



Universidade do Porto

Faculdade de Engenharia

FEUP

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

Mestrado Integrado em Engenharia Química

**DIGESTÃO ANAERÓBIA POR VIA SECA, COMO ALTERNATIVA AO ACTUAL
DESTINO AGRÍCOLA, DAS LAMAS DESIDRATADAS DE ETAR'S - POSSIBILIDADE
DE EXTENSÃO A VÁRIOS TIPOS DE RESÍDUOS COM ELEVADO TEOR DE MATÉRIA
ORGÂNICA.**

Fernando Manuel da Silva Ferreira

Relatório do Projecto Final / Dissertação do MIEQ

Orientador: Doutor Manuel José Vieira Simões

Julho de 2009

Agradecimentos

Quando realizei o sonho de ser admitido no curso de Engenharia Química na FEUP, estava longe de imaginar que para além da formação exemplar na área da Engenharia, iria ter oportunidade de conhecer as pessoas mais marcantes da minha vida, nomeadamente, a minha esposa, com quem tenho o prazer de partilhar dois filhos maravilhosos e o meu melhor amigo. Obrigado FEUP!

Gostaria também de agradecer ao Departamento de Engenharia Química, a qualidade do pessoal docente e auxiliar colocado ao dispor dos alunos e muito em particular ao Professor João Campos, o incentivo que me deu para levar por diante este trabalho.

O meu interesse pelo ambiente é inato, mas foi sendo aprofundado ao longo dos 10 anos de carreira profissional na área de tratamento de águas e lamas, daí a escolha deste tema. Fico grato ao Doutor Manuel Simões por ter acreditado em mim e no meu Projecto. A sua ajuda foi fundamental.

Agradeço à Dr.^a Paula Moreira (Águas de Valongo, S.A.), ao Eng. Paulo Inocêncio (Simtejo, S.A.) e ao Eng. Fernando Teixeira (AGS, S.A.), pela amizade e apoio prestado. Agradeço também à Marlène Vigié (OWS), ao Winfried Six (OWS), ao Harald Kleiven (CAMBI) e ao Piotr Pastwa (Companhia da Água de Kapuściska), pelas informações prestadas e documentação facultada sobre as instalações referidas neste trabalho.

Por último, agradeço aos meus pais, à minha esposa e aos meus filhos, pelo seu amor incondicional e por me considerarem sempre melhor do que realmente sou capaz.

Resumo

O destino actual das lamas desidratadas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) tem sido a incorporação directa nos solos agrícolas, no entanto, a digestão anaeróbica (DA) de elevado teor de sólidos, tem-se apresentado como uma alternativa de grande valia ambiental e económica. A DA promove a redução da massa de sólidos pela conversão da fracção orgânica em biogás, que é posteriormente convertido em energia e calor em unidades de cogeração, contribuindo para a sustentabilidade económica desta técnica. Por outro lado, o resíduo sólido final atinge um grau de estabilização microbiológica superior, reduzindo os riscos de contaminação dos solos com microrganismos patogénicos.

Neste estudo foram analisadas duas instalações equipadas com DA, que procedem ao tratamento e valorização de lamas desidratadas das ETAR. Na primeira, a digestão mesófila (40 °C) com elevado teor de sólidos (10%) ocorre na própria ETAR de Kapuściska (Bydgoszcz, Polónia), após um pré-tratamento térmico de hidrólise a 165 °C e 6 bar, durante 20 – 30 minutos. Esse processo denominado por Processo Térmico de Hidrólise (THP) é patente da CAMBI (Noruega). Em consequência, é atingida uma conversão de 57% dos sólidos voláteis (SV) em biogás, e um grau de desidratação das lamas desidratadas na ordem dos 30 – 31% de matéria seca (MS). A redução de massa ronda os 52% relativamente à quantidade de lama desidratada no período anterior ao processo THP. O biogás produzido serviu de combustível a uma unidade de cogeração que produziu 303 MWh/mês de energia eléctrica ao longo do ano de 2008, fazendo face a cerca de 41% das necessidades energéticas da Estação. O calor produzido cobre todas as necessidades de vapor e aquecimento das instalações. O destino final da lama desidratada, definida como composto classe A (U.S. EPA, 1999) é a valorização agrícola. Na segunda instalação analisada, a lama desidratada funciona como co-substrato da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) na co-digestão anaeróbia (co-DA) por via seca, na instalação de tratamento mecânico e biológico por digestão anaeróbia (TMB-DA) de Pohlsche Heide (Hille, Alemanha). A co-DA decorre num reactor termófilo (55 °C) da DRANCO (OWS). A mistura das lamas desidratadas (20%, base húmida) com a FORSU (80%) permite obter uma razão óptima C:N de 25 e reduzir o teor de sólidos para 45% MS. O biogás produzido é utilizado como combustível numa unidade de cogeração que fornece toda a energia e calor gastos na instalação de TMB-DA. Além destes casos práticos, são abordadas outras técnicas alternativas à DA para o tratamento, valorização e destino final das lamas desidratadas, como a incineração, a compostagem, a secagem térmica, a deposição em aterro e a valorização agrícola. Também são estudados outros tipos de substratos com interesse para a DA por via seca como a FORSU, a biomassa e os resíduos das indústrias agropecuárias. No final, é destacada a legislação relevante relacionada com o tratamento e valorização das lamas de ETAR.

Palavras chave: Lamas desidratadas, ETAR, Digestão anaeróbica (DA), Co-digestão anaeróbia (co-DA), FORSU, Processo Térmico de Hidrólise (THP), CAMBI, DRANCO, OWS.

Abstract

The current destination of the dewatered sludge from Waste Water Treatment Plant (WWTP) has been the direct incorporation in agricultural soils, however, the anaerobic digestion (AD) with a high content of solids, has been presented as an alternative of great environmental and economic value. The AD promotes the reduction of the solid mass by conversion of the organic fraction in biogas, which is then converted into heat and energy in cogeneration units, contributing to the economic sustainability of this technique. Moreover, the final solid waste reaches a higher degree of microbiological stability, reducing the risk of soil contamination with pathogenic microorganisms.

In this work were analyzed two plants with AD, which carry out the treatment and valorization of dewatered sludge from the WWTP. At first, the mesophilic digestion (40 °C) with high solids (10%) occurs in the plant of Kapuściska (Bydgoszcz, Poland), after a thermic pre-treatment of hydrolysis at 165 °C and 6 bar, for 20 - 30 minutes. This process called the Thermal Hydrolysis Process (THP) is a patent of CAMBI (Norway). As a result, they achieved a conversion of 57% of volatile solids (VS) into biogas, and a degree of dryness of dewatered sludge in the range of 30 to 31% of dry solids (DS). The mass reduction on the amount of dewatered sludge in the period preceding the THP process is about 52%. The biogas produced, served to fuel a cogeneration plant that produced 303 MWh/month of electric power during the year of 2008, about 41% of the plant energy requirements. Produced heat covers all the needs of steam and heating of the plant. The final destination of the dewatered sludge, defined as a class A sludge (U.S. EPA, 1999) is agriculture as fertilizer. In the second analyzed plant, the dewatered sludge is used as co-substrate of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in a dry co-anaerobic digestion (co-AD), in the mechanical and biological treatment by anaerobic digestion (MBT-AD) from Pohlsche Heide (Hille, Germany). The co-AD runs in a thermophilic reactor (55 °C) of DRANCO (OWS). The mixture of the dewatered sludge (20%, wet basis) with OFMSW (80%) allow to obtain an optimum C:N ratio of 25 and reduce the solid content to 45% of DS. The produced biogas is used as fuel in a cogeneration unit that provides all the heat and energy spent on the installation of MBT-AD. In addition to these practical cases, other alternative techniques to the AD are discussed for the treatment, recovery and final destination of the dewatered sludge, such as incineration, composting, thermal drying, landfill and agricultural recovery. Other types of substrates of potential interest to the dry AD, such as OFMSW, biomass and waste from livestock, are analyzed. Also, it is highlighted the relevant legislation related to the treatment and recovery of WWTP sludge.

Keywords: dewatered sludge, WWTP, anaerobic digestion (AD), co-anaerobic digestion (co-AD), OFMSW, Thermal Hydrolysis Process (THP), CAMBI, DRANCO, OWS.

Índice de Temas

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	ii
Abstract.....	iii
Índice de temas.....	iv
Índice de figuras.....	vii
Índice de tabelas.....	viii
Lista de abreviaturas.....	x
Nomenclatura.....	xiii
1. Introdução.....	1
2. Objectivos.....	4
3. Lamas desidratadas de ETAR e outros substratos com interesse para a DA por via seca.....	5
3.1. Origem das lamas de ETAR.....	5
3.1.1. Lama primária.....	5
3.1.2. Lama secundária (ou biológica).....	5
3.1.3. Lama mista.....	5
3.1.4. Lama terciária.....	6
3.2. Características das lamas residuais.....	6
3.2.1. Composição físico-química e propriedades das lamas.....	6
3.2.2. Características microbiológicas da lama.....	7
3.3 - Tratamento das lamas residuais.....	7
3.3.1 – Espessamento (redução de volume).....	7
3.3.1.1 – Espessamento gravítico.....	8
3.3.1.2 – Mesa de espessamento.....	8
3.3.1.3 – Espessamento por centrifugação.....	8
3.3.1.4 – Espessamento por flotação.....	9
3.3.2 – Digestão anaeróbia das lamas (estabilização e redução de massa).....	9
3.3.3 – Desidratação de lamas (redução volume).....	9
3.3.3.1- Centrífugas.....	9
3.3.3.2 - Filtros banda.....	9
3.3.3.3 - Comparação centrífugas vs. filtros banda.....	9
3.3.4 – Estabilização com cal.....	10
3.3.5 – Características das lamas desidratadas (substrato).....	10
3.4 - Tratamento suplementar e destino final.....	11
3.5 – Outros substratos com interesse para a DA.....	11
3.5.1 – FORSU's e Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB).....	12
3.5.2 – Biomassa.....	13
3.5.3 – Resíduos de pecuárias.....	14
4. Técnicas de tratamento, valorização e destino final.....	16
4.1. Estado da arte.....	16

4.1.1 - Valorização agrícola.....	16
4.1.2 - Deposição em aterro.....	17
4.1.3 – Incineração (redução térmica).....	18
4.1.3.1 – Mono-incineração.....	19
4.1.3.2 – Incineração e co-incineração.....	19
4.1.4 – Secagem térmica.....	21
4.1.4.1 – Secadores indirectos.....	21
4.1.4.2 – Secadores directos.....	21
4.1.5 – Compostagem.....	22
4.2. Digestão Anaeróbia.....	25
4.2.1 – Microbiologia do processo anaeróbio.....	25
4.2.1.1 – Etapa I: Hidrólise (Grupo I: Bactérias Hidrolíticas).....	25
4.2.1.2 – Etapa II: Acidogénese (Grupo II: Bactérias Fermentativas).....	25
4.2.1.3 – Etapa III: Acetogénese (Grupo III: Bactérias Acetogénicas).....	25
4.2.1.4 – Etapa IV: Metanogénese (Grupo IV: Metanogénicas).....	25
4.2.1.4.1 – Hidrogenotróficas (quimiolitotróficas utilizadoras de hidrogénio)..	26
4.2.1.4.2 – Acetotróficos (bactérias acetoclásticas).....	26
4.2.2 – Factores que afectam o processo anaeróbio.....	26
4.2.2.1 – Temperatura.....	26
4.2.2.2 – Tempo de retenção.....	26
4.2.2.3 – pH.....	27
4.2.2.4 – Composição química do substrato.....	27
4.2.2.5 – Competição entre as bactérias metanogénicas e sulfato-redutoras.....	28
4.2.2.6 – Compostos tóxicos.....	28
4.2.3 – Tipos de reactores anaeróbios.....	29
4.2.3.1 - Reactores por via húmida ou semiseca (<15% MS).....	29
4.2.3.2 - Reactores por via seca (>15% MS).....	30
4.2.3.2.1 - Processo Dranco (OWS).....	30
4.2.3.2.2 - Processo Kompogas.....	31
4.2.3.2.3 - Processo Valorga.....	31
5. Estudo de viabilidade técnica e económica da DA.....	32
5.1. DA semiseca - ETAR de Kapuściska (Polónia).....	32
5.1.1 – Viabilidade técnica – DA semiseca.....	32
5.1.2 – Viabilidade económica - DA semiseca.....	35
5.1.3 – Perspectivas de aplicação em Portugal.....	36
5.2 – Co-DA por via seca – TMB-DA de Pohlsche Heide (Alemanha).....	37
5.2.1 – Viabilidade técnica - co-DA por via seca.....	37
5.2.2 – Viabilidade económica - co-DA por via seca.....	39
5.2.3 – Perspectivas de aplicação em Portugal.....	40
6. Enquadramento legal.....	41
7. Conclusão.....	42

8. Referências bibliográficas.....	43
Anexo 1 – Diário de Notícias – AdP quer produzir electricidade a partir de lamas.....	50
Anexo 2 – Público – Empresa de Viana vai produzir energia com lamas de ETAR.....	51
Anexo 3 – Decreto-Lei 118/2006 de 21 de Junho.....	52
Anexo 4 – Relatório de ensaio – ETAR de Campo – Metais pesados.....	60
Anexo 5 – Relatório de ensaio – ETAR de Ermesinde – Metais pesados.....	62
Anexo 6 – Relatório de ensaio – ETAR de Campo – Compostos orgânicos.....	64
Anexo 7 – Relatório de ensaio – ETAR de Ermesinde – Compostos orgânicos.....	66
Anexo 8 – Relatório de ensaio – ETAR de Campo – Microrganismos patogénicos.....	68
Anexo 9 – Relatório de ensaio – ETAR de Ermesinde – Microrganismos patogénicos.....	69
Anexo 10 – Fotos: a) Mesa de espessamento e b) Centrífugas.....	70
Anexo 11 – Fotos: a) Filtro banda e b) e c) Lama desidratada.....	71
Anexo 12 – a) Foto da lise celular e b) Esquema do tratamento térmico de hidrólise (THP).....	72
Anexo 13 – Lista de referências da CAMBI.....	73
Anexo 14 – Lista de referências da Dranco – OWS.....	74
Anexo 15 – Lista de referências da Kompogas.....	77
Anexo 16 – Lista de referências da Valorga.....	78
Anexo 17 – a) Esquema da unidade THP de Kapuściska e b) Edifício da unidade THP de Kapuściska.....	79
Anexo 18 – Fotos: a) ETAR de Kapuściska e b) Aspecto da lama desidratada na ETAR de Kapuściska.....	80
Anexo 19 – Fotos: a) Cogeração da ETAR de Kapuściska e b) Caldeira da ETAR de Kapuściska.....	81
Anexo 20 – Cálculos auxiliares da análise económica ao processo CAMBI. ETAR de Kapuściska.....	82
Anexo 21 – a) Foto da instalação TMB-DA de Pohlsche Heide e b) Fluxograma da instalação TMB-DA.....	83
Anexo 22 – a) Reactor DRANCO e b) Estação de compostagem de Pohlsche Heide.....	84
Anexo 23 – Cálculos auxiliares das análises económicas às unidades TMB-DA e reactor DRANCO.....	85

Índice de Figuras

Figura 1 – Etapas do tratamento da fase líquida numa ETAR. Origem dos diferentes tipos de lamas.....	5
Figura 2 – Etapas de um tratamento convencional da fase sólida numa ETAR.....	8
Figura 3 – Possíveis rotas da lama desidratada até ao destino final.....	16
Figura 4 – Diferentes vias e respectivas tecnologias para o processamento térmico da lama (Werther e Ogada, 1999).....	18
Figura 5 – Esquema de um incinerador de leito fluidizado (adaptado de EC, 2001).....	19
Figura 6 – Secador rotativo indirecto (Metcalf & Eddy, 1991).....	21
Figura 7 – Secador rotativo directo (Metcalf & Eddy, 1991).....	21
Figura 8 – Sistema compostagem: pilha estática arejada (Metcalf & Eddy, 1991).....	23
Figura 9 – Sistemas fechados: a) fluxo pistão e b) agitado (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).....	23
Figura 10 – Variações no pH, temperatura e rácio C:N durante a compostagem (adaptado de Sterritt e Lester, 1988).....	24
Figura 11 - Bioquímica da digestão anaeróbia (adaptado de Sterritt e Lester, 1988). OHPA – <i>Obligatory hydrogen-producing acetogenic</i> (trad. Acetogénicas estritas na produção de hidrogénio).....	26
Figura 12 - Diagrama de fluxo de CQO para um composto particulado genérico, contendo 10% de inertes, 30% de proteínas, 30% de hidratos de carbono e 30% de gorduras (em termos de CQO). O ácido propiónico (10%), o ácido butírico (12%) e o ácido valérico (7%), aparecem agrupados, para maior simplicidade de análise (adaptado de Batstone <i>et al.</i> , 2002).....	27
Figura 13 – A – Lama desidratada (14% MS); B – Lama hidrolisada pelo processo Cambi (12% MS) e C – Lama hidrolisada após DA (6,5% MS) (CAMBI, 2009).....	29
Figura 14 – Digestor anaeróbio convencional por via húmida ou semiseca (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).....	29
Figura 15 – Diferentes tipos de reactores anaeróbios utilizados na DA por via seca: A. Dranco; B. Kompogas; C. Valorga (adaptado de Vandevivere <i>et al.</i> 2002).....	31
Figura 16 – Distribuição da energia consumida (comprada e produzida) na ETAR de Kapuściska (Polónia) durante o período entre Agosto 2005 e Setembro de 2006.....	35
Figura 17 – Distribuição da alimentação ao digestor anaeróbico DRANCO, durante o ano de 2008 (Vigié, 2009).....	37
Figura 18 – Quantidade de substrato alimentada ao reactor anaeróbio durante o ano de 2008 e respectiva produção de biogás (Vigié, 2009).....	38
Figura 19 – Produção semanal de biogás e produtividade do reactor DRANCO em Pohlsche Heide, durante o ano de 2008 (Vigié, 2009).....	39

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Distribuição do número de ETAR e do volume anual de água residual tratada, em função da tipologia do tratamento (adaptada de Estatísticas do Ambiente 2007; INE, 2008).....	1
Tabela 2 - Composição físico-química e propriedades da lama residual não tratada, adaptada de Metcalf & Eddy, 1991.....	6
Tabela 3 – Impacto do tratamento na composição e propriedades da lama residual (adaptada de EC, 2001).....	7
Tabela 4 – Desempenho típico de filtros banda (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).....	10
Tabela 5 – Características físico-químicas das lamas desidratadas.....	10
Tabela 6 – Parâmetros importantes para o tratamento e destino final (adaptada EEA, 1997).....	11
Tabela 7 – Quantidades estimadas de RSU e RUB recolhidas e de MO (matéria orgânica) a valorizar até 2016 (adaptada de PERSU II, 2007).....	12
Tabela 8 – Capacidades instaladas até 2006 e capacidades atribuídas até 2016 das várias tecnologias alternativas à deposição em aterro (adaptada do PERSU II, 2007).....	12
Tabela 9 – Composição da FORSU em Itália (San Giorgio di Nogaro e Treviso) (Sans <i>et al.</i> , 1995).....	13
Tabela 10 – Composições físico-químicas de resíduos agrícolas da zona de Apúlia – Itália (adaptada de Montemurro <i>et al.</i> , 2009), unidades base matéria seca.....	13
Tabela 11 – Composição físico-química de polpa de frutos e vegetais (adaptado de Galí <i>et al.</i> 2009).....	14
Tabela 12 – Efectivo pecuário português em 2008 (INE, 2009).....	15
Tabela 13 – Características de vários estrumes (adaptada de Zaher <i>et al.</i> , 2007).....	15
Tabela 14 – Produção total de lamas residuais e distribuição por tratamento e/ou destino final, base matéria seca (Eurostat, 2009).....	16
Tabela 15 – Comparação do nível de nutrientes entre fertilizantes comerciais e lama residual (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).....	17
Tabela 16 – Principais vantagens e desvantagens da utilização de lamas residuais em solo agrícola (resumido de EEA, 1997).....	17
Tabela 17 – Composição do gás de arraste à saída do incinerador (adaptado da EC, 2001).....	20
Tabela 18 – Composição da cinza de um incinerador de lama (adaptado de EC, 2001).....	20
Tabela 19 – Principais vantagens e desvantagens do tratamento de lamas residuais por incineração (resumido de EEA, 1997).....	20
Tabela 20 – Necessidades de energia dos tratamentos térmicos (EC, 2001).....	22
Tabela 21 – Principais compostos ou grupos de compostos químicos que apresentam toxicidade ou são inibidores na digestão anaeróbia (resumidos de Bitton, 1994).....	28
Tabela 22 – Produção de lamas desidratadas na ETAR de Kapuściska, antes e após a entrada em funcionamento do processo THP, base matéria húmida (CAMBI, 2009).....	33
Tabela 23 – Grau de desidratação da lama digerida no período 2004 - 2006 (CAMBI, 2009).....	33

Tabela 24 – Consumo de energia eléctrica na ETAR de Kapuściska entre Agosto 2005 e Setembro 2006 (CAMBI, 2009).....	34
Tabela 25 – Produção de energia a partir do biogás na ETAR de Kapuściska, 2007 – 2008 (Companhia da Água de Kapuściska, 2009).....	35
Tabela 26 – Análise económica ao processo térmico, cogeração e vapor da ETAR de Kapuściska, ano de 2008 (Companhia da Água de Kapuściska, 2009).....	35
Tabela 27 – Análise económica global à unidade TMB-DA de Pohlsche Heide (valores estimados).....	40
Tabela 28 – Análise económica das unidades de co-DA e CHP de Pohlsche Heide (valores estimados).....	40

Lista de Abreviaturas

ADM1 – *Anaerobic Digestion Model n.º 1* (trad. Modelo de Digestão Anaeróbia n.º 1)

AdML – Águas do Minho e Lima, S.A.

AdP – Águas de Portugal, SGPS, S.A.

AGCL – Ácidos Gordos de Cadeia Longa

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

AOX – Compostos Organohalogenados Adsorvíveis

ATMAD – Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, S.A.

CBO₅- Carência Bioquímica de Oxigénio (ao final de 5 dias)

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CEPH – Centro de Eliminação de Pohlsche Heide

CHP – *Combined Heat and Power* (trad. Calor e Potência Combinadas)

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

CQO – Carência Química de Oxigénio

CST – *Capillary Suction Time* (trad. Tempo de Sucção Capilar)

DA – Digestão Anaeróbia

DEHP – Di(2-etilhexil)ftalato

EC – *European Commission* (trad. Comissão Europeia)

EEA – *European Environment Agency* (trad. Agência Europeia do Ambiente)

EPS – *Exopolimeric Substances* (trad. Substâncias Exopoliméricas)

ETA – Estação de Tratamento de Água (Potável)

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETARI – Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais

FAM – Fornos de Andares Múltiplos

FLF – Fornos de Leito Fluidizado

FORSU – Fracção Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

GEE – Gases de Efeito de Estufa

Hac – Ácido Acético

INE – Instituto Nacional de Estatísticas, I.P.

IRAR – Instituto Regulador de Águas e Resíduos

LAS – Alquilo Benzenossulfonatos Lineares

MAOTDR – Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional

MO – Matéria Orgânica

MS – Matéria Seca

MV – Matéria Volátil

N – Símbolo Químico do Azoto

NPE – Nonilfenóis e Nonilfenóis Etoxilados

OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

OHPA (bactérias) – *Obligatory hydrogen-producing acetogenic* (trad. Acetogénicas estritas na produção de hidrogénio).

P – Símbolo Químico do Fósforo

PAH – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

PAM - Poliacrilamidas

PCB – Compostos Bifenilos Policlorados

PCDD/F - Policlorodibenzodioxinas/furanos

PEASAR II – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais
2007 – 2013

PERSU I – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 1997 - 2007

PERSU II – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007 – 2017

PFRP – *Process to further reduce pathogens* (trad. processo suplementar para reduzir patogénicos).

PSRP – *Process to significantly reduce pathogens* (trad. processo para reduzir significativamente os patogénicos);

RASARP – Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal (2007)

RI – Resíduos Industriais

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

RTO – *Regenerative Thermal Oxidation* (trad. Oxidação Térmica Regenerativa)

RUB – Resíduo Urbano Biodegradável

SF – Sólidos Fixos

SIGRA – Sistema Integrado de Gestão de Resíduos dos Açores

SM – Separadas Mecanicamente

SO – Separadas na Origem

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TAN – *Total Ammoniacal Nitrogen* (trad. Azoto Amoniaco Total)

THP – *Thermal Hydrolysis Process* (trad. Processo Térmico de Hidrólise)

TKN - *Total Kjeldahl Nitrogen* (trad. Azoto Kjeldahl Total)

TMB – Tratamento Mecânico e Biológico

TMB-DA – Tratamento Mecânico e Biológico por Digestão Anaeróbia

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

U.S. EPA - *United States Environmental Protection Agency* (trad. Agência para a Protecção do Ambiente dos Estados Unidos)

hab.eq. - Habitantes Equivalentes

co-DA - Co-Digestão Anaeróbia

rpm – Rotações Por Minuto

t MS – Toneladas de Matéria Seca

Nomenclatura

AGV – Ácidos Gordos Voláteis, massa de CH_3COOH /unidade de volume.

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis, massa/unidade de volume.

TAC – Alcalinidade Total, massa CaCO_3 /unidade de volume.

C_m – Carga mássica, massa de CBO_5 /massa de lama seca/dia.

d – Densidade, adimensional.

K_S – Constante de saturação da cinética de crescimento celular de Monod, massa/unidade de volume.

μ_{max} - Taxa específica máxima de crescimento, por unidade de tempo.

1. Introdução

Na última década, assistimos a uma expansão considerável das redes de saneamento e à construção de modernas ETAR's, em Portugal. Segundo dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE, 2009) existiam no final de 2007, 3822 ETAR's com um grau de tratamento primário ou superior, tratando 370 milhões de m³ de águas residuais.

Tabela 1 – Distribuição do número de ETAR e do volume anual de água residual tratada, em função da tipologia do tratamento (adaptada de Estatísticas do Ambiente 2007; INE, 2008)

2007	Tipo de tratamento aplicado			Total
	Primário	Secundário	Terciário	
ETAR (número)	143	2607	1072	3822
Águas residuais tratadas(10 ⁶ m ³)	53,4	210,2	106,5	370,1

Fruto desse tratamento, são produzidas anualmente quantidades crescentes de lamas a que é necessário dar destino. Embora não exista nenhum número exacto, no PEAASAR II (Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais, 2007 – 2013), editado pelo Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) em 2007, estima-se uma produção de lamas, na ordem das 200 000 toneladas/ano, provenientes quer de ETA (Estações de Tratamento de Águas) quer de ETAR. Nessa projecção, não se refere se o valor é numa base de matéria seca ou numa base de matéria húmida. Contudo, admitindo a produção diária de matéria seca per capita (90 g/pessoa/dia) indicada no estudo da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 1997) e os dados disponibilizados pelo INE (2009) sobre a população portuguesa (população residente em 2007 (n.º) – 10 617 575 e população servida por ETAR em 2005 – 64%), facilmente se conclui que a produção anual de lamas deverá ultrapassar as 223 000 toneladas de matéria seca (t MS).

Convém realçar que este valor se refere exclusivamente às lamas produzidas em ETAR, não se contabilizando qualquer contributo de lamas resultantes de ETA, tratamento de lixiviados de aterros, indústrias que descarreguem efluente para ETAR doméstica, ou indústrias com tratamento próprio de efluentes (ETARI – Estações de Tratamento de Águas Residuais Industriais), nomeadamente agroindústrias (suiniculturas, bovinoculturas, conserveiras, destilarias, lagares de azeite), fábricas de pasta e papel, petroquímicas, etc..

Actualmente, no que respeita ao destino final, a quase totalidade das lamas produzidas em ETAR é encaminhada directamente como fertilizante para os solos agrícolas (MAOTDR, 2007 - PEASAR II), após um maior ou menor tratamento.

Até 2006 este procedimento estava desregulamentado e por conseguinte as entidades gestoras das ETAR's tinham facilidade em escoar as quantidades produzidas, em qualquer altura do ano sem grandes problemas. Posteriormente, com a entrada em vigor do Decreto-Lei n.º 118/2006 de 21 de Junho (Anexo 3), transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva 86/278/CE, do Conselho de 12 de Junho, a utilização das lamas de depuração em solos agrícolas ficou finalmente regulamentada. Desta forma, foi limitada a quantidade de lama a depositar por hectare de terreno em 6 t MS/ano. Podendo, no entanto, este valor ser excedido ou reduzido em função das quantidades de metais pesados referidas no quadro n.º 3 do anexo I. A deposição ficou ainda condicionada pelos valores limite constantes no anexo I, referentes às quantidades permitidas de compostos orgânicos, dioxinas e microrganismos patogénicos (*Salmonella* spp. e *Escherichia coli*).

Não obstante, é natural que o destino final por excelência das lamas residuais continue a ser a valorização agrícola. Por um lado a maioria das estações de tratamento não recebem percentagens significativas de efluentes industriais que introduzam metais pesados ou poluentes orgânicos nas lamas. Um exemplo deste facto são as análises físico-químicas e microbiológicas das lamas das ETAR's de Ermesinde e Campo geridas pelas Águas de Valongo (Anexos 4 a 9), gentilmente cedidas pela Dr.^a Paula Monteiro da Veolia Portugal. Por outro, Portugal dispõe de uma vasta área agrícola (3,5 milhões de hectares, segundo os dados do INE (2009), referentes ao ano de 2007), capaz de absorver facilmente a totalidade da lama produzida anualmente. Considerando as 6 t MS/ha/ano e a produção de 223 000 t MS/ano, seriam necessários pouco mais de 37 000 hectares ou seja 1,1% da área agrícola existente (ou 3,4% da área arável).

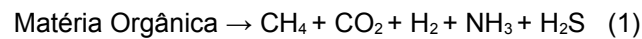
O problema reside no facto do nível de produção de lamas residuais se manter relativamente constante ao longo do ano enquanto que a aplicação nas terras é sazonal (antes das sementeiras e após as colheitas), do mesmo modo, durante a estação das chuvas (Outono e Inverno) o seu emprego nos solos é agora proibido (Decreto-Lei n.º 118/2006 de 21 de Junho). Isto exige que grandes quantidades de lamas necessitem de ser armazenadas durante longos períodos (semanas ou meses) a aguardar a sua aplicação no solo, ora é precisamente a falta de capacidade de armazenamento que está a criar graves problemas às entidades gestoras e operadores licenciados deste resíduo.

A tomada de consciência desta realidade por parte das empresas tem fomentado a realização de investimentos no estudo de novas tecnologias de tratamento e destino para as lamas. As técnicas abordadas têm sido a secagem térmica, a compostagem e principalmente a incineração (Anexos 1 e 2) por ser uma técnica destrutiva que reduz a lama a uma mistura de gases libertados para a atmosfera (CO₂, SO₂, N₂O), vapor de água e cinza. No Japão, em 2007, 70% das mais de 2,2 x 10⁶ t MS de lamas produzidas anualmente foram incineradas. A redução de massa na ordem dos 85% foi obtida à custa de um consumo médio de 3,5 kWh (47 kg CO₂) de energia eléctrica e 1,3 kg (35 kg CO₂) de crude por tonelada de lama com 80% de humidade (Murakami *et al.*, 2009).

Todavia, as técnicas acima apresentadas partilham um aspecto em comum que é o de apresentarem um balanço energético negativo, ou seja, são a diferentes níveis consumidoras líquidas de energia. Este facto é de extrema relevância, dado que Portugal é um país que ainda depende imenso do consumo de combustíveis fósseis importados, como demonstram os dados referentes às importações de 2006 (INE, 2009). Estes dados indicam que importamos 31 milhões de toneladas de produtos portadores de energia fóssil, maioritariamente, petróleo (19 x 10⁶ t), carvão (5,5 x 10⁶ t) e gás natural (4,3 x 10⁶ t). E segundo o protocolo de Quioto, do qual tomamos parte, existe um compromisso na redução do envio para a atmosfera de gases de efeito de estufa (GEE).

Neste contexto, urge estudar e implementar outras tecnologias que permitam conferir um grau de tratamento superior às lamas, promovendo a redução da sua quantidade, uma maior estabilização biológica (armazenagem prolongada), mas também numa perspectiva de sustentabilidade ambiental e energética, procurando rentabilizar ao máximo todas as mais valias inerentes aos subprodutos resultantes desses tratamentos. A título de exemplo, da fase sólida promover o desenvolvimento de fertilizantes sólidos; da fase líquida, fertilizantes líquidos e da fase gasosa o aproveitamento de biogás (combustível). Do mesmo modo, é também necessário investir em infra-estruturas para o armazenamento deste resíduo.

A solução em estudo para este problema apresenta dois métodos de DA. O primeiro utiliza somente lama desidratada como substrato, combinando um tratamento térmico THP da CAMBI (Noruega) e a DA. O segundo envolve a co-DA da lama desidratada com FORSU's, pelo processo DRANCO da OWS (Bélgica). Nestes processos a matéria orgânica degradada é convertida em vários compostos gasosos, cuja reacção global decorre segundo a equação (Polprasert, 1989):



Por conseguinte, consegue-se atingir uma elevada redução da componente orgânica da lama (50–65%), produzindo ao mesmo tempo biogás (65% CH₄), um combustível que é normalmente aproveitado em sistemas de cogeração para a produção de energia e vapor (CAMBI, 2009). No caso particular do processo CAMBI, a lama final (30 – 40% MS após desidratação) cumpre todas as normas e requisitos conhecidos de pasteurização e esterilização, nomeadamente a norma 40 CFR part 503 - “lama classe A” da U.S. EPA (Agência para a Protecção do Ambiente dos Estados Unidos) de 19 de Fevereiro de 1993 e o regulamento CE N.º 1174/2002, para subprodutos de animais, categorias II & III, podendo ser aplicada sem qualquer restrição nos solos.

Neste contexto, o tema da DA no tratamento suplementar da lama desidratada é relevante e actual, como se pode confirmar pela quantidade de investigação realizada e artigos científicos publicados nesta área, desenvolvidos por equipas de investigação nacionais e internacionais (Sawayama et al., 1996; Inoue *et al.*, 1996; Krupp *et al.*, 2005; Nisho e Nakashimada, 2007; Dwyer *et al.*, 2008; Nges e Liu, 2009 e Flor et al., 2004).

2. Objectivos

Este trabalho pretende fornecer uma base teórica sobre as tecnologias de que dispomos actualmente para solucionar o problema colocado pela crescente quantidade de lamas desidratadas de ETAR. Os objectivos principais são os seguintes:

- Efectuar um levantamento das quantidades anuais e características das lamas actualmente depositadas em terrenos agrícolas.
- Investigar outras fontes de resíduos orgânicos, com interesse para a digestão anaeróbia por via seca.
- Analisar as potencialidades de aplicação das várias técnicas de tratamento disponíveis.
- Efectuar um estudo mais aprofundado, da viabilidade técnica e económica (sustentabilidade) da melhor alternativa.
- Pesquisa da legislação relacionada com o projecto.

3. Lama desidratada de ETAR e outros substratos com interesse para a DA por via seca

Para se reproduzir e sobreviver, um microrganismo necessita de ter uma fonte de energia (1), uma fonte de carbono para a síntese de novo material celular (2) e elementos inorgânicos (nutrientes) como azoto, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e magnésio (3). Ao conjunto de (1) com (2) designa-se normalmente por substrato (Metcalf & Eddy, 1991).

3.1 – Origem das lamas de ETAR:

As lamas das ETAR's convencionais, resultam dos tratamentos primário, secundário e eventualmente terciário (Figura 1), dos efluentes urbanos ou da mistura de efluentes urbanos com industriais.

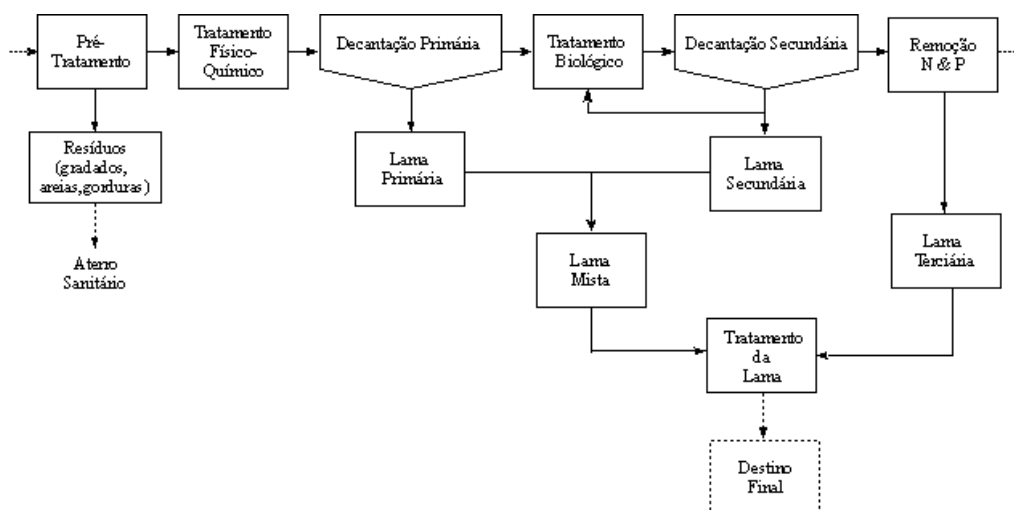


Figura 1 – Etapas do tratamento da fase líquida numa ETAR. Origem dos diferentes tipos de lamas.

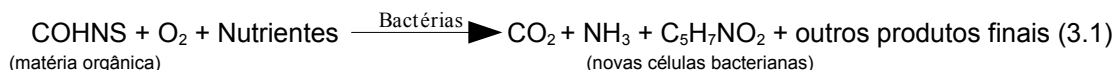
3.1.1 – Lama primária

Resulta da sedimentação natural (processo físico) de sólidos suspensos do líquido por acção da gravidade. Por vezes, quando a velocidade de sedimentação das partículas sólidas é baixa para promover a necessária clarificação, é efectuado um tratamento químico complementar (coagulação-floculação), de modo a neutralizar cargas repulsivas do meio e agregar partículas coloidais, melhorando a sedimentabilidade das mesmas. Nesta etapa, podem ser removidos 50 – 70% dos sólidos suspensos totais (SST) e 25 – 40% da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) (Werther e Ogada, 1999).

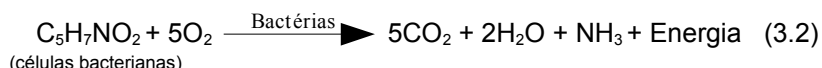
3.1.2 – Lama secundária (ou biológica)

A remoção de carbono (CBO₅), a coagulação de sólidos coloidais que passaram pelo tratamento primário e a estabilização da matéria orgânica são realizadas biologicamente por uma variedade de microrganismos, principalmente bactérias. As principais reacções que ocorrem no tratamento biológico, resumem-se a seguir (Metcalf & Eddy, 1991):

Oxidação e síntese:



Respiração Endógena:



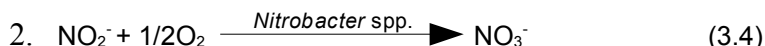
Como as células têm uma massa volúmica ligeiramente superior à da água, podem ser separadas do líquido tratado na decantação secundária (lama secundária ou biológica). A maioria dessa lama regressa ao reactor biológico para manter uma proporção adequada entre matéria orgânica e células. A lama excedente é removida (purgada).

3.1.3 – Lama mista

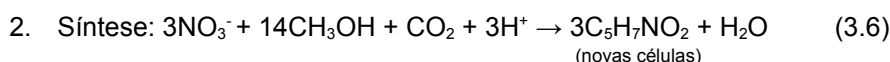
A lama mista refere-se à mistura da lama primária com a secundária.

3.1.4 – Lama terciária

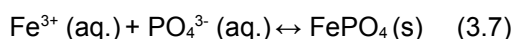
A lama terciária poderá resultar de um tratamento terciário, complementar ao tratamento secundário, como é o caso da remoção de macronutrientes (N e P). No caso da remoção do azoto (N), trata-se de um processo biológico realizado por microrganismos específicos em duas fases: nitrificação e desnitrificação (Metcalf & Eddy, 1991). A nitrificação ocorre em duas etapas, conduzida por duas espécies de microrganismos:



Para a desnitrificação é necessária uma fonte de carbono, habitualmente metanol, ocorrendo dois tipos de reacções conduzidas por bactérias facultativas:



A reacção 3.6 envolve entre 25 – 30% do metanol total, originando a síntese de novas células (lama terciária) (McCarty *et al.*, 1969). O fósforo (P), normalmente é precipitado quimicamente pela adição de um sal de ferro ou alumínio, normalmente cloreto férrico. A reacção geral de precipitação é dada pela seguinte expressão (Metcalf & Eddy, 1991):



Neste caso, a lama terciária é devida ao FePO_4 . Convém referir que os tratamentos terciários para remoção de nutrientes são muito raros em Portugal, a maioria dos existentes refere-se à filtração e desinfecção (ultra-violetas) final do efluente tratado.

3.2 – Características das lamas residuais

3.2.1 – Composição físico-química e propriedades das lamas

As lamas apresentam uma grande variação das propriedades dependendo da sua origem e tratamento prévio a que foram sujeitas. Contudo, uma composição físico-química típica das lamas primárias e secundárias, resultantes de um tratamento convencional (primário+secundário), estão listadas na Tabela 2:

Tabela 2 - Composição físico-química e propriedades da lama residual não tratada, adaptada de Metcalf & Eddy, 1991

Parâmetro	Unidade	Lama Primária	Lama Secundária
Sólidos Totais	%ST ¹	2,8 – 8,0	0,8 – 1,2
Sólidos Voláteis	%ST	60 - 80	59 - 88
Óleos e Gorduras:			
Solúveis em Éter	%ST	6 - 30	---
Não Solúveis em Éter	%ST	7 - 35	5 - 12
Proteínas	%ST	20 - 30	32 - 41
Azoto (N)	%ST	1,5 – 4	2,4 – 5,0
Fósforo (P ₂ O ₅)	%ST	0,8 – 2,8	2,8 – 11,0
Potássio (K ₂ O)	%ST	0 - 1	0,5 – 0,7
Celulose	%ST	8,0 – 15,0	---
Ferro	%ST	2,0 – 4,0	---
Silica (SiO ₂)	%ST	15,0 – 20,0	---
pH		5,0 – 8,0	6,5 – 8,0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /l	500 - 1500	580 - 1100
Ácidos Orgânicos	mg CH ₃ COOH/l	200 - 2000	1100 - 1700
Conteúdo Energético	Btu/lb	10000 - 12500	8000 - 10000

¹- Base Sólidos Totais.

Na Tabela 3, além de algumas características físico-químicas médias e propriedades, apresenta-se também uma análise última de quatro tipos diferentes de lamas, dados extraídos do relatório da European

Commission (EC), 2001:

- A: lama primária, lama primária com tratamento físico-químico ou alta carga poluente;
- B1: lama biológica (baixa carga, ou $0,07 < C_m < 0,20$)¹⁾;
- B2: lama biológica de água clarificada (baixa e média carga, ou $0,07 < C_m < 0,50$);
- C: lama mista (mistura de lama tipo A com lama tipo B2);
- D: lama digerida

¹⁾ - C_m – carga mássica (kg CBO₅/kg SST/dia)

Tabela 3 – Impacto do tratamento na composição e propriedades da lama residual (adaptada de EC, 2001)

Parâmetro	Unidade	A	B1	B2	C	D
Matéria Seca	g/L	12	9	7	10	30
Matéria Volátil	% MS ¹	65	67	77	72	50
pH	---	6,0	7,0	7,0	6,5	7,0
C	% MV ²	51,5	52,5	53,0	51,0	49,0
H	% MV	7,0	6,0	6,7	7,4	7,7
O	% MV	35,5	33,0	33,0	33,0	35,0
N	% MV	4,5	7,5	6,3	7,1	6,2
S	% MV	1,5	1,0	1,0	1,5	2,1
C/N	---	11,4	7,0	8,7	7,2	7,9
P	% MS	2	2	2	2	2
Cl	% MS	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
K	% MS	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Al	% MS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Ca	% MS	10	10	10	10	10
Fe	% MS	2	2	2	2	2
Mg	% MS	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Gorduras	% MS	18	8	10	14	10
Proteínas	% MS	24	36	34	30	18
Fibras	% MS	16	7	10	13	10
Valor Calorífico	kWh/t MS	4200	4100	4800	4600	3000

¹⁾ - Base Matéria Seca; ²⁾ - Base Matéria Volátil.

3.2.2 – Características microbiológicas da lama

O processo de tratamento biológico dos efluentes, não remove ou inactiva totalmente os organismos patogénicos ou parasitários. Muitos destes organismos são simplesmente transferidos da fase líquida para a fase sólida, passando incólumes pelo tratamento. Bitton (1994) refere vários autores que identificaram muitas espécies de bactérias, vírus e parasitas nocivos para o homem. Como tal, é fundamental um tratamento suplementar que possa eliminar ou pelo menos reduzir significativamente o seu número.

3.3 - Tratamento das lamas residuais

É necessário efectuar tratamentos complementares às lamas resultantes do processo de tratamento da fase líquida, porque estas têm ainda um grande teor de humidade, microrganismos potencialmente nocivos e são facilmente fermentáveis. Consequentemente nas várias etapas do tratamento da fase sólida (lama) na ETAR, procura-se baixar o conteúdo em água das lamas, estabilizar a sua matéria orgânica de forma a evitar a formação de maus odores, reduzir o número de microrganismos patogénicos ou parasitários e a massa global de sólidos (digestão anaeróbia ou aeróbia). Convém salientar que as etapas de tratamento e destino final da lama são provavelmente as operações com um maior impacto no custo de exploração de uma ETAR. Considerando a realidade das ETAR's portuguesas, normalmente a sequência típica de tratamento da fase sólida poderia ser representada como na Figura 2.

3.3.1 – Espessamento (redução de volume)

Nas lamas orgânicas, a água é classificada como livre, capilar ou de ligação, conforme se encontre no exterior, no interior dos poros, ou ligada a catiões disponíveis à superfície das partículas sólidas. A água livre pode ser removida por simples espessamento, a capilar com recurso a uma técnica de desidratação (filtração ou centrifugação) e a de ligação somente por via química ou térmica (Eckenfelder, 2000).

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

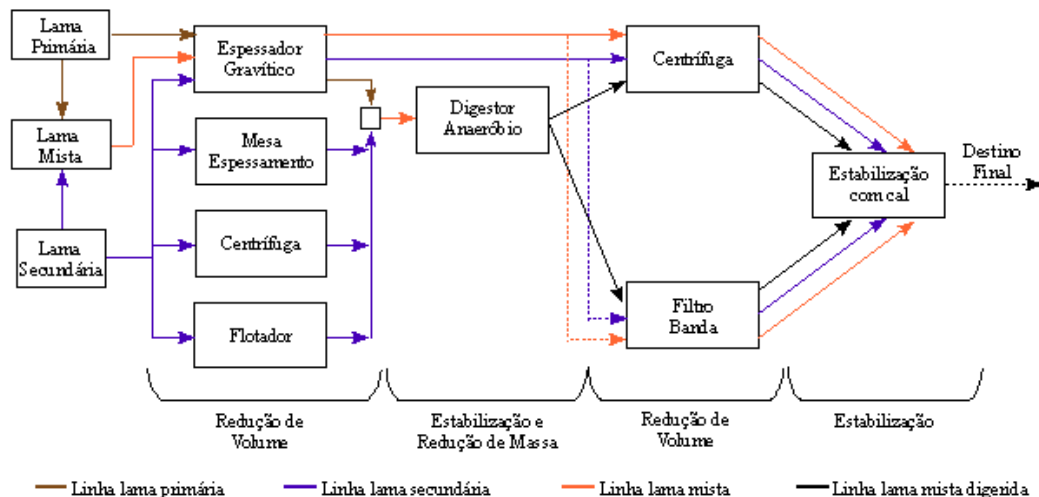


Figura 2 – Etapas de um tratamento convencional da fase sólida numa ETAR.

3.3.1.1 – Espessamento gravítico

Para ser eficaz, este processo necessita que a densidade dos sólidos da lama seja o mais elevada possível. Como tal, aplica-se sobretudo a lamas primárias ($d=1,40$) ou lamas mistas ($1,25 < d < 1,40$), atingindo-se valores médios de concentração de lama espessada na ordem dos 8% MS e 4% MS, respectivamente (Metcalf & Eddy, 1991). No entanto, a lama biológica resultante de tratamentos em regime de arejamento prolongado ($C_m < 0,07$ e $d=1,30$) também pode ser espessada graviticamente. Neste caso, o grau de espessamento obtido é inferior aos anteriores, 2 – 3% MS (Metcalf & Eddy, 1991). Em Portugal existem inúmeras ETAR's em pequenos aglomerados populacionais (ATMAD – Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro e AdML – Águas do Minho e Lima) que operam em regime de arejamento prolongado (valas de oxidação) e com espessadores gravíticos para as lamas biológicas.

Uma das maiores vantagens do espessamento gravítico é não necessitar do condicionamento prévio da lama com adição de floculantes catiónicos (polímeros orgânicos), sendo o método mais económico. O consumo energético estimado é de apenas 5 kWh/t MS (EC, 2001). A principal desvantagem é o baixo rendimento obtido em lamas de natureza mais hidrófila e de baixa densidade (lama biológica) (Metcalf & Eddy, 1991).

3.3.1.2 – Mesa de espessamento

As mesas de espessamento tem vindo a ter uma utilização crescente no nosso país (Anexo 10, a). Exigem condicionamento prévio das lamas com floculantes, dando-se o espessamento por drenagem gravítica da água intersticial ao longo de uma tela porosa com movimento horizontal. A lama espessada é descarregada então quando chega à outra extremidade da máquina. Este equipamento está munido com um sistema de lavagem automático, que remove alguns sólidos que possam ficar aprisionados nos poros da tela (Andritz, 2009).

Valores de referência para este tipo de equipamento indicam uma concentração final da lama espessada entre os 3 – 6%MS (Metcalf & Eddy, 1991) considerando lama secundária. O consumo de floculante médio situa-se entre os 2,7 – 6,4 kg/t MS (Metcalf & Eddy, 1991). O consumo energético estimado para a operação de uma mesa de espessamento é de 50 kWh/t MS (EC, 2001). Embora apresente um consumo de energia bastante superior ao do espessamento gravítico, é capaz de espessar qualquer tipo de lama, de um modo contínuo, existindo equipamentos para as mais variadas produções.

3.3.1.3 – Espessamento por centrifugação

As centrifugas (Anexo 10, b) permitem o espessamento da lama biológica, com ou sem adição de floculantes, no entanto, a produção fica bastante limitada no último caso. Embora se trate de máquinas muito compactas, tiram partido da sua elevada velocidade de rotação (1700 – 6700 rpm) para criar acelerações centrífugas até 4600 g (Andritz, dados não publicados), promovendo uma decantação forçada dos sólidos. Valores de 4 – 8% MS de concentração de sólidos são típicos após espessamento por centrifugação. O consumo de floculante pode atingir 3,6 kg/t MS (Metcalf & Eddy, 1991). O consumo energético estimado para este tipo de equipamento, situa-se entre os 25 – 80 kWh/t MS (EC, 2001).

3.3.1.4 – Espessamento por flotação

Ao contrário dos outros métodos, no caso da flotação, os sólidos são a fase leve, sendo removidos pelo topo do equipamento. A redução da densidade das partículas sólidas é conseguida pela injeção de ar pressurizado que adere aos sólidos alterando a sua densidade aparente e promovendo a sua rápida subida para a superfície da água. Tal como as centrifugas, pode operar com ou sem adição de floculantes, todavia, tal como no primeiro caso, os rendimentos de recuperação de sólidos atingem os 99% com floculante e apenas 85 – 98% sem floculante. Os valores alcançados em lamas secundárias situam-se entre 4 – 5%MS, com consumos de floculante entre 1,8 – 4,5 kg/t MS (Metcalf & Eddy, 1991). O consumo energético deste tipo de equipamentos é o mais alto, devido ao elevado consumo de ar comprimido. O valor médio situa-se entre os 100 – 130 kWh/t MS (EC, 2001).

3.3.2 – Digestão anaeróbia das lamas (estabilização e redução de massa)

Esta tema será tratado no Capítulo 4.2.

3.3.3 – Desidratação de lamas (redução de volume)

Em Portugal, o equipamento de desidratação mais utilizado na grande maioria das ETAR's é sem dúvida a centrífuga. Os filtros banda são usados, mas em número marginal, principalmente em estações mais pequenas ou antigas.

3.3.3.1- Centrifugas

Como referido anteriormente, este é o tipo de equipamento mais implantado no nosso país. Existem vários fabricantes com unidades vendidas em Portugal, casos da Andritz-Guinard (Áustria-França), Alfa Laval (Suécia), Westfalia (Alemanha), Peralisi (Itália) e Hiller (Alemanha). Na última década, verificou-se um avanço considerável na área da centrifugação, com melhorias significativas no desempenho das máquinas (Andritz, 2009 e Alfa Laval, 2009). A este facto não deve ser alheio o aumento significativo do número de ETAR's em funcionamento nos últimos anos. O grau de desidratação a alcançar na lama depende de três factores (SNF Floerger, 2009):

- Características da lama: densidade, distribuição de tamanhos de partícula, propriedades reológicas, temperatura, etc.
- Características do floculante: teor de carga catiónica, tipo de cadeia molecular, peso molecular, dosagem, etc.
- Características da máquina e sua regulação: altura do anel de líquido, torque pré-definido, produção, etc..

Não obstante a EC (2001) aponta para uma gama de valores em lamas centrifugadas na ordem dos 15 – 25% MS em centrífugas convencionais e 20 – 30% MS para centrífugas de alto rendimento.

3.3.3.2 - Filtros banda

No caso dos filtros banda (Anexo 11, a), a grande maioria das unidades instaladas são da Andritz, existindo também unidades da Degrémont (França), Huber (Alemanha), EMO (França) e Teknofanghi (Itália). Também no caso da filtração, o grau de desidratação a obter na lama depende basicamente dos mesmos três factores (SNF Floerger, 2009):

- Características da lama: densidade, distribuição de tamanhos das partículas, propriedades reológicas, temperatura, tempo de sucção capilar (CST), etc.
- Características do floculante: teor carga catiónica, tipo cadeia molecular, peso molecular, dosagem, etc.
- Características da máquina e sua regulação: pressão nas telas, velocidade das telas, produção, etc.

Na Tabela 4, encontram-se alguns valores de referência para estes equipamentos, em função do tipo de lama a processar. Apesar dos dados da tabela, nos apontarem para uma determinada ordem na qualidade da lama desidratada (> %MS), lama primária > mista > mista digerida > biológica digerida = biológica, convém referir que a mesma depende de uma série de factores que podem inclusive inverter essa ordem (ex. % de lama primária na lama mista; teor de matéria volátil na lama digerida, etc.). O consumo energético estimado para os filtros banda é de 35 kWh/t MS (EC, 2001).

3.3.3.3 - Comparação centrifugas vs. filtros banda

As principais vantagens das centrifugas em relação aos filtros banda são: a possibilidade do funcionamento em automático, a maior redução da humidade das lamas (Anexo 11, b e c), o maior controlo dos odores e emissão de aerossóis, o menor consumo de água e o facto de serem sistemas compactos. Por outro lado, são mais caras do que um filtro banda equivalente (mesma produção), consomem mais energia e floculantes, fazem mais ruído e exigem manutenção especializada (EC, 2001).

Tabela 4 - Desempenho típico de filtros banda (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)

Tipo de lama	Concentração sólidos na alimentação (%MS)	Matéria seca da lama desidratada (%MS)
Primária	3 - 7	28 - 44
Mista	3 - 6	20 - 35
Biológica	1 - 4	12 - 20
Mista digerida anaerobicamente	3 - 6	20 - 25
Biológica digerida anaerobicamente	3 - 4	12 - 20

3.3.4 – Estabilização com cal

Excepto nos casos da existência de pré-tratamentos térmicos ou químicos (não usados em Portugal), as lamas desidratadas apresentam ainda um número significativo de microrganismos patogénicos e parasitas. A U.S. EPA, no seu regulamento interno - 40 CFR part 503 (Mesdaghinia *et al.*, 2004; U.S. EPA, 1999), sugere dois processos de tratamento para reduzir os níveis de microrganismos patogénicos:

1. PSRP – (*Process to significantly reduce pathogens*) processo para reduzir significativamente os patogénicos;
2. PFRP – (*Process to further reduce pathogens*) processo suplementar para reduzir patogénicos.

No processo PSRP incluem-se a digestão aeróbia (60 dias a 15 °C ou 40 dias a 20 °C), a digestão anaeróbia (60 dias a 20 °C ou 15 dias a 35 – 55 °C), a estabilização por cal (pH=12 depois de 2 horas de tempo de contacto), a compostagem mesofílica, a secagem por ar e a compostagem a baixa temperatura (mínimo de 40°C durante pelo menos 5 dias) (U.S. EPA, 1999).

No PFRP, é proposto o tratamento térmico (180°C durante 30 minutos), a irradiação, a compostagem a alta temperatura, a digestão aeróbia termófila (10 dias a 55-60°C) e a secagem térmica. A lama resultante destes processos, excepto no que respeita ao cumprimento dos limites dos metais pesados, pode ser utilizada nos solos agrícolas sem restrições (U.S. EPA, 1999).

A digestão anaeróbia mesófila (15 dias a 35 °C) só está disponível num número restrito de ETAR's (ex. Beirolas, Frielas). Mas a maioria das ETAR's dispõe de meios técnicos para usar a estabilização química. Este processo consiste na mistura por meios mecânicos de cal viva (CaO) com a lama desidratada. Além de subir o pH para o valor pretendido (~ 12), a reacção da cal viva com a água das lamas costuma ser suficiente para elevar a temperatura acima dos 50°C, resultando na esterilização da lama. As dosagens necessárias são muito elevadas, como se pode avaliar pelos dados de projecto disponibilizados por alguns autores (Metcalf & Eddy, 1991). Considerando uma lama com 20% MS e cuja temperatura se pretende elevar em 30°C, são necessárias 475 g de CaO por cada kg MS de lama, ou seja 47,5% em peso.

3.3.5 – Características das lamas desidratadas (substrato)

Os processos descritos anteriormente originam mais de 220 000 t MS/ano (200 000 t MS/ano segundo o MAORDR, 2007 – PEASAR II) de um substrato com bastante interesse para a valorização orgânica e/ou energética. As principais características físico-químicas das lamas desidratadas, encontram-se nas Tabelas 2 e 3, excepto no que respeita à concentração em sólidos que depende do tipo de equipamento de desidratação utilizado. Na Tabela 5, foram resumidas as gamas de valores dos parâmetros mais importantes para a DA. Nessas gamas foram excluídos os valores limite referentes às lamas provenientes de sistemas de tratamento exclusivamente primário, devido ao reduzido número de unidades em Portugal.

Tabela 5 – Características físico-químicas das lamas desidratadas

Parâmetro	Unidade	Valor
Concentração de sólidos	%ST	12 - 35
Sólidos voláteis	%ST	50 ^a - 77
pH	---	Próximo de 7 ^b ou de 12 ^b
Carbono (C)	%MV	49 – 53
Azoto (N)	%MV	6,2 – 7,5
Racio C/N	---	6,5 – 8,5
Fósforo (P)	%MV	2,6 – 4,0
Valor Calorífico Líquido	MJ/kg MS	12 - 15 ^c

^a- Este valor refere-se a lamas que se consideram muito bem digeridas (Cambi, 2009).

^b - O valor do pH depende da existência ou não de estabilização química (CaO).

^c Houdková *et al.* (2008).

Dos valores da Tabela 5, observa-se que a razão C:N nas lamas desidratadas será sempre muito inferior aos 25 – 30 indicados por Polprasert (1989) para uma produção óptima de biogás. Deste modo, a lama desidratada será um bom co-substrato para misturar com outros de baixo teor em nutrientes.

3.4 - Tratamento suplementar e destino final

Por último, poderá ser conveniente realizar algum tratamento suplementar (redução de volume, estabilização biológica/térmica ou redução de massa sólida) antes de dar um destino final às lamas desidratadas. No Capítulo 4, serão abordadas algumas dessas técnicas de tratamento, valorização e destino final para as lamas de ETAR. Numa primeira parte serão abordadas, a valorização agrícola, a deposição em aterro, a compostagem, a secagem térmica e a incineração. A DA, tema principal deste trabalho, será descrita na segunda parte. Na Tabela 6, encontram-se assinalados os parâmetros mais importantes a controlar quando se consideram os vários métodos de tratamento e disposição final.

Tabela 6 – Parâmetros importantes para o tratamento e destino final (adaptada EEA, 1997)

MÉTODO DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL													
PARÂMETRO	ESTABILIZAÇÃO												
	SEDIMENTAÇÃO	AERÓBIA	ANAERÓBIA	QUÍMICA	TÉRMICA	ESPESSAMENTO	DESIDRATAÇÃO	SECAGEM	TRANSPORTE	DEPOSIÇÃO ATERRO	COMPOSTAGEM	VALORIZAÇÃO AGRÍCOLA	INCINERAÇÃO
TEMPERATURA		X	X				X	X			X		X
DENSIDADE						X		X	X				
PROP. REOLÓGICAS							X	X	X	X		X	X
SEDIMENTABILIDADE	X					X	X						
CONC. SÓLIDOS	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SÓLIDOS VOLÁTEIS		X	X	X	X				X	X	X	X	X
DIGESTIBILIDADE			X										
pH		X	X	X			X				X	X	
ÁCIDOS VOLÁTEIS			X										
ÓLEOS E GORDURAS		X	X									X	
METAIS PESADOS			X							X	X	X	X
NUTRIENTES		X	X								X	X	
TAMANHO PARTÍCULA	X					X	X						
CST						X	X						
RESISTÊNCIA ESPECÍFICA						X	X						
COMPRESSIBILIDADE							X						
CENTRIFUGABILIDADE							X						
VALOR CALORÍFICO													X
LIXIVIABILIDADE										X			
PROPR. MICROBIOLÓGICAS		X	X								X	X	

3.5 – Outros substratos com interesse para a DA

Geralmente, toda a matéria orgânica de origem natural é susceptível de sofrer DA com a conseqüente produção de metano. Este facto tem sido aproveitado por alguns países em vias de desenvolvimento para proporcionar uma fonte de energia às populações que habitam longe dos grandes centros urbanos. Exemplos da China e Índia onde vários milhões de pequenos digestores familiares foram instalados nas zonas rurais. Contudo, aqui serão referidas as principais fontes de resíduos com potencial de aplicação à escala industrial, no sentido de se procurar uma valorização orgânica (ciclo do carbono), dos nutrientes (azoto e fósforo) e de recuperação energética (metano).

3.5.1 – FORSU's e Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB)

Durante 2007, foram recolhidas em Portugal 5 milhões de toneladas de (RSU's) resíduos sólidos urbanos (IRAR, 2007 - RASARP). Em 2005, apenas 7% das cerca de 4,8 milhões de toneladas recolhidas foram encaminhadas para valorização orgânica, muito longe dos 25% previstos no PERSU I. As restantes foram encaminhadas para aterro (63%), incineração com recuperação de energia (21%) e recolha selectiva multimaterial (9%) (MAOTDR, 2007 - PERSU II).

Em Portugal, a maior parte (59,6%) dos RSU's são constituídos por RUB (MAOTDR, 2007 - PERSU II) dos quais cerca de 20 – 30% são restos de comida (Chao-Ming *et al.*, 2009). Estes RUB's podem vir misturados com os restantes resíduos sólidos, ou resultarem da recolha selectiva em cantinas, restaurantes, escolas, hotéis, mercados, etc.. Segundo a Directiva n.º 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril, a deposição de matéria orgânica em aterro deverá ser reduzida, estando actualmente e até 2015, limitada a 50% da quantidade de 1995. A partir de 2016 essa percentagem será reduzida para 35%. Isto vai exigir o recurso a outras alternativas como a incineração, a compostagem e a DA.

Na Tabela 7, é estimada a quantidade anual de matéria orgânica a valorizar até 2016. No período 2009-2015, a média será de 1,7 milhões de toneladas, aumentando para as 2,0 milhões de toneladas a partir de 2016. Na Tabela 8, são apresentadas a capacidade instalada e a capacidade atribuída (a instalar) de cada uma das tecnologias de valorização orgânica e ou energética (incineração, compostagem e DA) (MAOTDR, 2007 - PERSU II).

Tabela 7 – Quantidades estimadas de RSU e RUB recolhidas e de MO (matéria orgânica) a valorizar até 2016 (adaptada de PERSU II, 2007)

	2009	2010	2011	2012	2015	2016
RSU recolhidos (10 ³ t)	5043	5073	5083	5078	4987	4937
RUB existentes (%)	56	56	56	56	56	56
MO total (10 ³ t)	2824	2841	2847	2844	2793	2765
MO limites da directiva (%)	50	50	50	50	50	35
MO admissível em aterro (10 ³ t)	1126	1126	1126	1126	1126	788
MO a valorizar (10 ³ t)	1698	1715	1720	1717	1667	1977

Tabela 8 – Capacidades instaladas até 2006 e capacidades atribuídas até 2016 das várias tecnologias alternativas à deposição em aterro (adaptada do PERSU II, 2007)

Tecnologia	Função	Capacidade instalada em 2006 (10 ³ t)	Capacidade atribuída até 2016 (10 ³ t)	Total de capacidade em 2016 (10 ³ t)
Incineração	Valorização energética	631	406 ^a	1037
Compostagem	Valorização orgânica	189	80 ^b	269
Digestão anaeróbia	Valorização orgânica e energética	9	496 ^b	505

^a - Estão incluídas as duas unidades de incineração de lamas das Águas de Portugal (AdP) cujo combustível principal será a CDR – Combustível Derivado de Resíduos (consumo de 94 000 t/ano cada).

^b - Não está definida a tecnologia a utilizar pelo SIGRA – Sistema Integrado de Gestão de Resíduos dos Açores, sabendo-se apenas que será compostagem ou DA. Deste modo, a qualquer um dos valores indicados poderão ser somadas mais 58 x 10³ toneladas.

Da Tabela 8, poder-se-á induzir que a tendência futura corresponde a um aumento significativo da capacidade instalada de DA e a uma redução da incineração e da compostagem. Não fossem as 188 000 t destinadas à co-incineração com as lamas de ETA e ETAR, e a capacidade a instalar de incineração seria apenas 43% da capacidade prevista para a digestão anaeróbia.

Embora não tenham sido encontrados dados referentes à composição das FORSU's em Portugal, por razões culturais assume-se que sejam similares às de Itália. Na Tabela 9, apresentam-se as composições das FORSU's em Itália, separadas na origem (SO) e separadas mecanicamente (SM) (Sans *et al.*, 1995).

A FORSU é de longe o substrato mais utilizado na DA por via seca e como tal grande parte da capacidade instalada é-lhe destinada. Na Europa, a capacidade da digestão anaeróbia para FORSU's atingiu em 2006 cerca de 3800 milhões toneladas por ano (De Baere, 2006). Em 2000, 54% da capacidade total da DA era por via seca (> 20% teor de sólidos) (De Baere, 2000).

Tabela 9 – Composição da FORSU em Itália (San Giorgio di Nogaro e Treviso) (Sans *et al.*, 1995)

Substrato	% MS	% MV (base MS)	% CQO (base MS)	% TKN ¹ (base MS)	% P (base MS)	% C (base MS)
FORSU SO	16,4	90	112	2,1	2,6	43,2
FORSU SM	64,7	45	51	1,4	4,4	22

¹ - TKN – Total Kjeldahl Nitrogen (Azoto Kjeldahl Total)

A co-digestão de lama desidratada de ETAR e de estrumes animais com FORSU, têm-se tornado um método cada vez mais popular nas instalações em funcionamento, dado que o processo tem tendência a tornar-se mais simples e economicamente mais viável do que com a digestão simples da FORSU (Hartmann e Ahring, 2005). No Capítulo 5.2 será analisada a instalação TMB-DA de Pohlsche Heide (Hille, Alemanha), que tem um reactor anaeróbio com tecnologia Dranco da empresa OWS e que utiliza lama desidratada de ETAR como co-substrato.

3.5.2 – Biomassa

A biomassa pode ser definida como qualquer derivado recente de organismos vivos (animais ou vegetais), utilizado como combustível ou para a sua produção. É pois considerada como uma fonte de energia renovável (bio-energia). Certos autores consideram dois tipos de biomassa: primária e secundária. Neste estudo, a biomassa será entendida como biomassa primária, ou seja, materiais que nunca tiveram qualquer utilização anterior à valorização energética, também definidos por “recursos limpos” (Dinica, 2009). Nas Tabelas 10 e 11, são indicadas as composições físico-químicas de alguns substratos de origem vegetal. A biomassa secundária refere-se a um vasto conjunto de resíduos orgânicos, provenientes da utilização de materiais constituídos por matéria orgânica em pelo menos uma de várias actividades agrícolas ou industriais (Dinica, 2009). Os resíduos das indústrias do papel ou de móveis, indústrias de sumos e de preparação de alimentos, esterco das pecuárias, lamas de ETAR, FORSU's, etc., são considerados biomassa secundária.

As fontes mais importantes de biomassa (primária) são: a madeira e seus desperdícios, os cereais agrícolas e seus desperdícios, os subprodutos animais, resíduos de jardinagem, plantas aquáticas e algas. Presentemente, os recursos disponíveis de biomassa primária e secundária representam cerca de 6 – 10 x 10¹⁵ Btu de energia (Demirbas *et al.*, 2009). A madeira e seus derivados representam 64% do total da bio-energia produzida. Esta produção está essencialmente relacionada com processos de combustão. Nos países subdesenvolvidos no aquecimento, protecção e preparação de alimentos, e nos países desenvolvidos, em unidades combinadas de calor e potência (CHP) para produção de energia e vapor. Em Portugal, muito recentemente foram instaladas algumas unidades deste tipo próximo de indústrias da pasta e do papel como a PortucelSoporcel e a Celtejo, de modo a se valorizar os resíduos provenientes deste tipo de indústria. Em 2005, a produção de bio-energia (energia de biomassa) no nosso país foi de 1,68 TWh (6,05 PJ) (Demirbas *et al.*, 2009). Não obstante, a madeira e seus derivados não são muito atractivos para a DA, dado que a lenhina é muito difícil de degradar anaerobicamente (Bitton, 1994).

Tabela 10 – Composições físico-químicas de resíduos agrícolas da zona de Apúlia – Itália (adaptada de Montemurro *et al.*, 2009), unidades base matéria seca

Parâmetro	Resíduo de azeitonas (Pallo del Colle)	Resíduo de azeitonas (Lucera)	Resíduo da poda das oliveiras	Palha de Trigo	Serrim	Resíduos de Alface
Humidade (%)	25,8	55,7	59,7	12	15,4	89
COT (g/kg)	410	414	453	350	404	401
N total (g/kg)	13,6	14,3	14,8	7,0	3,0	36
P total (g/kg)	7,0	9,0	7,0	7,5	0,06	0,3
C/N	30,1	28,9	30,6	50	135	11,1
Zn (mg/kg)	19,3	19,7	21,7	13,5	11,7	76,3
Cu (mg/kg)	28,3	28,3	22,3	13,8	3,4	14,5
Ni (mg/kg)	50,0	55,3	118,0	45,3	48,0	21,0
Pb (mg/kg)	< 1	< 1	< 1	<1	<1	<1

COT – Carbono Orgânico Total

Excepto a madeira, vários destes resíduos são substratos interessantes para a DA. No caso de Portugal que é um dos maiores produtores de azeite da Europa, e onde os resíduos derivados das azeitonas são problemáticos do ponto de vista ambiental, faria todo o sentido a sua valorização com o recurso à DA ou à

co-DA dado o seu excelente rácio C/N para a produção de biogás (Tabela 10). Os resíduos verdes resultantes da jardinagem servem de elemento estruturante na co-DA de FORSU's por via seca e serão utilizados nas novas unidades de TMB-DA a construir no nosso país (MAOTDR, 2007 - PERSU II). Do mesmo modo, a cultura intensiva de colza e girassol para a indústria do biodiesel poderá ser encarada no futuro como uma grande fonte de biomassa para a DA.

Tabela 11 – Composição da polpa de frutos e vegetais (adaptado de Galí *et al.* 2009)

Parâmetro	Unidade	Polpa maçã	Polpa laranja	Polpa pêra	Colza	Girassol
Sólidos totais	g ST/kg	137,7	144,5	118,2	152	116
Sólidos voláteis	g SV/kg	130,2	139,9	113,6	135	101
CQO	g O ₂ / kg ST	1700	1692	207,4	1558	1529
AGV	mM HAc/kg	18,1	41	117,2	n.d.	n.d.
TAN	g NH ₄ ⁺ -N/kg	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
TKN	g N/kg ST	4,8	13,7	6,2	22	32,7
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /kg	0	0	0	0	0
pH	---	3,9	2,45	4,1	4,44	5
Proteínas	g/kg ST	30,2	85,4	38,4	137,4	204,5
Lípidos	g/kg ST	33,1	6,35	28,4	48,5	52,7
Hidratos de Carbono	g/kg ST	882	876,6	894,3	697	607
Celulose	g/kg ST	198,3	78	147,4	232	407
Hemicelulose	g/kg ST	210,4	260,3	190,4	41,3	85,5
Lenhina	g/kg ST	131,6	25,1	80,3	71,8	115,4
C elementar	%	39,0	42,8	41,9	40,2	39,3
N elementar	%	6,7	1,2	0,6	1,84	2,1
Rácio C/N	---	5,8	35,7	69,8	21,8	18,7
P elementar	%	0,2	0,2	0,5	3,56	5,2

ST – Sólidos Totais
Hac – Ácido Acético

SV – Sólidos Voláteis
TAN – Azoto Amoniacal Total

CQO – Carência Química de Oxigénio
TKN – Azoto Kjeldhal Total

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

Além dos substratos referidos anteriormente, outros tem sido estudados com vista ao seu aproveitamento orgânico e energético por intermédio da DA e co-DA. Bouallagui *et al.* (2009) estudou a co-DA de resíduos de frutos e vegetais com outros resíduos, nomeadamente lamas de ETAR. Galí *et al.* (2009), desenvolveram um modelo modificado a partir do ADM1 (*Anaerobic Digestion Model n.º 1*), para aplicação a resíduos agrícolas. Yang *et al.* (2009), caracterizaram uma planta de rápido crescimento (*Spartina alterniflora*) como potencial substrato para a DA e conseqüente valorização energética.

3.5.3 – Resíduos de pecuárias

Estima-se que os estrumes (misturas de palhas e matos com fezes de animais) tem um potencial energético de 30 EJ/ano, ou seja, 7,5% da carência energética mundial (McKendry, 2002). Segundo Oliveira (2005), só o efectivo suíno em Portugal no ano de 2002, representava uma produção potencial de estrume de 5344 t/dia. Esta quantidade seria capaz de gerar mais de 1 milhão de m³ de biogás (aprox. 500 t equivalente de petróleo). Por conseguinte, dispendo nós de um grande efectivo pecuário (Tabela 12) cujo impacto ambiental nem sempre tem sido o melhor (ex. das recorrentes descargas de suiniculturas para a bacia do Lis), é urgente encontrar uma solução viável para a valorização orgânica e energética dos seus estrumes. As próprias pilhas de estrume dispostas nos terrenos agrícolas são fontes de óxido nitroso (N₂O) e metano (GEE's) (Yamulki, 2006), que deveriam ser substituídas por outro tipo de composto estabilizado. Neste contexto, a DA substituiria uma fonte de poluição pela microgeração de energia e produção de fertilizante, beneficiando certamente a sustentabilidade da nossa agropecuária.

A DA e co-DA dos estrumes animais tem sido bastante estudada, existindo diversos artigos publicados sobre esta matéria. Hartmann e Ahring (2005) referiram a importância dos estrumes como co-substrato da FORSU, melhorando o rácio de nutrientes, o teor de humidade e manuseabilidade do substrato. Kayhamian e Rick (1995) demonstraram num reactor piloto (2,25 m³) em operação contínua e com elevado teor de sólidos, que é possível obter uma produção de 0,75 m³/kg SV de biogás a partir de uma mistura de estrume animal e lama desidratada de ETAR. O próprio estrume por si só é um bom substrato para a DA (Schäfer *et al.*, 2006).

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Tabela 12 – Efectivo pecuário português em 2008 (INE, 2009)

	Suínos	Bovinos	Ovinos	Caprinos	Aves	Coelhos
Quantidade (em milhões)	2,3	1,4	3,1	0,5	197,3	6,5

Os estrumes provêm da criação de diversos animais para diferentes fins. Normalmente, os ovinos e os caprinos são criados no exterior (pastoreio) inviabilizando a utilização das suas fezes, mas os suínos, bovinos e aves são normalmente criados em cativeiro (suiniculturas, bovinoculturas e aviculturas). As diferentes características dos estrumes destes animais são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 – Características de vários estrumes (adaptada de Zaher *et al.*, 2007)

Estrume	CQO (kg CQO/ m ³)	COT (kg C/m ³)	Azoto orgânico (kg N/m ³)	Azoto amoniacal (kg N/m ³)	Fósforo Total – Ortofosfato (kg P/m ³)	Ortofosfato (kg P/m ³)	Hidratos de carbono (kg CQO/ m ³)	Proteínas (kg CQO/ m ³)
Bovinocultura (prod. leite)	109,7	75,0	4,1	0,7	0,26	0,48	97	31
Bovinocultura (prod. carne)	96,1	528,6	3,9	1,3	1,30	0,63	77	18
Suinocultura (adultos)	97,0	47,1	3,0	3,7	0,85	1,71	48	27
Suinocultura (leitões)	92,3	45,2	2,5	3,1	0,78	1,57	46	30
Avicultura	267,7	122,4	10,2	3,4	4,24	1,03	131	94

4. Técnicas de tratamento, valorização e destino final

Neste capítulo serão abordadas várias técnicas de tratamento, valorização e destino final das lamas desidratadas de ETAR. No subcapítulo 4.1 descrevem-se as mais comuns (estado da arte) como a valorização agrícola, a deposição em aterro, a incineração, a secagem térmica e a compostagem aeróbia. O subcapítulo 4.2 será dedicado exclusivamente à DA. Na Figura 3 estão representadas as várias rotas possíveis da lama desidratada até ao destino final. A valorização tanto pode ocorrer durante a fase de tratamento (ex. valorização energética na DA) como no destino final (ex. valorização agrícola) e deste modo não foi considerada por si só como uma etapa.

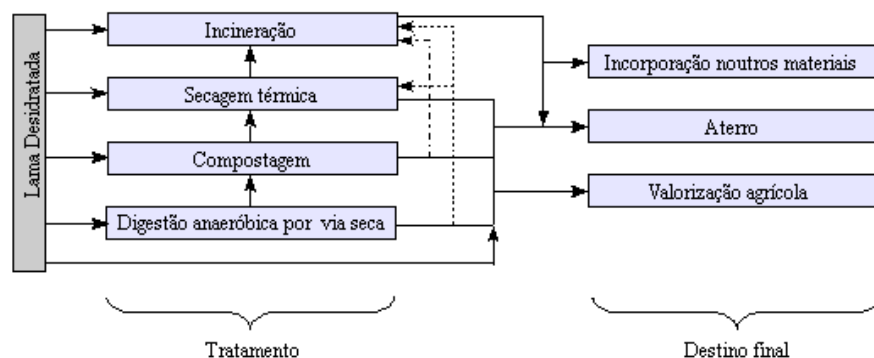


Figura 3 – Possíveis rotas da lama desidratada até ao destino final.

4.1. Estado da arte

Embora os dados referentes ao destino final das lamas portuguesas não estejam disponíveis no Eurostat, pressupõe-se que seja quase exclusivamente a valorização agrícola (MAOTDR, 2007 – PEASAR II). Algumas excepções deverão ser a ETAR de Parada, na Maia (tratamento por compostagem) e a deposição em aterro de algumas lamas cujos parâmetros excedam os limites permitidos para a agricultura. Na Tabela 14 apresenta-se a quantidade total produzida e a distribuição por tratamento/destino final dos 6 países mais representativos da União Europeia.

Tabela 14 – Produção total de lamas residuais e distribuição por tratamento e/ou destino final, base matéria seca (Eurostat, 2009)

Pais	Total lama (10 ⁶ kg)	Aterro (10 ³ m ³)	Agricultura (10 ³ m ³)	Incineração (10 ³ m ³)	Compostagem (10 ³ m ³)	Outras técnicas (10 ³ m ³)
Alemanha ¹	2048,5	5,1	611,6	965,1	399,7	67,0
Espanha ¹	1065,0	168,1	687,0	41,1	0,0	168,8
França ²	1059,8	221,0	465,3	178,4	166,6	26,8
Itália ³	1056,4	440,1	236,4	30,8	229,7	115,7
Polónia ⁴	533,4	124,5	98,2	1,7	25,5	283,5
Reino Unido ³	1770,7	96,0	1221,1	281,9	13,5	158,1
Total	7533,8 (100%)	1054,8 (14%)	3319,6 (44%)	1499,0 (20%)	835,0 (11%)	819,9 (11%)

¹ – 2006 ² – 2004 ³ – 2005 ⁴ – 2007 (data dos últimos dados).

Como se pode verificar da Tabela 14, actualmente a valorização agrícola (44%) recebe directamente uma quantidade de lama similar ao conjunto da incineração, deposição em aterro e compostagem. Na década de 90, o cenário era bastante diferente: 40% deposição em aterro, 37% agricultura, 11% incineração, 6% descarregados no mar e 6% outras tecnologias (Werther e Ogada, 1999).

4.1.1 - Valorização agrícola

A lama desidratada contém compostos importantes para a utilização nos solos agrícolas, mas também poluentes que inicialmente se encontravam na água residual. Entre os compostos com valor para agricultura temos a matéria orgânica (carbono), o azoto, o fósforo e em menor extensão, o cálcio, o enxofre e o magnésio (EC, 2001). Na Tabela 15, faz-se uma comparação dos teores de nutrientes disponíveis nos fertilizantes comerciais e na lama residual.

Singh e Agrawal (2008) efectuaram uma revisão bibliográfica acerca dos efeitos da valorização agrícola das

lamas, nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos e conseqüente nível de produção e acumulação de metais pesados nas plantas. Todos os casos analisados resultaram num aumento significativo da produção, pelo que o uso da lama, salvaguardando condições anómalas, é favorável para uma sociedade sustentável, uma vez que recicla uma grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica (Ahlberg et al., 2006).

Tabela 15 – Comparação do nível de nutrientes entre fertilizantes comerciais e lama residual (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)

	Nutrientes, %		
	Azoto	Fósforo	Potássio
Fertilizantes típico para a agricultura	5	10	10
Valores típicos de lama residual estabilizada	3,3	2,3	0,3

Marmo (2008), indica que o encaminhamento dos vários resíduos orgânicos (FORSU, lamas de ETAR, estrumes, etc.) para o solo, não só reduz as emissões de GEE provenientes dos aterros, mas é também fundamental na manutenção do nível de matéria orgânica nos solos.

Quanto aos contaminantes, e de acordo com o Decreto-Lei n.º 118/2006 de 21 de Junho (Anexo 3), temos os metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio), os poluentes orgânicos (AOX, LAS, DEHP, NPE, PAH, PCB e PCDD/F) e os microrganismos patogénicos (*Salmonella* spp. e *Escherichia coli*). A maioria das estações de tratamento em Portugal, não recebem percentagens significativas de efluentes industriais que possam contribuir com metais pesados ou poluentes orgânicos nas lamas, como se pode verificar pelas análises físico-químicas e microbiológicas das lamas das ETAR's de Ermesinde e Campo, geridas pelas Águas de Valongo (Anexos 4 a 9). Contudo, convém salvaguardar descargas pontuais clandestinas e a infiltração de águas das chuvas nas condutas de saneamento que podem arrastar consigo micropoluentes das estradas.

Desse modo, é importante a manutenção de um controlo rigoroso dos parâmetros indicados e promover estudos suplementares dos efeitos cumulativos desses poluentes, nos vários ecossistemas e na cadeia alimentar. Vários autores têm trabalhado nesta área. Macedo-Sousa *et al.* (2009) fizeram uma avaliação dos riscos de vários produtos utilizados pela agricultura (lama inclusive) nas espécies de aves de interesse conservacionista da Rede Natura 2000. Alcantara *et al.* (2009) determinaram o efeito de acumulação de metais pesados no solo e nos grãos e folhas do milho, em resultado da utilização de lama residual ao longo de 5 anos. Carbonell *et al.* (2009) estudaram os efeitos toxicológicos e cumulativos dos metais introduzidos no solo pelas lamas residuais, em três espécies de plantas (*Triticum aestivum*, *Vicia sativa* e *Brassica rapa*) e uma espécie de nemátodo (*Eisenia fetida*) usado na vermicompostagem.

É evidente que a aplicação da lama residual no solo permite a recuperação de carbono e nutrientes, melhorando a sua produtividade e reduzindo a adição de fertilizantes sintéticos. Do mesmo modo apresenta-se como uma solução económica e bem regulamentada. Não obstante, necessita de uma fiscalização de proximidade, maior conhecimento do seu impacto nos ecossistemas e algum investimento em infra-estruturas de armazenagem (Tabela 16).

Tabela 16 – Principais vantagens e desvantagens da utilização de lamas residuais em solo agrícola (resumido de EEA, 1997)

Vantagens	Desvantagens
Utilização dos nutrientes da lama (ex. azoto e fósforo).	Investimento em armazenagem, dada a aplicação sazonal da lama.
Utilização da matéria orgânica da lama, beneficiando a camada de húmus do solo.	Depende do acordo dos agricultores.
Existência de legislação conhecida.	Falta de conhecimento do impacto de micropoluentes orgânicos e patogénicos na cadeia alimentar.
Eventualmente o destino mais económico.	Legislação muito minuciosa a cumprir.

4.1.2 - Deposição em aterro

Embora já tenha sido um dos principais destinos das lamas desidratadas a nível europeu, este tipo de aplicação tem caído em desuso nos últimos anos por força da legislação europeia que vem sendo criada desde 1999 (Directiva do Conselho 1999/31/EC de 26 de Abril). Em Portugal, a deposição em aterro é pouco expressiva, limitando-se apenas a algumas lamas residuais que pontualmente não cumprem os valores limite de metais pesados ou outros poluentes para a valorização agrícola ou compostagem. Esta é efectuada em aterros sanitários para RSU (ex. aterro municipal de Boticas) devido à inexistência de aterros

dedicados em Portugal.

A colocação de lamas residuais em aterros levanta vários problemas resultantes das suas características. Tratando-se de um produto com elevada percentagem de matéria orgânica altamente biodegradável (gorduras, proteínas e hidratos de carbono) e putrescível, origina a formação de compostos que provocam maus odores (sulfureto de hidrogénio, mercaptanos e amónia). Torna-se um foco potencial de infecções, com o desenvolvimento de microrganismos patogénicos. Também provoca problemas de consistência no empacotamento (O'Kelly, 2005), devendo a sua colocação no aterro obedecer a algumas regras, nomeadamente o grau de desidratação terá de ser superior a 35% MS, nos aterros dedicados (EEA, 1997).

Com a implementação de novas tecnologias nos aterros, como o TMB (por compostagem ou digestão anaeróbia) e a incineração, faria todo o sentido numa economia de escala, prever uma capacidade extra que pudesse absorver parte das lamas desidratadas de ETAR. Com esta sinergia de esforços seria possível reduzir o investimento (menos e maiores instalações) e facilitar a sua monitorização e fiscalização (ver Capítulo 5.2).

4.1.3 – Incineração (redução térmica)

Na Europa, poder-se-á dizer que a incineração e a valorização agrícola, foram as técnicas mais beneficiadas no período pós-aterro. No entanto, os 19,9% de incineração na Europa não se comparam com os 70% do Japão (Murakami *et al.*, 2009). Para isso poderá ter contribuído o facto de o Japão ser uma ilha vulcânica em que 2/3 da sua superfície é constituída por montanhas, dificultando a valorização agrícola.

A incineração é uma reacção de combustão. Existem diferentes tipos de incineração que podem ser separadas em três categorias (Figura 8). Mono-incineração, quando a lama é incinerada em instalações dedicadas a esse efeito. Incineração, quando ocorre juntamente com outros resíduos, principalmente FORSU's e co-incineração, quando a lama é utilizada como combustível em instalações cujo objectivo é a produção de energia ou a fabricação de produtos (ex. cimento, carvão, etc.). Os processos alternativos não serão abordados neste trabalho. Existem, contudo, certos factores comuns durante a aplicação dessas tecnologias de tratamento térmico, nomeadamente (Werther e Ogada, 1999):

1. Após a incineração, até 50% dos sólidos da lama permanecem sob a forma de cinza (sólidos fixos) e a maior parte dos metais pesados fica retida, complicando a deposição da cinza.
2. Durante a secagem, a lama passa por uma fase viscosa (50-60% MS) na qual não consegue fluir livremente, esse aspecto complica o processo de secagem.
3. O azoto, o cloro, o enxofre, as dioxinas, os furanos, etc. presentes na lama são libertados como poluentes gasosos, isto exige uma limpeza bastante completa dos gases para cumprir os limites de emissões bastante restrictos impostos à incineração de resíduos.
4. Com 70 – 80% de humidade o valor calorífico líquido não é suficiente para a combustão auto-térmica da lama, sendo necessário um combustível suplementar.

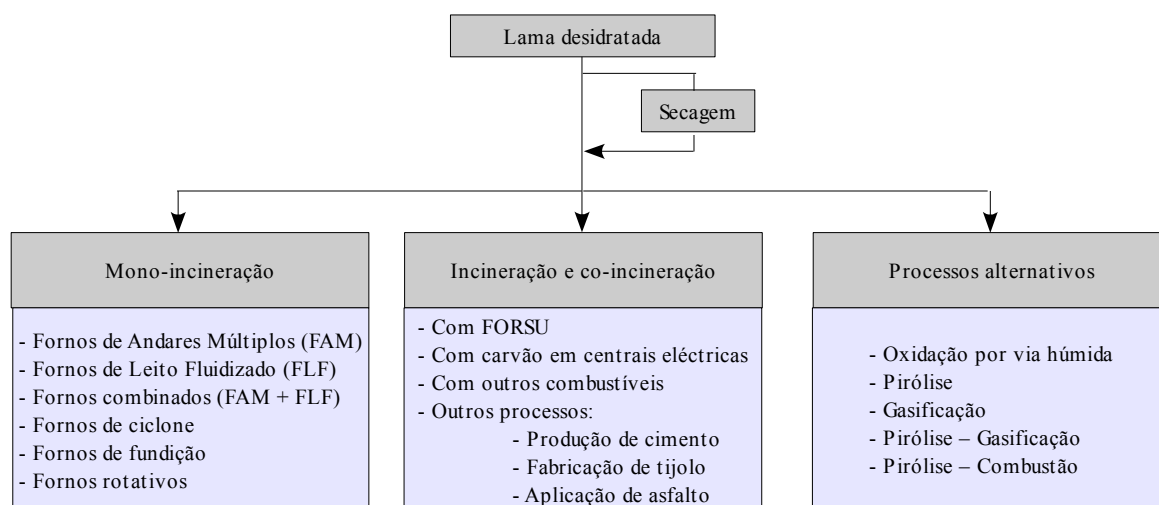


Figura 4 – Diferentes vias e respectivas tecnologias para o processamento térmico da lama (Werther e Ogada, 1999).

Eckenfelder (2000), indica que a razão mássica, H₂O/sólidos voláteis, deverá ser inferior a 2 para que a lama se aproxime do limite mínimo de uma combustão auto-suficiente. Contudo, nem mesmo nas condições mais favoráveis da Tabela 5 (i.e. 35% MS com 77% de MV) essa razão baixa dos 2,4. Isto indica que nenhuma lama desidratada de ETAR poderá ser incinerada sem recurso a um combustível auxiliar ou a uma

secagem térmica prévia.

4.1.3.1 – Mono-incineração

Os dois tipos de incinerador mais usados são os FAM's e principalmente os FLF's (Figura 5). Este último incinerador permite uma combustão praticamente completa a temperaturas relativamente baixas, 760 – 815 °C (Eckenfelder, 2000) e previne o risco de explosão devido à grande quantidade de material inerte no forno que evita variações bruscas de temperatura. Permite o funcionamento descontínuo e tem custos de manutenção muito baixos (Werther e Ogada, 1999). Normalmente, estas unidades necessitam que a lama tenha entre 30 – 45%MS (EC, 2001) pelo que, frequentemente, são precedidos por uma etapa de secagem térmica.

Murakami *et al.* (2009) estudaram a utilização de um turbocompressor (gás de arraste + ar atmosférico) na pressurização de um incinerador piloto de leito fluidizado. Isto permitiu duplicar a carga de humidade alimentada ao incinerador para os 300 kg H₂O/(t_{areia} . h) e reduzir os consumos de energia e emissões de gases (CO, NO_x e N₂O) para cerca de metade.

Houdková *et al.* (2008) analisaram a melhor alternativa para a gestão das lamas de uma grande ETAR, sob o ponto de vista energético e económico. A 1ª alternativa considerava a DA da lama mista seguida da cogeração do biogás obtido. A 2ª alternativa seria a incineração da lama mista não digerida com o aproveitamento dos gases da combustão e a 3ª seria a combinação das duas anteriores, i.e. a incineração da lama mista digerida com o aproveitamento da energia contida no biogás e no gás de arraste. De um ponto de vista económico a alternativa 3 foi considerada a mais eficiente e a alternativa 2 a menos eficiente.

A mono-incineração está amplamente difundida pela Europa (ex. Alemanha, Holanda) e no mundo (ex. Japão, Estados Unidos), sendo uma tecnologia bastante estudada. Redemman *et al.* (2009) desenvolveram um modelo dinâmico de simulação da população de partículas no interior dos incineradores de leito fluidizado, com permutador de calor externo. Yang *et al.* (2008) criaram um modelo matemático para simulação de um incinerador de lamas residuais à escala industrial.

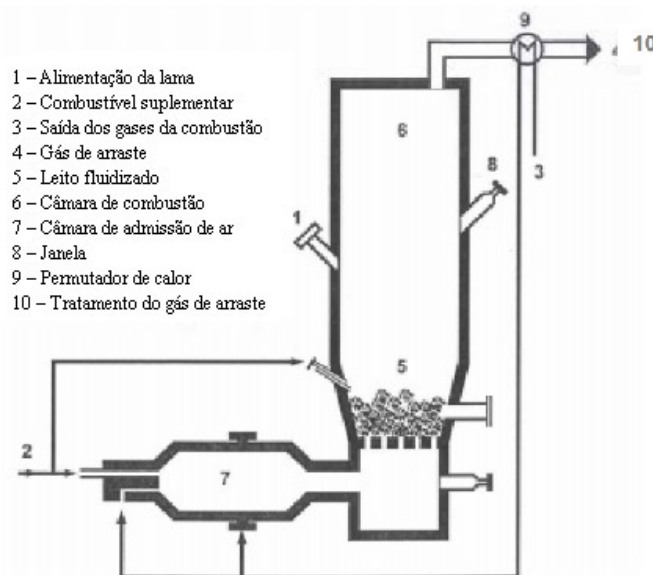


Figura 5 – Esquema de um incinerador de leito fluidizado (adaptado de EC, 2001)

4.1.3.2 – Incineração e co-incineração

Além da mono-incineração que representa o estado da arte vocacionado para as ETAR's, é também possível incineração ou co-incineração das lamas residuais num espaço exterior, como os centros de incineração de resíduos sólidos urbanos (ex. Lipor e Valorsul), fábricas de cimentos (ex. Cimpor em Souselas e da Secil no Outão) e outros processos, limitando os custos de investimento. Estas operações dependem essencialmente da existência de legislação que as autorize e regule e dos seus impactos ambientais, económicos, sociais e políticos. No caso da incineração com os RSU's é recomendada uma secagem térmica prévia da lama residual até aos 65%MS, altura em que os seus valores caloríficos se tornam idênticos (EEA, 1997).

Como resultados destes processos, obtêm-se uma fase gasosa e uma fase sólida (cinza). Na fase gasosa (Tabela 17), antes de qualquer tratamento, estão presentes poeiras, dioxinas, metais pesados ligados a partículas ou na forma gasosa (principalmente mercúrio e cádmio), gases ácidos (SO₂, HCl, HF), óxidos de azoto (NO_x), dióxido de carbono, compostos orgânicos ligados a partículas (Park et al., 2009) e compostos orgânicos voláteis (COV's) (EC, 2001). Normalmente as dioxinas e os furanos são destruídos à temperatura da incineração, no entanto, durante as fases de limpeza dos gases a temperaturas mais baixas (< 450 °C) podem voltar a formar-se. Nas cinzas (sólidos fixos) o principal problema é a concentração em metais pesados (Tabela 18). Na Tabela 19, resumem-se as principais vantagens e desvantagens deste método de tratamento.

Tabela 17 – Composição do gás de arraste à saída do incinerador (adaptado da EC, 2001)

Parâmetro	Composição do gás de arraste (mg/Nm ³)	Valores limite - médias diárias ^a (mg/Nm ³)
SO ₂	300 - 3500	50
HCl	50 - 400	10
CO	5 - 50	50
NO _x	50 - 200	200/400
Poeira	25 000 – 65 000	10
HF	0 - 6	1
Dioxinas	---	0,1 ng/m ³

^a – Directiva 2000/76/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 de Dezembro de 2000.

Tabela 18 – Composição da cinza de um incinerador de lama (adaptado de EC, 2001)

Parâmetro	Composição da cinza de um incinerador de leito fluidizado (%MS)
SiO ₂	54,9
Al ₂ O ₃	18,4
P ₂ O ₅	6,9
Fe ₂ O ₃	5,8
CaO	5,4
K ₂ O	1,9
MgO	1,3
TiO ₂	1,1
Outros minerais	2,1
Metais pesados	0,1
Matéria orgânica e volátil	1,9

Tabela 19 – Principais vantagens e desvantagens do tratamento de lamas residuais por incineração (resumido de EEA, 1997)

Vantagens	Desvantagens
- A redução significativa do volume de lamas (82,5 – 97,2%) ^a .	- Exigem um grande investimento, só se tornando rentáveis para instalações que processem um mínimo de 2000 t MS por dia (mono-incineração).
- Reciclagem dos subprodutos como as cinzas e material inerte, na fabricação de cimento, tijolos, asfalto.	- Exigem um tratamento muito exigente dos gases de saída.
- Permite a valorização do fósforo.	- Emite gases de efeito de estufa (GEE).
- Valorização energética das lamas.	- Não permitem a valorização do carbono e azoto.
- Sistema fiável.	- Necessita de combustível suplementar.
- Redução dos odores, sistema fechado e a altas temperaturas.	

^a - Valores obtidos do balanço de massa à composição da lama desidratada (Tabela 5), admitindo que toda a água e sólidos voláteis são perdidos durante a incineração.

Como se pode observar da Tabela 18, o teor em P₂O₅ das cinzas ainda é considerável. Mattenberger *et al.* (2008) e Adam *et al.* (2009) investigaram formas de tratar termoquimicamente as cinzas, reduzindo-lhe o teor de metais pesados, e serem usadas como matéria prima para a fabricação de adubos inorgânicos. Garcés *et al.* (2008) analisaram as propriedades físicas e mecânicas de misturas de vários cimentos com cinzas de lamas residuais. Werther e Ogada (1999) referem que as cinzas das lamas que sofreram

estabilização com cal apresentam uma composição química mais idêntica às dos cimentos.

4.1.4 – Secagem térmica

Este processo é usado para remover a água capilar e de ligação da lama, reduzindo o seu volume, mas não a sua massa sólida (redução térmica). Basicamente, a secagem térmica pode ser aplicada a qualquer lama de ETAR, antecedendo um tratamento posterior (ex. incineração) ou um destino final (ex. agricultura). Em função da aplicação deverá ser atingida uma determinada percentagem de humidade. Entre os 40 – 50% MS para a mono-incineração, dado que o aumento do seu valor calorífico já permite uma combustão auto-sustentada. E entre os 90 – 95% MS, seguidos de granulação, para armazenamento e valorização agrícola (EEA, 1997). À medida que o teor em sólidos da lama excede os 90%, ocorre a sua desinfecção e estabilização. A lama adquire uma forma similar à dos fertilizantes minerais, podendo ser espalhada por intermédio do mesmo tipo de equipamentos. Os custos de transporte ficam consideravelmente reduzidos (EC, 2001). A secagem térmica é uma operação unitária que envolve a redução da água na lama por vaporização para o ar (Metcalf & Eddy, 1991). Como tal, para que esta ocorra é necessário existir uma transferência de calor de um corpo quente para a lama. Esse corpo poderá ser uma superfície condutora de calor (secador indirecto) ou um gás quente (secador directo).

4.1.4.1 – Secadores indirectos

Neste caso o calor contido num vapor ou óleo quente é transferido para a lama através de um material condutor, não havendo contacto entre eles. Não obstante, um pequeno caudal de ar poderá circular pela lama para facilitar o transporte do vapor de água formado, não sendo contudo obrigatório. Os secadores de disco são os mais utilizados (Figura 6), existindo também secadores de andares múltiplos e evaporadores de múltiplo efeito. A preferência pelos secadores de disco, é motivada pela sua capacidade de limpeza de toda a superfície de transferência de calor durante a operação, e pela mistura e turbulência provocada pelos agitadores e raspadores, mantendo simultaneamente uma elevada taxa de transferência de calor e o transporte dos sólidos.

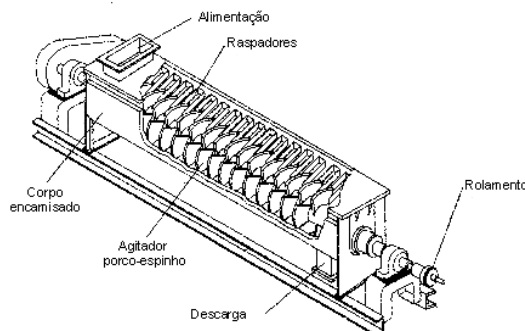


Figura 6 – Secador rotativo indirecto (Metcalf & Eddy, 1991)

4.1.4.2 – Secadores directos

Nos secadores directos, o calor para a vaporização da água é transferido pela passagem de uma corrente de gás quente. Como tal, exigem um contacto íntimo entre a lama e o gás. Os secadores mais utilizados são os rotativos (Figura 7) e os de leito fluidizado. Existem também os secadores por atomização (atomizadores).

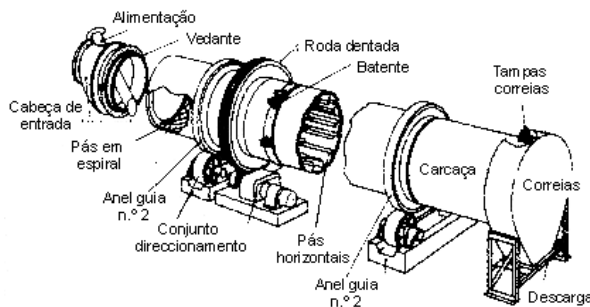


Figura 7 – Secador rotativo directo (Metcalf & Eddy, 1991)

No caso do secador rotativo, a lama é alimentada por uma extremidade e ao longo do processo de transporte vai contactando de uma forma muito intensa com o gás quente. O resultado é uma lama granulada com teor de sólidos superior a 90%. De forma a se evitarem entupimentos é necessário que a lama alimentada tenha mais de 65% MS pelo que a recirculação de lama seca é necessária para elevar o teor de sólidos da lama desidratada (EC, 2001).

Nos secadores de leito fluidizado, o contacto é promovido pelo fluxo ascendente do gás quente, que transporta as partículas de lama à medida que as vai secando. As desidratações atingidas são superiores a 90%, transformando a lama em pequenos grânulos sem poeiras. Estas são transportadas pelo gás de arraste e removidas por hidrociclonagem, sendo recicladas após mistura com a lama desidratada. Como a transferência de calor por convecção é superior à de condução, o rendimento dos secadores directos tende a ser superiores ao dos indirectos. O projecto e construção destes também é mais simplificado (EC, 2001).

Contudo, apresentam algumas desvantagens. O gás de arraste transporta bastantes compostos poluentes, tendencialmente com odor (NH_3 e H_2S) que necessitam tratamento. Estes secadores são menos adequados para trabalhar com temperaturas mais baixas, principalmente os rotativos. Também existe o risco de explosão devido à presença no gás quente de compostos voláteis (H_2 e CH_4) e poeiras combustíveis.

Tabela 20 – Necessidades de energia dos tratamentos térmicos (EC, 2001)

Fonte de energia	Secagem parcial (35% MS)	Secagem total (95% MS)
Fuel (l/t MS)	120	300
Electricidade (kWh/t MS)	30	50

Sendo a secagem térmica considerada um dos processos suplementares para a redução de patogénicos (US EPA, 1999), a lama resultante é considerada um composto classe A, granulada e higienizada, permitindo o seu armazenamento, transporte a manuseamento sem restrições. Não sofre qualquer redução significativa no seu potencial orgânico tendo em conta a aplicação na agricultura, nem energético, caso a sua finalidade seja a utilização como combustível numa cimenteira ou central térmica. No entanto consomem muita energia (Tabela 20) e os secadores directos originam uma fase gasosa cujas emissões (Deng *et al.*, 2009) requerem tratamento .

4.1.5 - Compostagem

A compostagem é um processo biológico aeróbio resultante do arejamento da lama desidratada, após a sua mistura com um material de suporte (ex. serrim). Cerca de 20 – 30% dos sólidos voláteis são então convertidos em dióxido de carbono e água. À medida que a matéria orgânica entra em decomposição ocorre um aumento da temperatura (50 – 70 °C) que promove a esterilização da lama, destruindo os microrganismos patogénicos. A compostagem prolonga-se por 21 – 28 dias, sendo o composto posteriormente curado durante mais 30 dias (Metcalf & Eddy, 1991).

Existem três tipos de processos:

Fileiras (Windrow): a lama é misturada com um material de suporte e disposta em pilhas de 1 – 2 m de altura e 2 – 4,3 m na base. O material é virado mecanicamente para permitir a entrada de ar e evitar aumentos excessivos da temperatura. Isto acontece pelo menos cinco vezes enquanto a temperatura é mantida acima de 55 °C (Metcalf & Eddy, 1991). Este método requer uma grande área para a sua implantação.

Pilhas estáticas arejadas: a lama é misturada com um material de suporte e deixada repousar sobre uma rede de tubos perfurados através dos quais entra o ar injectado por ventiladores (ventilação forçada) (Figura 8). Isto permite fornecer oxigénio e regular a temperatura. A altura das pilhas atinge os 2 - 2,5 metros, e por vezes são cobertas para facilitar o controlo dos odores.

Sistema fechado: a mistura da lama com o material suporte são introduzidos no interior de um reservatório onde é distribuído uniformemente. Na parte inferior do reservatório é injectado ar e retirado o composto (EC, 2001). Existem duas categorias distintas, a de fluxo pistão e a agitada (Figura 9).

As lamas desidratadas de ETAR (mistas ou mistas digeridas), podem ser submetidas a compostagem ou a co-compostagem após verificadas algumas condições. As mistas contêm mais energia disponível e degradam mais depressa, contudo são mais propensas a libertar maus odores.

O teor de humidade não deve exceder os 60% na compostagem em pilha estática e os 65% na fiada

(windrow) (Metcalf & Eddy, 1991), já que a temperatura baixa e a porosidade é reduzida, limitando a disponibilidade de oxigénio. Por outro lado, abaixo dos 50% de humidade, a velocidade de compostagem cai imenso, cessando mesmo por volta dos 10-15% (EEA, 1997). Como tal, para se enquadrar no intervalo óptimo de 35 – 45% MS, a lama de ETAR necessita de sofrer uma pré-secagem, ou mais frequentemente ser misturada com um outro material (material de suporte), que lhe confira uma estrutura porosa, expondo a superfície das partículas ao contacto com o ar, e faça aumentar o teor em sólidos (ex. serrim, lascas de madeira, composto reciclado, palha, etc.).

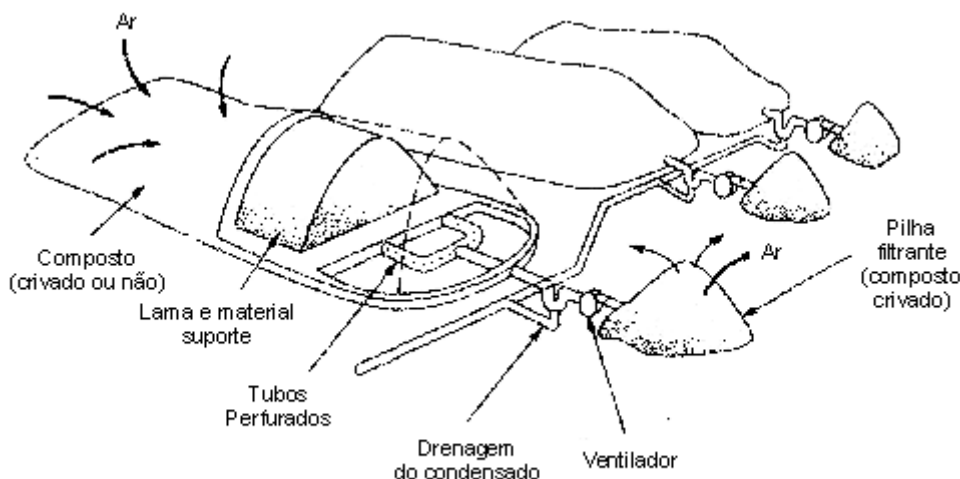


Figura 8 – Sistema de compostagem: pilha estática arejada (Metcalf & Eddy, 1991)

A disponibilidade de um material suporte, com qualidade e na quantidade necessária, representa por vezes um problema para o processo de compostagem. Nesse sentido tem-se realizado algum trabalho nesta área. Ponsá *et al.* (2009) estudaram a aplicação de resíduos da poda como material suporte na compostagem da lama residual. Trémier *et al.* (2009) e Mohajer *et al.* (2009) estudaram os efeitos do teor de humidade inicial, da distribuição do tamanho das partículas (material suporte), bem como de outras propriedades físicas iniciais do composto, na optimização do processo de compostagem.

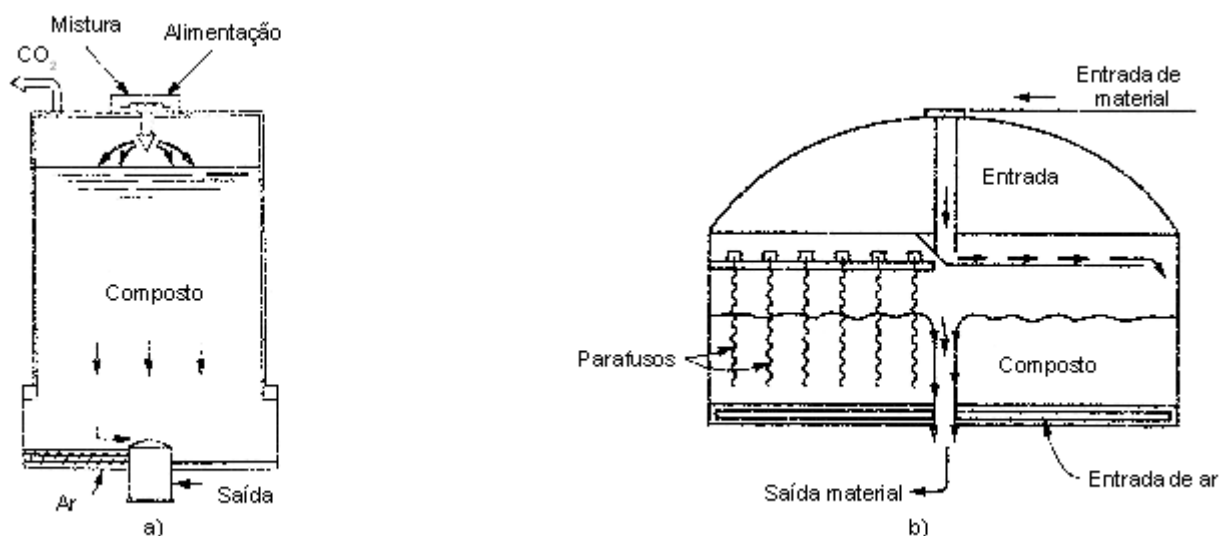


Figura 9 – Sistemas fechados: a) fluxo pistão e b) agitado (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)

Outros requisitos a cumprir na compostagem são: o teor de sólidos voláteis acima dos 50%, o que não constitui qualquer entrave para as lamas residuais (Tabela 5); o pH entre os 6 – 9, o que exclui as lamas estabilizadas com cal (pH=12) e o rácio C:N que se deverá situar preferencialmente no intervalo 25 – 35:1, podendo no entanto ser inferior (Metcalf & Eddy, 1991). Com um rácio C:N superior a 80 a compostagem geralmente nem chega a ocorrer (Sterritt e Lester, 1988).

O processo biológico ocorre em quatro fases: mesofílica, termofílica, arrefecimento e maturação. Na fase mesofílica, bactérias acidogénicas produzem ácidos orgânicos que provocam uma redução do pH do meio (Figura 10). Com o aumento da actividade dos microrganismos mesofílicos ocorre uma rápida subida da temperatura. A partir dos 40 °C os mesofílicos decaem e a degradação da matéria orgânica é tomada pelos fungos termofílicos (fase termofílica). O pH torna-se alcalino e pode ocorrer libertação de amónia se existir azoto em excesso no meio (Sterritt e Lester, 1988).

Acima dos 60 °C, os fungos termofílicos morrem e a reacção é sustentada por bactérias formadoras de esporos e actinomicetes. A esta temperatura, as proteínas, as ceras e a hemicelulose são rapidamente degradadas, contudo a celulose e a lenhina mal são atacadas (Sterritt e Lester, 1988). À medida que o material facilmente biodegradável é esgotado, a velocidade de degradação é reduzida e a taxa de produção de calor torna-se inferior à das perdas, fazendo com que a massa arrefeça (fase de arrefecimento).

Nesta fase a biomassa gerada anteriormente (bactérias e fungos) torna-se alimento de organismos superiores como protozoários, rotíferos e nematodes. Com a redução da temperatura para os 60 °C os fungos termofílicos recuperam o centro da pilha para o ataque final à celulose (processo lento) e posteriormente nos 40 °C regressam os organismos mesofílicos, ou por intermédio de esporos resistentes à temperatura elevada ou vindos do exterior. Com o consumo de carbono, o rácio C:N vai descendo ao longo da compostagem (Figura 10) (Sterritt e Lester, 1988).

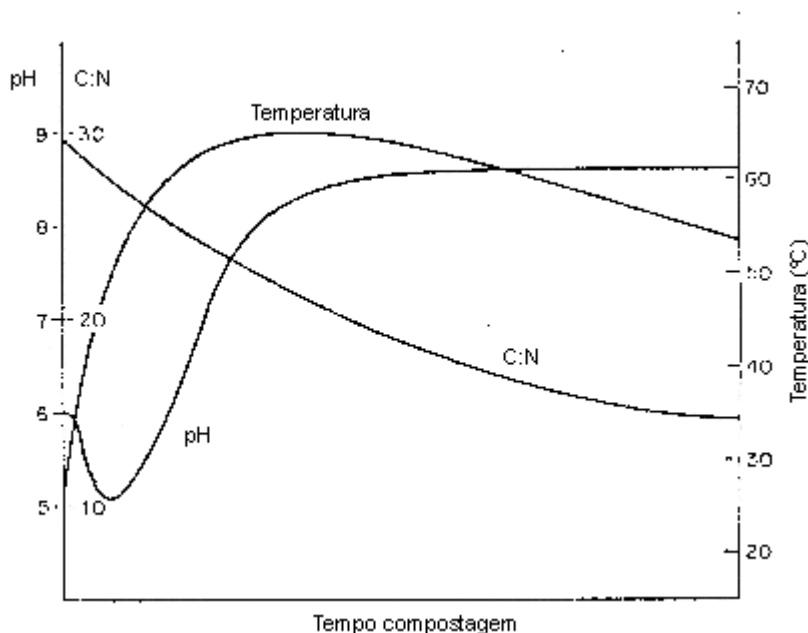


Figura 10 – Variações no pH, temperatura e rácio C:N durante a compostagem (adaptado de Sterritt e Lester, 1988).

As principais vantagens deste processo de tratamento são a redução do volume de material a armazenar e transportar para os campos, uma maior facilidade de espalhar a lama fruto de um teor de matéria seca superior e principalmente o facto de ser um produto higienizado (EEA, 1997). O azoto e fósforo inicialmente na forma orgânica são convertidos em compostos inorgânicos mais acessíveis às plantas (Polprasert, 1989 e Walker e Wilson, 1973). Com um controlo das especificações do composto (humidade, teor de carbono e nutrientes), é possível obter um produto bem definido e estável, logo com valor comercial. As desvantagens têm a ver com a necessidade de uma área considerável (investimento), o consumo de energia (ventilação e mistura) e eventual tratamento de gases. Quanto à necessidade de um material de suporte, isso poderá representar uma vantagem, se se tratar de um outro resíduo, ou uma desvantagem se for necessário outro tipo de material (EEA, 1997).

Tal como no caso da DA por via seca, faria todo o sentido estudar a possibilidade de co-compostar a lama desidratada das ETAR's nas unidades de compostagem existentes e a criar para as FORSU's, beneficiando de uma economia de escala (Lu *et al.*, 2009).

4.2. Digestão Anaeróbia

4.2.1 – Microbiologia do processo anaeróbio

O processo de degradação anaeróbia ocorre em quatro etapas (hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese), conduzidas por quatro grupos distintos de microrganismos, essencialmente bactérias (Bitton, 1994; Sterritt e Lester, 1988). Embora, outros autores considerem apenas três etapas, exemplos: Speece (1983) e Eckenfelder (2000), I – Hidrólise e fermentação, II – Acetogénese e desidrogenação e III – Metanogénese; ou Holland *et al.* (1987), I – Hidrólise, II – Acidogénese e III – Metanogénese. Neste estudo será efectuada a abordagem mais completa, considerando quatro grupos de microrganismos (bactérias) para quatro etapas (Figuras 11 e 12).

4.2.1.1 – Etapa I: Hidrólise (Grupo I: Bactérias Hidrolíticas)

Nesta etapa, moléculas orgânicas complexas, macromoléculas (lípidos, hidratos de carbono, proteínas), são quebradas, em monómeros solúveis como aminoácidos, glicose, ácidos gordos e glicerol. Só um número restrito de bactérias é capaz de produzir as enzimas (lipases, amilases, proteases, celulases) necessárias para catalisar esta degradação.

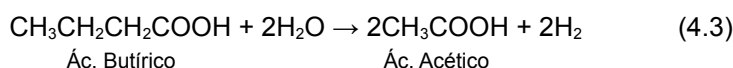
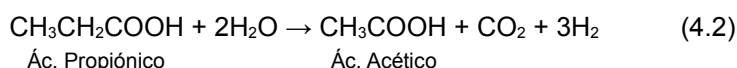
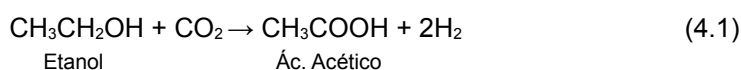
A hidrólise é relativamente lenta, sendo considerada uma etapa limitante na digestão anaeróbia (Vavilin *et al.*, 2008), principalmente em resíduos contendo lenhina (Polprasert, 1989; Speece, 1983). Algumas companhias da área da bioengenharia (Novozymes, Bio-Systems), já comercializam produtos à base de enzimas (lipases, celulases, amilases e proteases) e bactérias hidrolíticas liofilizadas, com a finalidade de acelerar esta etapa nos reactores industriais (Novozymes, 2009 e Bio-Systems International, 2009).

4.2.1.2 – Etapa II: Acidogénese (Grupo II: Bactérias Fermentativas)

Os açúcares, aminoácidos e ácidos gordos formados na hidrólise são posteriormente convertidos em ácidos orgânicos (ex. acético, propiónico, fórmico, láctico, butírico ou succínico), álcoois e cetonas (ex. etanol, metanol, glicerol, acetona), acetato, CO₂ e H₂ no decorrer da acidogénese (Bitton, 1994). Esta etapa decorre pela actividade das bactérias fermentativas/acidogénicas (Grupo II). Normalmente, o conjunto de compostos constituído pelo acetato, propionato, butirato, caproato, caprilato, valerato e heptanoato é tradicionalmente conhecido por AGV, ácidos gordos voláteis (Sterritt e Lester, 1988).

4.2.1.3 – Etapa III: Acetogénese (Grupo III: Bactérias Acetogénicas)

Durante bastantes anos, acreditou-se que as bactérias metanogénicas, conseguiam converter a maioria senão a totalidade dos produtos resultantes da acidogénese (fermentação), directamente em metano. Posteriormente, constatou-se que o acetato seria o substrato orgânico mais complexo a ser convertido em metano (Sterritt e Lester, 1988). Descobriu-se então a existência de um outro grupo de bactérias, as acetogénicas, que trabalham de uma forma simbiótica com as metanogénicas, reduzindo os álcoois e ácidos com número de carbonos superior a dois, em ácido acético (ou na sua forma hidrolizada, acetato), disponibilizando-o para as metanogénicas. As reacções de conversão do etanol, ácido propiónico e ácido butírico, são descritas pelas seguintes expressões:



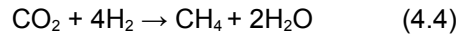
Como se pode verificar pelas reacções químicas anteriores, sob pressões parciais de hidrogénio elevadas, a formação do acetato é reduzida, daí a relação simbiótica existente entre acetogénicas e metanogénicas, ou seja, as acetogénicas disponibilizam substrato (acetato e hidrogénio) para as metanogénicas e estas garantem uma baixa pressão parcial de hidrogénio para que a acetogénese ocorra (Bitton, 1994). As bactérias acetogénicas ($\mu_{\max}=1 \text{ h}^{-1}$) crescem mais rapidamente do que as metanogénicas ($\mu_{\max}=0.04 \text{ h}^{-1}$) (Hammer, 1986).

4.2.1.4 – Etapa IV: Metanogénese (Grupo IV: Metanogénicas)

As bactérias metanogénicas crescem muito lentamente. Os seus tempos de geração variam de 3 dias a 35 °C até valores de 50 dias a 10 °C (Bitton, 1994). Subdividem-se em duas subcategorias:

4.2.1.4.1 – Hidrogenotróficas (quimiolitotróficas utilizadoras de hidrogénio)

Convertem o hidrogénio conjuntamente com o dióxido de carbono em metano:



São fundamentais na manutenção de uma baixa pressão parcial de hidrogénio, necessária para a conversão dos ácidos voláteis e álcoois em acetato (Speece, 1983).

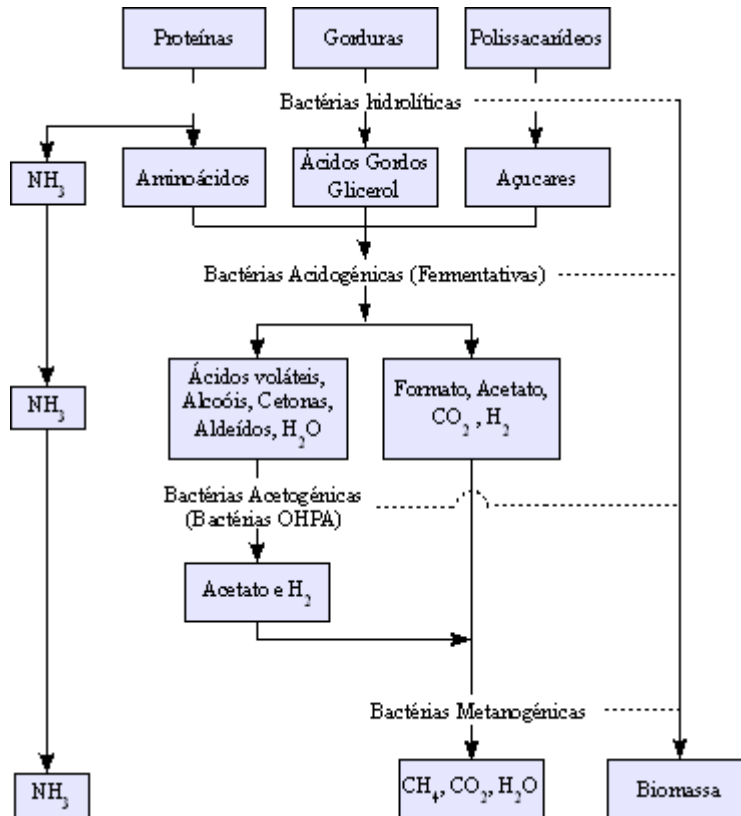
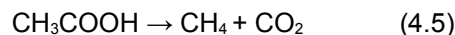


Figura 11 - Bioquímica da digestão anaeróbia (adaptado de Sterritt e Lester, 1988).OHPA – *Obligatory hydrogen-producing acetogenic* (trad. Acetogénicas estritas na produção de hidrogénio).

4.2.1.4.2 – Acetotróficos (bactérias acetoclásticas)

Convertem o acetato em metano e dióxido de carbono:



Como se pode verificar pela Figura 12, cerca de dois terços do metano obtido na digestão anaeróbia, resulta da conversão do acetato. O restante resulta da conversão do hidrogénio e dióxido de carbono. Este grupo compreende dois géneros principais: *Methanosarcina* (Smith e Mah, 1978) e *Methanothrix* (Huser et al., 1982).

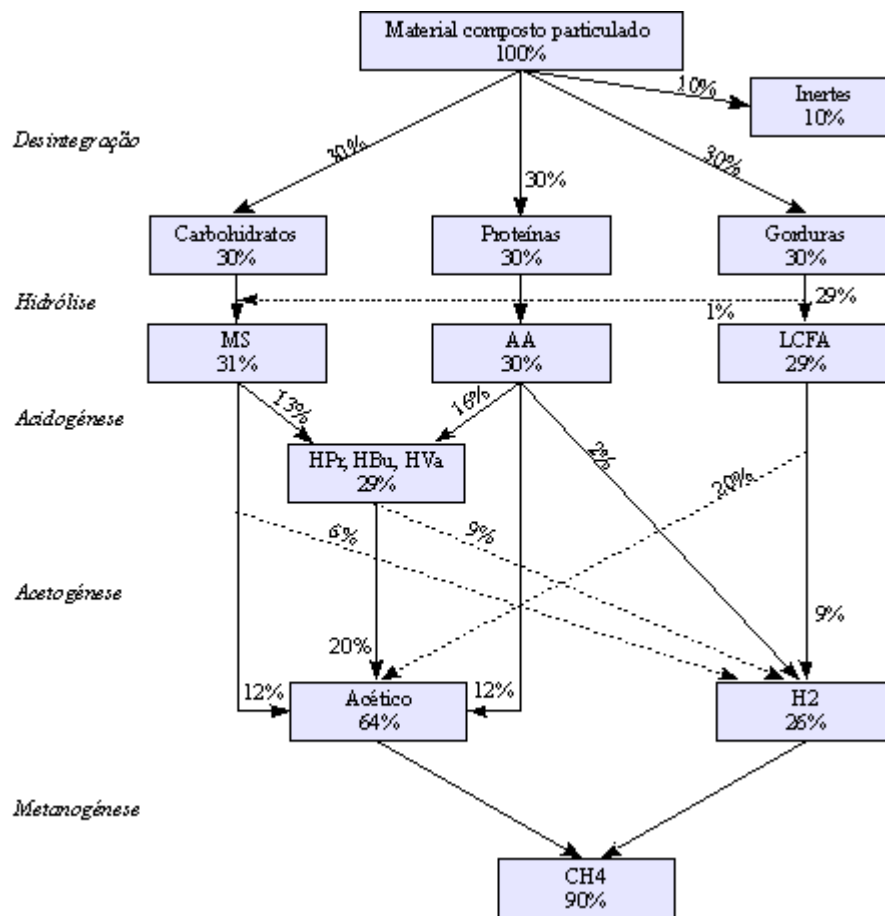
4.2.2 – Factores que afectam o processo anaeróbio

4.2.2.1 - Temperatura

É um dos aspectos mais importantes em digestão anaeróbia. As bactérias metanogénicas são muito sensíveis a variações de temperatura. Normalmente, nos digestores convencionais, a digestão anaeróbia ocorre numa de duas gamas de temperatura, 25°C – 40°C (gama mesofílica) ou 50°C – 65°C (gama termofílica). Na gama termofílica, obtém-se uma maior destruição de patogénicos (importante na obtenção de composto classe A) e uma maior capacidade (carga) de tratamento, considerando um mesmo volume de reactor. Por outro lado, têm mais sensibilidade a compostos tóxicos (Koster, 1988).

4.2.2.2 – Tempo de retenção hidráulica (TRH)

Apesar dos reactores com crescimento celular em suporte poderem ter tempos de retenção mais curtos (TRH = 1 a 10 dias), os reactores de crescimento suspenso considerados nesta tese necessitam de tempos de retenção mais longos (TRH = 10 a 60 dias).



Legenda:

MS – Monossacarídeos
HPr - Ácido Propiónico

AA – Aminoácidos
HBu – Ácido Butírico

LCFA – Ácidos Gordos Cadeia Longa
HVa – Ácido Valérico

Figura 12 - Diagrama de fluxo de CQO para um composto particulado genérico, contendo 10% de inertes, 30% de proteínas, 30% de hidratos de carbono e 30% de gorduras (em termos de CQO). O ácido propiónico (10%), o ácido butírico (12%) e o ácido valérico (7%), aparecem agrupados, para maior simplicidade de análise (adaptado de Batstone *et al.*, 2002).

4.2.2.3 – pH

Normalmente, a digestão anaeróbia ocorre numa gama de pH entre 6.7 – 7.4, mas preferencialmente entre 7.0 – 7.2. O processo pode parar para valores inferiores a 6.0, já que a acidez inibe as bactérias metanogénicas.

Como a acidogénese reduz a alcalinidade do meio, poderá ser necessário corrigir o pH com a adição de uma base, como o hidróxido de cálcio ou de sódio. Sahn (1984) sugere que se mantenha um rácio entre os ácidos gordos voláteis (AGV, expressos em mg CH₃COOH/l) e a alcalinidade total (TAC, expressa em mg CaCO₃/l), no digestor abaixo de 0,1.

4.2.2.4 – Composição química do substrato

Praticamente, a totalidade da matéria orgânica de origem não sintética é susceptível de sofrer degradação anaeróbia com a resultante produção de metano. Contudo, alguns compostos, como a lenhina e as n-parafinas são muito difíceis de degradar pelas bactérias anaeróbias (Bitton, 1994).

Tal como na degradação aeróbia, para que a DA ocorra é necessária a presença de macronutrientes. Embora, dado o menor crescimento celular, o rácio de nutrientes/carbono é substancialmente inferior ao dos processos aeróbios. Na literatura é referida uma distribuição equilibrada de C:N:P de 700:5:1 (Sahn, 1984), sugerindo que um dos problemas da DA poderá ser a dificuldade em esgotar os macronutrientes de

substratos ricos em azoto e fósforo. Polprasert *et al.* (1989), indica um rácio de C:N de 25 – 30:1 para uma produção óptima de biogás.

Apesar dos sulfuretos se tornarem tóxicos acima de 150 – 200 mg/l são necessários para as bactérias metanogénicas como fonte de enxofre (Speece, 1983). Também são essenciais alguns micronutrientes como o ferro, cobalto, molibdénio e níquel. O níquel entra na composição do co-factor F₄₃₀ envolvido na formação do biogás (Diekert *et al.*, 1981; Whitman e Wolfe, 1980), e a sua adição pode aumentar a velocidade de utilização de acetato pelas metanogénicas de 2 g até 10 g de acetato por grama de SSV por dia (Speece, 1983).

4.2.2.5 – Competição entre as bactérias metanogénicas e sulfato-redutoras

As bactérias sulfato-redutoras podem competir pelos mesmos dadores de electrões (acetato e H₂) das metanogénicas, inclusive, apresentam maior afinidade pelo acetato ($K_s = 32.8$ mg/l) do que as acetoclásticas ($K_s = 9.5$ mg/l) (Shonheit *et al.*, 1982). As sulfato-redutoras e as metanogénicas são bastante competitivas em rácios de CQO/SO₄ entre 1.7 – 2.7. Um aumento deste rácio é favorável às metanogénicas, enquanto uma redução será favorável às sulfato-redutoras (Choi e Rim, 1991).

Tabela 21 – Principais compostos ou grupos de compostos químicos que apresentam toxicidade ou são inibidores na digestão anaeróbia (resumidos de Bitton, 1994)

Composto	Microrganismos afectados	Concentração tolerada (mg/l)	Observações	Referências bibliográficas
Oxigénio	Metanogénicas	0	As bactérias metanogénicas são anaeróbias estritas.	Oremland (1988), Robertson and Wolfe (1970).
Amónia (NH ₃)	Metanogénicas	1500 - 3000	Inibição baixa com o pH e com o aumento da idade das lamas.	Bhattacharya e Parkin (1989).
Hidrocarbonetos Halogenados	Metanogénicas	< 1	Inibição total. Após aclimatização, a lama pode aguentar até 15 ppm de clorofórmio.	Blum e Speece (1992), Hickey <i>et al.</i> (1987), Yang e Speece (1986).
Compostos de Benzeno	Metanogénicas	---	O pentaclorofenol foi o composto mais tóxico durante os ensaios. A ordem de inibição obtida foi: nitrofenóis > clorofenóis > hidroxifenóis.	Patel <i>et al.</i> (1991), Wang <i>et al.</i> (1991).
Formaldeído	Metanogénicas	10	A 100 ppm, inibição severa.	Hickey <i>et al.</i> (1991), Parkin e Speece (1982).
Ácidos Voláteis	Metanogénicas Acidogénicas	---	A pH ≈ 7.0: Ácido acético e butírico – baixa toxicidade. Ácido propiónico – elevada toxicidade	Bitton (1994).
AGCL	Acetoclásticas	---	Os ácidos gordos de cadeia longa (caprílico, cáprico, láurico, mirístico e oleico ⁽¹⁾) inibem a actividade das acetoclásticas.	Koster e Cramer (1987).
Metais pesados	---	---	A ordem de inibição é a seguinte: Ni > Cu > Cd > Cr > Pb, quanto maior a afinidade do metal pela lama menor é a toxicidade. Formam precipitados insolúveis com os sulfuretos.	Lin (1992), Mueller e Steiner (1992), Murray e Van der Berg (1981), Shonheit <i>et al.</i> (1979), Whitman e Wolfe (1980).
Cianeto	Metanogénicas	---	Inibição depende da concentração da biomassa, idade lamas e temperatura.	Fedorak <i>et al.</i> (1986), Yang e Speece (1985).
Sulfuretos	Metanogénicas	150 - 200	Um dos inibidores mais potentes, afecta principalmente as bactérias metanogénicas que convertem o hidrógeno. Pode ser minimizado, controlando o pH.	Anderson <i>et al.</i> (1982), Koster <i>et al.</i> (1986), Rinzema e Lettinga (1988), Karhadkar <i>et al.</i> (1987), McFarland e Jewell (1990).
Taninos	Metanogénicas	---	Os galotaninos são extremamente tóxicos para as bactérias metanogénicas.	Field e Lettinga (1987).
Salinidade	---	---	Pode ser corrigida com a adição de sais de potássio.	Bitton (1994).

⁽¹⁾A toxicidade deste ácido em particular, foi estudada por Alves (1998).

4.2.2.6 – Compostos tóxicos

Na Tabela 21, estão indicados os principais compostos inibidores da DA. Vários dos compostos intermédios do processo anaeróbio (H₂, ácidos gordos voláteis) são tóxicos para alguns grupos de bactérias (Barnes e

Fitzgerald, 1987). Deste modo, foi sugerida a realização da DA em duas fases distintas, separando fisicamente as bactérias acidogénicas das metanogénicas (Ghosh e Klass, 1978; Cohen *et al.*, 1980; Pipyn *et al.*, 1979). Um dos arranjos possíveis corresponde à colocação de dois reactores como os da Figura 14 em série. A separação em duas fases melhora a estabilidade do processo e a resistência aos tóxicos por parte das metanogénicas, já que estes são removidos ou minimizados no primeiro reactor. Também permite otimizar o pH em ambos os reactores, 5,8 – 6,0 na acidogénese e 6,8 – 7,2 na metanogénese.

4.2.3 – Tipos de reactores anaeróbios

Segundo Vandevivere *et al.* (2002), os reactores anaeróbios podem ser subdivididos em função: do número de fases (uma ou duas), do tipo de funcionamento (contínuo ou descontínuo) e da concentração em sólidos (via húmida ou via seca). Normalmente consideram-se reactores por via húmida, os que operam com concentrações em sólidos inferiores a 15% e por via seca os que trabalham a concentrações superiores (Lissens *et al.*, 2001).

No caso particular das lamas de ETAR, as suas características plásticas são similares às dos materiais argilosos (O'Kelly, 2005) e elevada viscosidade com o aumento do teor de sólidos (Kleiven, 2009) faziam com que a DA não fosse habitualmente utilizada para concentrações de sólidos acima de 6% MS. Contudo, com o desenvolvimento dos pré-tratamentos térmicos, físicos, químicos e biológicos, actualmente já é possível trabalhar com concentrações bastante superiores, pelo menos até 12% MS no caso de lamas tratadas com o processo térmico da CAMBI (Figura 13, B). Por outro lado, nos casos das lamas com concentrações superiores existe a possibilidade de mistura com um outro substrato mais grosseiro (ex. FORSU com tamanhos de partícula até 60 mm) que lhe confirmam a porosidade necessária para uma DA eficiente (Vigié, 2009).

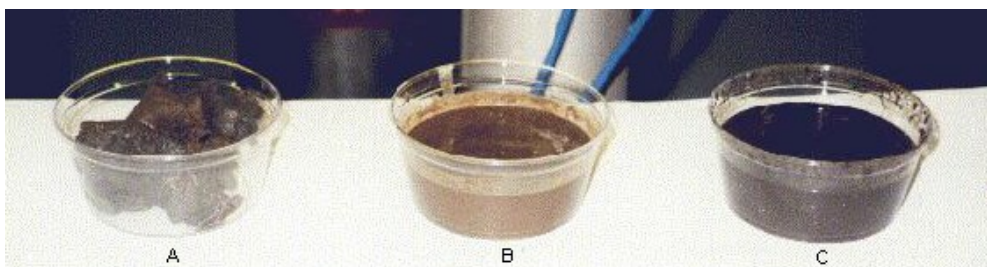


Figura 13 – A) Lama desidratada (14% MS); B) Lama hidrolisada pelo processo Cambi (12% MS) e C) Lama hidrolisada após DA (6,5% MS) (Cambi, 2009).

Por conseguinte, dada a especificidade deste substrato, neste trabalho sugere-se uma classificação alternativa para a digestão anaeróbia das lamas de ETAR quanto à concentração em sólidos: DA por via húmida (0 – 6% MS), DA semiseca (6 – 15% MS) e DA por via seca (>15% MS). A primeira refere-se ao processo convencional de digestão com baixo teor de sólidos, amplamente utilizada e como tal não será abordada neste trabalho. A segunda, reporta um tratamento similar ao processo convencional por via húmida, mas que exige uma liquefacção prévia da lama por um dos processos referidos. No Capítulo 5.1 será apresentado o exemplo da ETAR de Kapusciska (Bydgoszcz, Polónia) que utiliza este processo no tratamento da fase sólida. Por último, a terceira alude à utilização da lama desidratada de ETAR como co-substrato na co-DA a seco. No capítulo 5.2 refere-se o exemplo da instalação TMB-DA de Pohlsche Heide (Hille, Alemanha).

4.2.3.1 - Reactores por via húmida ou semiseca (<15% MS)

Normalmente estes reactores são completamente agitados, mediante a utilização de agitadores submersos ou por injeção de biogás (Figura 14).

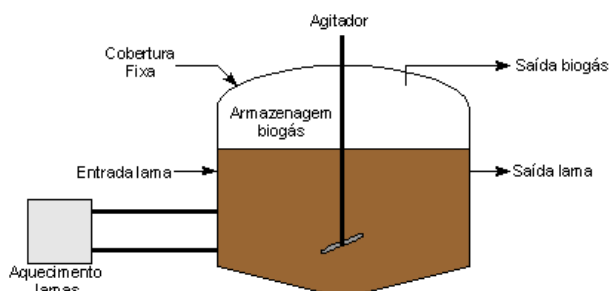


Figura 14 – Digestor anaeróbio convencional por via húmida ou semiseca (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).

Tal como referido anteriormente, o principal problema na DA semiseca é motivado pela necessidade de uma agitação completa. No caso da lama desidratada de ETAR (Figura 17, A), a sua textura é por vezes muito aderente e viscosa, tornando obrigatório o uso de um pré-tratamento térmico, físico, químico ou biológico, no sentido de a liquefazer. O método apresentado neste trabalho será o processo térmico de hidrólise (THP) da CAMBI (Anexo 12, b). Este ocorre em três etapas: pré-aquecimento (97 °C; 1,5 h), reacção (165 °C; 6 bar; 20 min.) e despressurização súbita (102 °C; 1,5 -2 bar; 1,5 h). O resultado é uma lama pouco viscosa (Figura 17, B), com 12 – 13% MS, em que todas as células foram desintegradas (Anexo 12, a) e os seus polímeros naturais ou exopolímeros (EPS) dissolvidos, tornando-se mais facilmente digerível na DA. Isto permite duplicar a carga de alimentação (até 7 kg MV/m³ digestor/dia) comparativamente à carga típica de um reactor convencional por via húmida, diminuindo o seu tamanho (CAMBI, 2009). A percentagem de matéria orgânica convertida em biogás é de 50 – 65%, com um teor de metano (CH₄) na ordem dos 65%. No Anexo 13, estão listadas as instalações da CAMBI implementadas em todo o mundo.

Além do THP que é uma tecnologia patenteada pela CAMBI, têm sido apresentados diversos trabalhos sobre pré-tratamentos para a DA. Em 1996, Sawayama *et al.* estudaram em laboratório, um tratamento térmico (175 °C, 40 bar, 1 h) de uma lama digerida anaerobicamente com o intuito de a voltar a digerir após separação por centrifugação das fases leve e pesada. Nesse estudo foi sugerida a DA da fase leve e a incineração da fase pesada. Nges e Liu (2009) estudaram o efeito de um pré-tratamento anaeróbio numa lama desidratada de ETAR a várias temperaturas (TRH = 2 dias e T= 25, 50 e 70 °C), para posterior DA. Embora a produção de metano não tenha aumentado consideravelmente (+ 8%), a formação de CQO solúvel aumentou cerca de 27%, acelerando a taxa de biodegradação.

Fernández *et al.* (2008) avaliaram o desempenho de vários pré-tratamentos em estrumes de suiniculturas, com vista à DA, nomeadamente, filtração (processo físico), adição de poliacrilamidas (PAM), ácido clorídrico e soda cáustica (processos químicos) e injeção de vapor até 170 °C (processo térmico). Os melhores resultados foram obtidos pelo tratamento alcalino (NaOH) seguido pelo tratamento térmico, com um aumento de 57% e 32% da CQO solúvel, respectivamente. Nickel e Neis (2007) fizeram testes à escala piloto com ultrasons (processo físico), para desintegrar as células bacterianas de uma lama espessada de ETAR, aumentando a quantidade de CQO solúvel. Observou-se uma melhoria da velocidade da digestão e um aumento do biogás produzido. Toreci *et al.* (2009) avaliaram o efeito de um pré-tratamento térmico por microondas (175 °C) em lamas de ETAR, no desempenho da DA mesófila.

4.2.3.2 - Reactores por via seca (>15% MS)

O grande desafio dos sistemas a seco é o manuseamento, mistura e bombagem das várias correntes com elevado teor de sólidos. Apesar do equipamento utilizado ser normalmente mais caro do que o correspondente na DA por via húmida, é também mais robusto e polivalente, aceitando a presença de pedras, vidro, metal, plástico e bocados de madeira. O único pré-tratamento necessário é a remoção das partículas de maior dimensão (> 6 cm) e um mínimo de diluição com água para manter o teor de humidade pretendida. Devido à sua elevada viscosidade e carga mássica, o material nos reactores move-se por fluxo pistão. Os materiais a alimentar necessitam de ser inoculados e misturados de modo a evitar acidificações localizadas (OWS, 2009).

As principais vantagens deste tipo de sistemas são as seguintes (adaptado de Schaefer *et al.*, 2006):

- A DA por via seca é adequada para praticamente todo o tipo de resíduos orgânicos: FORSU, estrumes animais, biomassa, lamas de ETAR, etc.. A elevada concentração de sólidos exige menor volume de reactor (menor custo de construção) e produz um volume de biogás superior por m³ de reactor;
- A elevada matéria seca das lamas envolvidas na DA por via seca, reduz os vários custos de transporte;
- As necessidades de energia para o aquecimento do reactor são substancialmente reduzidas devido ao pequeno tamanho dos reactores e elevada concentração em sólidos. Adicionalmente, alguns sistemas nem sequer necessitam de agitação interna do material (DRANCO);
- São bastante estáveis e seguros, não ocorrendo problemas de formação de escumas, típicos dos sistemas por via húmida.
- A perda de nutrientes é substancialmente reduzida porque a transferência para a fase líquida é mínima ao contrário da DA por via húmida.

Os principais processos de DA por via seca são descritos a seguir:

4.2.3.2.1 - Processo Dranco (OWS)

É um processo termófilo (50 - 58 °C) de uma fase, com elevado teor de sólidos (15 - 40 % MV, base húmida). O TRH é tipicamente de 20 dias (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009). A alimentação é introduzida no topo do reactor e vai descendo ao longo do tempo, por acção da gravidade até ao fundo do reactor, de onde é extraída por intermédio de um parafuso sem fim. Uma parte da lama digerida é recirculada para a bomba misturadora onde é misturada como inóculo à lama fresca (Figura 15, A). Do mesmo modo é injectado vapor para elevar a temperatura para o valor desejado (55 °C). O restante digerido é desidratado produzindo água residual e lama desidratada. Não existe mistura no interior do reactor, excepto a provocada pelo movimento descendente da lama e pelo movimento ascendente do biogás. Como a lama final desidratada poderá conter ainda alguns microrganismos patogénicos e amónia é normalmente sujeita a uma estabilização aeróbia por compostagem antes da utilização na agricultura.

A companhia apresenta valores de cargas de alimentação típicas entre os 10 – 20 kg CQO/m³ reactor.dia, tempos de retenção de 15 a 30 dias, produções de biogás entre 100 – 200 m³ biogás por tonelada de lama húmida e conseqüente produção de electricidade entre os 200 a 400 kWh por tonelada de lama húmida. É ainda apresentada uma redução de CO₂ equivalente a 145 – 290 kg por tonelada de resíduo (Vigié, 2009). No Anexo 14, encontra-se uma lista de referências do processo Dranco – OWS.

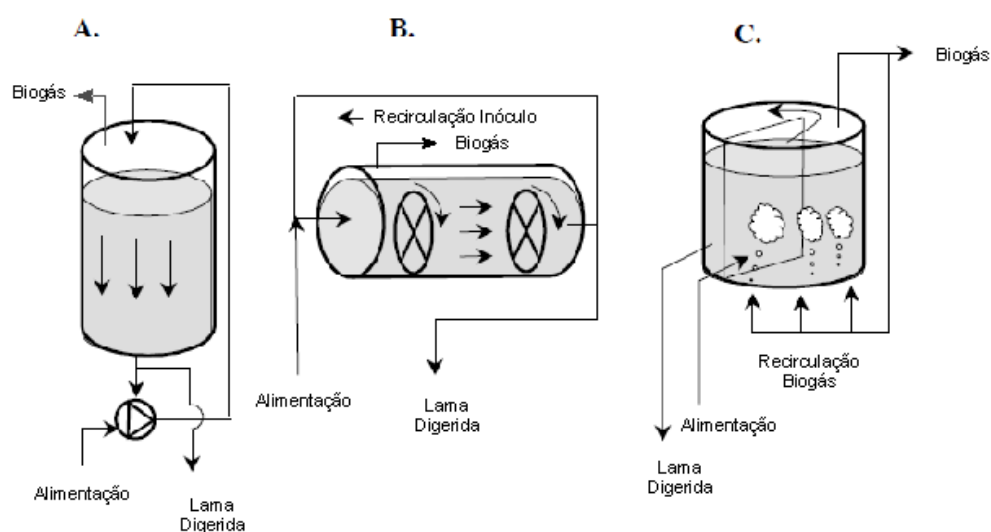


Figura 15 – Diferentes tipos de reatores anaeróbios utilizados na DA por via seca: A. Dranco; B. Kompogas e C. Valorga (adaptado de Vandevivere *et al.* 2002).

4.2.3.2.2 - Processo Kompogas

Este processo desenrola-se num reactor cilíndrico horizontal (mesófilo ou termófilo). O fluxo é do tipo pistão e a agitação é realizada por rotores internos que promovem a desgasificação e homogeneização do material (Figura 15, B). O TRH é de 15 – 20 dias e a produção de biogás de 100 m³ por tonelada de material húmido (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009). O teor de sólidos típico no reactor é de 35% MS e a produção de biogás (50 – 63% de CH₄) é de 85 m³ por tonelada de resíduo, numa base húmida (Schäfer *et al.*, 2006). A recirculação de parte da lama digerida assegura a inoculação do material fresco. No Anexo 15 apresentam-se referências de instalações com tecnologia Kompogas.

4.2.3.2.3 - Processo Valorga

Trata-se de um reactor cilíndrico vertical, dividido por uma parede que ocupa dois terços do diâmetro, separando a alimentação da saída da lama digerida, ambas na parte inferior do reactor (Figura 15, C). Essa parede evita o “curto circuito” da lama no reactor, obrigando esta a adquirir um circuito circular, tipo pistão, percorrendo toda a área disponível antes de sair. A agitação e homogeneização do digestor é conseguida pela injeção de parte do biogás formado, numa rede constituída por centenas de injectores dispostos no fundo do reactor, a 8 bar de pressão (Valorga, 2009). Tipicamente opera com 25 – 32% MV (base húmida) e TRH's entre 18 – 25 dias. A produção de biogás oscila entre os 80 – 160 m³ por tonelada de resíduo fresco (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009). O teor de metano no biogás normalmente encontra-se no intervalo de 55 – 60% (Schäfer *et al.*, 2006). Utilizam sistemas mesófilos e termófilos dependendo do tipo de substrato. No Anexo 16 encontra-se uma lista das instalações que utilizam este tipo de tecnologia.

5. Estudo de viabilidade técnica e económica da DA

Nos capítulos anteriores foram descritos os processos de formação das lamas residuais nas ETAR's e as sucessivas etapas de tratamentos a que são submetidas até se obter uma lama desidratada e eventualmente estabilizada. O destino habitual destas lamas é a valorização agrícola ou em menor escala o tratamento por qualquer uma das técnicas apresentadas no Capítulo 4.1. A hipótese da sua utilização como substrato (ou co-substrato) de uma DA posterior, era vista como algo de difícil execução, dada a sua elevada viscosidade.

Com o desenvolvimento de técnicas de liquefação térmica, essa dificuldade tornou-se uma realidade em 1996, ano de arranque da primeira instalação com tecnologia THP da CAMBI, na ETAR de Hias (Hamar, Noruega). A partir daí mais de 20 novas instalações foram equipadas, representando actualmente uma capacidade de quase 2×10^5 t MS por ano (Cambi, 2009). Deste modo é obtida uma significativa redução de massa de sólidos e a valorização energética deste resíduo.

Outra possibilidade é a co-DA por via seca, que pode contemplar ou não um pré-tratamento térmico da lama desidratada (OWS, 2009). Esta alternativa é particularmente interessante no caso português, dado o iminente investimento em novas infra-estruturas de TMB-DA para tratamento dos RSU's.

De seguida, serão abordados dois exemplos práticos destas tecnologias. O caso da ETAR de Kapuściska, na Polónia, equipada com DA semiseca após o tratamento THP da CAMBI. E o caso da instalação TMB-DA de Pohlsche Heide, na Alemanha, equipada com um reactor DRANCO da OWS.

5.1. DA semiseca - ETAR de Kapuściska (Polónia)

A ETAR de Kapuściska (Anexo 18, a) está situada em Bydgoszcz na Polónia e tem uma capacidade de tratamento correspondente a 255 000 habitantes equivalentes (hab.eq.) (Kleiven, 2009). O efluente (72 000 m³/d) que recebe é constituído por cerca de 40% de águas residuais industriais e o restante por águas residuais domésticas (Companhia da Água de Kapuściska, 2009).

5.1.1 – Viabilidade técnica – DA semiseca

Esta ETAR vinha padecendo de alguns problemas motivados pela elevada idade das lamas biológicas que prejudicavam a DA das lamas mistas (50/50). Consequentemente, a qualidade da desidratação das lamas mistas digeridas era afectada. Em Agosto de 2005, a CAMBI instalou um processo THP e uma unidade de cogeração para produção de electricidade (2 x 529 kWe) e vapor (Anexo 19). Um esquema do THP e a vista exterior do edifício de implantação encontram-se no Anexo 17 (CAMBI, 2009).

O processo THP (Anexos 12 -b e 17-a) trata cerca de 7650 t MS/ano (21 t MS/d). A lama mista é inicialmente desidratada a 16 - 17% MS por centrifugação e armazenada num silo. Depois é bombada sequencialmente para o tanque de pré-aquecimento (*pulper*), onde é aquecida a 97 °C por intermédio de vapor reciclado do processo. Daí segue para os reactores de alta pressão (6 bar) e alta temperatura (165 °C) onde ocorre a hidrólise. A adição de vapor (11 bar) ocorre exclusivamente nesta etapa. Após um tempo de retenção de 20 – 30 minutos a lama liquefeita é encaminhada para o tanque final (2–3 bar) onde se dá a explosão das células por despressurização súbita (Anexo 12-a). O excesso de vapor é reciclado para o tanque de pré-aquecimento. A lama é depois bombada através de um permutador de calor e diluída com água antes de entrar nos digestores anaeróbios (2 x 3800 m³) com cerca de 10% MS e 40 °C. Todo o excedente de vapor e calor do processo THP são recuperados para o aquecimento dos vários edifícios e rede de água quente (Companhia da Água de Kapuściska, 2009). As emissões gasosas resultantes do tanque de pré-aquecimento são reintroduzidas na alimentação ao digestor, eliminando quaisquer fontes de odores (CAMBI, 2009).

Os digestores trabalham num regime mesófilo (38 – 40°C). Devido a um bom isolamento térmico, a temperatura da lama alimentada aos digestores (40 °C) é mantida durante toda a DA sem fornecimento suplementar de calor (Pastwa, 2009). A carga mássica actual é de 2,8 kg MS/m³ digestor/d, mas no futuro duplicará porque vão passar a utilizar um único reactor (Pastwa, 2009). Apesar de neste caso a carga mássica não ser elevada, o processo THP da CAMBI, normalmente, permite valores até 7 kg MV/m³ digestor/dia (≈ 10 kg MS/ m³ digestor/dia).

Tal é possível porque o tratamento térmico da lama provoca a hidrólise das células microbianas e a solubilização das substâncias exopoliméricas (EPS). Estas substâncias, maioritariamente proteínas e polissacarídeos, conseguem fixar grandes quantidades de água (4 – 5 g H₂O/g proteína), prejudicando

várias etapas do tratamento das lamas, como o espessamento e desidratação (Kopp e Ewert, 2006). As EPS, na sua forma solúvel, têm uma estrutura gelatinosa que, em conjunto com microrganismos, compõem os biofilmes. A percentagem destes grupos de proteínas pode atingir 35 – 40% da matéria seca total na lama. Kopp e Ewert (2006) estudaram o efeito da adição de proteínas (caseína, glúten e albumina) e da aplicação do processo THP da CAMBI, no rendimento da DA e na desidratação das lamas digeridas. Os efeitos adversos das proteínas na desidratação, foram confirmados pelo aumento da resistência específica à filtração e da dosagem necessária de floculante em função da concentração crescente de proteína. Já o processo THP, acrescentou 8% de matéria seca à lama desidratada (de 22,7% para 30,8%) e ampliou em 25% a produção de biogás. Verificaram-se ainda viscosidades 7 e 8 vezes inferiores (a 25 °C e 60 °C respectivamente) nas lamas tratadas termicamente, quando comparadas com a mesma lama sem tratamento. Com o arranque do processo THP da CAMBI na ETAR de Kapuściska, a redução da massa desidratada começou desde logo a ser notória sem que tenha ocorrido alguma alteração nos parâmetros de funcionamento da Estação. Na Tabela 22, são apresentadas as quantidades de lama desidratada nos primeiros 7 meses dos anos de 2004, 2005 e 2006 e respectivas reduções percentuais.

Tabela 22 – Produção de lamas desidratadas na ETAR de Kapuściska, antes e após a entrada em funcionamento do processo THP, base matéria húmida (CAMBI, 2009).

Mês	2004 (t)	2005 (t)	2006 (t)	Redução de massa em 2006 (% 2004)	Redução de massa em 2006 (% 2005)
Janeiro	1754	1856	1065	39	43
Fevereiro	1311	1585	714	46	55
Março	2106	1479	726	66	51
Abril	1549	1944	721	53	63
Maio	1741	1753	1022	41	42
Junho	1833	1452	806	56	44
Julho	1578	1377	677	57	51
Agosto	1381	1110			
Total ¹	11872	11446	5731	52	50

Arranque do processo THP

¹ Total de lamas desidratadas entre Janeiro e Julho inclusive.

A redução da quantidade de lama desidratada para metade, foi obtida com a contribuição de duas parcelas. Por um aumento da conversão de sólidos voláteis em biogás na DA (eliminação de 57% MV) e pela melhoria da qualidade das lamas desidratadas (Tabela 23). Passaram dos 20 – 23% MS anteriores para os 30 – 31% MS em 2006.

Tabela 23 – Grau de desidratação da lama digerida no período 2004 - 2006 (CAMBI, 2009)

Mês	2004 (% MS)	2005 (% MS)	2006 (% MS)
Janeiro		17,2	27,3
Fevereiro		18,0	28,0
Março	20,0	19,7	28,5
Abril		20,1	30,8
Maio	20,0	22,6	30,2
Junho		19,8	29,7
Julho	23,0	20,4	31,9
Agosto	20,0	21,0	33,5
Setembro		23,7	33,4
Outubro		25,2	33,2
Novembro	20,0	29,8	
Dezembro	18,0	30,2	
Média	20,2	22,3	30,6

Arranque do processo THP

Além da diminuição da quantidade de lama desidratada a armazenar e transportar para metade, reduzindo

os custos de transporte para o destino final, o processo THP permite a obtenção de um composto Classe A (U.S. EPA, 1999), livre de microrganismos patogénicos, sem reactivação ou recrescimento e livre de odores. No Anexo 18 – b, pode-se verificar o aspecto solto da lama que permite que a sua aplicação nos solos agrícolas seja realizada utilizando o mesmo tipo de equipamentos dos adubos convencionais.

Os 7500 m³ de biogás (65% CH₄) produzidos por dia na DA são utilizados como combustível na unidade de cogeração ou na caldeira para produção de vapor. Em consequência da elevada eficiência na gestão do vapor durante o processo térmico (reciclagem) e do alto teor em sólidos da massa a aquecer (16 – 17% MS), é conseguido um balanço energético muito favorável. Apenas 20% do biogás é usado para alimentar o sistema de vapor, restando 80% para a produção de energia verde e vapor (CAMBI, 2009). Na Tabela 24 e na Figura 16 são apresentadas, a energia eléctrica consumida pela ETAR, a parte adquirida ao fornecedor externo de energia (rede eléctrica) e a parte produzida internamente pela cogeração, ao longo do período de garantia da instalação. Convém referir que este período coincidiu com a fase de afinação dos vários equipamentos e como tal o nível de auto-suficiência energética apesar de bom (32%) era inferior aos 41% actuais (Companhia da Água de Kapuściska , 2009).

Tabela 24 – Consumo de energia eléctrica na ETAR de Kapuściska entre Agosto 2005 e Setembro 2006 (CAMBI, 2009)

Mês - Ano	Energia comprada (MWh)	Energia Produzida (MWh)	Total energia (MWh)	Taxa cobertura (%)
08-2005	559,1	76,8	635,9	12,1
09-2005	549,5	131,0	680,5	19,2
10-2005	530,5	160,2	690,7	23,2
11-2005	408,0	239,2	647,2	37,0
12-2005	456,7	273,0	729,7	37,4
01-2006	580,1	150,0	730,1	20,5
02-2006	384,0	297,9	681,9	43,7
03-2006	548,3	170,0	718,3	23,7
04-2006	510,7	211,0	721,7	29,2
05-2006	458,3	298,8	757,1	39,5
06-2006	387,9	299,1	687,0	43,5
07-2006	449,4	224,5	673,9	33,3
08-2006	419,0	290,8	709,8	41,0
09-2006	384,8	315,8	700,6	45,1
Média	473,3	224,1	697,4	32,0

Arranque do processo THP

Como se pode observar da Figura 16, à medida que o processo foi sendo optimizado, a quantidade de energia produzida foi-se aproximando da quantidade de energia adquirida à rede. A linha que representa o total de energia consumida, apresenta uma ligeira subida relativamente ao consumo de Agosto de 2005 (+10%). Este facto foi motivado pelo consumo adicional dos vários equipamentos instalados, principalmente a centrífuga utilizada na desidratação inicial da lama mista.

Contudo, essa desvantagem é compensada por uma série de vantagens obtidas com o processo THP segundo a Companhia da Água de Kapuściska (2009), nomeadamente:

- Redução de 50% na quantidade de lama desidratada final a armazenar e transportar (eliminação de 57% da MV e aumento da desidratação da lama para 30 – 31% MS);
- Lama final que obedece aos mais elevados parâmetros de qualidade, Classe A (U.S. EPA, 1999);
- Aumento de 50% no biogás produzido;
- Possibilidade de duplicar a carga mássica convencional (DA via húmida) e mais do que triplicar a carga mássica actual (até um máximo de 10 kg MS/m³ digestor/d) sem investimento em novos reactores;
- Redução de 41% na factura eléctrica;
- Aquecimento das instalações com vapor e água quente reciclados do processo térmico.

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

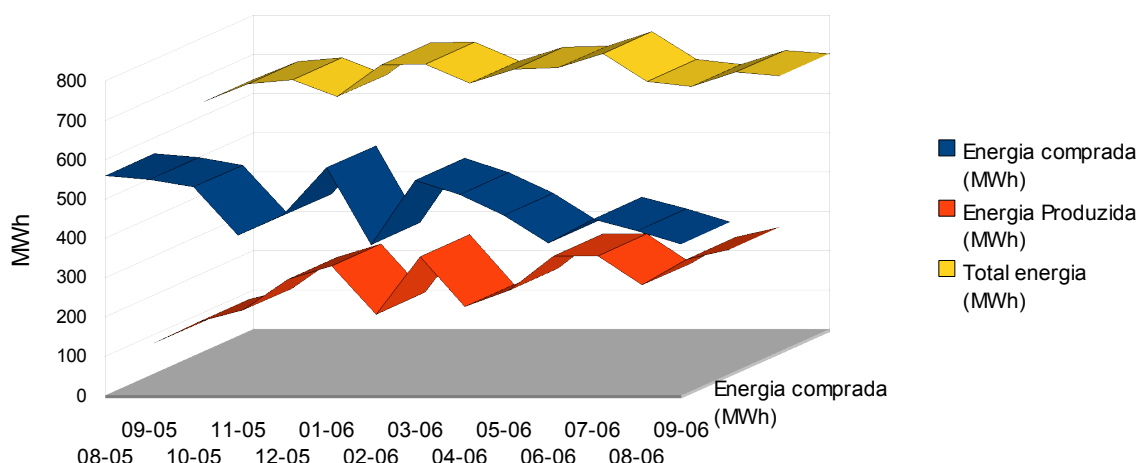


Figura 16 – Distribuição da energia consumida (comprada e produzida) na ETAR de Kapuściska (Polónia) durante o período entre Agosto 2005 e Setembro de 2006.

Verifica-se que a DA semiseca quando é precedida por um tratamento térmico, torna-se uma boa tecnologia para o tratamento suplementar das lamas desidratadas das ETAR's, reduzindo o seu volume, massa e promovendo à sua estabilização biológica. Além deste objectivo principal, a DA semiseca permite extrair algum do conteúdo energético da lama sob forma de biogás, contribuindo para a sustentabilidade económica desta técnica.

5.1.2 – Viabilidade económica - DA semiseca

O investimento realizado no processo de pré-desidratação (centrífuga), na unidade THP e na cogeração da ETAR de Kapuściska foi de 6 milhões de euros (Pastwa, 2009). O consumo mensal de energia no processo é 95,2 MWh e os custos de manutenção de aproximadamente 600 €/mês. Por outro lado, a produção mensal de energia é de 303 MWh e 555 MWh de vapor. O transporte da lama para a agricultura é de 22 €/t (Pastwa, 2009).

Tabela 25 – Produção de energia a partir do biogás na ETAR de Kapuściska, 2007 – 2008 (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Ano	Energia produzida (MWh/mês)	Preço energia (€/MWh) ¹	Poupança energia (€/mês)	Energia comprada (MWh/mês)	Autonomia energética
2007	302	59,64	18011,28	419	42%
2008	303	68,71	20819,13	430	41%

¹ – Taxa de conversão de 4,4945 Zloti Polaco por Euro (Banco Portugal, 2009)

Com estes dados é possível realizar uma análise económica ao processo térmico, que se encontra resumida na Tabela a seguir (os cálculos auxiliares encontram-se no Anexo 20):

Tabela 26 – Análise económica ao processo térmico, cogeração e vapor da ETAR de Kapuściska, ano de 2008 (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Rendas do processo THP	
1 - Consumo energia (€/mês)	6541,19
2 - Custos manutenção (€/mês)	600,00

Receitas do processo THP	
3 - Produção energia (€/mês)	20 819,13
4 - Produção de calor (€/mês)	12 734,25
5 - Redução da quantidade de lamas (€/mês)	27 104,00

Saldo final (€/mês)	53 516,19
---------------------	-----------

Investimento no processo THP (€)	6 000 000,00
Amortização mensal (€/mês)	53 516,19
Período de amortização (anos)	9,3

Embora o capital necessário para este tipo de unidades seja elevado (6 milhões de euros para 7650 t MS/a), o retorno é concretizado decorridos 9 - 10 anos. Esta amortização seria mais rápida caso a instalação tivesse possibilidade de tratar uma maior quantidade de lama, aproveitando a carga máxima permitida para os digestores e unidade de cogeração. Em Portugal, caso a valorização do biogás de ETAR fosse equiparada à do biogás de aterro, 105,40 €/MWh (2005) e a energia térmica utilizada no aquecimento das lamas fosse considerada útil, mais instalações de DA seriam viáveis (Caseiro, 2005).

A DA com aproveitamento de biogás em ETAR, deve ser equacionada de forma integrada, atendendo à estabilização das lamas e à redução de volume que proporciona, ao aproveitamento energético de um recurso renovável, biogás e à redução de encargos globais com energia e com a gestão das lamas na ETAR (Caseiro, 2005). No entanto, a DA não deve ser encarada como uma forma de gerar lucro, mas como uma potencial estratégia de desenvolvimento sustentável.

5.1.3 – Perspectivas de aplicação em Portugal

A tecnologia (THP) de liquefacção das lamas desidratadas da CAMBI, apresenta-se como um meio para duplicar ou até triplicar a capacidade da DA instalada no nosso país, rentabilizando melhor as infra-estruturas existentes. Isto permitiria que ETAR's actualmente equipadas com DA pudessem reduzir a quantidade final da lama a encaminhar para a agricultura para quase metade e com um grau máximo de estabilização (lama Classe A, U.S. EPA, 1999).

Também permitiria que algumas ETAR's com capacidade de DA disponível, pudessem receber lamas desidratadas provenientes de ETAR's vizinhas ou inclusive outros tipos de substrato como a FORSU (Krupp *et al.*, 2005 e Flor *et al.*, 2004). Deste modo, beneficiariam de uma eventual fonte de receita e maior autonomia energética e produção de calor.

Do mesmo modo, em zonas de grande produção de lama desidratada, seria possível construir unidades maiores e centralizadas de tratamento de lamas por DA, beneficiando de uma economia de escala, logo amortizando mais rapidamente o investimento. Um exemplo disso é o Centro de Tratamento Regional de Lamas de Brand Sands em Tees Valley (Reino Unido), com uma capacidade de 40 000 t MS/a (CAMBI, 2009).

5.2 – Co-DA por via seca – TMB-DA de Pohlsche Heide (Alemanha)

A instalação TMB-DA de Pohlsche Heide (Anexo 21, a) efectua o tratamento mecânico e biológico dos RSU's, resíduos industriais (RI's) e lamas desidratadas de ETAR, da região de Minden-Lübbecke na Alemanha. A capacidade de tratamento da instalação é de 100 000 t por ano (t/a): 40 000 t/a de RSU's, 40 000 t/a de RI's, 12 500 t/a de lamas desidratadas de ETAR's e 7 500 t/a de outros tipos de lamas (Centro de Eliminação de Pohlsche Heide (CEPH), 2009).

5.2.1 – Viabilidade técnica - co-DA por via seca

As lamas são encaminhadas directamente para o tratamento biológico (DA) enquanto os RSU's e os RI's sofrem primeiro um pré-tratamento mecânico de separação (Anexo 21, b). Apenas 50 – 65% da fracção orgânica de tamanho inferior a 60 mm (separador balístico) é que é misturada com as lamas para a co-DA por via seca, os restantes 35 – 50% são desviados para a compostagem (OWS, 2009). Embora isto resulte numa produção inferior de biogás, permite que toda a energia produzida seja consumida na instalação, evitando a ligação à rede para venda do excedente. Também evita que a lama digerida tenha de ser desidratada, uma vez que o material desviado da DA faz aumentar o teor de sólidos da mistura e fornece a energia necessária para o aumento de temperatura na compostagem.

O tratamento biológico é constituído por um digestor anaeróbio (2260 m³, 2000 m³ úteis) DRANCO da OWS, seguido de uma compostagem aeróbia constituída por 23 fiadas (*windrow*) de 26m x 6m x 5,3m, construída pela Horstmann (Alemanha). O reactor anaeróbio termófilo (55 °C) tem uma capacidade de tratamento de 38 000 t/a (base húmida), admitindo razões de misturas de lama desidratada com FORSU até aos 50/50 (Six, 2009). Todavia, essa percentagem é bastante inferior em Pohlsche Heide (20%). Na Figura 17, pode-se visualizar as quantidades de lama e de FORSU's alimentados ao reactor anaeróbio por semana, durante o ano de 2008.

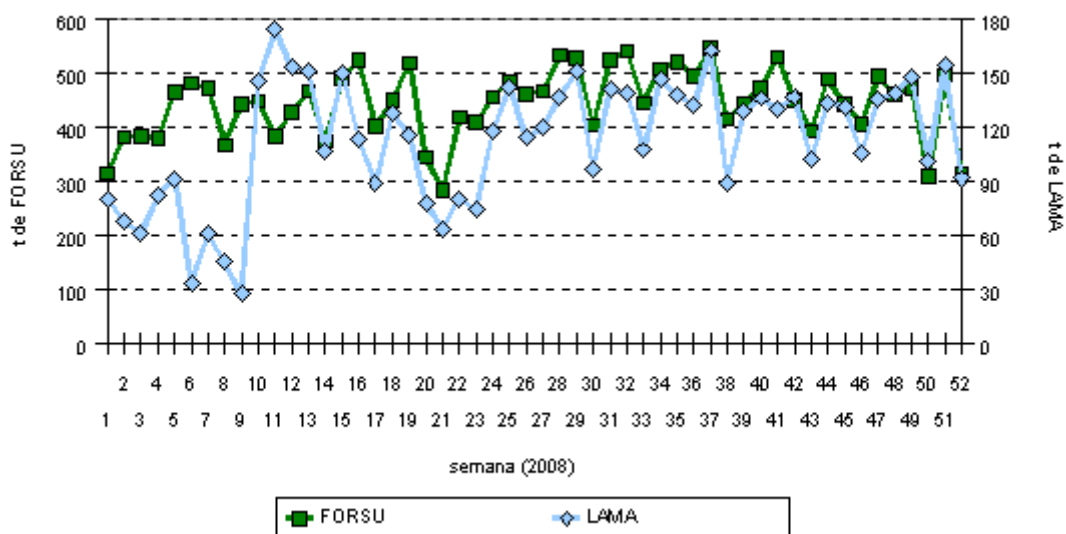


Figura 17 – Distribuição da alimentação ao digestor anaeróbico DRANCO, durante o ano de 2008 (Vigié, 2009).

A quantidade média de lama alimentada ao reactor foi cerca de 112 t por semana, e a de FORSU de 441 t por semana (Vigié, 2009). Também foi adicionada uma pequena quantidade de vapor, usada para elevar a temperatura da alimentação para os 55 °C e ajustar a concentração em sólidos para os 45% MS (em 2006 o valor médio no reactor foi de 56% MS, Vigié, 2009). Este vapor é produzido numa caldeira que utiliza biogás como combustível. Estima-se que represente entre 2 – 3% do consumo total de biogás. O aquecimento da alimentação é suficiente para manter a temperatura do digestor no valor ideal de 55 °C, sem fornecimentos adicionais de calor (OWS, 2009).

Antes de ser bombada para o topo do reactor, a alimentação é inoculada e homogeneizada no interior da própria bomba de elevação, com lama digerida vinda do fundo do reactor. A proporção utilizada é de 1 parte de lama fresca para 2 partes de lama digerida, no entanto por vezes a proporção chega a ser de 1 parte de lama fresca para 6 – 8 partes de lama digerida (OWS, 2009). Esta mistura é suficiente para evitar a necessidade de agitação no interior do reactor. Depois de inoculada e aquecida é bombada para o topo do reactor através dos tubos de alimentação. Esses tubos entram pelo interior do reactor, de modo a minimizar

as fugas de calor e atingem cerca de 1 m de distância do topo do digestor (Anexo 22, a), fazendo com que a lama seja depositada sobre a massa em digestão. O diâmetro interno desses tubos é de cerca de 1 m, com o intuito de reduzir as perdas de carga por atrito. Do mesmo modo, a alimentação pelo interior do reactor permite que a altura manométrica da descarga seja reduzida em pelo menos 1 m comparativamente aos casos em que a alimentação é feita pelo topo. Desta forma, o consumo de energia da bombagem é reduzido.

No caso de Pohlsche Heide, assim que o material entra no interior do reactor demora em média cerca de 8 - 9 dias até atingir o fundo do reactor (considerando a carga média de 553 t por semana e a recirculação de 2/3 de lama digerida). O tempo de retenção no digestor é de 25 - 26 dias, superior ao valor de projecto de 21 dias (OWS, 2009). A lama adquire um movimento descendente por acção da força da gravidade, com um fluxo tipo pistão. O biogás (50 - 60% metano) sobe através dela e é removido pelo topo para armazenagem e tratamento posterior. O resíduo digerido é removido pelo fundo do reactor por intermédio de um parafuso sem-fim. Do processo de digestão não resulta a formação de qualquer efluente líquido.

Como se pode observar da Figura 18, a quantidade de substrato (FORSU + LAMA) alimentado ao digestor durante o ano de 2008 oscilou entre as 350 - 710 t/semana. A carga média de sólidos foi de 18 kg MS/m³ reactor/dia, com 53% MV (Vigié, 2009).

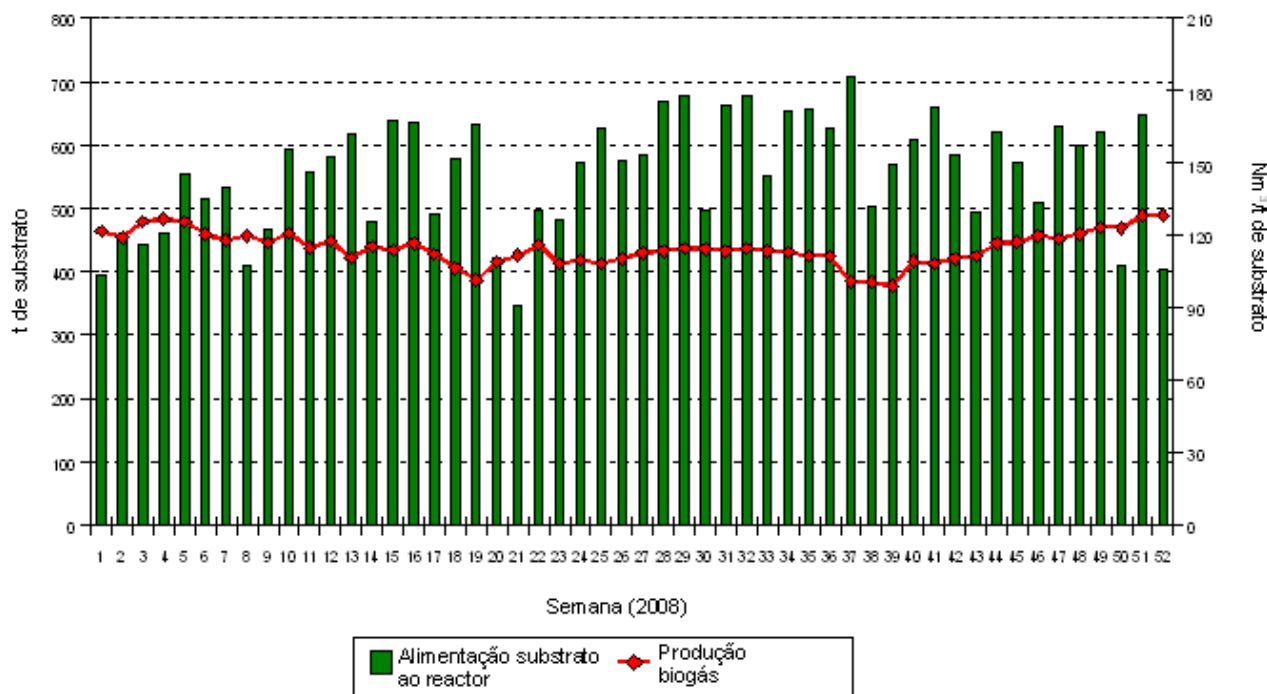


Figura 18 – Quantidade de substrato alimentada ao reactor anaeróbio durante o ano de 2008 e respectiva produção de biogás (Vigié, 2009).

A razão C:N média durante o ano de 2006 foi de 25 (Vigié, 2009). Este valor é conseguido, porque a lama desidratada de ETAR (C:N < 25, Tabela 5) compensa o valor mais elevado da FORSU que resulta da separação mecânica (C:N > 30, Tabela 9).

A lama digerida é posteriormente encaminhada para a compostagem onde é misturada com a restante fracção orgânica (< 60 mm) desviada da DA por via seca. Após a compostagem, a lama estabilizada é depositada em aterro.

A produção média de biogás na instalação foi aproximadamente de 115 Nm³/t de substrato alimentado ao reactor. A produção semanal e a produtividade específica por unidade de volume de reactor estão representadas na Figura 19. Os valores médios obtidos foram de 52 659 Nm³/semana e 3,75 Nm³/m³ reactor/dia, respectivamente (Vigié, 2009). Cerca de 64% do biogás produzido em 2006, foi utilizado na unidade CHP (460 kWe), 2% na caldeira para a produção de vapor destinado ao aquecimento da lama de alimentação ao reactor e 22% queimados na tocha (Vigié, 2009). Não existem dados relativamente aos restantes 12%, eventualmente, foram usados na oxidação térmica regenerativa (RTO), para tratamento dos

gases (1100 °C) (CEPH, 2009).

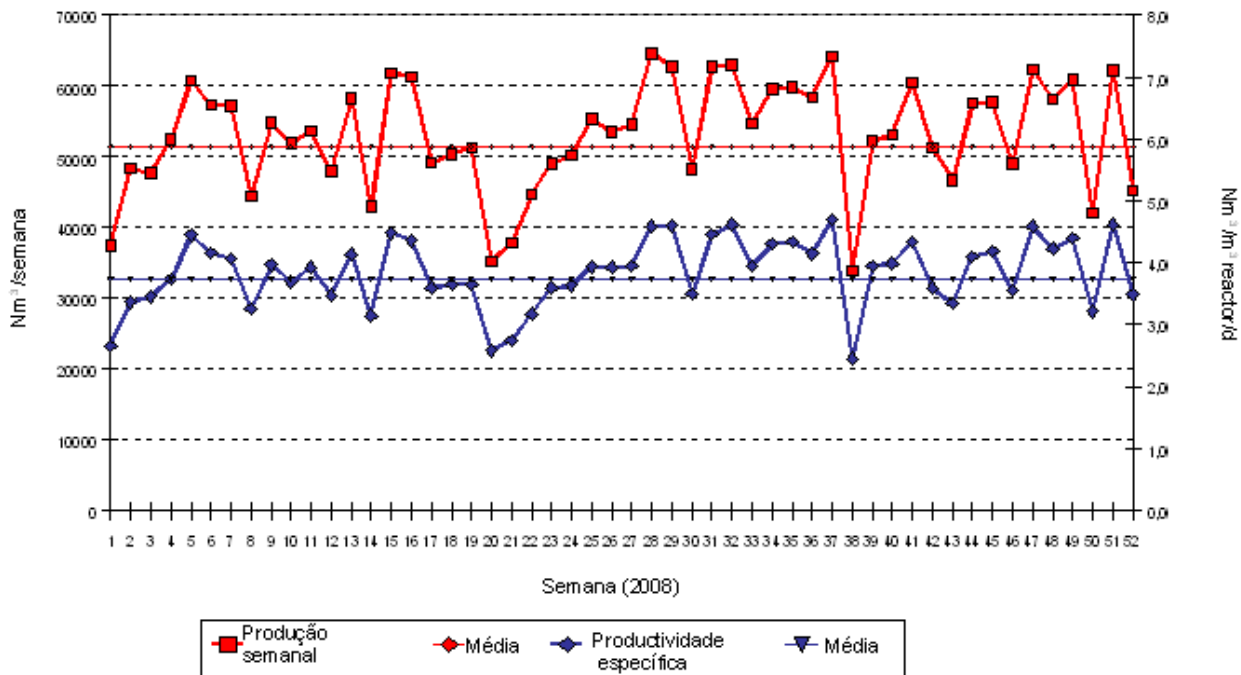


Figura 19 – Produção semanal de biogás e produtividade do reactor DRANCO em Pohlsche Heide, durante o ano de 2008 (Vigié, 2009).

Admitindo uma eficiência da unidade CHP (turbina a gás) de 30% para a electricidade e de 55% para o calor (U.S. EPA, 2008), o metano consumido na unidade CHP deu para para uma produção de 2 892 MWh/a de energia eléctrica e 5 302 MWh/a de calor. Toda a energia eléctrica e calor são consumidos na própria instalação, que é autosuficiente.

5.2.2 – Viabilidade económica - co-DA por via seca

A instalação de TMB-DA custou 26 milhões de euros (CEPH, 2009), dos quais 6,4 milhões estão relacionados com o reactor DRANCO, equipamentos de purificação de biogás e unidade de aproveitamento energético (CHP) (Six, 2009). Os preços para a recepção dos vários resíduos na instalação de Pohlsche Heide, constam de um preçário disponível no site da CEPH. A taxa cobrada para recepção de lamas desidratadas de ETAR durante o ano de 2009 será de 35,00 €/t. Esta tarifa é superior ao valor médio do encaminhamento das lamas para a agricultura em Portugal: 20 – 30 €/t (Teixeira, 2009). Os preços dos outros resíduos sólidos variam entre os 25,00 €/t e os 155,00 €/t (CEPH, 2009).

Neste caso, as unidades de co-DA e cogeração (CHP) não se destinam exclusivamente à estabilização e valorização energética das lamas de ETAR, mas também da FORSU, pelo que o estudo de viabilidade económica da co-DA terá de ser realizado ao conjunto dos dois resíduos. Outra diferença entre este método e o da DA semiseca em ETAR, é que aqui a lama desidratada de ETAR representa uma receita enquanto na DA semiseca representa uma despesa (custo de transporte).

Na Tabela 27, é realizada uma análise económica global simplificada da instalação de TMB-DA e na Tabela 28 uma análise específica às unidades de co-DA e CHP. Na Tabela 27, dada a impossibilidade de obter os custos de operação, manutenção (instalação) e deposição em aterro (do rejeitado) os mesmos foram estimados com base numa percentagem dos lucros.

Do mesmo modo, na Tabela 28, os custos de manutenção foram considerados iguais ao da instalação THP + CHP de Kapuściska, pois embora os equipamentos utilizados em lamas com elevado teor de sólidos sejam mais caros e robustos, no caso de Pohlsche Heide, o número de equipamentos é muito menor e a quantidade de lama processada por dia também é menor do que em Kapuściska. O preço do MWh também foi considerado igual ao de Kapuściska por falta de dados relativamente aos preços da energia para a indústria na Alemanha. Os cálculos auxiliares das Tabelas 27 e 28 encontram-se no Anexo 23.

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Tabela 27 – Análise económica global à unidade TMB-DA de Pohlsche Heide (valores estimados).

Rendas anuais globais	
1 - Consumo energia (€/ano)	0,00
2 – Consumo calor (€/ano)	0,00
3 – Custos de operação, manutenção e deposição em aterro do rejeitado (€/ano) ¹	6 150 000,00

Receitas anuais globais ²	
4 – Taxa de entrada de RSU's (€/ano)	5 400 000,00
5 - Taxa de entrada de RI's (€/ano)	6 200 000,00
6 – Taxa de entrada de lamas (€/ano)	700 000,00

Saldo final (€/ano)	6 150 000,00
---------------------	--------------

Investimento no TMB-DA (€)	26 000 000,00
Amortização anual (€/ano)	6 150 000,00
Período de amortização (anos)	4,2

¹ – Os custos de operação e manutenção foram estimados como uma percentagem da receita. Neste caso, foi considerada 50% do valor da receita.

² - Para o cálculo das parcelas da receita foram consideradas as quantidades de resíduos previstas para a instalação e respectivas taxas: 40 000 t/a de RSU's (135 €/t); 40 000 t/a de RI's (155 €/t) e 20 000 t/a de lamas (35 €/t).

Tabela 28 – Análise económica das unidades de co-DA e CHP de Pohlsche Heide (valores estimados).

Rendas anuais da co-DA + CHP	
1 - Consumo energia (€/ano)	49 127,65
2 – Consumo vapor (€/ano)	20 681,71
3 – Custos de manutenção (€/ano)	7 200,00

Receitas anuais da co-DA + CHP	
4 – Produção de energia (€/ano)	198 709,32
5 - Produção de calor (€/ano)	121 433,47
6 – Lama desidratada de ETAR (€/ano)	203 840,00
7 – Redução de massa na co-DA (€/ano)	154 672,50

Saldo final (€/ano)	601 645,93
---------------------	------------

Investimento na co-DA + CHP (€)	6 400 000,00
Amortização anual (€/ano)	601 645,93
Período de amortização (anos)	10,6

O TMB-DA dos RSU's é atractivo porque permite integrar o tratamento das lamas desidratadas de ETAR, numa mesma unidade, beneficiando-se de uma economia de escala. As lamas desidratadas de ETAR também ajudam a atingir uma boa razão C:N da mistura para a co-DA. A compostagem posterior com resíduos verdes (restos da jardinagem) permite também valorizar organicamente estes resíduos como já acontece em Pohlsche Heide (Anexo 22, b). Em zonas remotas, a produção de energia e calor gerados pelo biogás (co-DA) em unidades CHP permite a autosuficiência das instalações sem necessidade da construções de redes eléctricas até ao local.

5.2.3 – Perspectivas de aplicação em Portugal

Com os novos investimentos previstos para o TMB-DA dos RSU's abre-se uma nova perspectiva para a inclusão das lamas desidratadas de ETAR neste tipo de unidades. Os benefícios económicos são bastante evidentes quando se analisam os resultados das Tabelas 27 e 28. A centralização no tratamento dos vários resíduos resultaria em menores custos de investimento, operação e monitorização, e diminuiria o período de amortização do investimento.

6. Enquadramento legal

Com o progresso científico no conhecimento e gestão dos resíduos, existe normalmente um acompanhamento em termos da regulamentação que procura salvaguardar os riscos potenciais para o ambiente e higiene e segurança das populações. Neste Capítulo, destacam-se alguns Decretos-Lei, Directivas Europeias e Internacionais, importantes para a gestão das lamas de ETAR, tendo presente a sua valorização orgânica e energética.

- Decreto-Lei 118/2006 de 21 de Junho, transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva 86/278/CE do Conselho de 12 de Junho, regulamentando a utilização das lamas de depuração em solos agrícolas (Anexo 3).
- Regulamento Interno 40 CFR parte 503, U.S. EPA, 1997, sugere dois processos de tratamento para reduzir os níveis de microrganismos patogénicos nas lamas.
- Regulamento (CE) N° 1774/2002 do Parlamento Europeu e do Conselho de 3 de Outubro que estabelece regras sanitárias relativas aos subprodutos animais não destinados ao consumo humano.
- Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril, regulamenta a quantidade de deposição de matéria orgânica em aterro.
- Portaria n.º 60/2002, de 15 de Janeiro. Valorização do biogás pelo tarifário da co-geração. Aplicável a instalações de cogeração que utilizem mais de 50% de energia primária renovável.
- Decreto-Lei n.º 33-A/2005, de 16 de Fevereiro, aplicável a instalações que utilizam energias renováveis. Estabelece valores para o coeficiente Z utilizado nas fórmulas de cálculo do tarifário.
- Directiva 2000/76/EC, do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 de Dezembro de 2000, impondo valores limite das emissões gasosas para atmosfera.

7. Conclusão

A gestão das lamas desidratadas, é um dos maiores problemas que se colocam às entidades gestoras de ETAR's em todo o mundo desenvolvido. Várias técnicas têm sido estudadas e implementadas como a deposição em solo agrícola ou aterro, a incineração, a secagem térmica e a compostagem. A colocação em aterro está praticamente abandonada na Europa, devido à crescente limitação na deposição de matéria orgânica. A secagem térmica e a incineração, são tecnologias válidas, mas consomem bastante energia e apresentam emissões gasosas que necessitam de tratamento. A compostagem não usa tanta energia, mas requer uma grande área de implantação e exige um teor de sólidos bastante elevado (mínimo de 40% MS), que só é atingido por intermédio de uma secagem térmica prévia ou mistura com uma grande quantidade de material de suporte (ex. serrim). A técnica mais económica e sustentável é a valorização agrícola, uma vez que requer unicamente o transporte da lama para os terrenos, reciclando carbono e nutrientes para o solo em alternativa aos adubos comerciais.

Contudo, esta prática vem levantando preocupações sobre os efeitos de acumulação de metais pesados nos solos e culturas, bem como dos micropoluentes orgânicos e de microrganismos patogénicos. Em consequência, tem sido criada legislação preventiva, cada vez mais restrita, sobre a aplicação das lamas desidratadas de ETAR nos solos. Este facto tem forçado as empresas gestoras a recorrerem a técnicas mais caras e menos sustentáveis.

A mais valia da DA advém do facto de ser a única técnica conhecida para o tratamento das lamas, sustentável do ponto de vista energético e económico, ao mesmo tempo que promove uma substancial redução da massa sólida e a eliminação dos microrganismos patogénicos. Tem ainda a característica singular de poder funcionar como pré-tratamento de qualquer uma das outras técnicas alternativas (tratamento combinado). Outro aspecto importante da DA, é a possibilidade de poder valorizar energeticamente quase todos os tipos de resíduos orgânicos (ex. lamas desidratadas de ETAR, FORSU, biomassa primária, resíduos de pecuárias ou combinações destes resíduos).

Existem dois tipos de DA com um grande potencial para o tratamento e valorização das lamas desidratadas de ETAR. A primeira é a DA semiseca (6 – 15% MS), na qual a lama (14 -18% MS) é submetida a um pré-tratamento térmico, químico, físico ou biológico que melhora as suas características físico-químicas (ex. viscosidade) para a DA. Nesta categoria, o pré-tratamento THP da CAMBI, apresenta-se como a tecnologia mais utilizada e comprovada. Com uma capacidade instalada 205 600 t MS/a, o processo THP permitiu aumentar em 2 a 3 vezes a capacidade dos digestores, produzir mais 30 – 100% de biogás, reduzir em 50% a massa final da lama após desidratação e obter lama digerida bem estabilizada (classe A, com 100% de destruição de microrganismos patogénicos). Além destas vantagens, acrescenta-se o facto de ser uma tecnologia em que ocorre o retorno absoluto do capital investido, decorridos alguns anos (tecnologia sustentável). Como é exemplo o caso da ETAR de Kapuściska, na Polónia.

A segunda é a co-DA por via seca da lama desidratada de ETAR com a FORSU, aproveitando a existência de um grande número de reactores para este fim. Além das mais valias económicas, a principal vantagem da lama desidratada de ETAR como co-substrato da FORSU é o facto de melhorar a razão C:N e o teor de humidade da mistura final, resultando numa DA mais eficiente. A instalação TMB-DA de Pohlsche Heide é um exemplo de autosuficiência em termos de energia e calor, fruto da opção por esta tecnologia.

Por conseguinte, as futuras limitações na deposição das lamas desidratadas de ETAR nos solos, tenderão a obrigar a um maior dispêndio de dinheiro em tecnologias para a sua redução e estabilização. Com um investimento em infra-estruturas de armazenagem e o uso destas tecnologias de DA, seria possível conseguir uma gestão ambiental e energeticamente sustentável das lamas desidratadas de ETAR. Desse modo, seriam recuperados nutrientes e carbono para o solo com menor contaminação por microrganismos patogénicos, reduzidas as emissões de CO₂ para a atmosfera e produzida energia renovável, de acordo com as novas estratégias e políticas da União Europeia sobre a gestão dos solos e dos resíduos.

8. Referências bibliográficas

- Adam, C.; Peplinski, B.; Michaelis, M.; Kley, G.; Simon, F.-G., 2009. *Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery*. Waste Management 29, 1122 – 1128.
- Ahlberg, G.; Gustafsson, O.; Wedel, P., 2006. *Leaching of metals from sludge during one year and their relationship to particle size*. Environmental Pollution 144, 545 – 553.
- Alcantara, S.; Pérez, D.V.; Almeida, M.R.A.; Silva, G.M.; Polidoro, J.C.; Bettiol, W., 2009. *Chemical Changes and Heavy Metal Partitioning in an Oxisol Cultivated with Maize (Zea mays, L.) after 5 Years Disposal of a Domestic and an Industrial Sewage Sludge*. Water, Air and Soil Pollution, em impressão.
- Alves, M., 1998. *Estudo e Caracterização de Digestores Anaeróbicos de Leito Fixo*. Tese de Doutoramento em Engenharia Biológica e Química, Universidade do Minho.
- Aderson, G., Donnelly, T., McKeown, K., 1982. *Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewater*. Process Biochemistry 17, 471 – 484.
- Alfa Laval, 2009. www.alfalaval.com, consultado em Maio de 2009.
- Andritz, 2009. www.andritz.com, consultado em Maio de 2009.
- Banco de Portugal, 2009. www.bportugal.pt, consultado em 26/06/2009.
- Barnes, D.; Fitzgerald, P.A., 1987. *Anaerobic wastewater treatment process*, pp. 57 – 113, in: *Environmental Biotechnology*, C.F. Forster and D.A.J. Wase, Eds. Ellis Horwood, Chichester, U.K.
- Batstone, D.; Keller, J.; Angelidaki, R.; Kalyuzhnyi, S.; Pavlostathis, S.; Rossi, A.; Sanders, W.; Siegrist, H.; Vavilin, V., 2002. *Anaerobic Digestion Model. Nº 1*, IWA Publishing, London, UK, pp. 77.
- Bhattacharya, S. K.; Parkin, G. F., 1989. *The effect of ammonia on methane fermentation processes*. Journal of the Water Pollution Control Federation 61: 56 – 59.
- Bio-Systems International, 2009. www.biobugs.com, consultado em Junho de 2009.
- Bitton, G., 1994. *Wastewater Microbiology*. Wiley-Liss, New York, 229 – 45.
- Blum, D. J. W., Speece, R. E., 1992. *The toxicity of organic chemicals to treatment processes*. Water Science and Technology 25, 23 – 31.
- Bouallaghi, H.; Lahdhed, H.; Romdan, E.B.; Rachid, B.; Hamdi, M., 2009. *Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition*. Journal of Environmental Management 90, 1844 – 1849.
- CAMBI, 2009. www.cambi.no, consultado entre Abril e Julho de 2009.
- Carbonell, G; Pro, J.; Gómez, N.; Babín, M.M.; Fernández, C.; Alonso, E.; Tarazona, J.V., 2009. *Sewage sludge applied to agricultural soil: Ecotoxicological effects on representative soil organisms*. Ecotoxicology and Environmental Safety 72, 1309 – 1319.
- Caseiro, J.L., 2005. *Aproveitamento de Biogás, Legislação, Tecnologias e Casos Práticos, ETAR de Ponte das Mestras – Leiria*. Seminário sobre a aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água – 19 a 21 de Setembro de 2005.
- Centro de Eliminação de Pohlsche Heide, 2009. www.pohlsche-heide.de, consultado entre Maio e Julho de 2009.
- Chao-Ming, L.; Guang-Ruei, K.; Meng-Yu, C., 2009. *Potentials of food wastes for power generation an energy conservation in Taiwan*. Renewable Energy 34, 1913 – 1915.

Choi, E.; Rim, J., 1991. *Competition and inhibition of sulfate reducers and methane producers in anaerobic treatment*. Water Science Technology 23, 1259 – 1264.

Cohen, A.; Breure, A.M.; Van Andel, J.G.; Van Deursen, A., 1980. *Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose. I. Maximum COD-turnover rate during continuous operation*. Water Resources 14, 1439 – 1448.

Companhia da Água de Kapuściska, 2009. <http://www.oskapusciska.pl/>, consultado em Junho 2009.

De Baere, L., 2000. *Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art*. Water Science and Technology 41, 283 – 290.

De Baere, L., 2006. *Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future?* Water Science and Technology 53, 187 – 194.

Demirbas, M.F.; Balat, M.; Balat, H., 2009. *Potential contribution of biomass to the sustainable energy development*. Energy Conversion and Management 50, 1746 – 1760.

Deng, W.Y.; Yan, J.H.; Li, X.-D.; Wang, F.; Zhu, X.-W.; Lu, S.-Y.; Cen, K.-F., 2009. *Emission characteristics of volatile compounds during sludges drying process*. Journal of Hazardous Materials 162, 186 – 192.

Diekert, G.; Konheiser, U.; Piechulla, K.; Thauer, R., 1981. *Nickel requirement and factor F₄₃₀ content of methanogenic bacteria*. The Journal of Bacteriology 148, 459 – 465.

Dinica, V., 2009. *Biomass power: Exploring the diffusion challenges in Spain*. Renewable and Sustainable Energies Reviews 13, 1551 – 1559.

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.

Eckenfelder, W. W., 2000. *Industrial Water Pollution Control*. 3rd ed., McGraw-Hill Higher Education, New York, 394 – 409.

European Commission, 2001. *Disposal and Recycling Routes for Sewage Sludge. Part 3.- Scientific and Technical Report*. Office for Official Publications of the European Communities, 2001, Luxembourg.

European Environment Agency, 1997. *Sludge Treatment and Disposal – Management Approaches and Experiences*. Copenhagen, Denmark

Eurostat, 2009. www.eurostat.com, consultado em 10 de Junho de 2009.

Fedorak, P., Roberts, D., Hrudey, S., 1986. *The effects of cyanide on the methanogenic degradation of phenolic compounds*. Water Resources 20, 1315 – 1320.

Fernández, C.G.-; Cofreces, C.L.-; Encina, P.A.G.-, 2008. *Different pretreatments for increasing anaerobic biodegradability in swine manure*. Bioresource Technology 99, 8710-8714.

Field, J.; Lettinga, G., 1987. *The methanogenic toxicity and anaerobic biodegradability of a hidrolizable tannin*. Water Research 21, 367 – 374.

Flor, A.; Teiga, P.; Arroja, L.; Capela, I., 2004. *Co-digestão de lama anaeróbia de ETAR e fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos num reactor contínuo*. 4^{as} Jornadas Politécnicas de Engenharia.

Galí, A.; Benabdallah, T.; Astals, S.; Mata-Alvarez, J., 2009. *Modified version of ADM1 model for agro-waste application*. Bioresource Technoogy 100, 2783 – 2790.

Garcés, P.; Carrión, M.P.; Garcia-Alcocel, E.; Payá, J.; Monzó, J.; Borrachero, M.V., 2008. *Mechanical and physical properties of cement blended with sewage sludge ash*. Waste Management 28, 2495 – 2502.

Ghosh, S.; Klass, D.L., 1978. *Two-phase anaerobic digestion*. Process Biochemistry 13, 15 – 24.

Hammer, M.J., 1986. *Water and Wastewater Technology*. Wiley, New York.

Hartmann, H.; Ahring, B.K., 2005. *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure*. *Water Resources* 39, 1543 – 1552.

Hickey, C., Blaise, C., Costan, G., 1991. *Microtesting appraisal of ATP and cell recovery toxicity end points after acute expose of *Selenastrum capricornutum* to selected chemicals*. *Environmental Toxicology and Water Quality* 6, 383 – 403.

Hickey, R., Vandderwielen, J., Switzenbaum. 1987. *The effect of organic toxicants on methane production and hydrogen gas levels during the anaerobic digestion of waste activated sludge*. *Water Resources* 21, 1417 – 1427.

Holland, K.; Knapp, J.; Shoosmith, J., 1987. *Anaerobic Bacteria*. Chapman and Hall, New York.

Houdková, L.; Boráň, J.; Ucekaj, V.; Elsässer, T.; Stehlík, P., 2008. *Thermal processing of sewage sludge*. *Applied Thermal Engineering* 28, 2083 – 2088.

Huser, B.A.; Wuhrmann, K.; Zehnder, A.J.B., 1982. *Methanotrix soehngenii* gen. nov. sp. nov., a new acetotrophic non-hydrogen-oxidizing bacterium. *Archives of Microbiology* 132, 1 – 9.

Inoue, S.; Sawayama, S; Ogi, T.; Yayokoyama, S., 1996. *Organic composition of liquidized sewage sludge*. *Biomass and Bioenergy* 10 (1), 37 – 40.

Instituto Nacional de Estatística, I.P. (INE), 2009. www.ine.pt, consultado entre 8 e 12 de Maio de 2009.

Instituto Nacional de Estatística, I.P. (INE), 2008. *Estatísticas do Ambiente 2007*. Lisboa – Portugal, 60-75.

Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), 2007. *Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal (RASARP)*.

Karagiannidis, A.; Perkoulidis, G., 2009. *A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes*. *Bioresource Technology* 100, 2355 – 2360.

Karhadkar, P., Audic, J., Faup, G., Khanna, P., 1987. *Sulfide and sulfate inhibition of methanogenesis*. *Water Resources* 21, 1061 – 1066.

Kayhanian, M.; Rich, D., 1995. *Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements*. *Biomass & Bioenergy* 8, 433 – 444.

Kleiven, H., 2009. (Business Development Manager, CAMBI AS) comunicação pessoal.

Kompogas, 2009. www.kompogas.ch, consultado nos dias 21 e 22 de Junho.

Kopp, J.; Ewert, W., 2006. *New Processes for the Improvement of Sludge Digestion and Sludge Dewatering*. 11th European Biosolids and Organics Resources Conference, Wakefield, UK.

Koster, I.W., 1988. *Microbial, chemical and technological aspects of the anaerobic degradation of organic pollutants in: Biotreatment Systems*. Volume 1, D. L. Wise, Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Koster, I.W., Cramer, A., 1987. *Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids*. *Applied and Environmental Microbiology* 53, 1561 – 1567.

Koster, L., Rinzema, A., Vegt, A., Lettinga, G., 1986. *Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels*. *Water Resources* 20, 1561 – 1567.

Krupp, M.; Schubert J.; Widman, 2005. *Feasibility study for co-digestion of sewage sludge with OFMSW on two wastewater treatment plants in Germany*. *Waste Management* 25, 393-399.

Lin, C., 1992. *Effect of heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion*. Water Resources 26, 177 – 183.

Lissens, G.; Vandevivere, P.; Biey, E.M.; Verstraete, W., 2001. *Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion*. Water Science Technology 8, 91 – 102.

Lu, Y.; Wu, X.; Guo, J., 2009. *Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting*. Elsevier, Waste Management 29, 1152 – 1157.

Macedo-Sousa, J.A.; Soares, A.M.V.M.; Tarazona, J.V., 2009. *A conceptual model for assessing risks in a Mediterranean Natura 2000 Network site*. Science of the Total Environment 407, 1224 – 1231.

Marmo, L., 2008. *EU strategies and policies on soil and waste management to offset greenhouse gas emissions*. Waste Management 28, 685 – 689.

Mattenberger, H.; Fraissler, G.; Brunner, T.; Herk, P.; Hermann, L.; Oberberger, I., 2008. *Sewage sludge ash to phosphorus fertiliser: Variables influencing heavy metal removal during thermochemical treatment*. Waste Management 28, 2709 – 2722.

McCarty, P.L.; Beck, L.; Amant, P.S., 1969. *Biological Denitrification of Wastewaters by Addition of Organic Materials*. Proceedings of the 24th Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, IN.

McFarland, M.; Jewell, 1990. *The effect of sulfate reduction in thermophilic (55 °C) methane fermentation process*. Journal of Industrial Microbiology 5, 247 – 258.

McKendry, P., 2002. *Energy production from biomass (part 1): overview of biomass*. Bioresource Technology 83, 37 – 46.

Mesdaghinia, A.; Panahi Akhavan, M.; Vaezi, F.; Naddafi, K.; Moosavi, G., 2004. *Waste Sludge Characteristics of a Wastewater Treatment Plant Compared With Environmental Standards*. Iranian Journal of Public Health 3, 5 - 9.

Metcalf & Eddy, Inc., 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd ed., McGraw-Hill, New York, Tata McGraw-Hill edition 1995.

Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território, e do Desenvolvimento Regional, 2007. *PEAASAR II - Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007 – 2013*. Lisboa, Portugal

Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território, e do Desenvolvimento Regional, 2007. *PERSU II - Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007 – 2016*. Lisboa, Portugal

Mohajer, A.; Trémier, A.; Barrington, S.; Martinez, J.; Teglia, C.; Carone, M., 2009. *Microbial oxygen uptake in sludge as influenced by compost physical parameters*. Waste Management, em impressão.

Montemurro, F.; Diacono, M.; Vitti, C.; Debiase, G., 2009. *Biodegradation of olive husk mixed with other agricultural wastes*. Bioresource Technology 100, 2969 – 2974.

Mueller, J., Steiner, A., 1992. *Inhibition of anaerobic digestion by heavy metals*. Water Science and Technology 26, 835 – 846.

Murakami, T.; Suzuki, Y.; Nagasawa, H.; Yamamoto, T.; Koseki, T.; Hirose, H.; Okamoto, S., 2009. *Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery*. Fuel Processing Technology 90, 778 – 783.

Murray, W., Van de Berg, L., 1981. *Effect of nickel, cobalt, and molybdenum on performance of methanogenic fixed-film reactors*. Applied and Environmental Microbiology 42, 502 – 505.

Nges, I. A.; Liu, J., 2009. *Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge*. Renewable Energy 34, 1795 – 1800.

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Nickel, K.; Neis, U., 2007. *Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation*. Ultrasonic Sonochemistry 14, 450 – 455.

Nisho, N.; Nakashimada, Y., 2007. *Recent Development of Anaerobic Digestion Process for Energy Recovery from Wastes*. Journal of Bioscience and Bioengineering 103 (2), 105-112.

Norli, M., 2006. *The CAMBI Thermal Hydrolysis Process (THP) – Dramatically Improving Sludge Digestion and Dewatering*. Gdansk Conference – Book of Proceedings, 24 – 26th October 2006.

Novozymes, 2009. www.novozymes.com, consultado em Junho de 2009.

O'Kelly, B.C., 2005. *Mechanical Properties of Dewatered Sewage Sludge*. Elsevier, Waste Management 25, 47 – 52.

Oliveira, L.C., 2005. *Digestão anaeróbia: Uma visão sustentável no tratamento dos subprodutos de origem animal*. Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Angra do Heroísmo.

Oremland, R. S., 1988. *Biogeochemistry of methanogenic bacteria*. pp. 641 – 705, in: *Biology of Anaerobic Microorganisms*, A.J.B. Zehnder, Ed. Wiley, New York.

OWS, 2009. www.ows.be, consultado entre Abril e Julho de 2009.

Park, J.M.; Lee, S.B.; Kim, J.P.; Kim, M.J.; Kwon, O.S., Jung, D.I., 2009. *Behavior of PAHs from sewage sludge incinerators in Korea*. Waste Management 29, 690 – 695.

Parkin, G., Speece, R., 1982. *Modeling toxicity in methane fermentation systems*. Journal Environmental Engineering Division American Society Civil Engineering 108, 515 – 531.

Pastwa, P., 2009. (Companhia da Água de Kapuściska), comunicação pessoal.

Patel, G.; Agnew, B.; Dicaire, C., 1991. *Inhibition of pure culture of methanogens by benzene ring compounds*. Applied and Environmental Microbiology 57, 2969 – 2974.

Pipyn, P.; Verstraete, W.; Ombregt, J.P., 1979. *A pilot scale anaerobic upflow reactor treating distillery wastewaters*. Biotechnology Letters 1, 495 – 530.

Polprasert, C., 1989. *Organic Wastes Recycling*. Wiley, Chichester, U.K.

Ponsá, S.; Pagans, E.; Sánchez, A., 2009. *Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer*. Biosystems Engineering 102, 433 – 443.

Redemann, K.; Hartge, E.-U.; Werther, J., 2009. *A particle population balancing model for a circulating fluidized bed combustion system*. Powder Technology 191, 78 – 90.

Rinzema, A., Lettinga, G., 1988. *Anaerobic treatment of sulfate-containing waste water in: Biotreatment Systems*. D. L. Wise, Ed. CRC Press, Boca Raton, 65 – 109.

Roberton, A. M.; Wolfe, R. S., 1970. *ATP pools in Methanobacterium*. The Journal of Bacteriology 102, 43 – 51.

Sahm, H., 1984. *Anaerobic wastewater treatment*. Advances in Biochemical Engineering and Biotechnology 29: 84 – 115

Sans, C., Mata-Alvarez, J., Cecchi, F.; Pavan, P.; Bassetti, A., 1995. *Acidogenic Fermentation of Organic Urban Wastes in a Plug-Flow Reactor Under Thermophilic Conditions*. Bioresource Technology 54, 105 – 110.

Sawayama, S.; Inoue, S.; Tsukahara, K. and Ogi, T., 1996. *Thermochemical liquidization of anaerobically digested and dewatered sludge an anaerobic retreatment*, Bioresource Technology 55, 141 – 144.

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Schäfer, W.; Letho, M. and Teye, F., 2006. *Dry Anaerobic Digestion of Organic Residues On-Farm – a Feasibility Study*, MTT – Agrifood Research Finland, Agrifood Research Reports 77, 98 s., Vihti, Finland.

Shonheit, P.; Kristjansson, J.; Thauer, R., 1982. *Kinetic mechanism for the ability of sulfate reducers to outcompete methanogens for acetate*. Archives of Microbiology 132, 285 - 288.

Shonheit, P., Moll, J.; Thauer, R., 1979. *Nickel, cobalt, and molybdenum requirement for growth of Methanobacterium thermoautotrophicum*. Archives of Microbiology 123, 105 – 107.

Singh, R.P.; Agrawal, M., 2008. *Potential beneficts and risks of land application of sewage sludge*. Waste Management 28, 347 – 358.

Six, W., 2009.(OWS – Organic Waste Systems n.v.) comunicação pessoal.

Smith, M.R.; Mah, R.A., 1978. *Growth and Methanogenesis of Methanosarcina strain 227 on acetate and methanol*. Applied and Environmental Microbiology 95, 844 – 855.

SNF Floerger, 2009. www.snf-group.com/IMG/pdf/Water_Treatment_3_E.pdf, consultado em 23 de Junho de 2009.

Speece, R., 1983. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment*. Environmental Science and Technology 17 (9), 416A – 427A..

Sterritt, R.; Lester, J., 1988. *Microbiology for Environmental and Public Health Engineers*. E. & F. N. SPON, New York, 181 – 201.

Teixeira, F., 2009. (AGS, S.A.) comunicação pessoal por telefone, 29/06/2009.

Toreci, I.; Kennedy, K.J.; Droste, R.L., 2009. *Evaluation of continuous mesophilic anaerobic sludge digestion after high temperature microwave pretreatment*. Water Research 43, 1273 – 1284.

Trémier, A.; Teglia, C.; Barrington, S., 2009. *Effect of initial characteristics on sludge compost performance*. Bioresource Technology 100, 3751 – 3758.

U.S. EPA, 1999. *Biosolids Generation, Use, and Disposal in the United States*. Municipal and Industrial Solid Waste Division, EPA 530-R-99-009, 25 – 53.

U.S. EPA, 2008. *Catalog of CHP Technologies*.

Valorga, 2009. www.valorgainternational.fr, consultado em 21 de junho de 2009.

Vandevivere, P.; De Baere, L.; Verstraete, W., 2002. *Types of anaerobic digesters for solid wastes, in Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. J. Mata-Alvarez, Editor, IWA Publishing, Barcelona, p. 111 – 140.

Vavilin, V.; Fernandez, B.; Palatsi, J.; Flotats, X., 2008. *Hidrolisis Kinetics in Anaerobic degradation of Particulate Organic Material. An Overview*. Waste Management 28, 939 – 951.

Vigié, M., 2009. (OWS – Organic Waste Systems n.v.) comunicação pessoal.

Walker, J.M.; Wilson, G.B., 1973. *Composting Sewage Sludge: Why?* Compost Science 14, 10-12.

Wang, Y., Gabbard, H., Pai, P., 1991. *Inhibition of acetate methanogenesis by phenols*. Journal of Environmental Engineering 117, 487 – 496.

Werther, J.; Ogada, T., 1999. *Sewage Sludge Combustion*. Progress in Energy and Combustion Science 25, 55 – 116.

Withman, W.; Wolfe, R., 1980. *Presence of nickel in factor F₄₃₀ from Methanobacterium bryantii*. Biochemical and Biophysical Research Communications 92, 1196 – 1201.

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Yamulki, S., 2006. *Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures*. Agriculture, Ecosystem & Environment 112, 140-145.

Yang, J.; Speece, R. E., 1985. *Effects of engineering controls on methane fermentation toxicity response*. Journal of the Water Pollution Control Federation 57, 1134 – 1141.

Yang, J.; Speece, R. E., 1986. *The effects of chloroform toxicity on methane fermentation*. Water Resouces 20, 1273 – 1279.

Yang, S.; Li, J.; Zheng, Z.; Meng, Z., 2009. *Characterization of Spartina alterniflora as feedstock for anaerobic digestion*. Biomass and Bioenergy 33, 597 – 602.

Yang, Y.B.; Sharifi, V.; Swithenbank, J., 2008. *Mathematical modelling of sewage sludge incineration in a bubbling fluidised bed with special consideration for thermally-thick fuel particles*. Waste Management 28, 2245 – 2258.

Zaher, U.; Cheong, D., Wu, B.; Chen, S., 2007. *Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste*. Washington State University, Department of Biological Systems Engineering, Washington, USA.

Anexo 1:

Diário de Notícias

Águas de Portugal quer produzir electricidade a partir de lamas

Previstas duas centrais de co-geração em Estarreja e no Barreiro

A Águas de Portugal (AdP) está a estudar um projecto de produção de electricidade através de co-geração em que o combustível seja as lamas resultantes das ETAR (estações de tratamento de águas residuais). O projecto, que está em fase de estudo prévio da viabilidade económica, passa pela construção de duas centrais, uma em Estarreja e outra, provavelmente no Barreiro, explicou ao DN o presidente da holding do ambiente.

Segundo Pedro Serra, cada unidade representará um investimento da ordem dos 130 milhões de euros, o que eleva o valor global a 260 milhões de euros, e criará dezenas de postos de trabalho. Para além do interesse económico, um dos objectivos da AdP é encontrar uma solução para o problema ambiental das lamas produzidas nas ETAR. A ideia é usar ainda como combustível componentes de resíduos não susceptíveis de ser processados e que têm potencial energético.

Dado o elevado esforço de investimento, a Águas de Portugal quer encontrar parceiros para partilhar o projecto que poderão entrar como accionistas. A EDP e a Galp Energia, que tem know-how na área da energia, são dois potenciais parceiros, esclareceu Pedro Serra. No caso de Estarreja, as unidades química instaladas, da CUF, Air Liquide e Dow Portugal, também poderão participar já que são potenciais clientes do vapor produzido pela cogeneradora. O anúncio de um investimento na produção de electricidade da ordem dos 100 milhões de euros para Estarreja foi feito esta semana pelo ministro da Economia, Manuel Pinho.

As duas centrais, com potência instalada muitas dezenas de megawatts, terão de pedir uma ligação à rede eléctrica nacional, para além de ser necessário o apoio das autarquias. Segundo Pedro Serra, o quadro legal para a co-geração permite definir tarifas compatíveis com o perfil destas centrais, além de que parte da energia produzida seria utilizada para auto-consumo. Só o excedente seria vendido à rede. O Governo quer rever o regime da co-geração industrial, em particular a política tarifária no sentido de penalizar centrais a fuel que produzem mais emissões de dióxido de carbono. Outra alteração contestada pelos industriais é o fim da possibilidade de venda de toda a energia produzida à rede eléctrica.

ANA SUSPIRO

publicado a 2007-09-22 às 00:00

Para mais detalhes consulte:

http://www.dn.pt/Inicio/interior.aspx?content_id=985346

GRUPO CONTROLINVESTE

Copyright © - Todos os direitos reservados

Local

Viagens, prazeres, motores blogs.publico.pt/fugas/

Empresa de Viana vai produzir energia com lamas das ETAR

Andrea Cruz

Conjunto de 14 projectos inovadores que estão a ser desenvolvidos, em parceria com o IPVC, noutras tantas PME do distrito são hoje apresentados

● O aproveitamento energético do biogás produzido nos aterros sanitários é apenas um dos 14 projectos de inovação tecnológica desenvolvidos em igual número de pequenas e médias empresas (PME) do distrito de Viana do Castelo, que vão ser hoje apresentados na sessão de encerramento do projecto Cooperar para Inovar promovido pela Associação Empresarial de Viana do Castelo (AEVC) em parceria com o Instituto Politécnico de Viana do Castelo (IPVC), com o apoio do Programa Operacional Prime.

Procurando dar resposta a um problema ambiental do país, que se prende com o destino das lamas das estações de tratamento de águas residuais (ETAR), a PA Residel – Optimização Energética

de Resíduos, SA vai investir cerca de 3 milhões de euros numa unidade industrial, capaz de produzir 50 mil toneladas de *pellets* (uma fonte de energia renovável pertencente à classe da biomassa, produzida a partir da mistura de lamas e serrim) por ano.

Segundo as estimativas da em-

presa, do Grupo Painhas e Arieira, se a produção prevista incorporar 6 por cento de lamas, esta solução vai permitir absorver a totalidade dos resíduos provenientes das ETAR municipais instaladas na região do Minho e Lima.

A componente inovadora do projecto, inerente à mistura entre lama e resíduos florestais, que resultou de uma investigação conjunta com o IPVC, levou a empresa, instalada há cerca de dois anos na zona industrial do Neiva, a avançar com o processo de registo da patente.

A fábrica de *pellets* deverá entrar em funcionamento dentro de ano e meio e será integrada, se a empresa vencer o concurso público lançado pela Direcção-Geral de Geologia e Energia, numa central termoelétrica a biomassa florestal na área do Minho. A construção desta unidade tem um custo previsto na ordem dos 25 milhões de euros. Concluída a fase de apreciação técnica das três propostas concorrentes, a PA Residel, espera dentro de dois meses ver anunciada a decisão final.

A nível da aposta na área das energias renováveis, a PA Residel tem já nesta altura em funcionamento duas centrais de valorização energética em Coimbra e Aveiro. Em fase de arranque está a construção de outra central, na Lipor, em Ermesinde, bem como a exploração do sistema de valorização energética do aterro sanitário de Mirandela, no âmbito de uma parceria público-privada com a empresa Resíduos do Nordeste.

Cooperar para Inovar



Promover o intercâmbio entre a comunidade científica e as empresas foi o desafio lançado pela iniciativa Cooperar para Inovar. A ideia passava por desenvolver projectos inovadores para aumentar a competitividade do tecido empresarial da região, que se desenvolveram em 14 empresas envolvendo um total de 40 técnicos, entre equipas de consultores seniores (docentes) e investigadores juniores (licenciados) do IPVC. No caso destes últimos, a experiência garantiu já emprego a cerca de 70 por cento.

Sediadas em Viana, Monção, Valença, Cerveira, Caminha e Ponte de Lima, as empresas aderentes distribuem-se por várias áreas de actividade, como a metalomecânica, construção civil e de embarcações de recreio, têxteis ou vitivinicultura.

Anexo 3:

4380

DIÁRIO DA REPÚBLICA — I SÉRIE-A

N.º 118 — 21 de Junho de 2006

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Decreto do Presidente da República n.º 60/2006

de 21 de Junho

O Presidente da República decreta, nos termos do artigo 135.º, alínea *a*), da Constituição, o seguinte:
É nomeado, sob proposta do Governo, o embaixador António José da Câmara Ramalho Ortigão como Embaixador de Portugal no Afeganistão.

Assinado em 26 de Maio de 2006.

Publique-se.

O Presidente da República, ANÍBAL CAVACO SILVA.

Referendado em 6 de Junho de 2006.

O Primeiro-Ministro, *José Sócrates Carvalho Pinto de Sousa*. — O Ministro de Estado e dos Negócios Estrangeiros, *Diogo Pinto de Freitas do Amaral*.

Decreto do Presidente da República n.º 61/2006

de 21 de Junho

O Presidente da República decreta, nos termos do artigo 135.º, alínea *a*), da Constituição, o seguinte:
É exonerado, sob proposta do Governo, o embaixador Jorge Alberto Nogueira de Lemos Godinho como Embaixador de Portugal no Azerbaijão, com efeitos a partir de 4 de Junho de 2006, data em que atinge o limite de idade.

Assinado em 26 de Maio de 2006.

Publique-se.

O Presidente da República, ANÍBAL CAVACO SILVA.

Referendado em 6 de Junho de 2006.

O Primeiro-Ministro, *José Sócrates Carvalho Pinto de Sousa*. — O Ministro de Estado e dos Negócios Estrangeiros, *Diogo Pinto de Freitas do Amaral*.

Decreto do Presidente da República n.º 62/2006

de 21 de Junho

O Presidente da República decreta, nos termos do artigo 135.º, alínea *a*), da Constituição, o seguinte:
É exonerado, sob proposta do Governo, o embaixador Jorge Alberto Nogueira de Lemos Godinho como Embaixador de Portugal no Turquemenistão, com efeitos a partir de 4 de Junho de 2006, data em que atinge o limite de idade.

Assinado em 26 de Maio de 2006.

Publique-se.

O Presidente da República, ANÍBAL CAVACO SILVA.

Referendado em 6 de Junho de 2006.

O Primeiro-Ministro, *José Sócrates Carvalho Pinto de Sousa*. — O Ministro de Estado e dos Negócios Estrangeiros, *Diogo Pinto de Freitas do Amaral*.

MINISTÉRIO DO AMBIENTE, DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL

Decreto-Lei n.º 118/2006

de 21 de Junho

O Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, estabeleceu o regime jurídico da utilização agrícola das lamas de depuração e demais legislação regulamentar, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 86/278/CE, do Conselho, de 12 de Junho, relativa à protecção do ambiente e em especial dos solos na utilização agrícola das lamas. A necessidade de rever e adequar a legislação existente a uma maior exigência do ponto de vista da salvaguarda dos valores ambientais e da saúde humana, bem como da evolução verificada na legislação em vigor, impõe a revogação deste quadro legislativo sem, contudo, deixar de assegurar a transposição da citada directiva.

Assim, com o presente decreto-lei pretende-se não só clarificar o conceito de lamas de composição similar como também alargar o âmbito do licenciamento da aplicação de lamas em todos os solos, proibindo-se, reflexivamente, a sua aplicação em solos destinados ao modo de produção biológico.

Mantém-se a preocupação expressa no anterior regime relativa à utilização das lamas, preferencialmente, como fertilizantes em solos agrícolas, constituindo esta opção uma operação de valorização na qual as lamas são utilizadas como factores produtivos.

Contudo, não pode enlevar-se que certos metais pesados, eventualmente presentes nas lamas, são perigosos quer para o homem quer para as plantas e que também há que ter em consideração a qualidade dos solos, pelo que se estabelece a obrigatoriedade da apresentação de análises que garantam o cumprimento dos valores limite definidos.

Trata-se, em suma, de consagrar uma maior exigência de protecção de valores fundamentais como o ambiente e a saúde humana, que se consubstancia em regras mais restritas no que respeita às análises, às definições, às informações a prestar e às proibições de aplicação de lamas.

Por outro lado, e tendo em vista a aproximação da Administração Pública aos cidadãos, estabelece-se um processo de licenciamento com intervenção das entidades públicas que a nível regional têm competência na matéria.

Foi promovida a audição do órgão de governo próprio da Região Autónoma dos Açores. Foi ouvido o órgão de governo próprio da Região Autónoma da Madeira.

Assim:

Nos termos da alínea *a*) do n.º 1 do artigo 198.º da Constituição, o Governo decreta o seguinte:

CAPÍTULO I

Disposições gerais

Artigo 1.º

Objecto

O presente decreto-lei estabelece o regime a que obedece a utilização de lamas de depuração em solos agrícolas, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 86/278/CE, do Conselho, de 12 de Junho,

de forma a evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação e para os animais e a promover a sua correcta utilização.

Artigo 2.º

Âmbito

O presente decreto-lei aplica-se à utilização de lamas de depuração em solos agrícolas provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas, urbanas, de actividades agro-pecuárias, de fossas sépticas ou outras de composição similar.

Artigo 3.º

Definições

Para os efeitos do disposto no presente decreto-lei, entende-se por:

- a) «Lamas de depuração»:
- i) As lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas, urbanas e de outras estações de tratamento de águas residuais de composição similar às águas residuais domésticas e urbanas;
 - ii) As lamas de fossas sépticas e de outras instalações similares para o tratamento de águas residuais;
 - iii) As lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais de actividades agro-pecuárias;
- b) «Lamas de composição similar»:
- i) Lamas provenientes do tratamento de efluentes de preparação e processamento de frutos, legumes, cereais, óleos alimentares, cacau, café, chá e tabaco, da produção de conservas, da produção de levedura e extracto de levedura e da preparação e fermentação de melaços [classificação da Lista Europeia de Resíduos (LER) 020305, conforme prevista na Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março];
 - ii) Lamas do tratamento de efluentes do processamento do açúcar (classificação da LER 020403);
 - iii) Lamas do tratamento de efluentes da indústria de lacticínios (classificação da LER 020502);
 - iv) Lamas do tratamento de efluentes da indústria de panificação, pastelaria e confeitaria (classificação da LER 020603);
 - v) Lamas do tratamento de efluentes da produção de bebidas alcoólicas e não alcoólicas, excluindo café, chá e cacau (classificação da LER 020705);
 - vi) Lamas do tratamento de efluentes da produção e transformação da pasta para papel, papel e cartão (classificação da LER 030311);
- c) «Lamas tratadas» as lamas tratadas por via biológica, química ou térmica, por armazenagem a longo prazo ou por qualquer outro processo;

- d) «Tratamento» a eliminação dos microrganismos patogénicos que ponham em risco a saúde pública, bem como a redução significativa do poder de fermentação de modo a evitar a formação de odores desagradáveis;
- e) «Solo agrícola» a superfície de terra arável, de pastagem permanente, de terra destinada a culturas permanentes e as superfícies florestais;
- f) «Solo profundo» solo que possua pelo menos 25 cm de profundidade;
- g) «Utilização» a aplicação de lamas no solo com o objectivo de manter e ou melhorar a sua fertilidade.

CAPÍTULO II

Da utilização de lamas em solos agrícolas

Artigo 4.º

Tipo de lamas utilizáveis

Apenas podem ser utilizadas em solos agrícolas as lamas tratadas que cumpram os valores limite constantes dos parâmetros fixados no anexo I ao presente decreto-lei e que dele faz parte integrante.

Artigo 5.º

Volume de lamas utilizável

1 — Sem prejuízo do disposto nos números seguintes, são utilizáveis anualmente até 6 t de matéria seca de lamas por hectare.

2 — É utilizável uma quantidade superior à referida no número anterior quando, face ao valor da concentração de metais pesados nas lamas, não sejam ultrapassados os valores limite para as quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados previstos no quadro n.º 3 do anexo I.

3 — É utilizável uma quantidade de lamas inferior à referida no n.º 1 quando, face ao valor da concentração de metais pesados nas lamas, sejam ultrapassados os valores limite para as quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados previstos no quadro n.º 3 do anexo I.

Artigo 6.º

Zona de separação

1 — É vedada a utilização superficial de lamas numa extensão de terreno de:

- a) 50 m, relativamente a captações para água de rega;
- b) 100 m, relativamente a habitações ou a captações de água para consumo humano, sem prejuízo do disposto no Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, relativo ao estabelecimento de perímetros de protecção para captação de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento das populações;
- c) 200 m, relativamente a aglomerados populacionais, escolas ou zonas de interesse público.

2 — As distâncias referidas nas alíneas a) e b) do número anterior podem ser reduzidas mediante autorização concedida, por escrito, pelo proprietário afectado pela aplicação das lamas e pela comissão de coor-

denação e desenvolvimento regional territorialmente competente.

Artigo 7.º

Aplicação no solo

1 — As lamas são aplicadas no solo no prazo máximo de dois dias após a sua entrega, sem prejuízo do disposto na alínea f) do artigo 10.º

2 — As lamas são preferencialmente aplicadas sobre solos bem desenvolvidos e profundos, tendo em conta as necessidades nutricionais das plantas, de forma a proteger adequadamente a qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas.

Artigo 8.º

Análises a efectuar

1 — É obrigatória a análise das lamas utilizadas e dos solos objecto de intervenção.

2 — As análises são realizadas nos termos constantes do anexo II ao presente decreto-lei, que dele faz parte integrante.

3 — As lamas destinadas a utilização agrícola oriundas de estações de tratamento de águas residuais urbanas que recebam águas residuais de outras origens para além da doméstica são igualmente sujeitas a análise de compostos orgânicos e dioxinas, nos termos do disposto no n.º 1.3 do anexo II.

4 — As análises são preferencialmente realizadas por laboratórios acreditados para o efeito, no âmbito do Sistema Português da Qualidade.

5 — As análises realizadas por outros laboratórios são acompanhadas da respectiva ficha técnica de análise, contendo a indicação do procedimento ou norma utilizada para assegurar a qualidade dos resultados analíticos.

6 — As amostragens e análises referidas nos números anteriores são realizadas com base em normas europeias CEN, Comité Europeu de Normalização, ou nacionais.

7 — Em caso de inexistência das normas técnicas referidas no número anterior, aplicam-se as correspondentes normas internacionais, designadamente ISO.

8 — Por motivos de saúde pública ou de preservação do ambiente, pode ser determinada a realização de análises com maior frequência ou com outros parâmetros, designadamente incidindo sobre microrganismos patogénicos, em conformidade com o disposto no n.º 1.4 do anexo II.

Artigo 9.º

Dever de informação

Os produtores de lamas de depuração e os operadores de gestão de resíduos abrangidos pelo presente decreto-lei fornecem ao utilizador de lamas em solos agrícolas as seguintes informações:

- a) Identificação, nomeadamente o nome, número de identificação fiscal e domicílio ou sede social;
- b) Quantidades, composição e características das lamas entregues, bem como a respectiva classificação de acordo com a Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março;
- c) Tipo de tratamento efectuado, de acordo com a alínea d) do artigo 3.º;
- d) Data em que tais informações foram recolhidas.

Artigo 10.º

Utilizações proibidas

É proibido:

- a) Injectar lamas no solo;
- b) Enterrar lamas no solo, sem prejuízo do disposto no Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, relativo à deposição de resíduos em aterro;
- c) Aplicar lamas no solo quando:
 - i) A concentração de um ou vários metais pesados no solo ultrapasse os valores limite dos parâmetros fixados no quadro n.º 1 do anexo I;
 - ii) A concentração de um ou vários metais pesados na lama ultrapasse os valores limite dos parâmetros fixados no quadro n.º 2 do anexo I;
 - iii) As quantidades de metais pesados introduzidos no solo, por unidade de superfície numa média de 10 anos, ultrapassem os valores limite dos parâmetros fixados no quadro n.º 3 do anexo I;
 - iv) A concentração de um ou mais compostos orgânicos, incluindo dioxinas, nas lamas de estações de tratamento de águas residuais urbanas que recebam águas residuais de outras origens para além da doméstica ultrapasse os valores limite dos parâmetros fixados no quadro n.º 4 do anexo I;
- d) A entrega ou a aplicação de lamas destinadas a utilização:
 - i) Em prados ou culturas forrageiras, dentro das três semanas imediatamente anteriores à apascentação do gado ou à colheita de culturas forrageiras;
 - ii) Em culturas hortícolas e hortifrutícolas durante o período vegetativo;
 - iii) Em solos destinados a culturas hortícolas ou hortifrutícolas que estejam normalmente em contacto directo com o solo e que sejam normalmente consumidas em cru, durante um período de 10 meses antes da colheita e durante a colheita;
 - iv) Em solos destinados ao modo de produção biológico;
- e) Aplicar lamas em margens de águas, compreendendo estas:
 - i) Uma faixa de terreno de 50 m, no caso de margens das águas do mar, bem como das águas navegáveis ou flutuáveis sujeitas a jurisdição das autoridades marítimas ou portuárias;
 - ii) Uma faixa de terreno de 30 m, no caso das margens de outras águas navegáveis ou flutuáveis;
 - iii) Uma faixa de terreno de 10 m, no caso de margens de águas não navegáveis nem flutuáveis;
- f) Aplicar lamas sob condições climatéricas adversas, designadamente em situações de alta pluviosidade.

CAPÍTULO III

Licenciamento da utilização de lamas em solos agrícolas

Artigo 11.º

Licenciamento

A utilização de lamas em solos agrícolas está sujeita a licenciamento pela direcção regional da agricultura territorialmente competente.

Artigo 12.º

Procedimento

1 — O pedido de licenciamento de utilização agrícola de lamas em solos agrícolas é apresentado junto da autoridade licenciadora, em duplicado, de acordo com o modelo de requerimento constante do anexo III ao presente decreto-lei e que dele faz parte integrante.

2 — A autoridade licenciadora dispõe de um prazo de cinco dias úteis, a contar da data de recepção do requerimento, para solicitar elementos adicionais ao requerente ou, quando tal não se revele necessário, para remeter um exemplar do processo à comissão de coordenação e desenvolvimento regional territorialmente competente.

3 — O requerente dispõe de 10 dias úteis para juntar ao processo os elementos solicitados pela autoridade licenciadora, findo o qual, sem que os mesmos ou qualquer justificação sejam apresentados, o processo é arquivado.

4 — Logo que apresentados os elementos solicitados ao requerente pela autoridade licenciadora, é remetida cópia do processo à comissão de coordenação e desenvolvimento regional territorialmente competente, no prazo de cinco dias úteis.

5 — A comissão de coordenação e desenvolvimento regional territorialmente competente emite parecer relativo às suas áreas de competência, no prazo de 10 dias úteis a contar da data de recepção do processo enviado pela autoridade licenciadora.

6 — O parecer a que se refere o número anterior é vinculativo, quando se pronunciar negativamente sobre o pedido ou quando estabelecer condições para a realização da operação.

Artigo 13.º

Decisão

1 — A autoridade licenciadora profere a decisão sobre o pedido apresentado no prazo de 10 dias úteis a contar do termo do prazo a que se refere o n.º 5 do artigo anterior.

2 — A emissão da licença pressupõe o cumprimento do disposto nos artigos 4.º, 5.º, 6.º, 7.º, 8.º e 10.º do presente decreto-lei, bem como das disposições legais e regulamentares relativas ao ordenamento do território, ao domínio público hídrico e ao tipo de culturas e respectivo uso do solo.

3 — O pedido considera-se deferido, na ausência de decisão, no prazo de dois meses a contar da data da apresentação do requerimento.

4 — A decisão final que defira o pedido apresentado integra obrigatoriamente, em qualquer caso, as condições que sejam fixadas no parecer emitido pela comissão de coordenação e desenvolvimento regional territorial-

mente competente, sendo dado conhecimento da mesma a esta entidade.

Artigo 14.º

Licença

1 — Da licença deve constar:

- a) A identificação do seu titular, incluindo nome, número de identificação fiscal, bem como o objecto social, capital social e sede social e filiais, no caso de pessoas colectivas;
- b) O tipo e volume de lamas que o titular pode utilizar;
- c) A identificação da exploração destinatária das lamas;
- d) O prazo da licença;
- e) As condições a que se encontra submetida.

2 — O requerente é notificado do teor integral da licença.

Artigo 15.º

Taxa

1 — O procedimento de licenciamento disciplinado no presente capítulo está sujeito ao pagamento de uma taxa de apreciação no valor de € 500.

2 — O valor referido no número anterior considera-se automaticamente actualizado por aplicação do índice de preços no consumidor fixado anualmente pelo Instituto Nacional de Estatística.

3 — O produto da cobrança da taxa de apreciação é afectado da seguinte forma:

- a) 65 % para a autoridade licenciadora;
- b) 35 % para a comissão de coordenação e de desenvolvimento regional territorialmente competente.

CAPÍTULO IV

Fiscalização e sanções

Artigo 16.º

Fiscalização

A fiscalização do cumprimento do disposto no presente decreto-lei compete às comissões de coordenação e desenvolvimento regional, às direcções regionais do Ministério da Agricultura com competência na área da fiscalização e às autoridades policiais, sem prejuízo das competências fixadas por lei a outras entidades.

Artigo 17.º

Contra-ordenações

1 — Constitui contra-ordenação punível com coima de € 2500 a € 3740 ou de € 15 000 a € 44 890, consoante o infractor seja, respectivamente, pessoa singular ou colectiva, a prática dos seguintes actos:

- a) A aplicação não licenciada de lamas em solos agrícolas;
- b) A violação das proibições constantes do artigo 10.º

2 — Constitui contra-ordenação punível com coima de € 1000 a € 3740 ou de € 5000 a € 15 000, consoante

o infractor seja, respectivamente, pessoa singular ou colectiva, a prática dos seguintes actos:

- a) O não cumprimento do disposto nos artigos 4.º, 5.º, 6.º, 7.º e 8.º;
- b) A aplicação de lamas em solos agrícolas em violação do disposto na respectiva licença.

3 — Constitui contra-ordenação punível com coima de € 250 a € 2500 ou de € 1500 a € 5000, consoante o infractor seja, respectivamente, pessoa singular ou colectiva, o não cumprimento do disposto no artigo 9.º

4 — A negligência e a tentativa são puníveis nos termos da lei geral, reduzindo-se para metade os montantes mínimos e máximos das coimas aplicáveis referidos nos números anteriores.

Artigo 18.º

Sanções acessórias

A entidade competente para aplicação de coimas pode determinar ainda, nos termos da lei geral, a aplicação das seguintes sanções acessórias:

- a) Interdição do exercício de uma profissão ou actividade;
- b) Privação do direito a subsídios ou benefícios outorgados por entidades ou serviços públicos;
- c) Suspensão de autorizações, licenças e alvarás.

Artigo 19.º

Instrução dos processos

Compete à direcção regional da agricultura territorialmente competente a instrução dos processos relativos às contra-ordenações previstas no artigo 17.º e decidir da aplicação das respectivas coimas e sanções acessórias.

Artigo 20.º

Produto das coimas

A afectação do produto das coimas é feita da seguinte forma:

- a) 60 % para o Estado;
- b) 30 % para a entidade que instrui o processo;
- c) 10 % para a entidade auauante.

CAPÍTULO V

Disposições finais

Artigo 21.º

Comunicação de informação

As direcções regionais de agricultura remetem a informação relativa aos licenciamentos emitidos ao Instituto dos Resíduos, à comissão de coordenação e desenvolvimento regional territorialmente competente e ao Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica, até 1 de Fevereiro do ano imediatamente seguinte aos dos actos a que reportam.

Artigo 22.º

Situações existentes

1 — As entidades que se encontrem licenciadas ou autorizadas a utilizar lamas de depuração para fins agrícolas à data da entrada em vigor do presente decreto-lei

devem apresentar um pedido de actualização dessas licenças ou autorizações junto da respectiva autoridade emitente no prazo máximo de três meses contado a partir dessa mesma data.

2 — O incumprimento do disposto no número anterior determina a caducidade de todas as licenças ou autorizações anteriormente emitidas.

Artigo 23.º

Norma revogatória

São revogados o Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, a Portaria n.º 176/96, de 3 de Outubro, a Portaria n.º 177/96, de 3 de Outubro, e o despacho conjunto n.º 309-G/2005, de 19 de Abril.

Artigo 24.º

Regiões Autónomas

1 — O presente decreto-lei aplica-se às Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira, sem prejuízo de diploma regional que proceda às necessárias adaptações.

2 — O produto das coimas cobradas nas Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira constitui receita própria das mesmas.

Artigo 25.º

Entrada em vigor

O presente decreto-lei entra em vigor no dia seguinte ao da sua publicação.

Visto e aprovado em Conselho de Ministros de 6 de Abril de 2006. — *José Sócrates Carvalho Pinto de Sousa* — *João Titterington Gomes Cravinho* — *Fernando Teixeira dos Santos* — *Alberto Bernardes Costa* — *Francisco Carlos da Graça Nunes Correia* — *Jaime de Jesus Lopes Silva*.

Promulgado em 7 de Junho de 2006.

Publique-se.

O Presidente da República, ANÍBAL CAVACO SILVA.

Referendado em 8 de Junho de 2006.

O Primeiro-Ministro, *José Sócrates Carvalho Pinto de Sousa*.

ANEXO I

Valores limite para a concentração de metais pesados nos solos receptores de lamas e nas lamas para utilização na agricultura, quantidades máximas que poderão ser introduzidas anualmente nos solos agrícolas e outros parâmetros a analisar em determinados tipos de lamas, designadamente compostos orgânicos e dioxinas, incluindo os respectivos valores limite de concentração.

QUADRO N.º 1

Valores limite de concentração de metais pesados nos solos (miligrama/quilograma de matéria seca)

Parâmetro	Valores limite em solos com		
	pH ≤ 5,5	5,5 < pH ≤ 7,0	pH > 7,0 (*)
Cádmio	1	3	4
Cobre	50	100	200

Parâmetro	Valores limite em solos com		
	pH ≤ 5,5	5,5 < pH ≤ 7,0	pH > 7,0 (*)
Níquel	30	75	110
Chumbo	50	300	450
Zinco	150	300	450
Mercúrio	1	1,5	2
Crómio	50	200	300

(*) Aplicável a solos onde se efectuam culturas com fins comerciais e destinadas unicamente ao consumo animal.
As direcções regionais de agricultura indicarão o número e a natureza dos locais em causa.

QUADRO N.º 2

Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à agricultura

(miligrama/quilograma de matéria seca)

Parâmetro	Valores limite
Cádmio	20
Cobre	1 000
Níquel	300
Chumbo	750
Zinco	2 500
Mercúrio	16
Crómio	1 000

QUADRO N.º 3

Valores limite para as quantidades anuais de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos.

(quilograma/hectare/ano)

Parâmetro	Valores limite
Cádmio	0,15
Cobre	12
Níquel	3
Chumbo	15
Zinco	30
Mercúrio	0,1
Crómio	4,5

QUADRO N.º 4

Valores limite de concentração de compostos orgânicos e dioxinas nas lamas destinadas à agricultura, produzidas em estações de tratamento de águas residuais urbanas que recebam águas residuais de outras origens para além da doméstica.

Compostos orgânicos	Valores limite (mg/kg ms)
AOX (compostos organohalogenados adsorvíveis ou haletos orgânicos adsorvíveis)	500
LAS (alquilo benzenossulfonatos lineares)	2 600
DEHP (di(2-etilhexil) ftalato)	100
NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados)	50
PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)	6
PCB (compostos bifenilos policlorados)	0,8
Dioxinas	Valores limite (ng TE/kg ms)
PCDD/F (policlorodibenzodioxinas/furanos)	100

ANEXO II

Frequência das análises das lamas destinadas à agricultura e dos solos, parâmetros a analisar, métodos de amostragem e de análise e normas de referência a seguir.

1 — Análise das lamas:

1.1 — Frequência das análises:

1.1.1 — As lamas devem ser analisadas pelo menos duas vezes por ano, uma no período Outono-Inverno e outra no período Primavera-Verão.

1.1.2 — Caso, no período de dois anos consecutivos, os resultados das análises não difiram de forma significativa entre si, as lamas poderão ser analisadas apenas uma vez por ano.

1.1.3 — Sempre que surgirem variações significativas na qualidade da água bruta ou alterações no funcionamento da estação de tratamento de águas residuais, deve ser realizada uma análise após a primeira produção de lamas.

1.2 — Parâmetros a analisar em todas as lamas destinadas a utilização agrícola:

1.2.1 — Devem ser analisados os seguintes parâmetros:

- a) Matéria seca;
- b) Matéria orgânica;
- c) pH;
- d) Azoto total;
- e) Azoto nítrico e amoniacal;
- f) Fósforo total;
- g) Metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio).

1.2.2 — A comissão de coordenação e desenvolvimento regional (CCDR) e a direcção regional de agricultura (DRA) competentes podem dispensar a realização de análises do cobre, do zinco e do crómio, caso tais parâmetros não se encontrem presentes ou apenas se encontrem presentes em quantidade desprezável nas águas afluentes à estação de tratamento.

1.2.3 — Nos casos previstos na alínea anterior, a CCDR e a DRA decidirão quais os parâmetros a analisar.

1.3 — Parâmetros a analisar nas lamas de estações de tratamento de águas residuais urbanas que recebam águas residuais de outras origens para além da doméstica, destinadas a utilização agrícola:

1.3.1 — Devem ser analisados os seguintes parâmetros:

- a) Compostos orgânicos (AOX, LAS, DEHP, NPE, PAH e PCB);
- b) Dioxinas (PCDD/F).

1.3.2 — A CCDR e a DRA competentes podem dispensar a realização de análises dos compostos orgânicos e das dioxinas, caso tais parâmetros não se encontrem presentes ou apenas se encontrem presentes em quantidade desprezável nas águas afluentes à estação de tratamento.

1.3.3 — Nos casos previstos na alínea anterior, a CCDR e a DRA decidirão quais os parâmetros a analisar.

1.4 — Outros parâmetros a analisar — a CCDD e a DRA podem exigir a análise de outros parâmetros, designadamente microrganismos patogénicos, tais como *Salmonella* spp e *Escherichia coli*.

1.5 — Métodos de análise:

1.5.1 — Amostragem:

- a) As lamas são objecto de amostragem após tratamento, e antes da entrega ao utilizador, devendo ser representativas das lamas produzidas;
- b) As amostras devem ser recolhidas na época de maior produção de lamas ou após variações significativas da qualidade dos efluentes;
- c) As amostras devem ser colhidas em vários locais, a diferentes profundidades e horas, sendo posteriormente homogeneizadas, antes de se proceder à sua análise.

1.5.2 — Métodos a utilizar:

- a) A análise dos metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio) é efectuada após digestão com água régia;
- b) O método de referência para a quantificação é a espectrofotometria de absorção atómica;
- c) O limite de detecção para cada metal não deve exceder 10% do respectivo valor limite de concentração.

2 — Análise dos solos:

2.1 — Frequência das análises — os solos devem ser analisados antes de cada aplicação de lamas e com uma antecedência máxima de seis meses relativamente à data da apresentação do requerimento.

2.2 — Parâmetros a analisar — devem ser analisados os seguintes parâmetros:

- a) pH;
- b) Metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio);
- c) Azoto;
- d) Fósforo.

2.3 — Métodos de análise:

2.3.1 — Amostragem:

- a) O terreno em que se pretende aplicar as lamas deverá ser dividido em parcelas de área não superior a 5 ha, cada uma com aspecto uniforme quanto à cor, textura, declive, drenagem e tipo de cultivo utilizado (mesmo tipo de cultura, estrumeações, adubações, calagens, etc.);
- b) Em cada uma destas parcelas, proceder-se-á à colheita de uma amostra representativa, constituída por 25 subamostras do mesmo tamanho, colhidas ao acaso na camada arável do solo a uma profundidade de 25 cm, utilizando, sempre que possível, sonda apropriada feita de material não contaminante. Nas situações em que a profundidade do solo de superfície é menor que 25 cm, a profundidade de colheita da amostra pode ser menor, mas nunca inferior a 10 cm;

- c) As subamostras são recolhidas num recipiente (balde) de material não contaminante, procedendo-se no fim à mistura cuidadosa da terra colhida de forma a ficar homogénea. Desta amostra retira-se uma porção de meio quilo, que é colocada num saco apropriado, devidamente etiquetado e enviado para o laboratório.

2.3.2 — Métodos a utilizar:

- a) A análise dos metais pesados (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio) é efectuada após digestão com água régia. No caso do mercúrio, a análise pode ser feita directamente no material original, através de decomposição térmica, num analisador de mercúrio;
- b) O método de referência para a quantificação é a espectrofotometria de absorção atómica;
- c) O limite de detecção para cada metal não deve exceder 10% do respectivo valor limite de concentração.

3 — Normas de referência — a amostragem e a análise dos solos e das lamas deve ser realizada tendo por base as normas CEN. Em caso de inexistência das normas CEN, aplicam-se as correspondentes normas nacionais, caso existam, ou, na falta destas, as normas ISO.

3.1 — Análise das lamas:

Parâmetros	Título	Referência
Amostragem	Qualidade da água — amostragem — parte 13 do guia sobre amostragem de lamas provenientes de estações de tratamento de águas e de águas residuais.	NP EN ISO 5667-13.
Matéria seca	Caracterização das lamas — determinação do teor em matéria seca e do teor em água.	EN 12880.
Matéria orgânica	Caracterização das lamas — determinação da perda de massa por ignição.	EN 12879.
pH	Caracterização das lamas — determinação do valor do pH.	EN 12176.
Azoto	Caracterização das lamas — determinação do azoto Kjeldahl.	EN 13342.
Metais pesados e fósforo.	Caracterização das lamas — extracção por água régia — determinação dos elementos metálicos vestigiais (arsénio, cádmio, crómio, cobre, mercúrio, níquel, chumbo, selénio e zinco) e do fósforo.	EN 13346.

Anexo 4:



Relatório de ensaio

Número 2009/01463 - 13/02/2009 - 18:19:01

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 22422644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:37)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

* Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

• Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Campo

U	PE
<p>Águas de Valongo, S.A. A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura Av. 5 de Outubro, 306 4440 Valongo Portugal</p>	

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Azoto Kjeldahl* Digest-Deestl-TIT	3,2E+04	mg/kg N		PT25 (2008-03-07) (NP EN 26653 1997)	09-02-2009
Azoto amoniacal* Deestl-TIT	<5447	mg/kg NH4		PT26 (2008-03-07) (ISO 7150-1 1984)	06-02-2009
Azoto nítrico* CIA	<3600	mg/kg N		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Azoto total* Cálculo	3,2E+04	mg/kg N			13-02-2009
Chumbo* ICP-MS	54	mg/kg Pb	750	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Cobre* ICP-MS	1,4E+02	mg/kg Cu	1000	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Crómio* ICP-MS	<3,5	mg/kg Cr	1000	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Cádmio* ICP-MS	<3,35	mg/kg Cd	20	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Fósforo total* ICP-MS	8,1E+03	mg/kg P		PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Matéria orgânica* Oxid Ácida 100°C - TIT	5,6E+05	mg/kg O2		PT07 (2008-05-12) (ISO 8467 1993)	04-02-2009
Matéria seca* GRAV	2,9E+05	mg/kg		SMEWW 2540 G	04-02-2009
Mercúrio* ICP-MS	<0,70	mg/kg Hg	10	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Nitratos* CIA	<16700	mg/kg NO3		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Nitritos* CIA	<1700	mg/kg NO2		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Níquel* ICP-MS	42	mg/kg Ni	300	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Temperatura leitura pH* Potenciometria	21,3	°C		PT09 (2008-05-12) (SMEWW 4500H+ B)	30-01-2009
Zinco* ICP-MS	5,7E+02	mg/kg Zn	2500	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados. O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente. Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362633

17022009

2009/01463

2009/01463

Página 1 de 2

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.pt



Relatório de ensaio

Número 2009/01463 - 13/02/2009 - 18:19:01

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:37)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Campo

U PE

Agua de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
pH (Escala de Sorensen)* Potenciometria	12,6			PT09 (2008-05-12) (SMEWW 4500H+ B)	30-01-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo

(Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Anexo 5:



Relatório de ensaio

Número 2009/01464 - 13/02/2009 - 18:19:01

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:37)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Ermesinde

U PE

Agua de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Azoto Kjeldahl* Digest-Desfil-TIT	4,4E+04	mg/kg N		PT25 (2008-03-07) (NP EN 25663 1997)	09-02-2009
Azoto amoniacal* Desfil-TIT	<5411	mg/kg NH4		PT26 (2008-03-07) (ISO 7150-1 1984)	06-02-2009
Azoto nítrico* CIA	<2500	mg/kg N		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Azoto total* Cálculo	4,4E+04	mg/kg N			13-02-2009
Chumbo* ICP-MS	40	mg/kg Pb	750	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Cobre* ICP-MS	1,0E+02	mg/kg Cu	1000	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Crómio* ICP-MS	<2,8	mg/kg Cr	1000	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Cádmio* ICP-MS	<0,28	mg/kg Cd	20	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Fósforo total* ICP-MS	6,7E+03	mg/kg P		PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Matéria orgânica* Oxid Ácida 100°C - Tit	7,2E+05	mg/kg O2		PT07 (2008-05-12) (ISO 8467 1993)	04-02-2009
Matéria seca* GRAV	3,5E+05	mg/kg		SMEWW 2540 G	04-02-2009
Mercurio* ICP-MS	<0,56	mg/kg Hg	16	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Nitratos* CIA	<11000	mg/kg NO3		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Nitritos* CIA	<1100	mg/kg NO2		PT17 (2007-08-01)	13-02-2009
Níquel* ICP-MS	<1,1	mg/kg Ni	300	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009
Temperatura leitura pH* Potenciometria	21,0	°C		PT09 (2008-05-12) (SMEWW 4500H+ B)	30-01-2009
Zinco* ICP-MS	4,2E+02	mg/kg Zn	2500	PT15 (2007-10-22)	13-02-2009

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados. O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.

Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362634

17022009

2009/01464

2009/01464

Página 1 de 2

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.pt



I A R E N

Relatório de ensaio

Número 2009/01464 - 13/02/2009 - 18:19:01

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:37)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

• Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

• Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Ermesinde

U	PE
Aguas de Valongo, S.A. A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura Av. 5 de Outubro, 306 4440 Valongo Portugal	

Parâmetro	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Técnica analítica pH (Escala de Sorensen)* Potenciometria	12,2			PT09 (2008-05-12) (SMEWW 4500H+ B)	30-01-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo

(Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Anexo 6:



Relatório de ensaio

Número 2009/01465 - 13/02/2009 - 18:23:21

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:45)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Campo

U	PE
Aguas de Valongo, S.A. A/C. Exma. Senhora Eng ^a Elisabete Moura Av. 5 de Outubro, 306 4440 Valongo Portugal	

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
1,2,3,4,6,7,8,9-Octaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,0000027	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8,9-Octaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000033	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8-Heptaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,0000022	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8-Heptaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000024	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8-Heptaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000024	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000023	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000019	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,6,7,8-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000021	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,6,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000024	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8,9-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000018	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8,9-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000022	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Pentaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000078	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Pentaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000095	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,4,6,7,8- Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000022	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,4,7,8-Pentaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000091	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,7,8-Tetraclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000056	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,7,8-Tetraclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000063	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
4-Nonilfenol* SPME-GC-MS	<0,020	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
AOX* Adsorção-Combustão-Titulação	<85	mg/kg Cl	500	DIN 38409-H14	09-02-2009
Benzo[a]pireno* SPE-HPLC-FLUO	0,034	mg/kg C20H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
Benzo[b]fluoranteno* SPE-HPLC-FLUO	0,028	mg/kg C20H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
Benzo[ghi]perileno* SPE-HPLC-FLUO	0,019	mg/kg C22H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados.

O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.

Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362651

17022009

2009/01465

2009/01465

Página 1 de 2

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.pt



Relatório de ensaio

Número 2009/01465 - 13/02/2009 - 18:23:21

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:45)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

U PE

Agua de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Campo

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Benzo(k)fluoranteno* SPE-HPLC-FLUO	0,017	mg/kg C20H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
Detergentes aniônicos* AFS-LLE-azul metileno	34	mg/kg C12H25NaO4S		PT44 (2007-03-16)	13-02-2009
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos totais* Cálculo	0,10	mg/kg	6		13-02-2009
Indeno[1,2,3-cd]pireno* SPE-HPLC-FLUO	0,0076	mg/kg C22H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
PCB 101* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H5Cl5	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 138* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H4Cl6	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 153* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H4Cl6	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 180* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H3Cl7	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 28* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H7Cl3	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 52* SPME-GC-MS	<0,17	mg/kg C12H6Cl4	0,8	PI103	13-02-2009
Total de PCBs* Cálculo	<0,17	mg/kg	0,8	PI103	13-02-2009
di-2-Etilhexilftalato (DEHP)* SPME-GC-MS	<0,020	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais
O total de dioxinas e furanos é < 91 ng ET/Kg de matéria seca.

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo
(Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados.
O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.
Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362651

17022009

2009/01465

2009/01465

Página 2 de 2

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.p

Anexo 7:



Relatório de ensaio

Número 2009/01466 - 13/02/2009 - 18:27:17

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:45)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

• Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

• Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Ermesinde

U PE

Aguas de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Parâmetro	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Técnica analítica					
1,2,3,4,6,7,8,9-Octaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,0000024	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8,9-Octaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000028	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8-Heptaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,0000019	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,6,7,8-Heptaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000021	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8,9-Heptaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000020	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000020	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,4,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000017	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,6,7,8-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000018	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,6,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000021	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Hexaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000016	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000019	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Pentaclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000068	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
1,2,3,7,8-Pentaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,0000082	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,4,6,7,8-Hexaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000019	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,4,7,8-Pentaclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000079	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,7,8-Tetraclorodibenzeno-p-dioxina* SPME-GC-MS	<0,000048	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
2,3,7,8-Tetraclorodibenzenofurano* SPME-GC-MS	<0,000055	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
4-Nonilfenol* SPME-GC-MS	<0,005	mg/kg C15H24O		PT47 (2008-04-16)	10-02-2009
AOX* Adsorção-Combustão-Titulação	<90	mg/kg Cl	500	DIN 38409-H14	09-02-2009
Benzo[a]pireno* SPE-HPLC-FLUO	<0,0019	mg/kg C20H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
Benzo[b]fluoranteno* SPE-HPLC-FLUO	<0,0019	mg/kg C20H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009
Benzo[ghi]perileno* SPE-HPLC-FLUO	<0,0019	mg/kg C22H12	6	PT16 (2008-04-16)	13-02-2009

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados. O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente. Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.



Relatório de ensaio

Número 2009/01466 - 13/02/2009 - 18:27:17

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Telefone: 224227390

Código: 255

Fax: 22422644

O cliente é associado do IAREN

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:45)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: 184/2009

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Ermesinde

U	PE
<p>Águas de Valongo, S.A. A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura Av. 5 de Outubro, 306 4440 Valongo Portugal</p>	

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Benzo[k]fluoranteno* SPE-HPLC-FLUO	<0,0019	mg/kg C20H12	0	PT16 (2009-04-16)	13-02-2009
Detergentes aniónicos* AFS-LLE-azul metileno	<31	mg/kg C12H25NaO4S		PT44 (2007-03-16)	13-02-2009
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos totais* Cálculo	<0,0019	mg/kg	0		13-02-2009
Indeno[1,2,3-cd]pireno* SPE-HPLC-FLUO	<0,0019	mg/kg C22H12	0	PT16 (2009-04-16)	13-02-2009
PCB 101* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H5Cl5	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 138* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H4Cl6	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 153* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H4Cl6	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 180* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H3Cl7	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 28* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H7Cl3	0,8	PI103	13-02-2009
PCB 52* SPME-GC-MS	<0,15	mg/kg C12H6Cl4	0,8	PI103	13-02-2009
Total de PCBs* Cálculo	<0,15	mg/kg	0,8	PI103	13-02-2009
di-2-Etilhexilftalato (DEHP)* SPME-GC-MS	<0,005	mg/kg C15H24O		PT47 (2009-04-16)	10-02-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais
 O total de dioxinas e furanos é < 78 ng ET/Kg matéria seca.

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo
 (Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados.
O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.

Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362652

17022009

2009/01466

2009/01466

Página 2 de 2

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.p

Anexo 8:



I A R E N

Relatório de ensaio

Número 2009/01461 - 04/02/2009 - 18:00:43

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:34)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: Não referida

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agrucultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Campo

PE
Águas de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Escherichia coli* Membrana filtrante	0	UFC/g		PT05 (2008-01-15) (ISO 9308-1 2000)	03-02-2009
Salmonella* Membrana filtrante	Ausente em 25 gramas			PT30 (2008-04-16) (ISO 6340 1995)	03-02-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais
A amostra de lama não apresentou contaminações para os parâmetros microbiológicos analisados.

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo

(Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados.
O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.

Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362631

11022009

2009/01461

2009/01461

Página 1 de 1

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.p

Anexo 9:



I A R E N

Relatório de ensaio

Número 2009/01462 - 04/02/2009 - 18:00:43

Cliente: Águas de Valongo, S.A.

Código: 255

O cliente é associado do IAREN

Telefone: 224227390

Fax: 224222644

Data recepção da amostra: 30-01-2009

Data registo da amostra: 30-01-2009 (16:34)

Amostra registada por Marta Lima

Data amostragem: 28-01-2009

Amostragem realizada por: Cliente

Estado da amostra: OK

Grupo parâmetros:

Nota encomenda: Não referida

Natureza da amostra: Lama

Origem da amostra: Afluente doméstico (ETAR)

Tratamento: Não referido

Amostra pretende cumprir especificação:

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

- Dec. Lei 118/2006 - Valores limite de concentração nas lamas destinadas à agricultura

Ponto de amostragem: Não referido

Identificação amostra: Lamas Estabilizadas - ETAR de Ermesinde

U PE

Águas de Valongo, S.A.
A/C. Exma. Senhora Eng^a Elisabete Moura
Av. 5 de Outubro, 306
4440 Valongo Portugal

Parâmetro Técnica analítica	Resultado	Unidade	Valor limite	Método de ensaio	Data conclusão ensaio
Escherichia coli* Membrana filtrante	0	UFC/g		PT05 (2005-01-15) (ISO 5306-1 2000)	03-02-2009
Salmonella* Membrana filtrante	Ausente em 25 gramas			PT30 (2005-04-16) (ISO 6340 1995)	03-02-2009

Observações: Os resultados estão expressos em matéria seca, excepto os sólidos totais

A amostra de lama não apresentou contaminações para os parâmetros microbiológicos analisados.

O Técnico Superior de Análises

Paula Jerónimo

(Doutora Paula Jerónimo)

Este relatório de ensaio foi digitalmente assinado

Os ensaios assinalados com * não estão incluídos no âmbito da acreditação. Os ensaios com ** foram subcontratados a um laboratório com o método acreditado. Os ensaios com *** foram subcontratados a um laboratório com o método não acreditado.

Documento processado por computador. Este relatório de ensaio só pode ser reproduzido na íntegra. Os resultados apresentados referem-se exclusivamente aos itens ensaiados. O processo de amostragem foi da responsabilidade do Cliente.

Os resultados expressos na forma <x são menores que o limite de quantificação do referido método de ensaio. A data de início de ensaio para os parâmetros microbiológicos é a data de registo de amostra. Os pareceres ou opiniões expressos neste documento não estão incluídos no âmbito da acreditação.

IMP024-2

362632

11022009

2009/01462

2009/01462

Página 1 de 1

Rua Dr. Eduardo Torres, 229 | 4450-113 Matosinhos | Telefone: 229364210 | Fax: 229364219 | email: geral@iaren.pt | Página de web: http://www.iaren.p

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 10:



a) Mesa de espessamento (foto pessoal)



b) Centrifugas (foto pessoal).

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 11:



a) Desidratação em filtro banda (foto pessoal)



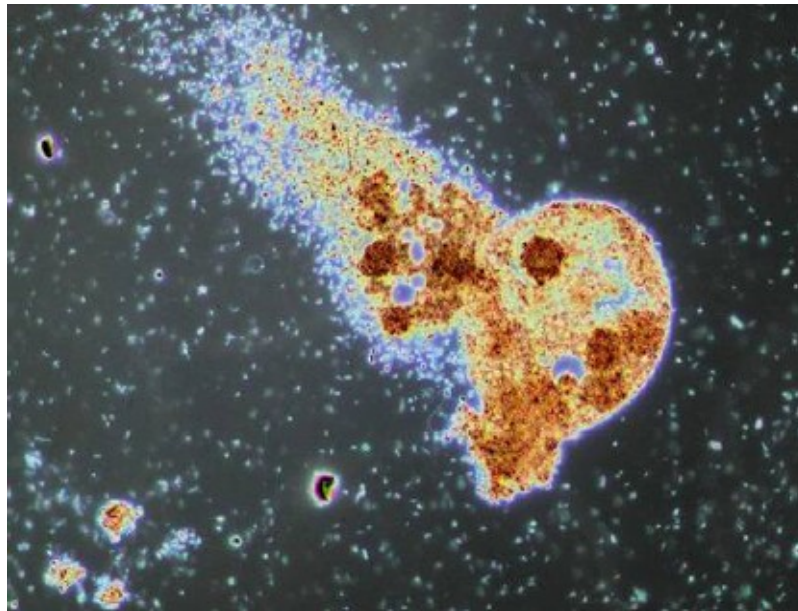
b) Lama desidratada em filtros banda (foto pessoal).



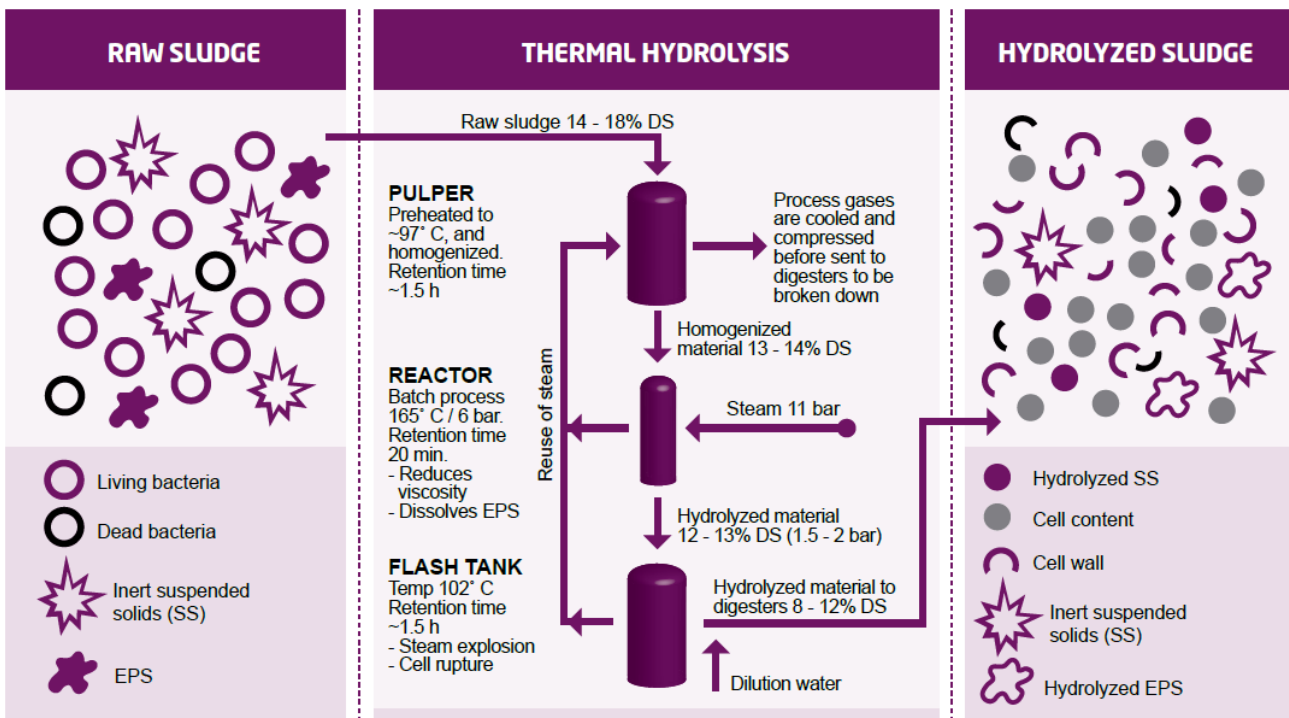
c) Lama desidratada em centrífuga (fotos pessoais)

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 12:



a) Foto da lise celular provocada pela despressurização súbita. Ampliação de 200x, CAMBI (2009).



b) Esquema do tratamento térmico de hidrólise (THP) da CAMBI

Anexo 13: Lista de referências da CAMBI (Kleiven, 2009)



Reference Plants Cambi - Thermal Hydrolysis Process

Customer/project	Location		Capacity (TDS/year)	TYPE	Completed
HIAS (1)	Hamar	Norway	3,600 tonnes	WWTP	1996
Thames Water (2)	Chertsey	UK	9,600 tonnes	WWTP	1999
Borregaard Industries	Sarspborg	Norway	4,000 tonnes	PAPER	2000
The Municipality of Næstved*	Næstved	Denmark	1,600 tonnes	WWTP*	2000
Nigg Bay	Aberdeen	UK	16,500 tonnes	WWTP	2001
"Mjøsanlegget", Biowaste Plant	Lillehammer	Norway	4,600 tonnes	OFMSW	2001
Ringsend Sewage Treatment Works	Dublin	Ireland	36,000 tonnes	WWTP	2002
The Municipality of Fredericia	Fredericia	Denmark	8,000 tonnes	WWTP	2002
Kobelco Eco-Solutions	Niigata	Japan	1,200 tonnes	WWTP	2002
Spolka Wodna Kapusciska	Bydgoszcz	Poland	8,000 tonnes	WWTP	2005
Thames Water	Chertsey	UK	Included in (2)	Operations	2005 - 12
HIAS, thermophilic digester	Hamar	Norway	Included in (1)	New digester	2005
Oxley Creek	Brisbane	Australia	12,900 tonnes	WWTP	2007
Bruxelles Nord	Bruxelles	Belgium	20,000 tonnes	WWTP	2007
Ampverband, Cambi THP-C*	Geiselbullach	Germany	2,000 tonnes	WWTP	2007
HIAS-Upgrade	Hamar	Norway	3,600 tonnes	WWTP	2007
Cotton Valley (Anglian Water)	Milton Keynes	UK	20,000 tonnes	WWTP	2008
Ecopro, multi-waste** plant	Verdal	Norway	8,000 tonnes	OFMSW**	2008
Whitlingham WWTW (Anglian Water)	Norwich	UK	19,000 tonnes	WWTP	2008
Nigg Bay, upgrade	Aberdeen	UK	4,000 tonnes	WWTP	2008
Biovakka Oy	Åbo/Turku	Finland	14,000 tonnes	WWTP	2009

Ordered Plants / Under design/construction

Bran Sands (Aker-Kværner/NWL)	Tees Valley	UK	37,000 tonnes	WWTP	2009
Jumeirah Golf Estates/Degremont	Dubai	UAE	25,000 tonnes	WWTP	2009
Vilniaus Vandenyys/ Vilnius Water Co.	Vilnius	Lithuania	23,000 tonnes	WWTP	2010
Ringsend STW (New THP line, coolers, upgrade of existing line)	Dublin	Ireland	20,000 tonnes	WWTP	2010

TDS = Total dry solids, Tonne = Metric ton = 1000 kg










Total: 301,600 tonnes Pop. Equiv. >10 million

WWTP = sludge from municipal wastewater treatment plant. *biological sludge/WAS only (Næstved is extended aeration plant)


PAPER = bio-sludge/waste activated sludge from paper factory wastewater treatment plant

OFMSW = Organic Fraction of Municipal Solid Waste, **mix of sludge, OFMSW, and animal by-products (wet: 30,000 - 40,000 t/y)

Anexo 14: Lista de referências Dranco – OWS (Vigié, 2009)

Reference list DRANCO & DRANCO-FARM		
DRANCO-plants		
1. Brecht I		
<p>Location: Brecht, Belgium (near Antwerp) Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste and waste paper Capacity: Plant: 20,000 ton/year & Digestion: 20,000 ton/year Start-up: July 1992 Client: IGEAN</p>		
2. Salzburg		
<p>Location: Bergheim-Siggerwiesen, Austria (near Salzburg) Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste Capacity: Plant: 20,000 ton/year & Digestion: 20,000 ton/year Start-up: December 1993 Client: Salzburger Abfallbeseitigung Gesellschaft (SAB)</p>		
3. Bassum		
<p>Location: Bassum, Germany Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of residual waste Capacity: Plant: 105,000 ton/year & Digestion: 13,500 ton/year Start-up: June 1997 Client: Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH (AWG)</p>		
4. Aarberg		
<p>Location: Aarberg, Switzerland Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste Capacity: Plant: 11,000 ton/year & Digestion: 11,000 ton/year Start-up: January 1998 Client: Vergärungsanlage Seeland AG (VEGAS)</p>		
5. Kaiserslautern		
<p>Location: Kaiserslautern, Germany Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of residual waste Capacity: Plant: 25,000 ton/year & Digestion: 20,000 ton/year Start-up: January 1999 Client: Zweckverband Abfallwirtschaft Kaiserslautern ZAK</p>		
6. Villeneuve		
<p>Location: Villeneuve, Switzerland Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste Capacity: Plant: 10,000 ton/year & Digestion: 10,000 ton/year Start-up: February 1999 Client: SA Compost Chablais-Riviera</p>		
7. Brecht II		
<p>Location: Brecht, Belgium (near Antwerp) Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste and waste paper Capacity: Plant: 50,000 ton/year & Digestion: 50,000 ton/year Start-up: January 2000 Client: IGEAN</p>		
8. Leonberg		
<p>Location: Leonberg, Germany Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste Capacity: Plant: 30,000 ton/year & Digestion: 30,000 ton/year Start-up: December 2004 Client: Abfallwirtschaft Landkreis Böblingen</p>		

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

9. Rome		
Location:	Rome, Italy	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste	
Capacity:	Plant: 40,000 ton/year & Digestion: 40,000 ton/year	
Start-up:	July 2003	
Client:	E. GIOVI S.r.l. (group SORAIN CECCHINI)	
10. Pusan		
Location:	Pusan, South Korea	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste	
Capacity:	Plant: 70,000 ton/year & Digestion: 70,000 ton/year	
Start-up:	2005	
Client:	SEOHEE Construction	
11. Hille (MBA Pohlsche Heide)		
Location:	Hille, Germany	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of residual waste and dewatered sludge	
Capacity:	Plant: 100,000 ton/year & Digestion: 38,000 ton/year	
Start-up:	January 2005	
Client:	AML - Immobilien GmbH	
12. Münster		
Location:	Münster, Germany	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of residual waste and industrial waste	
Capacity:	Plant: 80,000 ton/year & Digestion: 24,000 ton/year	
Start-up:	March 2005	
Client:	REMONDIS GmbH & Co. KG	
13. Terrassa		
Location:	Terrassa, Spain	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste	
Capacity:	Plant: 25,000 ton/year & Digestion: 25,000 ton/year	
Start-up:	December 2006	
Client:	CESPA GR	
14. Vitoria		
Location:	Vitoria, Spain	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of mixed waste	
Capacity:	Plant: 120,000 ton/year & Digestion: 20,000 ton/year	
Start-up:	December 2006	
Client:	BIOCOMPOST DE ÁLAVA UTE	
15. Alicante		
Location:	Alicante, Spain	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of mixed waste	
Capacity:	Plant: 180,000 ton/year & Digestion: 30,000 ton/year planned for 2008	
Start-up:	planned for 2008	
Client:	UTE PLANTA RESIDUOS ALICANTE	
16. Hotaka		
Location:	Hotaka, Japan	
Project:	DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste (NEDO demonstration plant)	
Capacity:	Plant: 3,000 ton/year & Digestion: 3,000 ton/year	
Start-up:	planned for 2007 - 2008	
Client:	KURITA	

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

17. Tenneville

Location: Tenneville, Belgium
 Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste
 Capacity: Plant: 39,000 ton/year & Digestion: 39,000 ton/year
 Start-up: planned for 2008
 Client: IDELUX



18. Seoul

Location: Seoul (Dong Dae Moon), South Korea
 Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste
 Capacity: Plant: 30,000 ton/year & Digestion: 30,000 ton/year
 Start-up: planned for 2009
 Client: SEOHEE Construction



19. Kempten

Location: Kempten, Germany
 Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of biowaste and green waste
 Capacity: Plant: 18,000 ton/year & Digestion: 18,000 ton/year
 Start-up: planned for 2008
 Client: ZAK Abfallwirtschaft GmbH



20. Bourg-en-Bresse

Location: Bourg-en-Bresse, France
 Project: DRANCO plant for the anaerobic digestion of mixed waste and green waste
 Capacity: Plant: 90,000 ton/year of mixed waste + 15,000 ton/year of green waste & Digestion: 55,000 ton/year
 Start-up: planned for 2010
 Client: ORGANOM



DRANCO-FARM-plants

1. Nüstedt

Location: Nüstedt, Germany
 Project: DRANCO-FARM plant for the production of renewable energy from maize silage and other energy crops
 Capacity: 750 kW
 Start-up: December 2006
 Client: Bioenergie Klosterbachtal GmbH & Co KG



DEMO-plants

1. Gent, Belgium

Substrate: mixed waste and biowaste
 Volume: 60 m³
 Year: 1984

2. Bogor, Indonesia

Substrate: market waste
 Volume: 30 m³
 Year: 1986

Anexo 15: Lista de referências Kompogas (Kompogas, 2009)

Local	País	Capacidade (10 ³ t/ano)	Data de inicio
Oensingen	Suíça	16	2009
Doha	Quatar	274	2009
Klingnau	Suíça	20	2008
Florsheim-Wicker	Alemanha	45	2008
Rostock	Alemanha	40	2008
Montpellier	França	100	2008
Botarell	Espanha	54	2008
Ilbenstadt	Alemanha	18,5	2007
Regen	Alemanha	18,5	2007
Amtzell	Alemanha	18,5	2007
Weissenfels II	Alemanha	24	2007
Utzenstorf	Suíça	12	2007
Langenthal	Suíça	4	2006
Ottenbach	Suíça	16	2006
Aarberg	Suíça	16	2006
Pratteln	Suíça	12,5	2006
Martinique	Caraibas	20	2005
Rioja	Espanha	75	2005
Lenzburg	Suíça	5	2005
Jona/Rapperswil	Suíça	5	2005
Passau	Alemanha	39	2004
Kyoto	Japão	20	2004
Weissenfels	Alemanha	25	2003 e 2006
Bachenbülach	Suíça	12,5	2003
Oetwil am See	Suíça	10	2001
Roppen	Austria	10	2001
Volketswil	Suíça	5	2000
Frankfurt	Alemanha	30	1999
Alzey-Worms	Alemanha	26	1999
Kyoto	Japão	1	1999
Niederuzwil	Suíça	20	1998 e 2005
Hunsrück	Alemanha	10	1997
Lustenau	Austria	10	1997
München-Erding	Alemanha	26	1997
Braunschweig	Alemanha	26	1997
Otelfingen	Suíça	12,5	1996
Kempton	Alemanha	10	1996
Samstagem	Suíça	10	1995
Bachenbülach	Suíça	12	1994 e 2003
Rümlang	Suíça	8,5	1991
Total	40 instalações	1117,5	
Média		27,9	

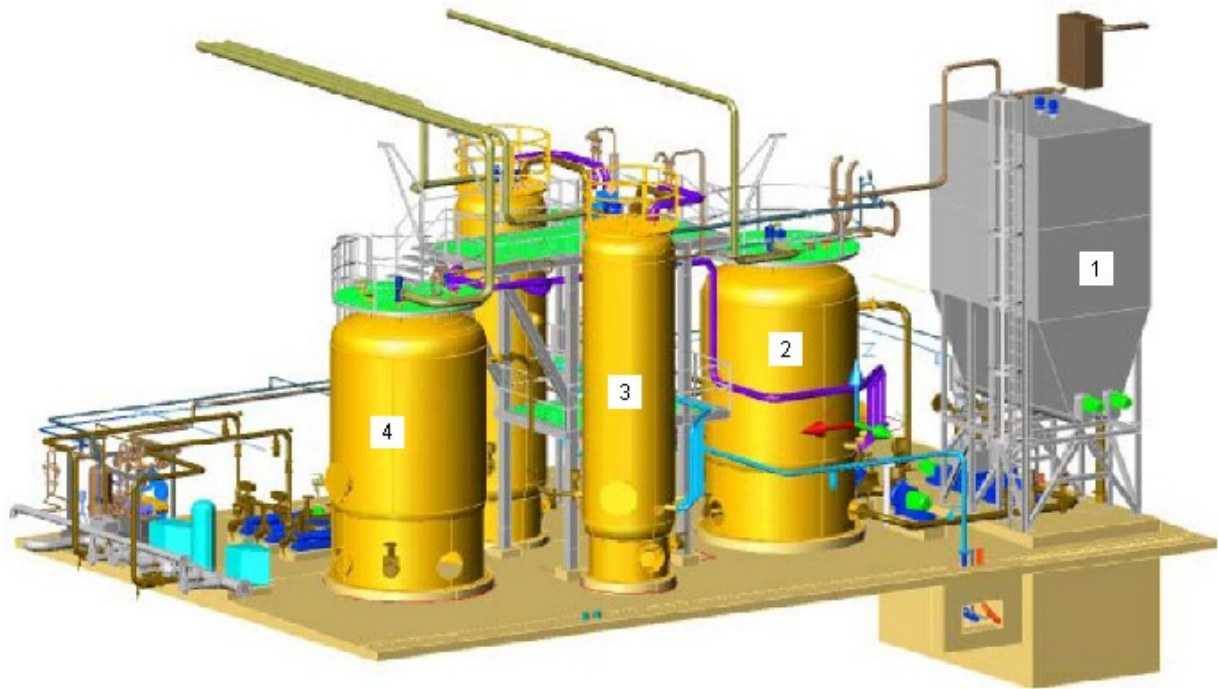
Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 16: Lista de referências Valorga (Valorga, 2009)

Local	País	Capacidade (10 ³ t/ano)	Data de inicio
Amiens	França	55	1987
Barcelone-Ecoparque II	Espanha	240	2004
Bassano	Itália	33	2003
Beijing	China	105	2007
Cadix	Espanha		
Calais	França	27	2007
Engelskirchen	Alemanha	35	1997
Freiburg	Alemanha	36	1999
Genève	Suíça	10	2000
Hanovre	Alemanha	100	2006
La Corogne	Espanha	142	2001
Mons	Bélgica	94,4	2000
Shangaí	China	268,5	2007
Tilburg	Holanda	52	1994
Varennnes-Jarcy	França	100	2002
Fos sur Mer	França	110	2008
Tondela	Portugal	35	2008
Valência	Espanha		
Las Dehesas	Espanha		
Saragosse	Espanha		
Total	20 instalações	1442,9	
Média		90,2	

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 17:



1 – Silo (lamas desidratadas) 2 – Tanque pré-aquecimento 3 – Reactores (2 unidades) 4 – Tanque de depressurização súbita

a) Esquema da unidade THP de Kapusciska, CAMBI (2009)



b) Edifício da unidade THP de Kapusciska, CAMBI (2009)

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 18:



a) Fotografia aérea da ETAR de Kapuściska (Bydgoszcz, Polónia)



b) Aspecto da lama desidratada da ETAR de Kapuściska (Bydgoszcz, Polónia)

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 19:



a) Instalação de cogeração da ETAR de Kapusciska, Polónia (Norli, 2006)



b) Caldeira para produção de vapor. ETAR de Kapusciska, Polónia (Norli, 2006)

Anexo 20: Cálculos auxiliares da análise económica ao processo CAMBI. ETAR de Kapuściska.

1 – Consumo de energia (€/mês):

Consumo mensal de energia - 95,2 MWh/mês (Pastwa, 2009)

Custo energia na Polónia em 2008 - 68,71 €/MWh (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

$95,2 \text{ MWh/mês} \times 68,71 \text{ €/MWh} = \mathbf{6541,19 \text{ €/mês}}$

2 – Custos de manutenção (€/mês):

Custo de manutenção da centrífuga = 300,00 €/mês (Pastwa, 2009)

Custo de substituição de *stators* e *rotors* das bombas e mudança de óleos e filtros = 300,00 €/mês (Pastwa, 2009)

$300,00 \text{ €/mês} + 300,00 \text{ €/mês} = \mathbf{600,00 \text{ €/mês}}$

3 – Produção de energia (€/mês):

Energia produzida em 2008 - 303 MWh/mês (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

$303 \text{ MWh/mês} \times 68,71 \text{ €/MWh} = \mathbf{20\ 819,13 \text{ €/mês}}$

4 – Produção de calor (€/mês):

Energia produzida em 2008 - 303 MWh/mês (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Assumindo as eficiências típicas das unidades CHP de 30% para a conversão em energia e de 55% para a conversão em calor, obtém-se:

Calor produzido em 2008 – $303 \text{ MWh/mês} \times 55\% / 30\% = 556 \text{ MWh/mês}$

Valor do calor produzido, admitindo uma valorização de 1/3 do custo da energia eléctrica:

$556 \text{ MWh/mês} \times 68,71 \text{ €/MWh} / 3 = \mathbf{12\ 734,25 \text{ €/mês}}$

5 – Redução da quantidade de lamas

Quantidade de lama processada na na unidade THP (dia) – 21 t MS (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Quantidade de lama processada na na unidade THP (mês) – $21 \text{ t MS} \times 30,5 = 640 \text{ t MS}$

Composição da lama mista inicial (EC, 2001):

72% sólidos voláteis (SV) – 461 t SV

28% sólidos fixos (SF) - 179 t SF

Redução de sólidos voláteis na DA (Companhia da Água de Kapuściska, 2009):

SV na lama digerida - $43\% \times 461 \text{ t SV} = 198 \text{ t SV}$

SF na lama digerida – $179 \text{ t SF} \Rightarrow \text{ST} = 179 \text{ t SF} + 198 \text{ t SV} = 337 \text{ t ST}$

Grau de desidratação da lama à saída da desidratação final: 30,6% (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Quantidade de lama desidratada final actual (mês):

$337 \text{ t ST} / 30,6\% = 1\ 232 \text{ t}$

Redução na quantidade de lama desidratada: 50% (Companhia da Água de Kapuściska, 2009)

Quantidade de lama original = $1\ 232 \text{ t} \times 2 = 2\ 464 \text{ t}$

Diferença = $2\ 464 \text{ t} - 1\ 232 \text{ t} = 1\ 232 \text{ t}$

Custo do envio da lama para a agricultura: 22 €/t (Pastwa, 2009)

Poupança no envio de lama para a agricultura:

$1232 \text{ t/mês} \times 22 \text{ €/t} = \mathbf{27\ 104 \text{ €/mês}}$

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 21:

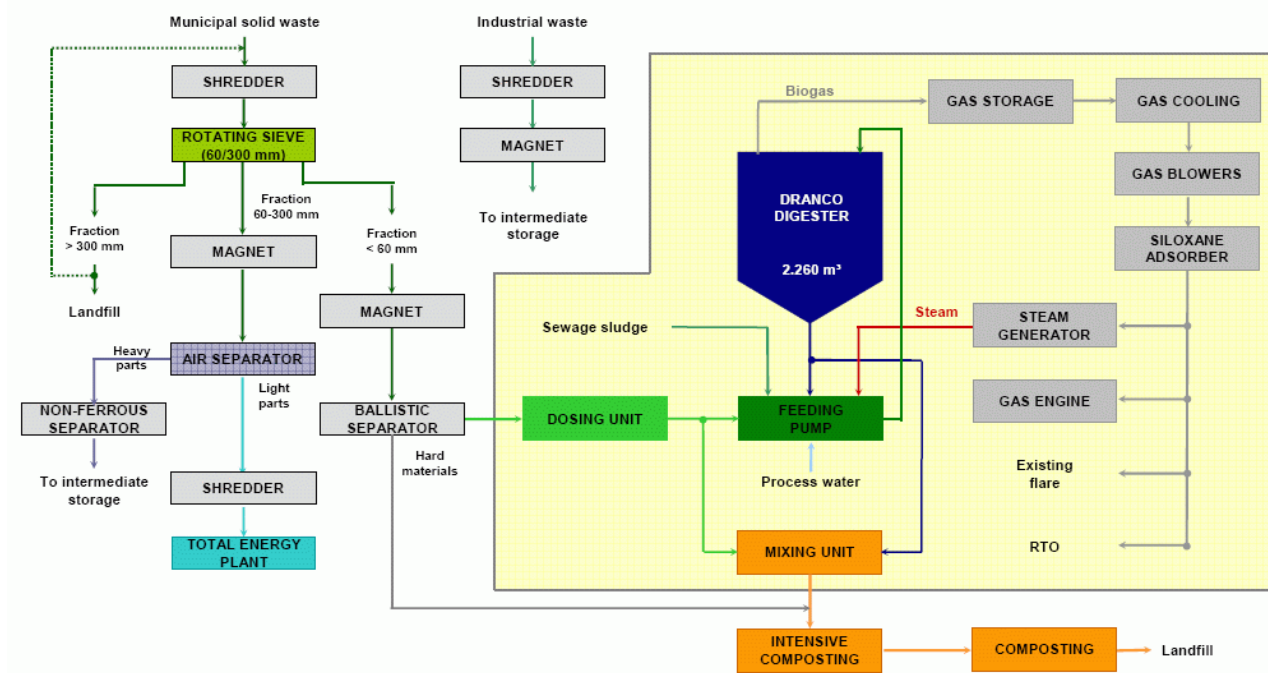


a) Vista aérea da instalação TMB-DA de Pohlsche Heide, Centro de Eliminação de Pohlsche Heide (2009)

Legenda:

- 1 – Recepção dos resíduos e tratamento mecânico;
- 2 – Reactor anaeróbico DRANCO para o tratamento biológico e gasómetro. A unidade CHP fica por detrás do edifício e não é visível na fotografia;
- 3 – Zona de carga das fracções separadas;
- 4 – Edifício da compostagem (23 túneis);
- 5 – Unidade de tratamento térmico das emissões gasosas (RTO) e em primeiro plano a ETAR para tratamento dos efluentes líquidos.

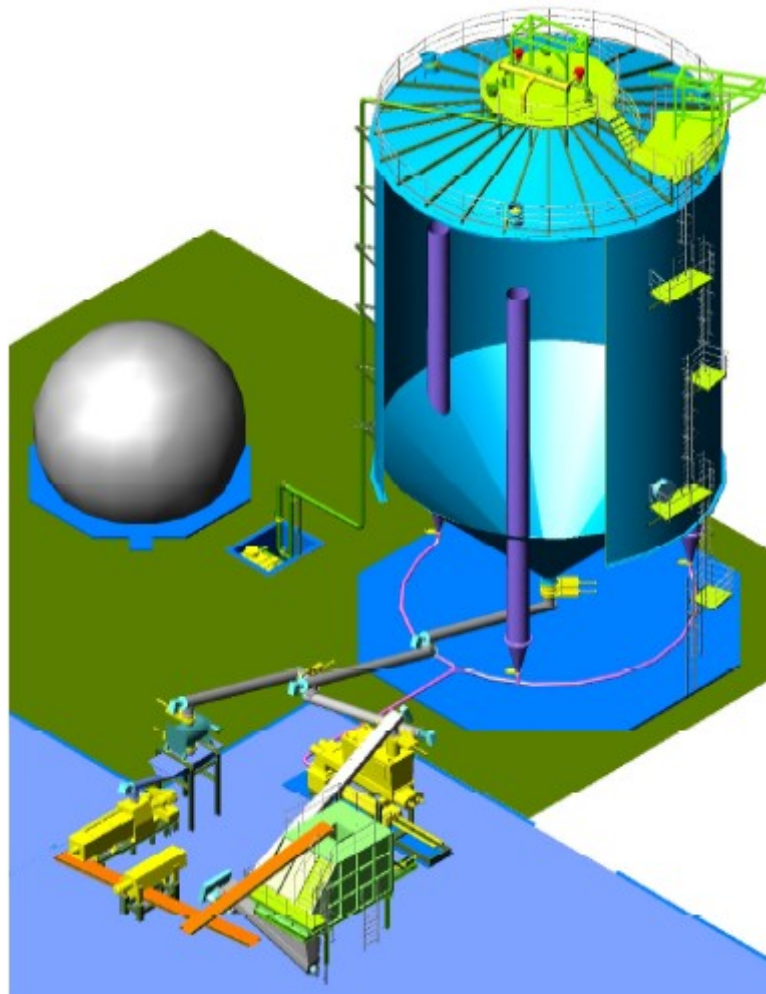
DRANCO plant Hille - MBT Pohlsche Heide - (Germany)



b) Fluxograma do processo de tratamento de resíduos TMB-DA de Pohlsche Heide, OWS (2009)

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

Anexo 22:



a) Vista dos tubos de alimentação no interior do reactor DRANCO (OWS, 2009).



b) Estação de compostagem de lamas digeridas e resíduos verdes de Pohlsche Heide (Alemanha)

Anexo 23: Cálculos auxiliares da análise económica à unidade TMB-DA de Pohlsche Heide.

Tabela 27:

1 – Consumo de energia (€/ano):

Toda a energia consumida é produzida internamente – **0 €/ano** (CEPH, 2009)

2 – Consumo de calor (€/ano):

Todo o calor consumido é produzido internamente – **0 €/ano** (CEPH, 2009)

3 – Custos de operação, manutenção e deposição em aterro do rejeitado (€/ano):

O custo de operação/manutenção da instalação e deposição em aterro do rejeitado foi estimados como uma percentagem da receita. Neste caso, foi estimado em 50% do valor da receita.

$(5\,400\,000,00 + 6\,200\,000,00 + 700\,000,00) \times 50\% = \mathbf{6\,150\,000,00\ €/ano}$

4 – Taxa de entrada de RSU's (€/ano):

Quantidade de RSU's recebidos em Pohlsche Heide – 40 000 t/a (CEPH, 2009)

Taxa cobrada para RSU's – 135 €/t (CEPH, 2009)

Taxa de entrada de RSU's – 40 000 t/a x 135 €/t = **5 400 000,00 €/ano**

5 – Taxa de entrada de RI's (€/ano):

Quantidade de RI's recebidos em Pohlsche Heide – 40 000 t/a (CEPH, 2009)

Taxa cobrada para RI's – 155 €/t (CEPH, 2009)

Taxa de entrada de RI's – 40 000 t/a x 155 €/t = **6 200 000,00 €/ano**

6 – Taxa de entrada de lamas (€/ano):

Quantidade de lamas recebidos em Pohlsche Heide – 20 000 t/a (CEPH, 2009)

Taxa cobrada para as lamas – 35 €/t (CEPH, 2009)

Taxa de entrada de lamas – 20 000 t/a x 35 €/t = **700 000,00 €/ano**

Tabela 28:

1 – Consumo de energia (€/ano):

Consumo energia na co-DA + bomba Putzmeister – 715 MWh/ano (Vigié, 2009)

Preço da energia (valor estimado = Polónia 2008) – 68,71 €/MWh

Consumo da energia - 715 MWh/ano x 68,71 €/MWh = **49 127,65 €/ano**

2 – Consumo de vapor (€/ano):

Percentagem de biogás utilizado na produção de vapor para a co-DA – 2% (Vigié, 2009)

Total de biogás produzido – 52 659 m³/semana => 2 738 268 m³/ano (Vigié, 2009)

Biogás utilizado para produção de vapor - 2 738 268 m³/ano x 2% = 54 765,36 m³

Teor de metano do biogás – 55% (OWS, 2009)

Biogás utilizado na produção de vapor - 54 765,36 m³ x 55% = 30 120,95 m³

Equivalência entre kWh e m³ de metano – 10 kWh <=> 1 m³ metano (CAMBI, 2009)

Energia utilizada na produção de vapor – 301 210 kWh/a => 301 Mwh/a

Preço da energia (biogás) para a produção de vapor – 1/3 do preço da energia eléctrica (Caseiro, 2005)

Consumo de vapor - 301 MWh/ano x 68,71 €/MWh / 3 = **20 681,71 €/ano**

3 – Custos de manutenção (€/ano):

Os custos de manutenção foram assumidos iguais aos de Kapuściska, porque apesar dos equipamentos utilizados na co-DA por via seca serem mais robustos e caros do que os utilizados na DA semiseca, a última tem muito mais equipamentos e processa maior quantidade de lamas do que Pohlsche Heide.

600 €/mês x 12 meses = **7 200,00 €/ano**

4 – Produção de energia (€/ano):

Produção de energia em Pohlsche Heide – 2 892 MWh/a (Vigié, 2009)

Valor da produção de energia - 2 892 MWh/a x 68,71 €/MWh = **198 709,32 €/ano**

5 – Produção de calor (€/ano):

Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - possibilidades de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica.

O calor produzido foi estimado a partir da energia produzida, considerando as eficiências médias das unidades CHP a biogás (U.S. EPA, 2008) de 30% para a produção de energia e 55% para a produção de vapor.

Produção de calor em Pohlsche Heide - $2\,892 \text{ MWh/a} \times 55\% / 30\% = 5302 \text{ MWh/a}$

Valor da produção de calor - $5302 \text{ MWh/a} \times 68,71 \text{ €/MWh} / 3 = \mathbf{121\,433,47 \text{ €/ano}}$

6 – Lama desidratada de ETAR (€/ano):

Este item foi introduzido porque a recepção de lamas desidratadas de ETAR está directamente relacionada com a existência da co-DA.

Quantidade de lama desidratada recebida em 2008 – 112 t/semana \Leftrightarrow 5 824 t/a (Vigié, 2009)

Taxa de recepção das lamas – 35 €/t

Valor da recepção das lamas - $5\,824 \text{ t/a} \times 35 \text{ €/t} = \mathbf{203\,840,00 \text{ €/ano}}$

7 – Redução de massa na co-DA:

Massa inicial de lama + FORSU introduzida na co-DA – 553 t/semana \Leftrightarrow 28 756 t/a (Vigié, 2009)

Biogás produzido na co-DA - $52\,659 \text{ m}^3/\text{semana} \Rightarrow 2\,738\,268 \text{ m}^3/\text{ano}$ (Vigié, 2009)

Metano produzido na co-DA - $2\,738\,268 \text{ m}^3/\text{ano} \times 55\% = 1\,506\,047 \text{ m}^3/\text{ano}$

Relação entre m^3 de metano e kg SV eliminados – $1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 = 1,67 \text{ kg SV}$ (CAMBI, 2009)

Quantidade de SV eliminados - $1\,506\,047 \text{ m}^3/\text{ano} \times 1,67 \text{ kg SV/m}^3 = 2\,515\,098 \text{ kg SV/ano} = 2\,515 \text{ t/ano}$

Custo estimado de operação, manutenção e deposição em aterro do rejeitado:

$6\,150\,000,00 \text{ €/ano}$ (Tabela 27) / $100\,000 \text{ t/a}$ (OWS, 2009) = 61,50 €/t

Valor da redução de massa na co-DA - $2\,515 \text{ t/ano} \times 61,50 \text{ €/t} = \mathbf{154\,672,50 \text{ €/ano}}$