e 1,2 a 60°C		SST removido 62,5% 40°C 65% a 60°C 68% a 90°C 69% autoclave	aeróbio reduz 34% (custa 2085 kWh/kg SST removido) anaeróbio reduz 27% (3381 kWh/kg SST removido) e energia pré- tratamento/total (%)=3,57 aeróbio e 2 anaeróbio		
	estabilização anaeróbia batch 500 mL inoculo + 2,5 L lama tratada a 37°C e 50 dias			1,06 90°C 1,07 autoclave 1,05 40°C 1,1 60°C		69,5%40°C 73% 60°C 76,5% 90°C 76,9% autoclave			
lama de ETAR	térmico 1,5atm	120	30 min		CQOs 4900 mg/L (+17,6%);				Kim <i>et al.</i> , (2003)
	térmico+estabilização (pH 6,7 e 37°C 7 dias)				remoção CQOs 36,7%	remoção SV 32,1%	biogás 4.843 L/m ³ metano 3.390L/m ³		

Anexo 26: Tecnologia térmica (continuação)

Método e condição inicial	Metodologia	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	CQO	NT (mg/L)	TSS	Metano	ORP (mV)	Dose de reagente	Custo	Referência
escala lab; lama de ETAR primária e secundária na razão 2:3 a estabilização mesofílica anaeróbia (35°C SRT 40 dias, 6L volume)+ termofílico aeróbia (55°C, SRT 10 dias 1,5L volume) (espécie de bactéria dominante <i>C. straminisolvens</i> mesofílica e <i>Ureibacillus</i> termofílica)	térmico (pH 7,6; CQOt 48,12; CQOs 10,92; SST 41,69; SSV 35,84; NT 3,66; PT 0,84g/L)	121°C	1h	CQOs pré-tratamento +53%; remoção CQOt 59% (35%mesofílica e 24% termofílica) 45%;	azoto total 3,61/1,61; azoto solúvel 1.82/0,86; NH1.73/0,76 g/L (inicial/final)	SSV solubilizado pré-tratamento +10%	metano 172mL/L.dia; rendimento 143 mLCH4/g CQO removido				Park et al., (2014)
	térmico-alcálico (pH 7,2; CQOt 49,09; CQOs 18,55; SST 34,42; SSV 27,61; NT 3,67; PT 0,84g/L)	pH12 1h Tambiente + 121°C 1h		CDOs pré-tratamento +134%remoção CQOt 75% (47%mesofílica e 28% termofílica);	azoto total 3,61/1,64; azoto solúvel 2,61/0,81; NH4 2,59/0,70 g/L (inicial/final)	SSV solubilizado pré-tratamento +38%; removido no sistema 75%	metano 255mL/L.dia; rendimento 208 mLCH4/g CQO removido	mesofílica -500 mV	5N NaOH (alcalino) e 4N NaOH neutraliza	a lama é neutralizada e arrefecida 2h	

Anexo 26: Tecnologia térmica (continuação)

Método e condição inicial	Metodologia	Temperatura	Tempo de retenção	NT (mg/L)	SV	Biogás	Dose de reagente	Custo	Referência
lama mista espessada de ETAR (300 m ³ /dia) pré-tratada misturada com 500 mL de inoculo (lama estabilizada) antes de estabilização anaeróbia (14 dias a 37°C e pH 7)	térmico	60 e 80°C	60 min		80°C maior SV (0,0044-0,03 g/mL)	verifica remoção (0,0044-0,03 g/mL)			Almukhtar <i>et al.</i> , (2012)
	térmico-alcálico	80°C e pH 11	120 min		(60°C 0,04-0,03 gSSV/mL) SV reduz 52,73% a 0,055 a 0,026 g/mL	3643 e 3749 mL biogás (60 e 80°C + 10 a 13% que controlo)	NaOH 10N	a produção de metano não é significativa	
lama primária ETAR (de 2-3%; ST 26,9; SV 20,7; CQO 30,2; NK 1,3 g/L; pH 5-6,5) +termofílico/mesofílico +estabilização	termofílico 50-65°C e mesofílico 35°C			aumenta no termofílico	remoção SV 54% (+10% que mesofílico-mesofílico)	+25% que mesofílico-mesofílico			Ge <i>et al.</i> , (2010)

Anexo 27: Micro-ondas

Método e condição inicial	Tratamento	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Frequência	CQOt (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	ST	Metano	Desidratação	Qualidade do efluente	Custo	Referência	
Escala laboratório lama primária e activada flotada de ETAR 100.000 PE (o cake efluente é 52.423 kg/dia, a 18,8% ps ou (9.856 kg ps/dia para estabilização semi-contínua) (sequência de reactores anaeróbio, anóxico e aeróbio; remove azoto) após centrifugação ST 4,2 a 17,5% e após pré-tratamento a lama é diluída a 3,4% ST com lixiviado de aterro e água	MW (2,45 GHz, 1200W) amostra 540g aquecimento (7,5°C/min) e arrefecimento em 25 min (2,2°C/min) (o aquecimento rápido é mais eficiente pois tem menos perdas); a eficiência no aquecimento varia 45-57%	80 e pH6.7 120 e pH 6.7 160 e pH6.8			controlo CQOt 34 743 e CQOs 3 222 mg/L CQOt 33 149 e CQOs 5 342 mg/L CQOt 37 611 e CQOs 6 324 mg/L CQOt 33 786 e CQOs 7 084 mg/L; CQOs/CQOt +2,8 vezes que controlo remoção CQOt 54-132% SRT 5 dias e 2-31% SRT 10 dias (controlo 10 dias redução comparada com SRT 20 dias tratada)	668 ^a 640 305 430	controlo 3,4% ST e SV 2,74% 3,38 e 2,84 3,37 e 2,78 3,42 e 2,85	ácido acético 795 ^a mg/L 552 426 241				Mehdizadeh <i>et al.</i> , (2013)	
	reactor anaeróbio mesofílico semi-contínuo (carga orgânica 1 vez por dia) lama diluída com lixiviado de aterro		SRT 5, 10 ou 20 dias; carga 1,37				remoção ST 128-232% SRT 5 dias	0,29 m ³ CH ₄ /kg CQO ^a e a 120°C 0,35 metano		estado estacionário 3*SRT (7 dias controlo)	1,87 (controlo)		
	reactor anaeróbio termofílico semi-contínuo lama diluída		controlo e 1,76 tratado g SV/L/dia				remoção ST 89-149% SRT 5 dias		+ 28,6% proteína solúvel/total		9,32 3,48 GJ/dia/t ST adicionada 5,18	4,53 ^a	

(^a) comparação com o controlo

Anexo 28: Congelamento e aquecimento

Método e condição inicial	Tratamento	Temperatura (°C)	Tempo de retenção	Carga orgânica (kgSV/m ³ .dia)	CQOt (mg/L)	NT (mg/L)	Amoníaco	PT (mg/L)	SST	Densidade da lama (kg/m ³)	Biogás (m ³ /kgSV)	Adaptação	Referência
lama (60:40) primária (decantador ST 30,35g/kg; SV 75,31% de ST) + secundária (filtro prensa ST 60,85g/kg; SV 76,47% de ST) tem efluente de indústria de processamento de carne	controlo (pH 6,39)				CQO 43.844; CQOs 3.19	950; NTs 190	solúvel 94	solúvel 86,4	ST 41; SV 31.4 g/L	1.008			Montusiewicz <i>et al.</i> , (2010)
	congelamento/ aquecimento (pH 5,82)	-25°/ 20	24/12 horas		CQO 38.566; CQOs 6.756	806,7; NTs 340	130,9	185,2	ST 34,4; SV 26,1 g/L	1.006			
	estabilização mesofílica via anaeróbia (controlo) pH 7,73	35/37	SRT 20 dias	1,52-1,62	CQO 23.734; CQOs 2.342	sobrenadante 426.7	sobrenadante 750,1	sobrenadante 137,2	ST 24,9 SV 15,1g/kg		0,86 (61,5% CH ₄)	30 d	
	(congelamento/ aquecimento) pH 7,84			1,27-1,35	CQO 19.130; CQOs 1.270	466,7	775,6	133,6 PO ₄ ³⁻	ST 23,2 SV 14,5g/kg		1,31 (63% CH ₄)		

Anexo 28: Congelamento e aquecimento (continuação)

Método e condição inicial	Tratamento	Temperatura	Tempo de retenção	Amoníaco	PT (mg/L)	ZSV (µm/s)	CST (s)	Concentração sólidos (%)	Referência
escala laboratório; lama activada (CQO 5,6; SS 7,1 mg/L; NTU 1,39; ZSV±0; CST 43,7s; concentração sólidos 6,25%)	congelamento da lama numa câmara com injeção de ar	-17°C	24horas			360	31,5	11,0	Jean <i>et al.</i> , (2001)
	75g gelo seco+1cm lama até atingir 200g lama (repetido três vezes)		2horas			88	36,0	13,6	
	três camadas de lama e quatro de gelo seco (18,75g cada)		15-20 minutos			150	30,5	18,3	
lama da recirculação (CST 237s; ZSV 14µm/s; concentração sólidos 15% após sedimentação 24h)	congelamento da lama numa câmara com injeção de ar		24horas			150	45	21	
lama activada (pH 6,5-6,85; CQOt 7.700-10.200; CQOs 411-507; SST 5.130-6.600; NH ₃ 8- 25; PT 258-374mg/L)	lama congelada a -10/-18°C durante 24horas depois aquece até temperatura ambiente repetido 1vez 5vezes			NH ₃ aumenta 2 a 8 vezes	liberta 1,5-2,5 vezes				Gao, (2011)

Anexo 29: Efluentes industriais

Origem da água residual	Inicial	Tratamento	Resultado	Referência
Têxtil		Fenton	redução CQO 60% (fluxo pistão) e 30% (mistura completa);	Barbusi & Filipek, (2001)
	CQO 347; COT 109; cor 1.100 (unidades de platina cobalto nitrato 18,7)	Electroquímico com eléctrodo de grafite	remoção CQO 90,78% (32 mg/L); COT 19mg/L; cor 96,27% (41unidades); nitrato 1,9 mg/L; consumo 23,58 kWh/kg CQO; os compostos complexos são degradados	Bhatnagar <i>et al.</i> , (2014)
	pH 8,04; CQO 530,7; CBO ₅ 175; ST 10,75; SDT 9,19; SS 1,5; azoto Kjeldahl 11 mg/L	1)electro-coagulação (eléctrodo aço durante 10 minutos e densidade de corrente 26 mA/cm ²) 2)electro-oxidação (haste de eléctrodo grafite durante 150 minutos e densidade 5.446mA/cm ²); consome 0,268 kWh/g	1) CQO 246 (- 54% do que controlo); CBO ₅ 80; ST 9,52; SDT 9,08; SS 0,04 mg/L (- 97%) 2) CQO 22,3 (- 90,9%); CBO ₅ 5,0; ST 9,44; SDT 9,01; SS 0,03 mg/L azoto abaixo do limite de detecção	Raju <i>et al.</i> , (2009)
Alimentar		Fenton	a água possui metais pesados que tornam a estabilização anaeróbia o método utilizado mas os compostos fenólicos inibem as bactérias metanogénicas por isso o processo de Fenton reduz a concentração de CQO, de fenóis e compostos aromáticos	Barbusi & Filipek, (2001)
Alimentar beterraba (modelação matemática)	25°C e 8h retenção; 12 V e 50 g/L NaCl (electrólito)	Oxidação electroquímica 100% lama tratada, escala lab, reactor possui três pares de eléctrodos de ferro, aço e carbono a 8 cm de distância	CQOtotal diminui 86,36% turbidez reduz 59,42%, 42,86% e 15,15% utilizando eléctrodos de ferro, aço e carbono quando a tensão é de 8V	Güven <i>et al.</i> , (2009)

Anexo 29: Efluentes industriais (continuação)

Origem da água residual	Inicial	Tratamento	Resultado	Referência
Alimentar processamento de soja	(CQOs 21,1 g/L, SS 305 mg/L e NT 974 mg/L) diluída 10 vezes; 25°C e pH 7,0 (mantido com NaOH ou HCl); OD 2 mg/L apresenta organismos superiores; Trh 8h SRT 20 dias; 5g NaCl ₂ /L e 1h controla predadores	escala piloto e lama de indústria de soja; SBR aeróbio alimentado com 0,05 gCQO/gSSV durante 1 semana sem descarga de lama seguido de 10 dias sem alimentação; os efeitos começam 2 dias depois de limitação da alimentação	Y _{observado} 0,67 SSV -82% bactéria activa no modelo -77,8% os predadores reduzem lama entre 20-30% MLSS e SSV diminuem com o período sem alimentação; a redução de organismos heterotróficos é 23% ao fim de 10 dias; reduz SS e material inerte aumenta em 42,1% devido a menor quantidade de bactérias activas	Ni <i>et al.</i> , (2011)
Alimentar indústria de bebidas	lama activada (5% sólidos; COT 27,9; SVT 68,2; NT 4,92%)	termo-químico (90°C; 10 horas; pH 11)+ estabilização anaeróbia termofílica	redução SSV 45%; CQO solúvel 69.000 mg/L metano 0,28 LCH ₄ /gSSV	Vlyssides & Karlis, (2004)
Alimentar (destilaria baseada em arroz)		electroquímico (1,5dm ³ reactor batch) eléctrodo de alumínio densidade de corrente 89,3 A/m ² pH8 a 30°C, a 101,3kPa, retenção 120 minutos e distância entre eléctrodos 20mm	remoção de CQO 93% e de cor 85% reduz 16,86g/dm ³ consumo de energia 31,4 Wh/dm ³ o pH8 favorece filtração e pH 9,5 a desidratação	Prajapati & Chaudhari, (2014)
Antibiótico		Foto-Fenton-SBR H ₂ O ₂ /CQO 2,5 molar e H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ 150 molar, tempo de radiação 90 minutos e Trh 12 horas	89% de remoção de CQOs, nitrificação completa e os limites de descarga são cumpridos	Elmolla & Chaudhuri, (2011)

Anexo 29: Efluentes industriais (continuação)

Origem da água residual	Inicial	Tratamento	Resultado	Referência
Resíduos sólidos orgânicos	CQO 49.429; CQOs 13.675; SV 54.401 mg/L	alcalino Ca(OH) ₂ (62,0 meq/L)+estabilização	solubiliza 11,5% CQO na estabilização anaeróbia ocorre redução da concentração de CQO solúvel 93% e SV 94%; biogás produzido 0,15 m ³ CH ₄ /kg SV (mais 172% ^a)	Torres & Llórens (2008)
Suicultura		Físico-químico (coagulação com polímero superabsorvente CupriDyne™ (de concentração 1,25 g/L), floculação, sedimentação e oxidação) (escala laboratório)	o polímero permite redução de 32% de SST; a combinação de polímero e iodo (na dose 40mg/L) reduz a concentração de amoníaco (NH ₃) em 82%, COT 78%, SST 44% e organismos patogénicos em 93%	Chelme-Ayala <i>et al.</i> , (2011)
	pH 8,1; SST 1.360mg/L; SSV 1.024; CQOt 8.528; CQOs 6.567; CBO ₅ 3.685; VFA 1.383; NH ₄ ⁺ 1.498; PO ₄ ³⁻ 53 mg/L	Hidrólise enzimática com celulase (20 dias de retenção)	a constante de hidrólise é 0,42/dia, a concentração de CQOs aumenta 26,6% em 12 horas; a estabilização anaeróbia aumenta 10,7% e a taxa de produção de metano aumenta 29%	Lee <i>et al.</i> , (2008)
Lama de produção animal		Combinado micro-ondas (160°C e 15 minutos de tempo de aquecimento) e oxidação avançada 0,5 mL (dosagem) H ₂ O ₂ (0,1 g H ₂ O ₂ /g ST) a pH 2 Hidrólise térmica (170°C durante 60 min) + estabilização anaeróbia	liberta maior concentração de ortofosfato (+96%) e amoníaco (+196%) o metano aumenta 14,6; 16,1; 65,8% na lama proveniente de produção de suínos, fruta e lama activada e diminui 6,9 e 7,5% para origem bovina e resíduos alimentares	Lo <i>et al.</i> , (2012) Qiao <i>et al.</i> , (2011)

^(a) comparação com o controlo

Anexo 29: Efluentes industriais (continuação)

Origem da água residual	Inicial	Tratamento	Resultado	Referência
Lixiviado de aterro		Fenton	Melhora a remoção de CQO e melhora a biodegradabilidade como pré-tratamento ou quando a estabilização não é eficiente (devido aos compostos complexos presentes no reactor)	Barbusi & Filipek (2001)
	pH 8; CQO 5.500; CBO <20 mgO ₂ /L	fotoelectroquímico (cátodo Ti, ânodo TiO ₂ /RuO ₂ e lâmpadas UV) alternados em intervalos de 30 minutos	duração 300 minutos resulta em redução de 60% CQO quando o pH é 1 ou 13 também reduz a cor 29 e 35%; degradação de compostos de fenol	Tauchert <i>et al.</i> , (2006)
Pesticidas da água residual industrial		Fenton 3-3,5°C; H ₂ O ₂ 25 mg/L; razão [Fe ²⁺]:[H ₂ O ₂] varia de 1:3 a 1:2	remoção de poluição (organoclorados) eficiência maior de 90% e reduz toxicidade	Barbusi e Filipek, (2001)
Água residual da lavagem de embalagens de produto fitofarmacêutico (0.15 kg embalagem/L) (CQO 1 662-1 960 mg O ₂ /L; COD 513-696 mg C/L; CBO ₅ 1 350-1 600 mg O ₂ /L que compõe 81% CQO)	escala laboratório	biológico por via aeróbia num meio fixo (modo batch) + foto-Fenton solar (140 mg Fe ²⁺ /L e H ₂ O ₂ 50% (w/w), 1,33 g/cm ³ e 18 mM a pH 2,6-2,9 com energia 2,3 kJ _{UV} /L (45 minutos e intensidade de UV 30W/m ²) + oxidação biológica de afinamento)	ajuste de pH com ácido sulfúrico (a 96%, 1,84 g/cm ³) ou hidróxido de sódio (30%, 1.33 g/cm ³) para neutralizar a lama sujeita a tratamento solar Resultados: a biodegradabilidade melhora, a mineralização é de 79%, garante remoção total dos pesticidas e a concentração de CQO no efluente final é menor de 150 mg O ₂ /L	Vilar <i>et al.</i> , (2012)
Química e metalúrgica	lama de filtro prensa com teor humidade 68,9% (ETAR trata 20.000 m ³ /dia com coagulação seguido de lama activada, pH8,69)	Oxidação electroquímica eléctrodo de grafite; 5,0 V/cm; densidade de corrente de 6 mA/cm ² (no inicio) a 2 mA/cm ² no fim; 4h tempo de retenção 1,25 V/cm	teor humidade decresce até 48,8% (68,9% controlo); custo energia 86,5 kWh/t peso seco reduz 23% os custos de deposição lama (o custo total conta com deposição e energia) (custo deposição 120 US\$/t) teor humidade decresce até 63,6%, custo de energia 17,7kWh/t e reduz custo de deposição em 7,2%	Weng <i>et al.</i> , (2013)