

**UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA**

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Contributo para o  
Estudo da Valorização Energética de Biogás em  
Estações de Tratamento de Águas Residuais**

**MARGARIDA MARECOS DO MONTE**

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária

Orientador Científico

**Professor Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano**

**LISBOA, 2010**



*“Na Natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma.”*

Antoine Lavoisier, 1789

*“Thomas Edison was a man of great foresight, but who would have thought he could have been more than 100 years ahead of his time? When he set up his first heat-and-electricity plant near Wall Street in 1882, he imagined a world of micropower. Edison thought the best way to meet customers’ needs would be with networks of nimble, decentralised power plants in or near homes and offices. What goes around, comes around. After a century that seemed to prove Edison wrong – with power stations getting ever bigger, and the transmission grids needed to distribute their product ranging ever wider – local generation for local consumption is back in fashion.”*

*in THE ECONOMIST, Agosto de 2000*





# AGRADECIMENTOS

---

Quero aqui expressar os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que contribuíram, de forma directa ou indirecta, para a concretização deste trabalho.

Agradeço ao meu orientador, o Professor Doutor António Pedro Mano, por ter acarinhado o tema que decidi desenvolver, bem como o incentivo e os conselhos que me foi transmitindo ao longo do percurso.

A todas as entidades gestoras e a todos os técnicos responsáveis pelas ETAR inquiridas, agradeço a disponibilidade demonstrada e o empenho na obtenção dos elementos necessários ao preenchimento dos inquéritos, sem os quais não teria conseguido cumprir os objectivos a que me propus.

Aos meus amigos Catarina Miguel, Isabel Faia, Gabriel Ramos, Paulo Inocência e Rodolfo Condessa, agradeço o incentivo e a partilha de conhecimentos das suas áreas específicas.

Agradeço à HIDROPROJECTO o apoio facultado e, em particular aos meus colegas e amigos Pedro Almeida, Lia Reis, Sónia Pombo, Vânia Jesus e Stephen Houghton, as palavras diárias de ânimo, a troca de ideias e o apoio incondicional.

À minha mãe, agradeço o facto de me ter inculcido o gosto pela engenharia sanitária, o legado de perseverança na prossecução dos meus objectivos, bem como a leitura e análise crítica do documento. Ao Hugo, um agradecimento muito especial pela compreensão e por todo o apoio.

A todos, o meu reconhecido agradecimento!



## CONTRIBUTO PARA O ESTUDO DA VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA DE BIOGÁS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O crescente aumento do consumo energético das sociedades desenvolvidas e emergentes, motivado pelo progresso económico e social, tem induzido a procura de alternativas focalizadas nas energias renováveis, que possam contribuir para assegurar o fornecimento de energia sem agravar o consumo de combustíveis fósseis e a emissão de gases com efeito de estufa. Nesse sentido, a produção de energia eléctrica a partir do gás metano resultante da estabilização anaeróbia de efluentes tem vindo a ser estudada e praticada desde finais do século XIX, tendo assumido maior expressão a partir dos anos 70 do século XX, na sequência das primeiras crises petrolíferas.

As estações de tratamento de águas residuais (ETAR) reúnem dois factores chave para o sucesso do aproveitamento energético do biogás produzido no tratamento de lamas: por um lado, produzem matéria-prima com potencial energético - lamas primárias e biológicas, na sequência do tratamento das águas residuais - e, por outro, necessitam de energia eléctrica para o funcionamento dos equipamentos electromecânicos e de calor para a manutenção de condições mesofílicas ou termofílicas da estabilização anaeróbia das lamas.

A valorização energética do biogás produzido na estabilização anaeróbia das lamas, para além de permitir obter um retorno financeiro, que contribui para o equilíbrio dos custos de investimento e de exploração, contribui igualmente para a redução das emissões de gases com efeito de estufa, como o dióxido de carbono e o metano, e para a segurança de abastecimento energético à instalação, na medida em que assegura a alimentação de energia eléctrica em caso de falha no fornecimento pela rede nacional.

A presente dissertação apresenta um contributo para estudos a desenvolver por entidades gestoras de sistemas municipais e multimunicipais de tratamento de águas residuais, empresas de projecto e estudantes de Engenharia do Ambiente ou Sanitária, constituído por uma compilação da informação mais relevante associada à estabilização anaeróbia de lamas e à valorização energética do biogás produzido. Com base em informação referente a algumas ETAR nacionais com instalações de valorização energética de biogás, propõe-se um conjunto de indicadores expeditos relativos ao custo de investimento dos processos de digestão anaeróbia e de cogeração e ao desempenho dos sistemas de cogeração em ETAR, que possam ser utilizados como um instrumento de apoio à decisão. Os indicadores apresentados poderão ser utilizados no planeamento de sistemas de tratamento de águas residuais e em análises de viabilidade de soluções de tratamento de águas residuais que contemplem a componente de estabilização anaeróbia de lamas.

A partir dos indicadores estimados, foram avaliados diferentes cenários de investimento, tendo-se concluído, com base num conjunto de pressupostos admitidos, que a valorização energética de biogás é técnico-economicamente viável em ETAR de dimensão superior a 35 000 e.p., caso se opte pelo consumo interno da energia produzida, e de dimensão superior a 30 000 e.p. se se admitir a venda da totalidade da energia produzida à rede eléctrica nacional.

*Palavras-chave:* digestão anaeróbia, biogás, cogeração.

## CONTRIBUTION TO THE STUDY OF ENERGY RECOVERY OF BIOGAS IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS

Increased energy consumption in developed and developing countries, driven by socio-economic progress, has stimulated the search for renewable energy solutions, which enable the supply of energy without increasing fossil fuel consumption or the production of greenhouse gases. In this context, electricity production from methane, resulting from the anaerobic digestion of wastewater, has been studied and practiced since the late nineteenth century, becoming more relevant since the 1970's, following the first oil crises.

Wastewater Treatment Plants (WWTP) meet two key criteria necessary for the success of energy recovery from biogas produced from sludge treatment: on the one hand, they produce raw material with potential energy - primary and biological sludge, as a consequence of wastewater treatment - and, on the other hand, they need electricity to operate the equipment and heat to maintain mesophilic or thermophilic anaerobic digestion of sludge.

The production of biogas energy from the anaerobic stabilization of sludge, in addition to providing some financial return on the investment and operation of the plant, helps reduce emissions of the greenhouse gases CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>, and it even promotes power supply security to the facility, by creating backup to the utility's power supply.

This study contributes to future work developed by municipal and multi-municipal agencies in charge of WWTP, by design firms and by students of Environmental or Sanitary Engineering, consisting of a compilation of the most relevant information on the anaerobic stabilization of wastewater sludge and energy recovery from biogas. Based on data collected from several WWTP with biogas energy recovery, this work proposes a set of key indicators related to the investment in anaerobic digestion processes and cogeneration, as well as to WWTP cogeneration systems' performance, which may be used in decision making. Indeed, the key indicators presented may be used in planning WWTP and in feasibility studies for WWTP that include anaerobic stabilization of sludge.

From the derived indicators, several investment scenarios were developed, from which it was concluded that in Portugal energy recovery from biogás is technically and economically viable in WWTP serving more than 35 000 habitant-equivalents, if the electrical energy produce is consumed primarily within the plant. If all the energy produced is sold to the national grid, and the energy consumed in the plant is bought from the grid, then it is viable for plants serving more than 30 000 habitant-equivalents.

*Key-words:* anaerobic digestion, biogas, cogeneration.



## ABREVIATURAS

a.C.	Antes de Cristo
AGV	Ácidos gordos voláteis
AFC	Alcaline fuel cell – pilha de combustível alcalina
ATP	Adenosina trifosfato
B	Taxa de respiração endógena ou taxa de decaimento
CEE	Consumo específico equivalente
CHP	Combined heat and power
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor
DGGE	Direcção Geral de Geologia e Energia
ENE	Estratégia Nacional para a Energia
Eq.	Equação
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
E-FER	Energia produzida a partir de fontes de energia renováveis
e.p.	Equivalente de população
FESR	Fuel energy
GEE	Gases com efeito de estufa
GPL	Gás petrolífero liquefeito
IE	Instalações eléctricas
INSAAR	Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e Águas Residuais
MCFC	Molten carbonate fuel cells
MS	Matéria seca
MV	Matéria volátil
OHPA	Obligate Hydrogen Producing Acetogens
PAFC	Phosphoric acid fuel cell – pilha de combustível de ácido fosfórico
PCI	Poder calorífico inferior
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PEFC	Polymer electrolyte fuel cell – pilha de combustível de polímero electrolítico
$p_{H_2}$	Pressão parcial de hidrogénio
PNAC	Programa Nacional para as Alterações Climáticas
PSA	Pressure swing adsorption
PTN	Condições normais de pressão e temperatura
REE	Rendimento eléctrico equivalente
RCM	Resolução do Conselho de Ministros
SEI	Sistema Eléctrico Independente
SEN	Sistema Eléctrico Nacional
SEP	Sistema Eléctrico Público
SOFC	Solid oxide fuel cell – pilha de combustível de óxido sólido
SSV	Sólidos suspensos voláteis

SV	Sólidos voláteis
ST	Sólidos totais
tep	Tonelada equivalente de petróleo
TRH	Tempo de retenção hidráulico
TRS	Tempo de retenção de sólidos
UASB	Up-flow anaerobic sludge blanket
$\gamma$	Razão calor / trabalho

## FÓRMULAS E ABREVIATURAS QUÍMICAS

$Al_2O_3$	Óxido de alumínio
C	Carbono
$CaCO_3$	Carbonato de cálcio
CaO	Óxido de cálcio
$Ca(OH)_2$	Hidróxido de cálcio
CBO	Carência bioquímica de oxigénio
$CH_3COO^-$	lão acetato
$CH_4$	Metano
$CO_2$	Dióxido de carbono
COT	Carbono orgânico total
CQO	Carência química de oxigénio
$H_2$	Hidrogénio
$H_2O_2$	Peróxido de hidrogénio
$H_2S$	Sulfureto de hidrogénio ou gás sulfídrico
$H_2SO_4$	Ácido sulfúrico
$HCO_3^-$	Bicarbonato
HFC	Hidrocarbonetos fluorados
KOH	Hidróxido de potássio
N	Azoto
$N_2O$	Óxido nitroso
NaOH	Hidróxido de sódio
$Na_2S$	Sulfureto de sódio
NaHS	Hidrogeno-sulfureto de sódio
$NH_4^+$	lão amónio
$NO_3^-$	lão nitrato
$O_3$	Ozono
OH•	Radical hidroxilo
$SF_6$	Hexafluoreto de enxofre
$SiO_2$	Sílica ou dióxido de silício
$SO_4^{2-}$	lão sulfato
$SO_3^{2-}$	lão sulfito
P	Fósforo
PFC	Hidrocarbonetos perfluorados

1	INTRODUÇÃO .....	19
2	PRINCIPAIS OBJECTIVOS DO ESTUDO.....	21
3	ENQUADRAMENTO HISTÓRICO .....	23
4	ENQUADRAMENTO LEGAL .....	27
4.1	Considerações gerais.....	27
4.2	Legislação nacional.....	27
4.2.1	Produção de energia eléctrica a partir de recursos naturais.....	27
4.2.2	Produção de energia eléctrica em instalações de cogeração.....	29
4.3	Legislação comunitária.....	30
5	ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA .....	33
5.1	Considerações gerais.....	33
5.2	Caracterização do processo.....	34
5.3	Microbiologia e bioquímica da estabilização anaeróbia.....	36
5.3.1	Considerações gerais.....	36
5.3.2	Bactérias fermentativas.....	37
5.3.3	Bactérias acetogénicas .....	37
5.3.4	Bactérias metanogénicas .....	38
5.3.5	Bactérias sulfato-redutoras .....	38
5.4	Influência dos factores ambientais no processo de estabilização anaeróbia .....	39
5.4.1	Considerações gerais.....	39
5.4.2	Temperatura .....	39
5.4.3	pH .....	42
5.4.4	Alcalinidade .....	43
5.4.5	Concentração de hidrogénio .....	43
5.4.6	Macro e micronutrientes.....	44
5.4.7	Substâncias inibidoras ou tóxicas .....	45
5.5	Tipos de digestores .....	46
5.5.1	Caracterização geral .....	46
5.5.2	Critérios de concepção e dimensionamento.....	51
5.6	Sistemas de aquecimento dos digestores anaeróbios.....	53
5.6.1	Necessidades térmicas .....	53
5.6.2	Sistemas de aquecimento.....	54
5.6.3	Isolamento térmico .....	55
5.7	Sistemas de mistura e agitação .....	55
5.8	Pré-tratamento das lamas a estabilizar.....	57
5.8.1	Considerações gerais.....	57
5.8.2	Pré-tratamento térmico.....	57

5.8.3	Pré-tratamento mecânico .....	59
5.8.4	Pré-tratamento químico .....	59
5.8.5	Pré-tratamentos com ultra-sons e feixes de electrões .....	60
5.8.6	Pré-tratamento biológico.....	61
5.9	Monitorização e avaliação de desempenho do processo .....	61
5.9.1	Monitorização e controlo do processo de estabilização anaeróbia.....	61
5.9.2	Avaliação do desempenho do processo de estabilização anaeróbia .....	62
5.10	Co-digestão de resíduos em sistemas colectivos .....	63
5.11	Subprodutos do processo de estabilização anaeróbia.....	65
6	BIOGÁS.....	67
6.1	Composição e principais propriedades do biogás.....	67
6.2	Biogás enquanto recurso energético.....	68
6.3	Depuração do biogás.....	69
6.3.1	Considerações gerais .....	69
6.3.2	Remoção de sulfureto de hidrogénio.....	69
6.3.3	Remoção de vapor de água e de partículas.....	71
6.3.4	Remoção de dióxido de carbono .....	71
6.3.5	Remoção de siloxanos .....	73
6.4	Armazenamento, transporte, compressão e queima .....	73
6.4.1	Armazenamento .....	73
6.4.2	Transporte.....	75
6.4.3	Compressão.....	75
6.4.4	Queima .....	76
6.5	Valorização do biogás .....	76
6.6	Medidas de segurança associadas a instalações com digestores anaeróbios e armazenamento de biogás .....	77
6.6.1	Principais riscos identificados.....	77
6.6.2	Medidas de prevenção .....	78
7	COGERAÇÃO .....	81
7.1	Considerações gerais .....	81
7.2	Produção de energia térmica, mecânica e eléctrica .....	82
7.2.1	Grupo motor-gerador .....	82
7.2.2	Caldeira com turbina a vapor.....	84
7.2.3	Turbina a gás.....	86
7.2.4	Pilhas de combustível.....	87
7.2.5	Recuperação da energia térmica.....	88
7.2.6	Parâmetros de aferição da eficiência de um sistema de cogeração.....	89
7.2.7	Seleccção do sistema de cogeração.....	91
7.3	Concepção e exploração de um sistema de cogeração .....	92
7.4	Comercialização e remuneração da energia produzida por cogeração.....	93
8	INDICADORES DE CUSTO E DE DESEMPENHO.....	97
8.1	Considerações gerais .....	97
8.2	Metodologia .....	97

8.3	Apresentação e discussão dos resultados obtidos .....	99
8.3.1	Caracterização da situação portuguesa de valorização energética de biogás em ETAR 99	
8.3.2	Indicadores de custos de investimento inicial .....	103
8.3.3	Indicadores de custo de manutenção e de exploração.....	117
8.3.4	Indicadores de desempenho .....	117
9	ANÁLISE COMPARATIVA DE CENÁRIOS DE INVESTIMENTO .....	123
9.1	Considerações gerais.....	123
9.2	Metodologia .....	123
9.3	Apresentação e discussão dos resultados obtidos .....	125
10	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	127
11	SUGESTÕES PARA INVESTIGAÇÃO FUTURA .....	129
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	131

## ANEXOS

- ANEXO I Representação esquemática de um sistema de estabilização anaeróbia de lamas e de cogeração
- ANEXO II Ficha de inquérito tipo
- ANEXO III Resposta das entidades gestoras ao inquérito
- ANEXO IV Cenários de investimento. Cálculos



Figura 5.1	Diagrama esquemático de uma linha de tratamento convencional de águas residuais
Figura 5.2	Diagrama ilustrativo do processo de estabilização anaeróbia
Figura 5.3	Classes de microrganismos por faixas de temperatura
Figura 5.4	Representação esquemática de um digestor de baixa carga
Figura 5.5	Representação esquemática de um digestor de alta carga
Figura 5.6	Representação esquemática de um digestor de duas fases
Figura 5.7	Formato dos digestores anaeróbios mais comuns
Figura 5.8	Representação esquemática de sistemas de mistura e agitação de digestores anaeróbios
Figura 5.9	Relação entre a redução da MV nas lamas estabilizadas (%) e a MV presente nas lamas a estabilizar (%)
Figura 6.1	Exemplos de gasómetros em ETAR portuguesas
Figura 7.1	Representação esquemática de um sistema de cogeração por motogerador e por turbina a gás
Figura 7.2	Sistema de cogeração por caldeira com gerador a vapor
Figura 8.1	Localização das ETAR urbanas que integram unidades de cogeração identificadas no âmbito do presente estudo
Figura 8.2	Variação dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função da população máxima servida (valor de dimensionamento)

- Figura 8.3 Variação dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função do caudal máximo de lamas a digerir (valor de dimensionamento)
- Figura 8.4 Variação dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)
- Figura 8.5 Variação dos custos de investimento associados à implementação de um sistema de cogeração numa ETAR, em função da população máxima servida (valor de dimensionamento)
- Figura 8.6 Variação dos custos de investimento total associados à implementação do sistema de cogeração numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)
- Figura 8.7 Variação dos custos de investimento associados à implementação do sistema de cogeração numa ETAR, em função da potência eléctrica instalada
- Figura 8.8 Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e de cogeração numa ETAR, em função da população servida (valor de dimensionamento)
- Figura 8.9 Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e cogeração numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)
- Figura 8.10 Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e cogeração numa ETAR, em função da potência eléctrica instalada
- Figura 8.11 Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento do processo de estabilização anaeróbia com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.2 e 8.3
- Figura 8.12 Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento do sistema de cogeração com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.4 e 8.5
- Figura 8.13 Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento totais com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.6 e 8.7
- Figura 8.14 Distribuição dos custos de investimento associados à implementação das etapas de estabilização anaeróbia e cogeração nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos
- Figura 8.15 Distribuição dos custos de investimento associados à implementação da etapa de estabilização anaeróbia nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos
- Figura 8.16 Distribuição dos custos de investimento associados à implementação da etapa de cogeração nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos



Quadro 6.1 Composição do biogás. Intervalos típicos de acordo com vários autores

Quadro 7.1 Principais características das tecnologias de cogeração

Quadro 8.1 Lista das ETAR portuguesas que integram sistemas de cogeração

Quadro 8.2 Resumo dos dados disponibilizados relativos a custos de investimento

Quadro 8.3 Custos de investimento actualizados ao ano de referência 2009, discriminados pelos processos de estabilização anaeróbia e cogeração e pelas componentes de construção civil e equipamentos e instalações eléctricas

Quadro 8.4 Resultados médios de exploração das ETAR em análise

Quadro 8.5 Indicadores de desempenho



# 1 Introdução

Desde a Revolução Industrial que a produção de energia tem constituído o suporte do modelo de desenvolvimento das sociedades. Com o primeiro choque petrolífero, em 1973, que potenciou a instalação da maioria das centrais nucleares, a produção de energia deixou de estar exclusivamente assente nos combustíveis fósseis. O início da globalização e o desenvolvimento dos países asiáticos, como a China e a Índia, ditaram o aumento crescente do consumo de energia e da emissão de gases com efeito de estufa (Santo, 2008).

Em Portugal, o consumo de energia tem mantido um crescimento elevado ao longo dos anos, em paralelo com o progresso económico e social verificado nas últimas décadas, mas também como resultado de uma elevada ineficiência energética induzida pelo crescimento dominante de consumos nos sectores doméstico, dos serviços e dos transportes (RCM n.º 169/2005).

A construção desta pirâmide invertida, de necessidades energéticas cada vez maiores a partir das mesmas fontes, motivou a procura de alternativas focalizadas nas energias renováveis (Santo, 2008). De facto, o crescente consumo energético das sociedades desenvolvidas e emergentes tem incentivado o estudo de fontes de energia alternativas, que, baseadas em recursos renováveis, possam contribuir de forma significativa para assegurar o fornecimento de energia à escala mundial sem agravarem o consumo de combustíveis fósseis.

Nesse sentido, a produção de energia eléctrica a partir do aproveitamento do gás metano resultante da estabilização anaeróbia de efluentes tem vindo a ser estudada e praticada desde o final do século XIX, tendo assumido maior relevância desde as crises energéticas de 1973 e 1979.

Por outro lado, apesar da evolução dos sistemas de tratamento de águas residuais registada nas últimas décadas, nomeadamente dos progressos observados nos processos de separação de poluentes ou de afinação de efluentes finais de sistemas convencionais, prevalecem, ainda, dificuldades centradas na sua optimização económica, energética (Amaral, 1997) e ambiental.

O processo de tratamento de águas residuais conduz à formação de subprodutos, nomeadamente de lamas primárias e biológicas resultantes, respectivamente, das operações de decantação primária e de oxidação biológica da matéria orgânica. A estabilização biológica das lamas através do recurso à estabilização anaeróbia promove a conversão microbiológica da matéria orgânica numa mistura de gases composta, essencialmente, por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), designada por biogás. O biogás é um combustível gasoso com um elevado poder energético, que pode ser utilizado em equipamentos de conversão energética, como sejam os grupos motor-gerador para produção combinada de calor e de electricidade e as caldeiras para produção de água quente e/ou vapor.

Deste modo, a instalação de um sistema de cogeração numa estação de tratamento de águas residuais (ETAR) permitirá satisfazer parcialmente o consumo energético da própria instalação ou vender a energia produzida ao sistema eléctrico nacional, mediante o pagamento da tarifa destinada às centrais renováveis. A energia térmica recuperada poderá ser reaproveitada no próprio processo de estabilização anaeróbia das lamas, mais concretamente no aquecimento da matéria orgânica a estabilizar, e, também, no aquecimento ambiental da instalação.

Assim, a valorização energética do biogás na própria instalação de tratamento de águas residuais permitirá, por um lado, diminuir o consumo de energia produzida a partir de combustíveis fósseis, traduzindo-se na poupança de recursos naturais e, por outro, reduzir a emissão de gases com efeito de estufa (GEE) para a atmosfera, não só por evitar a emissão dos três gases mais relevantes para o efeito de estufa, designadamente dióxido de carbono, metano e óxido nítrico ( $N_2O$ ) produzidos nos processos anaeróbios de tratamento de lamas, como também por reduzir a emissão de gases em resultado da queima de combustíveis fósseis utilizados na produção de energia eléctrica (EPA, 2000 e Shahabati *et al.*, 2009).

O melhor aproveitamento dos recursos endógenos nacionais constitui um instrumento indispensável à prossecução dos objectivos da política energética nacional, designadamente a redução da dependência energética externa e das emissões poluentes, particularmente as que assumem uma importância relevante para as alterações climáticas.

Deste modo, considera-se que o tema do presente estudo se enquadra na política energética nacional, que, entre outros objectivos, visa dar cumprimento aos compromissos assumidos internacionalmente em matéria ambiental, nomeadamente às metas de emissão de gases com efeito de estufa impostas pelo Protocolo de Quioto, e que alia as áreas da Engenharia Sanitária e das Energias Renováveis, duas áreas de importância crucial para a sustentabilidade ambiental.

## 2 Principais objectivos do estudo

A elaboração do presente documento teve origem na necessidade da autora, enquanto projectista de estações de tratamento de águas residuais, aprofundar os seus conhecimentos relativamente à estabilização anaeróbia de lamas e à valorização energética de biogás. A pesquisa bibliográfica acerca dos temas referidos revelou que a informação acerca destes temas se encontrava dispersa por vários documentos redigidos, fundamentalmente, em língua inglesa.

Assim, a autora procurou redigir um documento, em língua portuguesa, que compilasse um conjunto relevante e abrangente de informação acerca do processo de estabilização anaeróbia e da valorização energética do biogás produzido em ETAR, nomeadamente sobre as várias tecnologias de cogeração disponíveis no mercado, com o intuito de constituir um instrumento de trabalho útil às equipas projectistas e às entidades gestoras de instalações de tratamento de águas residuais, bem como uma ferramenta de estudo para estudantes de Engenharia do Ambiente e de Engenharia Sanitária.

Por outro lado, procurou-se estimar, com base em informação referente a algumas ETAR nacionais, um conjunto de indicadores expeditos relativos a custos de investimento e ao desempenho dos sistemas de cogeração de biogás em ETAR, por forma a que as conclusões do estudo possam ser utilizadas como um instrumento de trabalho e de apoio à decisão.

Por último, procedeu-se à avaliação de cenários de investimento para os quais a valorização energética de biogás em ETAR poderá ser economicamente sustentável, tendo em conta a quantificação dos incentivos financeiros à produção de energias renováveis previstos na legislação portuguesa.



### 3 Enquadramento histórico

A estabilização anaeróbia é um dos processos mais antigos utilizados para a estabilização da matéria orgânica presente nas lamas de ETAR (Metcalf & Eddy, 2003). Evidências históricas indicam que o biogás foi utilizado no aquecimento da água de banho na Assíria, no século XX a.C., e também na Pérsia, no século XVI a.C. (Wellinger, 2007, citando Lusk, 1998).

Alexander Volta foi o primeiro investigador a descrever cientificamente a formação de gases inflamáveis em pântanos e em sedimentos de lagos, em 1776 (McCarty, 2001), tendo Dalton, em 1804, atribuído a fórmula química correcta ao metano (Wellinger, 2007).

Em 1856, Reiset identificou a libertação de metano de pilhas de estrume em decomposição, tendo proposto o estudo deste processo com o objectivo de aprofundar os conhecimentos relativos à decomposição da matéria orgânica (McCarty, 2001, citando Buswell e Hatfield, 1938). Em 1884, Gayon, assistente de Pasteur, desenvolveu um conjunto de ensaios de estabilização anaeróbia de dejectos de animais, cujos resultados, nomeadamente no que respeita ao volume de gás gerado a 35°C, levaram Pasteur a concluir que a fermentação anaeróbia de estrume poderia produzir gás em quantidade suficiente para o aquecimento e a iluminação (Wellinger, 2007, citando Titjen, 1975).

A informação disponível indica que a primeira aplicação, à escala real, dos processos de tratamento anaeróbios tenha ocorrido por volta de 1860, associada ao tratamento de águas residuais urbanas, numa configuração aproximada ao que hoje se designa de fossa séptica. Em 1895, Donald Cameron construiu e patenteou o primeiro tanque séptico, concebido para tratar um caudal de 230 m<sup>3</sup>/dia. O sucesso deste órgão foi tal que, em 1897, o município inglês de Exeter aprovou o recurso a estes tanques para o tratamento das águas residuais geradas na cidade. Sistemas idênticos foram concebidos por A. Talbot para as localidades americanas de Urbana e Champaign, Illinois, respectivamente em 1894 e 1897 (McCarty, 2001). Amaral (1997) refere que Talbot, em 1894, introduziu separadores verticais no fundo dos tanques com o objectivo de melhorar o seu desempenho, tendo estes tanques vindo a evoluir para os sistemas actualmente designados por fossas sépticas.

No entanto, o efluente tratado nas fossas sépticas apresentava uma cor escura e um odor intenso e desagradável, arrastando sólidos não digeridos que colmatavam com frequência os meios filtrantes utilizados para a afinação do efluente. Em 1899, Harry Clark sugeriu que esse problema poderia ser solucionado se a fermentação da lama ocorresse numa câmara separada da fossa séptica. Cinco anos mais tarde, em 1904, William Travis iniciou a operação de um sistema constituído por dois estágios, o que permitia que a matéria sólida sedimentasse num primeiro compartimento, onde ocorria a digestão (McCarty, 2001, citando Buswell e Neave, 1930), equipado com anteparas para evitar a ressuspensão de materiais de menores dimensões (Amaral, 1997).

Com o objectivo de minimizar a ressuspensão de sólidos e a septicidade do efluente, Karl Imhoff introduziu modificações na fossa séptica de Travis, passando o período de digestão das lamas a ser de alguns semanas a alguns meses. O tanque Imhoff foi o primeiro sistema de tratamento de águas residuais a ser utilizado em grande escala, sendo ainda hoje utilizado no tratamento de águas

residuais de pequenos aglomerados populacionais, associado, frequentemente, a soluções de tratamento extensivas.

Apesar dos progressos introduzidos por Imhoff, a separação da zona de digestão de lamas da zona de decantação do efluente só foi conseguida em 1927, quando Ruhrverband instalou o primeiro sistema de aquecimento de lamas associado a um digestor (McCarty, 2001, citando Imhoff, 1938). A eficiência de tratamento alcançada excedeu, claramente, a obtida com o tanque Imhoff e a digestão anaeróbia em reactor dedicado ganhou popularidade, particularmente em cidades de maior dimensão.

Paralelamente, foi crescendo o interesse pelo gás metano produzido na digestão anaeróbia. Nesse mesmo ano, Ruhrverband utilizou o biogás para gerar energia eléctrica utilizada no tratamento biológico de uma ETAR, situada em Essen-Rellinghausen, bem como a água de arrefecimento dos motores no aquecimento dos digestores. Esta utilização do biogás é hoje correntemente aplicada em inúmeras instalações de tratamento de águas residuais por todo o mundo. Na década de 30, muitas cidades alemãs armazenavam o biogás em cilindros de aço, para posterior utilização como combustível (McCarty, 2001, citando Imhoff, 1938). No início do século XX, um número significativo de unidades industriais gerava a própria electricidade que consumia, através de caldeiras de carvão e de turbinas de vapor.

A primeira instalação portuguesa de biogás data de 1953. Tratava-se de uma instalação de dimensão reduzida, localizada em Vila Nova de Cerveira, destinada ao processamento do chorume de 8 bovinos. O biogás produzido era, então, utilizado em fins domésticos (cozinha e aquecimento). Só decorridos 25 anos surgiu o segundo digestor em Portugal, com a instalação de um digestor industrial com 900 m<sup>3</sup> de volume, em Leiria, que utilizava como substrato os resíduos do abate de 50 000 galinhas poedeiras (Duarte, 1991).

Segundo Ferreira (1998), dois aspectos fundamentais concorreram para que os processos de estabilização anaeróbia e de cogeração passassem a ser encarados como instrumentos essenciais no tratamento de resíduos, designadamente a escassez e limitação dos recursos energéticos e os problemas ambientais inerentes à grande concentração de resíduos.

De facto, o aumento dos preços do petróleo, durante as crises petrolíferas de 1973 e 1979, fez crescer o interesse no processo de digestão anaeróbia associado à valorização energética do biogás produzido, enquanto fonte de energia renovável. Assistiu-se na China, Índia e sudoeste asiático a uma expansão massiva de pequenas unidades de estabilização anaeróbia com a construção de milhões de digestores de escala familiar concebidos, essencialmente, para digerir excrementos de animais, dejectos humanos e resíduos sólidos. Contudo, o fraco conhecimento do processo ditou o fracasso de muitos sistemas construídos em todo o mundo, associados, predominantemente, à estabilização de resíduos de pecuárias (Ferreira, 2002).

Desde então, a tecnologia de estabilização anaeróbia tem evoluído significativamente, quer no que respeita à concepção dos digestores e dos equipamentos associados à operação, quer no que diz respeito à compreensão dos parâmetros de controlo do processo, sendo um processo privilegiado para a estabilização das lamas produzidas no tratamento de efluentes líquidos, em virtude dos benefícios associados à produção e posterior aproveitamento da energia gerada.



Em Portugal, só a partir de 1983 se assistiu à construção de um conjunto de instalações industriais de biogás, acompanhado do crescimento do número de empresas interessadas por esta tecnologia (Duarte, 1991).

Renovado o interesse pela biometanização, encontram-se actualmente em operação milhares de sistemas por todo o mundo. Estima-se que entre 30 e 70% das lamas biológicas resultantes do tratamento de águas residuais são tratadas com recurso ao processo de estabilização anaeróbia, dependendo da legislação e da estratégia nacional de cada país (IEA, 2007). Contudo, de acordo com informação do Observ'ER (2008), a energia produzida a partir do biogás gerado no tratamento de águas residuais corresponde, somente, a 14% da energia total produzida a partir do biogás gerado na Europa, ficando este valor muito aquém da energia produzida a partir do biogás gerado nos aterros sanitários.



## 4 Enquadramento legal

### 4.1 Considerações gerais

No final da década de 90, as preocupações com a sustentabilidade ambiental do planeta ganharam notoriedade com a assinatura do Protocolo de Quioto. As implicações no sector energético, um dos principais sectores de actividade responsável pela emissão de GEE, não tardaram, tendo sido criados mecanismos para que os aspectos ambientais passassem a influir no planeamento estratégico do sector energético de Portugal.

No presente capítulo apresentam-se os principais documentos legais, nacionais e comunitários, relativos à regulamentação do regime de produção de energia eléctrica a partir de recursos naturais e em instalações de cogeração. A publicação deste conjunto de documentos legais veio criar as condições necessárias à venda de energia eléctrica produzida a partir de recursos renováveis ao sistema eléctrico nacional (SEN). Por outro lado, a actividade de cogeração passou a ter um quadro legislativo que reconhece os benefícios energéticos e ambientais associados à produção útil da cogeração, estando subjacente o princípio dos “custos evitados” ao sistema eléctrico de serviço público (SEP) em resultado da entrada em funcionamento de instalações de cogeração, nomeadamente no que respeita à redução do investimento na construção de novas unidades de produção de energia eléctrica e de novas redes de distribuição, e dos custos de produção, transporte e distribuição de energia, bem como na redução das perdas de energia.

Procurou-se destacar o enquadramento legal associado à produção de energia eléctrica em instalações de tratamento de águas residuais com recurso a sistemas de cogeração, na perspectiva de demonstrar que a legislação nacional e internacional pode contribuir decisivamente para o incentivo à utilização de tecnologias associadas ao tratamento anaeróbio de águas residuais e de lamas do processo (Kassam *et al.*, 2003).

### 4.2 Legislação nacional

#### 4.2.1 Produção de energia eléctrica a partir de recursos naturais

O Decreto-Lei n.º 189/88, de 27 de Maio, estabeleceu as regras aplicáveis à produção de energia eléctrica a partir de recursos renováveis e à produção combinada de calor e electricidade. Posteriormente, com a aprovação em Julho de 1995 de um conjunto de diplomas que deram um novo enquadramento jurídico ao SEN, a produção combinada de calor e electricidade passou a reger-se por um regime autónomo, o do Decreto-Lei n.º 186/95, de 27 de Julho. No seguimento destas alterações, e com o objectivo de adequar o Decreto-Lei n.º 189/88 a esse novo enquadramento, foi aprovado o Decreto-Lei n.º 313/95, de 24 de Novembro.

No entanto, as crescentes preocupações com a defesa do ambiente tornaram necessário um maior estreitamento das políticas energética e ambiental, por forma a viabilizar o cumprimento dos compromissos internacionais que Portugal previa assumir, nomeadamente em matéria de limitação das emissões dos gases que provocam o efeito de estufa, na sequência da implementação da

Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas e do Protocolo de Quioto, dela decorrente. Neste contexto, foi aprovado o Decreto-Lei n.º 168/99, de 18 de Maio, que altera e republica o Decreto-Lei n.º 189/88. Este documento veio, entre outros aspectos, estabelecer os princípios necessários à internalização dos benefícios ambientais decorrentes da produção de energia eléctrica a partir de recursos renováveis, permitindo a implementação de tarifas habitualmente designadas por tarifas verdes.

O Decreto-Lei n.º 339-C/2001, de 29 de Dezembro, veio alterar o Decreto-Lei n.º 189/88, revendo o regime aplicável à actividade de produção de energia eléctrica, no âmbito do sistema eléctrico independente (SEI), nomeadamente pela introdução de alterações ao estabelecimento de uma remuneração diferenciada por tecnologia e regime de exploração e pelo reconhecimento que o contributo ambiental das instalações abrangidas é permanente, não sendo apropriado impor uma qualquer limitação temporal às condições de remuneração previstas por este conjunto de documentos legais.

Com a aprovação, através do Decreto n.º 7/2002, de 25 de Março, do Protocolo de Quioto à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Alterações Climáticas, assinado em Nova Iorque em 29 de Abril de 1998, Portugal assumiu o compromisso de limitar, no período 2008-2012, o aumento das emissões de gases com efeito de estufa a um máximo de 27% relativamente a 1990. Salienta-se que o Anexo A do Protocolo de Quioto refere o manuseamento de águas residuais como uma das actividades emissoras de GEE.

Nesse contexto, a Resolução do Conselho de Ministros n.º 63/2003, de 28 de Abril, aprovou uma clara e calendarizada política energética, essencial ao cumprimento dos compromissos assumidos em matéria ambiental, estabelecendo objectivos nacionais para cada tipo de energia renovável. Este documento indica que a capacidade a instalar, até 2010, para a produção de energia eléctrica a partir de biogás deverá ser de 50 MW, sendo que, em 2001, era de apenas 1 MW.

Atendendo a que se verificou uma alteração dos pressupostos que estiveram presentes na elaboração do Decreto-Lei n.º 339-C/2001, nomeadamente no que respeita ao preço do CO<sub>2</sub> e ao preço da electricidade em regime de mercado, foi necessário actualizar, através da publicação do Decreto-Lei n.º 33-A/2005, de 16 de Fevereiro, os valores constantes da fórmula de remuneração da energia eléctrica produzida a partir de recursos renováveis. Este último documento volta a impor um limite temporal para a aplicação do tarifário de energia verde (de 12 anos a contar desde o início do fornecimento de electricidade à rede, para a valorização energética de biogás em ETAR), por considerar que é o período de tempo suficiente para os promotores recuperarem os investimentos efectuados e obterem um retorno económico mínimo. O Decreto-Lei n.º 33-A/2005 foi alterado pela Declaração de Rectificação n.º 29/2005, de 15 de Abril.

Ainda em 2005 foi publicada a estratégia nacional para a energia (ENE), definida na Resolução do Conselho de Ministros n.º 169/2005, de 24 de Outubro, que estabelece várias medidas, das quais se destacam a criação de um quadro legislativo estável e transparente para o sector e a avaliação dos critérios de remuneração da electricidade produzida atendendo às especificidades tecnológicas e a critérios ambientais.

O programa nacional para as alterações climáticas (PNAC), aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 104/2006, de 23 de Agosto, reforça a aposta na promoção da produção de electricidade a partir de fontes de energia renováveis, uma vez que estas contribuem para a redução de emissões de gases com efeito de estufa associados ao sistema electroprodutor.

As centrais de biogás encontram-se entre as tecnologias renováveis às quais foi atribuído um coeficiente Z que permite remunerar diferenciadamente a sua produção de energia eléctrica. No entanto, o Decreto-Lei n.º 33-A/2005 só considerou a vertente de gás de aterro, excluindo outras tecnologias baseadas na produção de energia eléctrica a partir de biogás, nomeadamente a produção de biogás proveniente do tratamento biológico das lamas das ETAR, entre outras. Esta lacuna foi, contudo, colmatada pelo Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio, que veio introduzir um conjunto de alterações ao Decreto-Lei n.º 189/88, com a redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 168/99, e com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 339-C/2001 e pelo Decreto-Lei n.º 33-A/2005, no sentido de concretizar as medidas relacionadas com as energias renováveis previstas na ENE, entre as quais se destaca a atribuição de um coeficiente Z para as centrais de valorização energética de biogás na vertente de digestão anaeróbia de lamas de ETAR. O Decreto-Lei n.º 225/2007 foi alterado pela Declaração de Rectificação n.º 71/2007, de 24 de Julho.

#### 4.2.2 Produção de energia eléctrica em instalações de cogeração

Como referido na secção anterior, o Decreto-Lei n.º 189/88, de 27 de Maio, estabeleceu as condições relativas ao exercício da actividade de produção de energia eléctrica, dentro de determinados limites de potência instalada, por qualquer entidade, independentemente da sua forma jurídica, que utilizasse recursos renováveis ou instalasse sistemas de produção combinada de calor e electricidade. Após a publicação daquele diploma, registou-se um acentuado desenvolvimento da utilização do processo de cogeração, o que originou um conjunto alargado de situações com características peculiares no sector da produção de energia, que não se encontravam previstas no quadro daquele normativo legal.

Assim, no sentido de adequar o conceito legal de cogeração às novas condições, foi publicado o Decreto-Lei n.º 186/95, de 27 de Julho, que se aplica, exclusivamente, à produção de energia em instalações de cogeração, separando-a legislativamente das formas de produção de energia eléctrica cobertas pelo Decreto-Lei n.º 189/88. O Decreto-Lei n.º 186/95 veio estabelecer disposições relativas à actividade de produção e consumo combinados de energia eléctrica e térmica, mediante o processo de cogeração, sem limite máximo de potência eléctrica instalada, definindo regras quantitativas para a definição do conceito de cogeração, baseadas na verificação de um rendimento térmico mais ajustado aos objectivos da política energética nacional.

No entanto, em 1999, face à evolução do sector energético e das preocupações ambientais, foi necessário rever o normativo aplicável à cogeração, tendo sido publicado o Decreto-Lei n.º 538/99, de 13 de Dezembro, que revoga o Decreto-Lei n.º 186/95. Este novo documento só abrange as instalações de cogeração que verifiquem as seguintes condições: (i) o rendimento eléctrico equivalente (REE) da instalação tem que ser igual ou superior a 0,55; (ii) a quantidade de energia eléctrica fornecida à rede não pode exceder o valor obtido pela equação da alínea b) do n.º 1 do artigo 4.º; e

(iii) a potência eléctrica instalada tem que ser igual ou superior a 250 kVA, sempre que o rácio  $T/E^1$  seja igual ou superior a 5.

A prossecução dos objectivos definidos no Decreto-Lei n.º 538/99 deparava-se com o constrangimento de capacidade das redes do SEP para recepção da energia eléctrica proveniente dos centros electroprodutores do SEI, que conduzia, frequentemente, à inviabilização dos projectos apresentados pelos promotores. Assim, no final de 2001, foi publicado o Decreto-Lei n.º 312/2001, de 10 de Dezembro, com o objectivo de definir o regime de gestão da capacidade da energia eléctrica nas redes do SEP, por forma a permitir a recepção e entrega de energia eléctrica proveniente de novos centros electroprodutores do SEI. Na mesma data foi publicado o Decreto-Lei n.º 313/2001 que altera o Decreto-Lei n.º 538/99, revendo normas relativas às condições de exploração e tarifários de actividade de produção combinada de calor e electricidade.

Em Janeiro de 2002, foi publicado um conjunto de quatro portarias que têm por objectivo estabelecer os tarifários de venda de energia eléctrica produzida pela instalação de cogeração à rede do SEP, para as seguintes condições:

- a potência de ligação das instalações de cogeração seja superior a 10 MW, utilizando como combustível gás natural, gás de petróleo liquefeito (GPL) ou combustíveis líquidos, com excepção de fuelóleo – Portaria n.º 57/2002, de 15 de Janeiro;
- a potência de ligação das instalações de cogeração seja inferior ou igual a 10 MW, utilizando como combustível gás natural, GPL ou combustíveis líquidos, com excepção de fuelóleo – Portaria n.º 58/2002, de 15 de Janeiro;
- as instalações de cogeração que utilizem como combustível fuelóleo, independentemente da potência de ligação – Portaria n.º 59/2002, de 15 de Janeiro;
- as instalações de cogeração sejam utilizadoras de energia primária que, em cada ano, seja constituída em mais de 50% por recursos renováveis ou resíduos industriais, agrícolas ou urbanos, independentemente da potência de ligação – Portaria n.º 60/2002, de 15 de Janeiro.

O PNAC 2006 definiu como objectivo a existência de 2000 MW de potência instalada em cogeração em 2010, o que permitirá reduzir a emissão de 200 000 t CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

### 4.3 Legislação comunitária

O tema energia tem marcado as agendas das grandes economias mundiais, que, por um lado, se focalizam na racionalização e no uso eficiente dos recursos energéticos disponíveis, e por outro, se concentram na utilização e no desenvolvimento de energias alternativas provenientes de recursos renováveis.

---

<sup>1</sup> E – energia eléctrica produzida anualmente pelo cogrador, excluindo os consumos nos sistemas auxiliares internos de produção energética;

T – energia térmica útil consumida anualmente a partir da energia térmica produzida pelo cogrador, excluindo os consumos nos sistemas auxiliares internos de produção energética.

A Decisão 2002/358/CE do Conselho, de 25 de Abril de 2002, aprovou, em nome da Comunidade Europeia, o Protocolo de Quioto da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre as alterações climáticas, tendo este sido ratificado a 31 de Maio do mesmo ano. O Protocolo de Quioto entrou oficialmente em vigor a 16 de Fevereiro de 2005, na sequência da deposição dos instrumentos de ratificação por 55 países incluídos no Anexo I à Convenção-Quadro, que representam um mínimo de 55% das emissões totais de dióxido de carbono em 1990 dos países incluídos no referido anexo. É o mais importante instrumento na luta contra as alterações climáticas, integrando o compromisso assumido pela maioria dos países industrializados de reduzirem, em média, 5% das suas emissões de determinados gases com efeito de estufa responsáveis pelo aquecimento planetário, nomeadamente de dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrocarbonetos fluorados (HFC), hidrocarbonetos perfluorados (PFC) e hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>).

O Protocolo de Quioto estipula que os países devem implementar e/ou desenvolver políticas e medidas de acordo com as suas especificidades nacionais, tais como (Decreto-Lei n.º 7/2002 e Kassam *et al.*, 2003):

- melhorar a eficiência energética em sectores relevantes da economia nacional;
- investigar, desenvolver e promover a utilização de novas formas de energias renováveis, de tecnologias de absorção de dióxido de carbono e de tecnologias ambientalmente comprovadas que sejam avançadas e inovadoras;
- limitar e/ou reduzir as emissões de metano para a atmosfera através da sua recuperação e utilização na gestão de resíduos, bem como na produção, transporte e distribuição de energia.

Segundo Kassam *et al.* (2003), as indicações do Protocolo de Quioto incentivam os governos a promover as tecnologias de tratamento anaeróbio de resíduos, particularmente os sistemas que permitem a produção de energia.

A União Europeia acordou uma redução global de 8% das emissões de GEE, definindo metas distintas para cada um dos seus Estados-Membros. Portugal, enquanto membro da União Europeia, está vinculado à aprovação daquele instrumento jurídico internacional, por forma a contribuir para o alcance dos objectivos europeus e internacionais de uma efectiva redução global das emissões de GEE, tendo-se comprometido a limitar, até 2012, o aumento das suas emissões de gases com efeito de estufa a um máximo de 27% relativamente a 1990.

Por outro lado, no Livro Branco “Energia para o Futuro: Fontes de Energia Renováveis” (Comissão Europeia, 1997), a Comissão Europeia define uma estratégia para que, em 2010, as energias renováveis representem 12% do consumo interno bruto de energia da União Europeia. Esta meta foi realçada pela Directiva 2001/77/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Setembro de 2001, que tem por objectivo promover a produção de electricidade a partir de energias renováveis no mercado interno da electricidade, no sentido de contribuir para a protecção do ambiente e para o desenvolvimento sustentável. Com efeito, o aumento da utilização de electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis constitui uma parte substancial do pacote de medidas necessário ao cumprimento do Protocolo de Quioto e à Convenção-Quadro das Nações Unidas relativa às alterações climáticas. Esta directiva veio estabelecer que todos os Estados-membros deverão implementar as medidas necessárias para que, até 2010, o aumento do consumo de energia

renovável represente 12% do consumo interno bruto de energia. Por outro lado, o valor de referência para a determinação das metas indicativas, para Portugal, relativas à electricidade produzida a partir de fontes de energia renováveis (E-FER) é de 39%, superior ao valor médio fixado para todos os Estados-membros, de 22,1%.

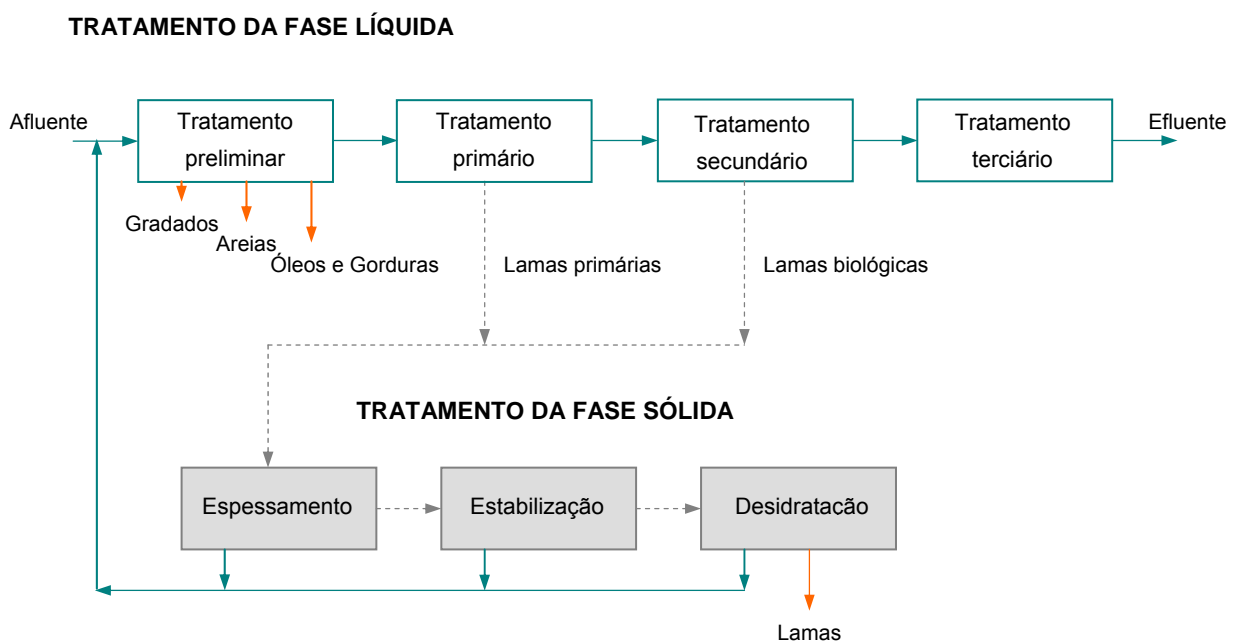
A Directiva 2004/08/CE do Parlamento e do Conselho, de 11 de Fevereiro, relativa à promoção da cogeração com base na procura de calor útil, impõe o estudo dos potenciais nacionais e a identificação de barreiras à sua utilização. O objectivo é aumentar a eficiência energética e a segurança do abastecimento mediante a criação de um quadro para a promoção e o desenvolvimento da cogeração de elevada eficiência de calor e de electricidade com base na procura de calor útil e na poupança de energia primária no mercado interno da energia, tendo em conta as condições específicas nacionais, nomeadamente em matéria de condições climáticas e económicas.



## 5 Estabilização anaeróbia

### 5.1 Considerações gerais

O tratamento de águas residuais conduz à produção de lamas como subprodutos dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem numa ETAR. Na Figura 5.1 apresenta-se um diagrama esquemático de uma linha de tratamento convencional de águas residuais urbanas, destacando-se as operações das quais resulta a produção de lamas, bem como a sequência de etapas de tratamento da fase sólida.



**Figura 5.1**

Diagrama esquemático de uma linha de tratamento convencional de águas residuais

De um modo geral, as lamas resultam das operações de decantação primária e de oxidação biológica da matéria orgânica. Segundo Appels *et al.* (2008a), estima-se que a produção diária de lamas resultantes do processo de tratamento de águas residuais na Europa ascenda a cerca de 10 000 000 t de matéria seca (MS), que terão que ser sujeitas a um tratamento adequado, por forma a (i) reduzir o seu conteúdo em água e, conseqüentemente, o volume ocupado, (ii) estabilizar a matéria orgânica, transformando-a num resíduo orgânico e inorgânico estável ou inerte e (iii) possibilitar o cumprimento das disposições legais relativas ao destino final das lamas, quer para valorização agrícola, quer para deposição em aterro sanitário ou central de compostagem.

De acordo com Bien *et al.* (2004) e Taricska *et al.* (2009), o processo de estabilização anaeróbia permite:

- a estabilização bioquímica das lamas;
- a destruição de parte significativa dos microrganismos patogénicos presentes nas lamas;
- a produção de biogás;
- a limitação da emissão de odores proveniente da matéria orgânica em decomposição;
- o favorecimento da eficiência da etapa de desidratação.

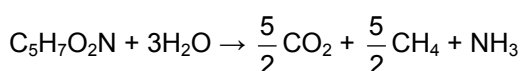
Segundo Appels *et al.* (2008a), apesar do processo de estabilização anaeróbia apresentar as vantagens enumeradas anteriormente, está associado a algumas limitações, incluindo:

- decomposição parcial da matéria orgânica;
- velocidades de reacção lentas, o que exige a construção de digestores volumosos e dispendiosos;
- vulnerabilidade do processo a inibidores;
- produção de sobrenadante com concentrações elevadas de sólidos voláteis (SV) e compostos azotados;
- presença de humidade e de contaminantes no biogás, como dióxido de carbono e sulfureto de hidrogénio;
- presença de siloxanos voláteis no biogás, que podem danificar os equipamentos de conversão energética (motogerador, caldeira, *etc.*) pela formação de micro-cristais de sílica;
- aumento da concentração de metais pesados nas lamas digeridas, em virtude da digestão reduzir significativamente a fracção orgânica, não intervindo na fracção mineral ou não degradável.

Nos capítulos seguintes apresenta-se a caracterização do processo de estabilização anaeróbia, os aspectos mais relevantes associados à microbiologia e bioquímica do processo, bem como a influência que os factores ambientais podem ter no processo. Apresentam-se também, ainda que sumariamente, os tipos de digestores disponíveis, bem como os sistemas de mistura/agitação, de aquecimento e de pré-tratamento, com vista à melhoria da eficiência do processo. Por último, refere-se a importância da avaliação do desempenho do processo e a possibilidade de implementar uma variante ao processo através da adição de resíduos de naturezas diversas às lamas em co-digestão.

## 5.2 Caracterização do processo

A estabilização anaeróbia consiste na decomposição da matéria orgânica e, ocasionalmente, inorgânica na ausência de oxigénio molecular (Metcalf & Eddy, 2003), da qual resulta biomassa estabilizada e uma mistura gasosa composta, essencialmente, por metano e dióxido de carbono (Taricska *et al.*, 2009). Durante o processo de estabilização anaeróbia, cerca de 45 a 55% da matéria orgânica volátil presente nas lamas é convertida em gases, de acordo com a seguinte reacção química (OTV, 1997):

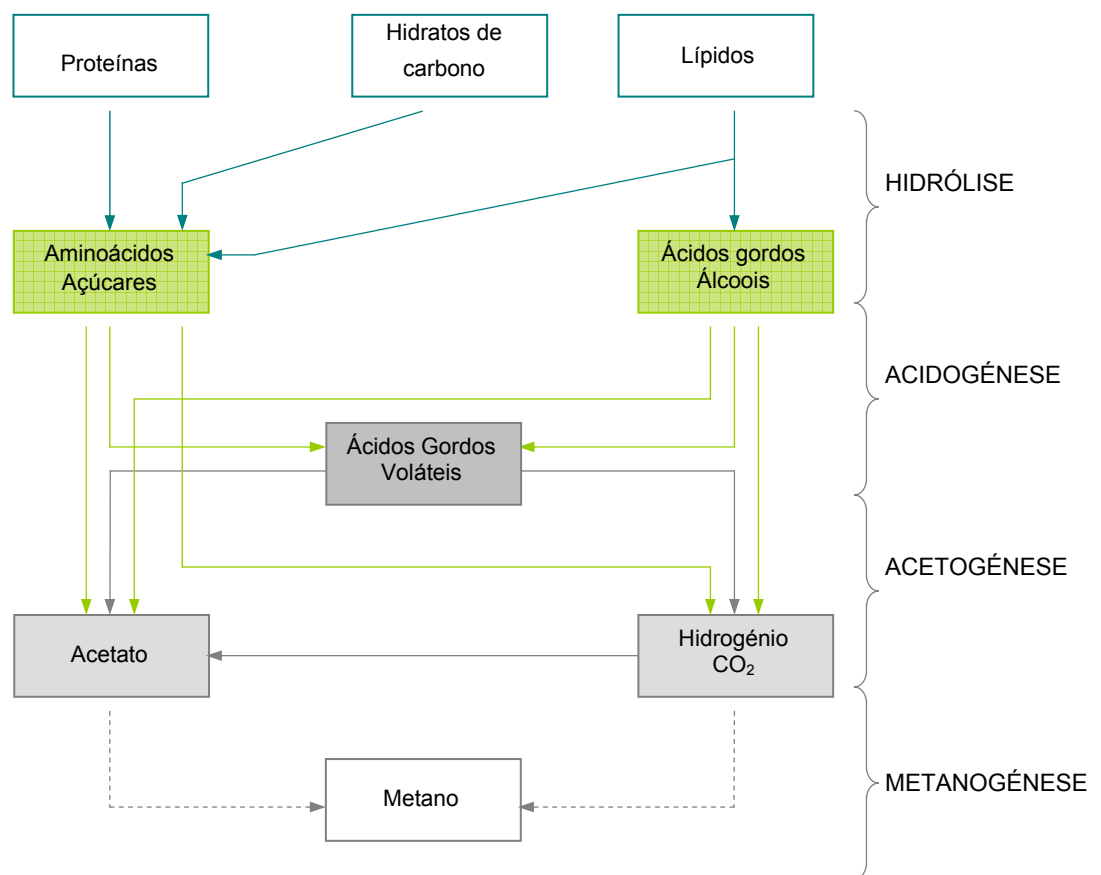


em que a primeira parcela ( $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ ) representa a matéria volátil biodegradável.

De um modo geral, todos os materiais orgânicos são passíveis de ser estabilizados anaerobiamente, à exceção dos materiais lenhosos, uma vez que os microrganismos anaeróbios não conseguem degradar a lenhina (Appels *et al.*, 2008a).

Vários autores referem que o processo de estabilização anaeróbia pode ser dividido em quatro fases distintas, em função da natureza dos microrganismos actuantes e do tipo de processamento do substrato, designadas por: hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese (Amaral, 1997; Ribeiro, 1999; Pires, 2007; Appels *et al.*, 2008a). Outros autores optam por agrupar as fases hidrolítica e acidogénica (Ferreira, 1998; Ferreira, 2002) ou as fases acidogénica e acetogénica numa única etapa (Metcalf & Eddy, 2003). Por uma questão de simplificação, alguns autores agrupam as fases de hidrólise, acidogénese e acetogénese numa única etapa designada por fermentação ácida, enquanto a última fase mantém a sua identidade, sendo referida como fermentação metanogénica (Amaral, 1997; Duarte, 1991, citando Kirsch e Sykes, 1971).

Na figura seguinte apresenta-se um diagrama simplificado do processo de estabilização anaeróbia.



**Figura 5.2**

Diagrama simplificado do processo de estabilização anaeróbia  
Adaptado de: Amaral, 1997; CCE, 2000; Pires, 2007

Na etapa de hidrólise, a matéria orgânica insolúvel e compostos com elevado peso molecular (como proteínas, lípidos, hidratos de carbono e ácidos nucleicos) são degradados em substâncias orgânicas

solúveis como aminoácidos, açúcares, ácidos gordos de cadeia longa, entre outros. A degradação destes compostos é efectuada a partir da libertação de enzimas extracelulares (celulases, amilases, proteases, lipases) por bactérias anaeróbias que decompõem as moléculas complexas em compostos mais simples (Alves, 1998; Pires, 2007). A duração desta etapa é, tipicamente, de 2 ou 3 dias (Bien *et al.*, 2004).

Estes monómeros formados na etapa anterior podem, assim, penetrar nas células das bactérias anaeróbias, onde ocorre a sua fermentação, bem como a oxidação dos ácidos gordos de cadeia longa e álcoois a ácidos gordos voláteis (AGV, como o ácido propiónico, o ácido butírico, o ácido valérico), e, em menores concentrações, a acetato, dióxido de carbono e hidrogénio. Esta fase do processo de estabilização anaeróbia é designada por acidogénese (CCE, 2000).

A terceira etapa corresponde à fase de acetogénese, em que se verifica a decomposição dos produtos da acidogénese, designadamente os ácidos gordos voláteis, em acetato, dióxido de carbono e hidrogénio, e também do próprio dióxido de carbono e hidrogénio em acetato (homoacetogénese) (Alves, 1998; CCE, 2000; Pires, 2007).

A fase final da estabilização anaeróbia, a fase de metanogénese, corresponde à conversão do ácido acético e da mistura composta por hidrogénio e por dióxido de carbono em metano.

Todos os grupos de bactérias envolvidos na conversão da matéria orgânica apresentam actividade catabólica e anabólica, o que determina que ocorra formação de biomassa paralelamente à libertação dos diferentes produtos da fermentação (Amaral, 1997).

Vários autores referem que, geralmente, é a hidrólise a etapa limitante de todo o processo de estabilização anaeróbia (Qasim, 1999 e van Lier *et al.*, 2001). No entanto, Amaral (1997) e Gavala *et al.* (2003) consideram ser a etapa de metanogénese o passo que mais frequentemente condiciona o processo de digestão, ainda que, a baixas temperaturas ou na presença de matéria orgânica complexa possa ser a etapa de hidrólise. De facto, a velocidade global de todo o processo de transformação da matéria biodegradável é controlada pelo processo mais lento. Se o substrato a digerir for facilmente hidrolisado, a etapa condicionante será a metanogénese. Contudo, se a matéria for maioritariamente constituída por polímeros complexos, a etapa de hidrólise tornar-se-á mais lenta devido à dificuldade de acesso ao substrato, o que controlará a velocidade global do processo (Ferreira, 2002; Pires, 2007).

## 5.3 Microbiologia e bioquímica da estabilização anaeróbia

### 5.3.1 Considerações gerais

A degradação anaeróbia da matéria orgânica é promovida pela actividade combinada e coordenada de vários grupos de bactérias anaeróbias obrigatórias ou facultativas, dos quais se destacam três grandes grupos de bactérias: fermentativas, acetogénicas e metanogénicas. Também as bactérias sulfato-reductoras desempenham um papel importante no processo, na medida em que competem com as metanogénicas pelo hidrogénio e pelo acetato (CCE, 2000).

### 5.3.2 Bactérias fermentativas

As bactérias fermentativas são responsáveis pelas fases de hidrólise e de acidogénese, podendo, também, ser designadas por hidrolíticas ou acidogénicas. Geralmente, a população fermentativa representa cerca de 90% da população bacteriana presente num digestor anaeróbio (Amaral, 1997, citando Joubert e Britz, 1987). Estas bactérias têm tempos de duplicação muito curtos, pelo que, normalmente, a etapa de acidogénese não condiciona o processo global de digestão anaeróbia. A diversidade e o número de espécies bacterianas envolvidas no processo dependem da composição do substrato. Enquanto Ferreira (2002) refere que as bactérias fermentativas são organismos anaeróbios facultativos pertencentes aos géneros *Aerobacter*, *Clostridium*, *Escherichia* e *Lactobacillus*, entre outros, Metcalf & Eddy (2003) indica que as bactérias fermentativas podem ser anaeróbias obrigatórias ou anaeróbias facultativas. Estas últimas permitem manter o potencial redox do meio em níveis reduzidos, consumindo o oxigénio que, eventualmente, possa afluir ao digestor.

### 5.3.3 Bactérias acetogénicas

As bactérias acetogénicas são responsáveis pela fase de acetogénese do processo de estabilização anaeróbia, ou seja, pela decomposição dos produtos da acidogénese em ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) ou acetato, hidrogénio ( $\text{H}_2$ ) e dióxido de carbono. No processo actuam dois tipos de bactérias:

- bactérias acetogénicas produtoras obrigatórias de hidrogénio, também designadas por bactérias sintróficas ou OHPA (*obligate hydrogen producing acetogens*, na terminologia anglo-saxónica) (Pires, 2007), que promovem a oxidação anaeróbia dos ácidos gordos voláteis em acetato. As reacções envolvidas não são termodinamicamente favoráveis, ocorrendo apenas quando a pressão parcial de hidrogénio é mantida a níveis reduzidos. Estas bactérias podem utilizar vários tipos de substratos, nomeadamente etanol, ácido propiónico ou ácido butírico, sendo a oxidação do ácido propiónico a reacção que se revela mais desfavorável. A acumulação de hidrogénio no digestor, resultante de um desequilíbrio entre as fases de acidogénese e de metanogénese, pode conduzir à inibição da oxidação dos ácidos gordos voláteis, sendo o ácido propiónico o primeiro a ser afectado (CEE, 2000);
- bactérias acetogénicas utilizadoras de hidrogénio, também denominadas de bactérias homoacetogénicas, encontram-se presentes em pequeno número na flora microbiana dos reactores de estabilização anaeróbia, produzindo acetato (e também propionato e butirato) a partir de hidrogénio e de dióxido de carbono, e contribuindo, deste modo, para a manutenção de uma baixa pressão parcial de hidrogénio no sistema (CCE, 2000). No entanto, as bactérias metanogénicas hidrogenofílicas competem, com sucesso, com as bactérias homoacéticas pelo hidrogénio, pelo que a produção de acetato a partir de  $\text{H}_2/\text{CO}_2$  representa apenas 2 a 5% da produção total de acetato durante a degradação anaeróbia. As reacções metanogénicas a partir do substrato  $\text{H}_2/\text{CO}_2$  são termodinamicamente mais favoráveis, pelo que a actividade das bactérias homoacetogénicas é dificilmente detectada (Lay *et al.*, 1998).

As espécies *Syntrophomonas wolfei* e *Syntrophomonas wolinii* exemplificam espécies de bactérias acetogénicas.

### 5.3.4 Bactérias metanogénicas

As bactérias metanogénicas intervêm na última fase do processo de estabilização anaeróbia, a metanogénese, que consiste na conversão do acetato e da mistura composta por hidrogénio e por dióxido de carbono em metano. As bactérias metanogénicas pertencem ao reino das *Arqueobacterias* e são estritamente anaeróbias, isto é, apenas vivem e proliferam em ambientes sem oxigénio, requerendo para o seu desenvolvimento um potencial redox entre -250 e -300 mV (Alves, 1998).

A sua velocidade de crescimento é cerca de 5 vezes inferior à das bactérias acetogénicas (CCE, 2000), pelo que podem sofrer *wash-out* se o tempo de retenção hidráulico for reduzido (Taricska *et al.*, 2009). Para além dos substratos referidos, as bactérias metanogénicas podem recorrer a outros compostos, como o metanol, metilaminas e metilsulfuretos, apesar de serem reacções de menor importância. No processo actuam dois tipos principais de bactérias metanogénicas, cuja denominação depende do tipo de substrato utilizado:

- bactérias metanogénicas hidrogenofílicas - apesar de serem as espécies mais abundantes nos digestores, este grupo de bactérias é apenas responsável pela produção de cerca de 30% do metano gerado na digestão. Isto deve-se ao facto das reacções serem limitadas pelas reduzidas quantidades de hidrogénio que normalmente se encontram num digestor anaeróbio. O tempo de duplicação destas bactérias é inferior ao das bactérias acetoclásticas, o que lhes confere especial importância na fase de arranque do processo e em condições de excesso de carga (CCE, 2000);
- bactérias metanogénicas acetoclásticas - as bactérias utilizadoras de ácido acético pertencem a dois géneros: *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. Estas bactérias são responsáveis pela produção de cerca de 70% do total de gás metano produzido, participando, ainda, no controlo do pH no digestor, uma vez que a remoção de ácido acético está associada à produção de CO<sub>2</sub> que se dissolve no meio, formando uma solução tampão de bicarbonatos (CCE, 2000).

As bactérias metanogénicas acetoclásticas representam o elo mais fraco de toda a cadeia de degradação anaeróbia no que respeita à sua resistência a condições adversas, tais como choques orgânicos e hidráulicos e presença de substâncias tóxicas (Alves, 1998, citando Colleran, comunicação pessoal, 1996).

### 5.3.5 Bactérias sulfato-redutoras

As bactérias sulfato-redutoras são microrganismos anaeróbios estritos (Prescott *et al.*, 1996), cuja presença nos digestores anaeróbios pode assumir uma importância relevante, na medida em que estas bactérias competem com as metanogénicas pelo hidrogénio e pelo ácido acético que utilizam para reduzir os sulfatos presentes no meio. Com efeito, ambientes com elevadas concentrações de sulfatos podem conduzir à inibição da fase de metanogénese, dado que as bactérias sulfato-

redutoras vão, por um lado, competir com as bactérias metanogénicas pelo mesmo substrato (em situação privilegiada, pois a sua velocidade de crescimento é superior), e, por outro, produzir ácido sulfúrico que, em concentrações elevadas, pode ser tóxico para as metanogénicas. Por outro lado, em ambientes com reduzido teor de sulfatos e em que haja a produção de gás sulfídrico em quantidade não tolerada pelas bactérias metanogénicas, as bactérias sulfato-redutoras podem desempenhar um papel importante na manutenção da baixa pressão parcial do hidrogénio, contribuindo, dessa forma, para a estabilidade do processo (CCE, 2000).

## 5.4 Influência dos factores ambientais no processo de estabilização anaeróbia

### 5.4.1 Considerações gerais

As populações de bactérias anaeróbias que intervêm no processo de estabilização anaeróbia são sensíveis a vários parâmetros do processo, incluindo: temperatura, pH, alcalinidade, macro e micronutrientes, amónia livre, hidrogénio, ácidos gordos voláteis, *etc.*, podendo estes factores actuar como inibidores de um ou de todos os grupos de bactérias envolvidas no processo de estabilização anaeróbia (Appels *et al.*, 2008a).

Cada grupo de bactérias tem as suas condições óptimas de funcionamento, tanto no que respeita a condições ambientais, como em termos de exigências nutricionais, o que determina a complexidade do processo. Acresce que a composição da matéria orgânica a digerir é, igualmente, muito variável, podendo dificultar a adaptação dos grupos de bactérias intervenientes na digestão, conduzindo a eficiências do processo pouco satisfatórias.

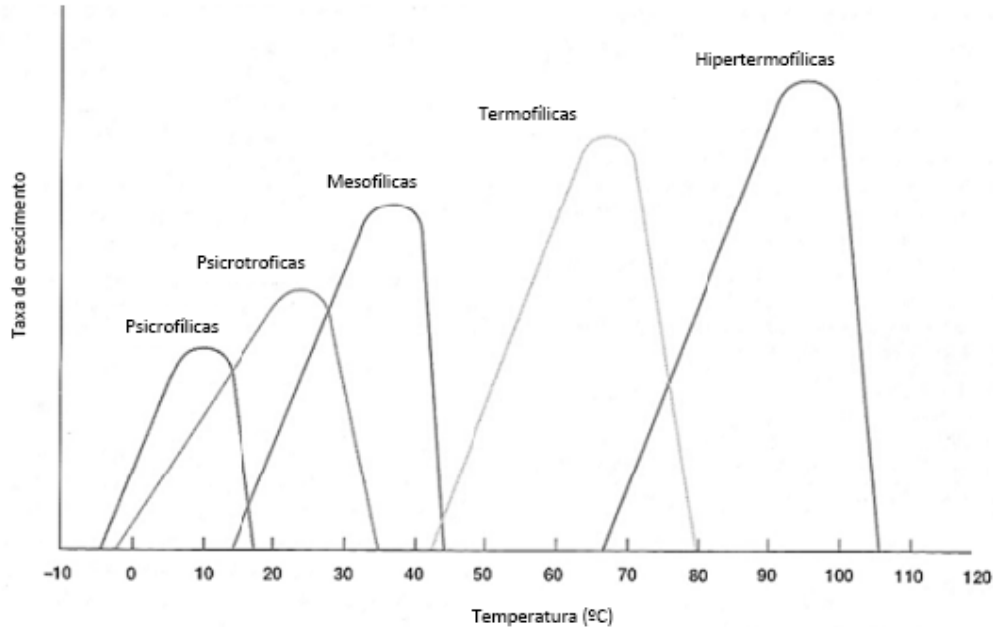
A estabilidade das condições ambientais pode determinar ou condicionar o sucesso das reacções microbianas e a eficiência do processo de estabilização anaeróbia, pelo que importa conhecer o modo como os diferentes factores ambientais podem afectar o processo de estabilização anaeróbia.

### 5.4.2 Temperatura

A temperatura é um dos factores que maior influência tem no processo de digestão anaeróbia, condicionando determinantemente o tipo de bactérias anaeróbias que se desenvolvem, a sua velocidade de crescimento, a produção de biogás, o grau de utilização do substrato, a duração do arranque do digestor e a sua capacidade de resposta a variações súbitas na carga afluente (CCE, 2000). Podem ser definidas três gamas principais de temperatura de funcionamento do processo de estabilização anaeróbia:

- psicrófila, entre 5 - 15°C;
- mesófila, entre 25 - 40°C;
- termófila, entre 50 - 70°C.

Na Figura 5.3 apresentam-se as diferentes classes de microrganismos em função da temperatura do meio.



**Figura 5.3**

Classes de microrganismos por faixas de temperatura

Adaptado de Prescott *et al.*, 1996

Da análise da Figura 5.3 é possível inferir que a temperatura ótima dentro de cada faixa de temperatura (correspondente ao máximo da curva) está muito próxima do limite da respectiva faixa, de declínio repentino. Assim, o ponto ótimo de temperatura está associado a uma estabilidade muito frágil, indiciando que pode ser preferível trabalhar a uma temperatura inferior à ótima mas que concorra para a estabilidade do processo, essencial para o seu sucesso.

A temperaturas inferiores a 25°C (gama psicrofílica) ocorrem dificuldades no arranque e no funcionamento dos digestores, dada a reduzida velocidade de crescimento das bactérias. Pires (2007) refere que a temperaturas inferiores a 20°C, a digestão dos substratos complexos é, de um modo geral, limitada pela velocidade da etapa hidrolítica.

A temperatura mais favorável ao crescimento das bactérias anaeróbias é, aproximadamente, de 35°C ou de 55°C. Entre os 25°C e os 40°C verifica-se um crescimento gradual da velocidade de degradação da matéria orgânica, apesar dos diferentes valores ótimos de temperatura das diversas populações microbianas intervenientes no processo. A grande maioria dos digestores anaeróbios em ETAR é operada em regime mesofílico (Gavala *et al.*, 2003), com temperatura a variar entre os 30°C e os 40°C. Para valores de temperatura superiores a 45°C, ocorre um rápido declínio na velocidade de degradação, uma vez que se ultrapassou o limite de crescimento mesofílico (CCE, 2000). De acordo com Alves (1998), as bactérias metanogénicas apresentam um crescimento máximo na gama mesofílica para temperaturas entre 30 e 38°C, e na gama termofílica entre 49 e 57°C.



Em regime termofílico, regista-se o aumento da velocidade das reacções bioquímicas e da taxa de crescimento dos microrganismos, o que conduz a um maior potencial metanogénico associado a menores tempos de retenção hidráulica (Gavala *et al.*, 2003, citando Záborská *et al.*, 2000). Neste regime, a produção de biogás pode ser cerca de 25 a 50% superior aos valores registados nas condições óptimas do regime mesofílico. A análise técnico-económica efectuada por Cecchi *et al.* (1992) permitiu concluir que a operação da digestão anaeróbia em condições termofílicas é mais rentável do que em condições mesofílicas. Estes autores concluíram que o investimento inicial de um sistema de digestão em condições mesofílicas é cerca de 10% superior ao exigido pelo sistema em condições termofílicas, devido, essencialmente, ao maior volume de digestão necessário (cerca de 25% superior, a temperaturas do regime mesofílico). Por outro lado, o rendimento obtido com a venda da energia eléctrica produzida ou com o decréscimo do consumo de energia eléctrica consumida da rede é, em regime termofílico, cerca de duas vezes superior quando comparado com o regime mesofílico, o que permite uma recuperação mais célere do investimento inicial (Cecchi *et al.*, 1992).

Acresce que a temperatura a que se processa a estabilização das lamas em condições termofílicas conduz à eliminação da carga patogénica presente nas lamas em digestão. LNEC (1985) refere que a remoção de microrganismos patogénicos de diversos tipos (como sejam vírus entéricos, salmonelas, sigelas, *E. coli*, vibriões coléricos, leptospira, ovos de vermes, de *Ascaris*, de *Schistosoma* e de ténia) pode ser conseguida através de estabilização anaeróbia termofílica, já que estes microrganismos perecem em poucas horas a temperaturas entre 45 e 60°C. O contributo para a higienização das lamas poderá revelar-se muito interessante, a curto prazo, para o cumprimento da qualidade exigível para a aplicação das lamas provenientes de ETAR na fertilização de solos, na medida em que o documento *Working Document on Sludge - 3<sup>rd</sup> Draft* (União Europeia, 2000), elaborado no âmbito da actualização da Directiva 86/278/CEE do Conselho, de 12 de Junho de 1986, exige, para determinadas aplicações, a sujeição das lamas a tratamentos avançados de higienização, entre os quais se encontra a estabilização anaeróbia termofílica (processo operado a uma temperatura não inferior a 53°C, por um período de 20 horas, em regime descontínuo).

As desvantagens associadas à operação de um digestor anaeróbio em regime termofílico traduzem-se no acréscimo de energia necessário para manter o digestor a temperaturas entre os 50°C e os 60°C, no aumento da concentração de amónia livre, que desempenha um papel inibidor para os microrganismos, no aumento da concentração de ácidos gordos voláteis, que tem efeitos de toxicidade no meio, no aumento da emissão de odores e na degradação da qualidade do sobrenadante, que tende a apresentar maior quantidade de sólidos dissolvidos. É de salientar a dificuldade acrescida na preservação das condições de equilíbrio do processo em regime termofílico, em virtude das bactérias termofílicas serem bastante mais sensíveis a pequenas variações das condições ambientais do que as bactérias mesofílicas (CCE, 2000; Appels *et al.*, 2008a).

Salienta-se, ainda, a importância de manter uma temperatura estável ao longo de todo o processo de digestão, já que variações de temperatura superiores a 1°C/dia podem ditar o seu fracasso (Appels *et al.*, 2008a), sendo de evitar variações superiores a 0,5°C/dia (Metcalf & Eddy, 2003; Taricska *et al.*, 2009).

### 5.4.3 pH

Cada grupo de microrganismos apresenta uma gama óptima de pH para o seu desenvolvimento no meio. As bactérias metanogénicas são extremamente sensíveis ao pH do meio, variando o seu pH óptimo na faixa compreendida entre 6,5 e 7,2. Já as bactérias fermentativas são menos sensíveis a este parâmetro, podendo viver numa gama de pH mais alargada, entre 4,0 e 8,5. Em meios com pH baixos, os principais produtos são o ácido acético e o ácido butírico, enquanto em meios com pH da ordem de 8,0, os principais produtos são o ácido acético e o ácido propiónico (Appels *et al.*, 2008a). CCE (2000) indica que os valores óptimos para a população acidogénica situam-se entre 5,5 e 6,0.

Quando o pH do meio desce para valores inferiores a 6,5, a actividade metanogénica decresce, ficando completamente inibida para valores inferiores a 5,5 (Pires, 2007).

Dadas as diferentes exigências dos microrganismos em termos de pH, pode ser aconselhável proceder à divisão do processo anaeróbio em duas etapas distintas: num primeiro digestor decorrem as duas primeiras fases do processo – a hidrólise e a acidogénese – procedendo-se à correcção do pH da alimentação para os valores mais favoráveis às bactérias fermentativas; num segundo digestor decorrem as duas últimas fases do processo – a acetogénese e a metanogénese – onde se corrige o pH para valores mais próximos da neutralidade, mais favoráveis às bactérias metanogénicas. Nas situações em que se dispõe de um único reactor, opta-se, geralmente, por manter os valores de pH próximos de 7, no sentido de evitar a inibição das bactérias metanogénicas (CCE, 2000). Alves (1998) corrobora esta informação, referindo que a gama de pH entre 6,6 e 7,6 é apropriada para o funcionamento da estabilização anaeróbia.

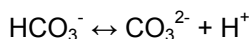
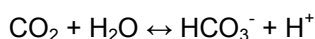
Para além da influência no crescimento das populações microbianas, a variação de pH pode, também, interferir negativamente no processo, uma vez que a toxicidade pelo ião amónio, pelos ácidos voláteis e pelo sulfureto de hidrogénio é influenciada pelo pH do meio (Alves, 1998).

Os ácidos gordos voláteis produzidos no processo de estabilização anaeróbia contribuem para o decréscimo do pH do meio, o que é contrariado pela actividade das bactérias metanogénicas, que induzem o aumento da alcalinidade através da produção de dióxido de carbono, amónia e hidrogenocarbonatos.

O controlo do pH do sistema é efectuado pela concentração de CO<sub>2</sub> na fase gasosa e pela alcalinidade, em HCO<sub>3</sub>, na fase líquida. A correcta operação de um digestor anaeróbio deverá assegurar que este apresente um poder tampão de 70 meq/L CaCO<sub>3</sub> ou um rácio molar de, pelo menos, 1,4:1 de hidrogenocarbonato:ácidos gordos voláteis, apesar de ter sido demonstrado que o mais importante é manter a estabilidade da proporção em que os dois compostos se apresentam no digestor e não tanto o valor do rácio (Appels *et al.*, 2008a, citando STORA, 1985). Contudo, o poder tampão do meio pode dificultar as medições de pH, uma vez que só quando a acidez é superior à capacidade tampão do hidrogenocarbonatos é que se detectam variações dos valores de pH. Segundo CCE (2000), variações de pH superiores a 0,5 podem antever problemas do processo de digestão, pelo que se deverá aumentar o acompanhamento do regime de alimentação do digestor.

#### 5.4.4 Alcalinidade

A alcalinidade define-se como sendo a medida da capacidade de neutralizar ácidos, ou seja, é uma medida da capacidade tampão das lamas em digestão e representa o teor da solução em hidrogenocarbonato/carbonato, amoníaco e hidróxido (Duarte, 1991). Nos processos anaeróbios, a alcalinidade resulta, essencialmente, da relação  $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-$  existente no reactor. Parte do  $\text{CO}_2$  libertado pelo metabolismo dos microrganismos dissolve-se no meio formando bicarbonatos de acordo com as seguintes reacções (CCE, 2000):



No estado de equilíbrio, o grau de dissolução do  $\text{CO}_2$  é proporcional à sua pressão parcial no biogás. A conversão em bicarbonatos é função do pH do meio, pelo que se pode concluir que os parâmetros pH, pressão parcial de  $\text{CO}_2$  no biogás e concentração de bicarbonatos estão relacionados. A presença em solução do catião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) permite a formação de bicarbonato de amónio, que induz o aumento da alcalinidade do meio (CCE, 2000).

De um modo geral, os valores de alcalinidade total num digestor anaeróbio situam-se entre 2500 e 5000 mg/L  $\text{CaCO}_3$ , dependendo das características do substrato e das condições de operação do reactor. Este parâmetro pode ser considerado um melhor indicador da estabilidade do processo de digestão do que o pH, na medida em que a acumulação de ácidos gordos voláteis induz a diminuição da alcalinidade total, mas não altera o valor de pH do meio enquanto não for ultrapassada a sua capacidade tampão (CCE, 2000).

#### 5.4.5 Concentração de hidrogénio

A pressão parcial do hidrogénio ( $p\text{H}_2$ ) na fase líquida do digestor é um parâmetro fundamental para a manutenção do estado de equilíbrio entre as diversas espécies de microrganismos envolvidos no processo de estabilização anaeróbia. Efectivamente, os metabolitos orgânicos produzidos durante a fase de acidogénese, à excepção do ácido acético, têm que ser decompostos em ácido acético, hidrogénio e dióxido de carbono para que possam ser utilizados pelas bactérias metanogénicas. Estas reacções são realizadas por bactérias acetogénicas produtoras obrigatórias de hidrogénio, cujo desempenho depende da pressão parcial do hidrogénio do meio, uma vez que as condições termodinâmicas lhes são desfavoráveis. Para que as reacções ocorram, é necessário reduzir a pressão parcial do hidrogénio significativamente (CCE, 2000).

Vários estudos analisaram a influência da pressão parcial do hidrogénio na produção dos ácidos acético, propiónico e butírico, tendo concluído que as reacções de conversão dos ácidos propiónico e butírico em ácido acético só são termodinamicamente possíveis se a  $p\text{H}_2$  for inferior a  $10^{-4}$  atm para o ácido *n*-butírico, ou  $10^{-5}$  atm para o ácido propiónico (Appels *et al.*, 2008a).

A acumulação de hidrogénio no meio pode induzir a acentuada produção de ácido propiónico, devido à maior capacidade de adaptação e velocidade de crescimento das bactérias acidogénicas e ao facto

de, na presença de elevadas concentrações de hidrogénio, a sua via metabólica ser a que se apresenta termodinamicamente mais desfavorável (CCE, 2000).

#### 5.4.6 Macro e micronutrientes

Segundo McCarty (2001), os processos de tratamento anaeróbio requerem uma menor quantidade de nutrientes do que os processos de tratamento aeróbios.

Os principais elementos necessários à síntese de material orgânico são o carbono (C), o hidrogénio (H), o oxigénio (O) e o azoto (N). Embora em menores quantidades, a síntese celular requer a presença de outros elementos como o enxofre para a síntese de aminoácidos, o fósforo para a formação dos ácidos nucleicos, fosfolípidos e ATP, o potássio, cálcio, magnésio e ferro para a formação de complexos metálicos vitais e como co-factores para a actividade enzimática (Prescott *et al.*, 1996; CCE, 2000).

A composição do substrato a digerir pode ser muito variável em termos de composição qualitativa. Dependendo das características dos resíduos, os macronutrientes anteriormente referidos podem-se encontrar em quantidade suficiente para satisfazer as necessidades das populações bacterianas. Por outro lado, a forma como os nutrientes são disponibilizados ao substrato também se reveste de importância, na medida em que uma hidrólise inicial lenta de materiais de difícil decomposição poderá não permitir a formação dos elementos em quantidade e qualidade necessárias ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios.

Dos macronutrientes referidos destaca-se o azoto por desempenhar um papel fundamental na formação de proteínas. O desenvolvimento dos processos anaeróbios requer que a relação C/N se situe na faixa entre 15 e 30, enquanto a proporção C/P deverá ser de 150/1 (CCE, 2000). De acordo com Amaral (1997), Van der Berg e Lentz (1979) indicam que os nutrientes necessários ao desenvolvimento das populações bacterianas intervenientes no processo de digestão anaeróbia se devem apresentar na proporção CQO:N:P de 300:(10-2):(5-1), enquanto Lettinga (1984) propõe os valores de 1000:5:1. Braun e Wellinger (2003) propõem a relação COT:N:P de 300:5:1.

Por outro lado, a quantidade de enxofre presente no meio não deverá permitir o desenvolvimento excessivo das bactérias sulfato-redutoras, por forma a evitar a formação de gás sulfídrico.

Para além dos macronutrientes referidos, o processo de estabilização anaeróbia carece da presença de outros nutrientes, embora em quantidades mais reduzidas no meio (inferiores a  $1 \times 10^{-4}$  mol/L), designados por micronutrientes. A título de exemplo refere-se o níquel, que é utilizado na activação do co-factor  $F_{430}$  na fase de metanogénese. No entanto, os micronutrientes, apesar de serem essenciais ao processo, podem ter um efeito inibidor sobre a actividade bacteriana se presentes em concentrações elevadas (CCE, 2000).

### 5.4.7 Substâncias inibidoras ou tóxicas

Algumas substâncias presentes na matéria orgânica a estabilizar ou geradas durante o processo de estabilização anaeróbia podem actuar como inibidoras dos grupos de microrganismos intervenientes no processo, nomeadamente: amoníaco, ácidos gordos voláteis, ácidos gordos de cadeia longa, sulfuretos, sódio, potássio, hidrogénio e metais pesados. A presença de oxigénio molecular na forma dissolvida pode, também, ter um efeito inibidor, uma vez que a estabilização anaeróbia requer a existência de condições de anaerobiose estrita, correspondentes a um potencial de oxidação-redução inferior a -200 mV (Appels *et al.*, 2008a). O oxigénio pode, contudo, estar presente em quantidades limitadas em formas combinadas, como o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) (OTV, 1997).

Destacam-se, pela sua importância, as seguintes substâncias inibidoras ou tóxicas:

- amoníaco: em determinadas condições de pH alcalino, o amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) pode revelar-se prejudicial para o processo de estabilização anaeróbia, uma vez que em concentrações superiores a 0,1-0,2 g/L pode ser inibidor da actividade das bactérias metanogénicas. No entanto, concentrações totais de amoníaco e de ião amónio de 5-8 g/L podem ser toleradas se o pH for suficientemente baixo (CCE, 2000) e se ocorrer a aclimatização das populações microbianas às novas condições do meio. Temperaturas elevadas também favorecem a formação de amoníaco, o que concorre para o facto do processo de digestão anaeróbia em regime termofílico ser mais susceptível a inibidores, nomeadamente à inibição por amoníaco. Salienta-se que as bactérias acetogénicas são mais tolerantes à presença de amoníaco do que as bactérias metanogénicas (Appels *et al.*, 2008a). Metcalf & Eddy (2003) alertam para o facto da toxicidade pelo amoníaco poder ser potenciada pela concentração das lamas;
- sulfuretos: para efluentes com elevado teor de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) e sulfitos, o processo anaeróbio pode conduzir à formação de sulfuretos ( $\text{S}^{2-}$ ) que, em condições de pH ácido inferior a 6,5, são parcialmente convertidos em gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), tóxico para as bactérias metanogénicas. Geralmente, são aceitáveis concentrações de sulfatos nas lamas a digerir inferiores a 0,3-0,6 g/L, apesar da formação do gás sulfídrico estar muito dependente do pH do meio. A presença de gás sulfídrico em concentrações superiores a 0,1 g/L pode induzir a inibição da fase de metanogénese (CCE, 2000);
- ácidos gordos voláteis: o aumento súbito da concentração de AGV no digestor é, normalmente, indicador de instabilidade no processo de digestão anaeróbia, associado à inibição da população metanogénica por aumento excessivo da carga orgânica, carência de nutrientes ou introdução de substâncias inibidoras. Por outro lado, a própria presença de AGV em concentrações elevadas pode contribuir para a inibição dos microrganismos, na medida em que podem penetrar a membrana celular das bactérias e, uma vez assimilados, induzem o decréscimo do pH a nível intracelular, reduzindo a sua velocidade metabólica. Um digestor estável apresenta teores de ácidos gordos voláteis de 0,1-2,5 g/L de ácido acético. Valores superiores a 1,5 na razão ácido propiónico/ácido acético podem ser indicadores de instabilidade (CCE, 2000). Amaral (1997), citando Duarte e Anderson (1982), refere que a toxicidade dos AGV depende do pH do meio, na medida em que somente a fracção não ionizada dos ácidos é efectivamente tóxica. Com efeito, a

pH baixos, a fracção não ionizada dos AGV pode ser suficientemente elevada para que não seja tolerada. Contudo, Luostarinen *et al.* (2008) referem que, na última década, a informação gerada aponta para a possibilidade de reversão do efeito de inibição, conseguido com a aclimatização das populações bacterianas metanogénicas a concentrações sucessivamente mais elevadas de AGV. O período de aclimatização pode, porém, ser muito longo, o que nem sempre é compatível com o funcionamento de uma ETAR;

- metais pesados: a presença de metais pesados nas lamas a digerir pode induzir a inibição dos microrganismos anaeróbios. Alguns metais pesados como o zinco, o cobre e o cádmio, que são necessários ao processo como agentes estimuladores da actividade enzimática, podem ser tóxicos para as populações microbianas mesmo se presentes em concentrações reduzidas. Contudo, os sulfuretos e os carbonatos podem induzir a precipitação dos metais pesados, que passam da forma solúvel para a forma insolúvel, diminuindo ou anulando o seu efeito tóxico (CCE, 2000).

## 5.5 Tipos de digestores

### 5.5.1 Caracterização geral

O processo de estabilização anaeróbia realiza-se em reactores, designados por digestores, onde os microrganismos (biomassa) entram em contacto com a matéria orgânica a estabilizar (substrato) em condições de ausência de oxigénio molecular.

Apesar de ser um processo utilizado há mais de um século, a tecnologia de estabilização anaeróbia encontra-se em constante evolução, adaptando novos sistemas de tratamento às actuais exigências (Van Lier *et al.*, 2001) ambientais e do mercado. Nas últimas duas décadas verificou-se um progresso significativo dos processos de tratamento anaeróbio, quer do ponto de vista técnico, quer da compreensão da cinética das reacções envolvidas, tendo-se registado o desenvolvimento de uma nova geração de reactores, com elevadas concentrações de biomassa e tempos de retenção relativamente reduzidos (Amaral, 1997, citando Moletta *et al.*, 1994).

De um modo geral, os digestores podem ser classificados de descontínuos (*batch*) ou de contínuos, quanto ao modo de alimentação ao reactor e de extracção dos resíduos digeridos. Nos digestores descontínuos, a alimentação é efectuada em momentos alternados com a descarga do resíduo digerido. Este sistema foi muito utilizado na década de 40, mas tem vindo a cair em desuso, sendo presentemente utilizado em instalações de digestão simplificadas, com uma ou mais cubas de digestão. Os digestores contínuos são caracterizados por manterem uma quantidade constante de resíduo em digestão, uma vez que por cada quantidade de resíduo introduzida, sai igual quantidade de resíduo digerido (CCE, 2000).

Os reactores anaeróbios contínuos podem ser divididos em três grandes grupos (CCE, 2000):

- de biomassa suspensa
  - reactor de mistura completa (CSTR - *continuously stirred tank reactor*);
  - reactor de leito de lamas de fluxo ascendente (UASB – *upflow anaerobic sludge blanket*);
  - reactor de contacto;
  - reactor de fluxo pistão (*plug-flow*);
- de biomassa fixa
  - filtro anaeróbio de fluxo ascendente ou descendente;
  - reactor de leito fluidizado ou expandido;
- híbridos
  - filtro híbrido.

Nos reactores de biomassa em suspensão, os microrganismos encontram-se suspensos no material em digestão, formando grânulos. A sua permanência no reactor depende da capacidade de sedimentação desses agregados de microrganismos. Nos reactores de biomassa fixa, a retenção dos microrganismos é promovida através de meios de suporte inertes nos quais se fixam, formando uma fina película (biofilme) conservada no interior do reactor. De um modo geral, os digestores de biomassa suspensa são mais adequados ao tratamento de lamas ou de águas residuais com elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável em suspensão. Os reactores de biomassa fixa são mais apropriados a águas residuais cuja matéria orgânica se encontra maioritariamente na forma solúvel, por forma a evitar a sua colmatação. Os sistemas híbridos, por seu lado, podem ser utilizados no tratamento de águas residuais com teores de sólidos em suspensão numa faixa relativamente ampla, se bem que a sua eficiência seja mais elevada para cargas orgânicas solúveis (Amaral, 1997).

Do conjunto de digestores referido, destacam-se os reactores de biomassa suspensa, em geral, e os reactores de mistura completa, em particular, por serem os mais aplicados na estabilização de lamas em ETAR. As suas principais características são as seguintes (CCE, 2000):

- reactor de mistura completa (CSTR) – as lamas a digerir são misturadas com o conteúdo do digestor, sendo o contacto entre os microrganismos e o substrato proporcionado por uma agitação eficiente do material em digestão. Uma vez que este tipo de reactor não prevê qualquer mecanismo de retenção da biomassa, é necessário garantir que o tempo de retenção hidráulico é superior à velocidade de crescimento das populações microbianas;
- reactor de leito de lamas de fluxo ascendente (UASB) - a retenção da biomassa no digestor é conseguida pela tendência natural que os microrganismos apresentam para formar densos agregados (entre 1 e 5 mm de diâmetro) passíveis de sedimentar no interior do reactor, sem necessitarem de uma partícula inerte de suporte inicial. Os grânulos de biomassa de maior dimensão e velocidade de sedimentação formam um manto de lamas na zona inferior do digestor, enquanto os flocos mais leves e com menor concentração de biomassa se situam na zona superior. O gás produzido e alguma biomassa flutuante são separados da fase líquida por intermédio do separador gás-sólido-líquido instalado no topo do digestor (Alves, 1998);

- reactor de contacto – a principal característica do processo de contacto consiste no controlo da perda de biomassa através da sua separação da fase líquida e recirculação ao digestor. Desta forma, é possível manter uma concentração de biomassa elevada no reactor. Contudo, é expectável que durante o processo de separação da biomassa (por sedimentação, flotação ou centrifugação) e posterior recirculação ocorra uma redução da actividade metanogénica da biomassa;
- reactor de fluxo pistão (plug-flow) – o substrato, ao ser introduzido numa das extremidades do reactor, induz a deslocação de toda a massa no interior do digestor e a consequente saída de lama digerida em quantidade igual à da lama introduzida. A existência de zonas segmentadas no interior do reactor contribui para que o tempo de retenção da biomassa seja superior ao tempo de retenção hidráulico do resíduo. Estes reactores podem ser desprovidos de equipamentos electromecânicos ou podem ser agitados através de um agitador de eixo horizontal. Geralmente, são utilizados na digestão de resíduos pecuários semi-sólidos, apresentando um rendimento idêntico aos CSTR.

Appels *et al.* (2008a) classifica os digestores anaeróbios em digestores de baixa carga e de alta carga.

Os digestores de baixa carga, também designados por digestores convencionais (WEF, 1998; Taricska *et al.*, 2009), são os de concepção mais simplificada, sendo necessário um período de digestão de 30 a 60 dias. Normalmente, as lamas em digestão não são aquecidas nem agitadas. Apesar do biogás produzido induzir alguma mistura, verifica-se a estratificação dos resíduos digeridos nas seguintes quatro zonas de diferentes densidades: camada superficial de escumas, sobrenadante que retorna à linha de tratamento da fase líquida da instalação de tratamento, lamas em digestão e lamas digeridas (ver Figura 5.4).

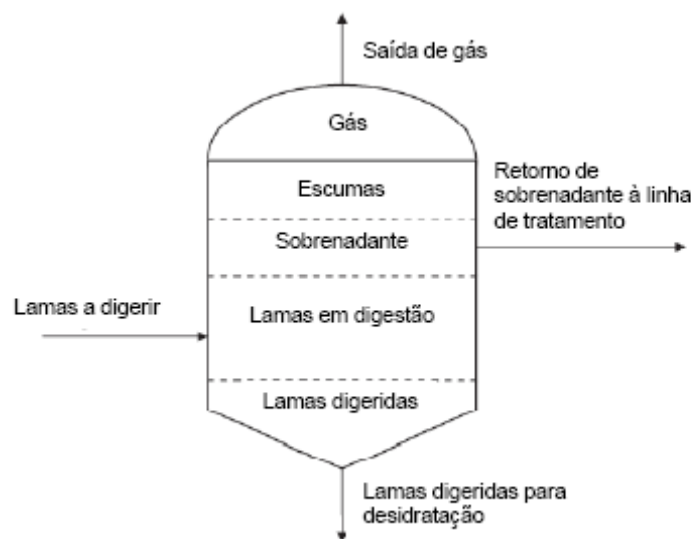


Figura 5.4

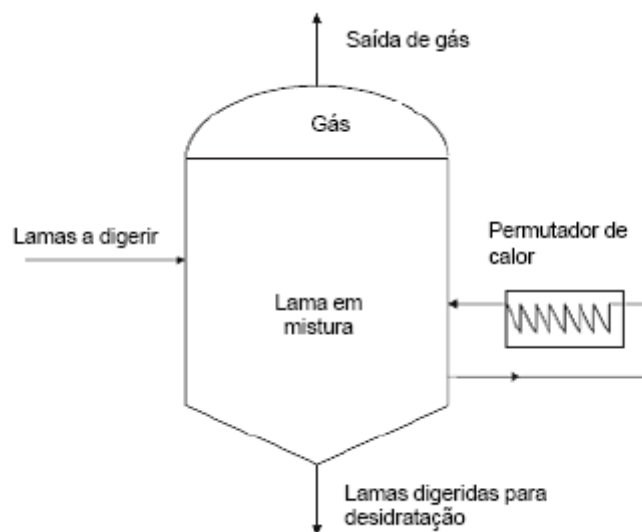
Diagrama esquemático de um digestor de baixa carga

Adaptado de Appels *et al.*, 2008a



Presentemente, este tipo de reactor só é aplicável em pequenas estações de tratamento de águas residuais (WEF, 1998).

Os digestores de alta carga diferem dos anteriores pelo facto do substrato ser aquecido e completamente misturado, e de serem alimentados a uma taxa contínua (WEF, 1998). A combinação destes factores concorre para a estabilidade das condições do processo de digestão, o que se repercute no aumento da sua eficiência e permite a construção de digestores de menores dimensões. Na Figura 5.5 apresenta-se um diagrama simplificado de um digestor de alta carga.



**Figura 5.5**

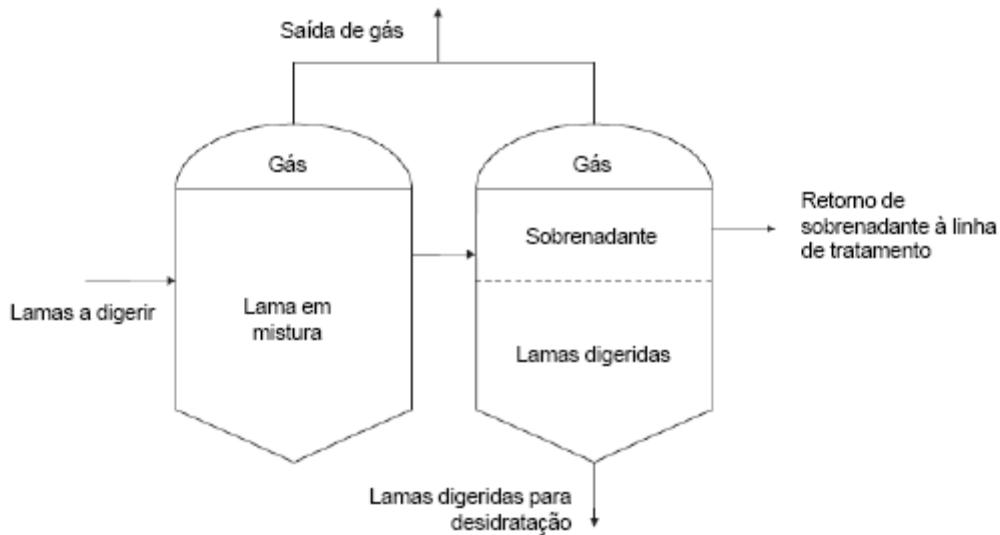
Diagrama esquemático de um digestor de alta carga

Adaptado de Appels *et al.*, 2008a

Nos reactores de mistura completa, o tempo de retenção hidráulico (TRH) é idêntico ao tempo de retenção de sólidos (TRS). A mistura da lama em digestão pode ser assegurada pela recirculação do gás libertado no processo de digestão, pelo seu bombeamento ou por agitadores mecânicos. O aquecimento das lamas em digestão é efectuado por intermédio de permutadores de calor. O aquecimento e a mistura das lamas serão desenvolvidos com maior detalhe, respectivamente, nas secções 5.6 e 5.7 seguintes. A alimentação constante do reactor é um aspecto que se reveste de particular importância, especialmente para as bactérias metanogénicas, de modo a manter a estabilidade do processo e a evitar choques de carga (WEF, 1998).

Taricska *et al.* (2009) referem que os processos de digestão de alta carga são normalmente concebidos em dois estágios ou fases, materializados acoplando um digestor de alta carga a um segundo reactor, comumente designado por digestor secundário, onde ocorrerá a separação sólido-líquido, permitindo, por um lado, a acumulação e posterior extracção de lamas digeridas, e por outro, a saída do sobrenadante. Ao contrário do primeiro, o segundo reactor não é aquecido nem agitado. Na Figura 5.6 apresenta-se um diagrama esquemático de um processo de estabilização anaeróbia em dois estágios.

Lettinga (1995), por seu lado, considera que existem duas razões importantes para rejeitar o conceito de digestão anaeróbia em duas fases: i) as bactérias acidogénicas, quando presentes no reactor onde ocorre a metanogénese, induzem a flotação das lamas, afectando negativamente a retenção da biomassa no digestor e a qualidade do sobrenadante; ii) os custos de investimento e de manutenção de um sistema de duas fases são significativamente superiores aos custos de um único reactor.



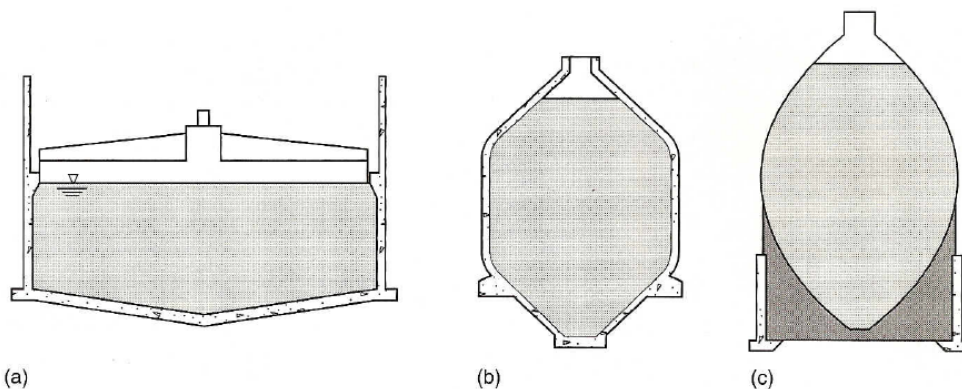
**Figura 5.6**

Diagrama esquemático de um digestor de duas fases

Adaptado de Appels *et al.*, 2008

Appels *et al.* (2008a) reconhecem que os digestores de duas fases foram muito populares no passado, mas consideram que, presentemente, são muito pouco aplicados em novas instalações.

Os digestores podem apresentar diferentes formatos, sendo os formatos cilíndrico (a), convencional alemão (b) e oval (c) os mais comuns (Metcalf & Eddy, 2003). A Figura 5.7 ilustra os três formatos referidos.



**Figura 5.7**

Formato dos digestores anaeróbios mais comuns

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

A adopção do formato cilíndrico apresenta as seguintes vantagens: i) permite armazenar um volume significativo de biogás, ii) o reactor pode ser equipado com cobertura para armazenamento de biogás, iii) é facilmente enquadrável na paisagem envolvente, iv) permite a aplicação de técnicas construtivas convencionais, o que se traduz em custos de construção competitivos. No entanto, o formato cilíndrico dificulta uma mistura eficiente, resultando na sedimentação e acumulação de areias e lamas. Por outro lado, maiores áreas superficiais são propícias à acumulação de escumas e à formação de espumas, que deverão ser removidas periodicamente (Metcalf & Eddy, 2003).

Os digestores com formato oval, por apresentarem menor área superficial e serem mais eficientes na mistura, não favorecem a formação de sobrenadantes nem a acumulação de areias e permitem a obtenção de uma biomassa mais homogénea. Contudo, permitem o armazenamento de um volume muito reduzido de gás, o que obriga à instalação de um gasómetro exterior ao digestor. A sua forma exige cuidados adicionais com o projecto das fundações e com o dimensionamento anti-sísmico, estando a sua construção limitada a empresas especializadas. Os custos de construção destes digestores são claramente superiores aos dos digestores convencionais (Metcalf & Eddy, 2003).

### 5.5.2 Critérios de concepção e dimensionamento

A norma europeia EN 12255-8:2001 recomenda que se considerem os seguintes aspectos na concepção de um sistema de digestão anaeróbia:

- redução exigível de sólidos voláteis (SV);
- degradabilidade do substrato;
- temperatura de operação;
- controlo da temperatura de operação;
- tempo de retenção hidráulica;
- carga afluente (média e máxima);
- processo realizado em um ou dois estágios;
- produção de gás (média e máxima);
- armazenamento de gás;
- limitações associadas à emissão de gases para a atmosfera;
- limites e controlo da emissão de odores;
- frequência de alimentação do digestor;
- controlo e remoção de escumas e espumas;
- sistema de mistura;
- prevenção da ocorrência de curto-circuito hidráulico e de zonas mortas;
- energia necessária para mistura ( $\text{kWh/d/m}^3$ ) e intensidade de mistura ( $\text{W/m}^3$ );
- isolamento térmico;
- protecção anti-corrosiva na superfície interior do digestor em contacto com o biogás;
- protecção anti-corrosiva dos reservatórios de armazenamento de biogás;
- efeito das forças estáticas e dinâmicas;
- dever-se-á prever a possibilidade de reparar ou substituir os equipamentos sem ter que esvaziar o digestor;

- dever-se-á prever mecanismo de libertação da pressão;
- dever-se-á prever equipamento de doseamento de reagentes, como reagentes alcalinos ou agentes anti-espuma;
- a velocidade de escoamento das lamas nos circuitos hidráulicos não deverá ser inferior a 1 m/s e deverão ser previstos pontos para injeção de água, com vista à limpeza das tubagens;
- dever-se-á prever circuitos de *bypass* a todos os equipamentos de medição e de depuração do biogás, instalados entre o digestor e o gasómetro;
- dever-se-á prever pontos de colheita de amostras de lama bruta a digerir, lama em digestão, lama digerida, sobrenadante e biogás.

Qasim (1999) acrescenta que a concepção do digestor deverá acautelar a possibilidade do nível do líquido variar 0,5 - 1 m, de forma a permitir variações na taxa de alimentação e de extracção de lamas, a acomodar eventuais escumas superficiais e a dotar o órgão de alguma flexibilidade na exploração.

Durante a digestão, o volume de sólidos sofre uma redução, pelo que o volume de lama presente no digestor diminui significativamente. Como tal, o volume de um digestor anaeróbio pode ser determinado com recurso à seguinte expressão (Qasim, 1999):

$$V = \left[ Q_{in} - \frac{2}{3} \times (Q_{in} - Q_{out}) \right] \times T_R \quad [\text{Eq. 5.1}]$$

em que,

V - volume do digestor;

$T_R$  - tempo de retenção no digestor;

$Q_{in}$  - caudal de lama afluyente;

$Q_{out}$  - caudal de lama digerida extraído.

No Quadro 5.1 apresentam-se os principais critérios de dimensionamento de digestores anaeróbios em baixa e alta carga.



A soma dos termos i) e ii) representa uma estimativa muito aproximada das necessidades térmicas globais do digestor, uma vez que as perdas de calor associadas ao termo iii) podem ser consideradas desprezáveis. O calor necessário para elevar a temperatura da lama a digerir para a temperatura de digestão, termo i), pode ser determinado a partir da seguinte expressão (WEF, 1998):

$$Q_1 = W \times C \times \Delta T_1 \quad [\text{Eq. 5.2}]$$

em que:

$Q_1$  - calor necessário (kJ/d);

$W$  - lama afluyente (kg/d);

$C$  - calor específico da água (4,2 kJ/kg/°C)

$\Delta T_1$  - diferencial de temperatura entre a lama afluyente e a lama digerida (°C).

As perdas térmicas pelas paredes, fundo e topo do digestor, termo ii), podem ser calculadas com base na seguinte expressão (Metcalf & Eddy, 2003):

$$Q_2 = U \times A \times \Delta T_2 \quad [\text{Eq. 5.3}]$$

em que:

$Q_2$  - perda térmica (J/s);

$U$  - coeficiente de transferência térmica ( $\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1} \text{°C}^{-1}$ );

$A$  - área de troca térmica ( $\text{m}^2$ );

$\Delta T_2$  - diferencial de temperatura ao longo da área de troca térmica (°C).

As necessidades térmicas das lamas podem ser minimizadas reduzindo a quantidade de água nas lamas adicionadas ao digestor, pelo que é recomendável que as lamas sejam previamente sujeitas a operações de espessamento ou de flotação, de forma a aumentar a sua concentração (Taricska *et al.*, 2009).

## 5.6.2 Sistemas de aquecimento

O aquecimento das lamas a digerir e da massa em digestão é conseguido através de permutadores de calor, que deverão promover uma transferência eficiente de calor à massa em digestão.

O calor é disponibilizado aos permutadores por intermédio de um fluido, geralmente água, aquecido através dos circuitos de refrigeração dos gases de escape, do motor e do óleo do motor de combustão de biogás, ou gerado em caldeiras que utilizam o biogás como combustível.

Os permutadores podem ser internos ou externos ao digestor. Os permutadores internos podem ser serpentinas, tubos ou outro equipamento colocado no interior do digestor por onde o fluido quente circula, transferindo o calor para as lamas em digestão. No caso dos permutadores externos, o conteúdo do digestor é recirculado através de um permutador tubular ou de outro tipo, onde entra em

contacto indirecto com uma contra-corrente de fluido quente, ocorrendo a troca térmica no exterior do digestor (CCE, 2000).

Os permutadores internos tendem a acumular incrustações à superfície, pelo que deverão ser sujeitos a uma limpeza periódica para que a sua eficiência de transferência de calor não seja comprometida. Os permutadores externos são, de um modo geral, mais complexos e menos eficientes do que os internos. No entanto, apresentam a vantagem de facilitarem os trabalhos de manutenção (CCE, 2000).

No sentido de minimizar as diferenças térmicas entre as lamas a digerir e as lamas em digestão, é recomendável que as lamas a digerir passem pelo permutador externo previamente à sua introdução no digestor (Taricska *et al.*, 2009) ou, no caso de se tratar de um permutador interno, que estas afluam junto ao permutador, para o necessário aquecimento inicial.

### 5.6.3 Isolamento térmico

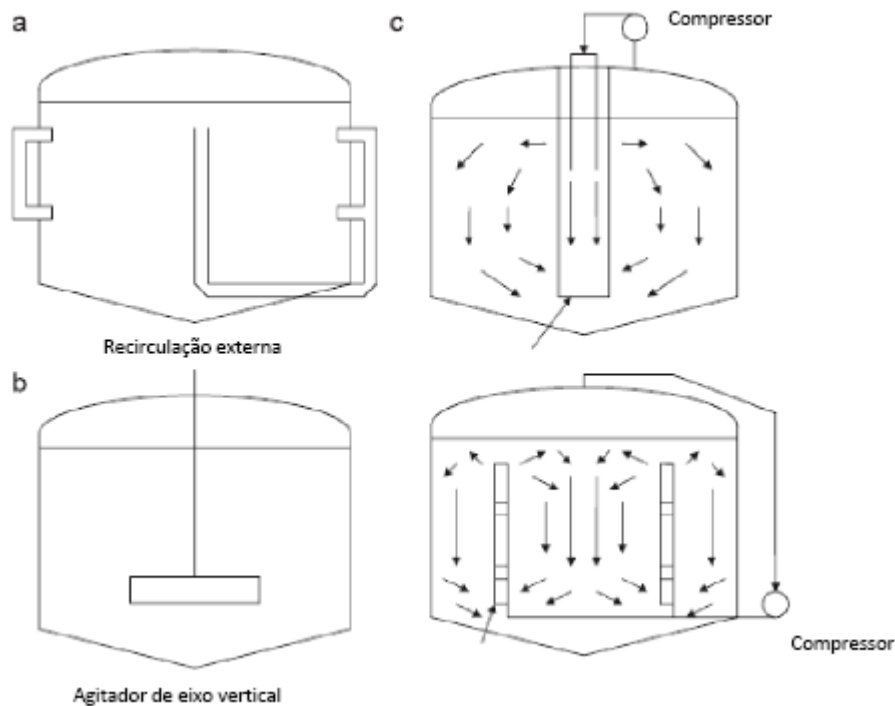
Como referido anteriormente, é fundamental manter as condições de operação do digestor anaeróbio o mais constantes possível. Para manter a temperatura de digestão, é necessário dotar o digestor anaeróbio de um isolamento térmico que permita minimizar as perdas térmicas do sistema.

O isolamento térmico pode consistir, simplesmente, na utilização do próprio solo circundante como isolante, mediante a sua construção parcial abaixo do nível do solo. Adicionalmente, deverão ser adoptadas opções construtivas que favoreçam a conservação da energia, nomeadamente a utilização de paredes duplas com caixa de ar e a aplicação de materiais refractários. Outra alternativa consiste em revestir as superfícies em contacto com o exterior com materiais de origem sintética, como o poliuretano, o poliestireno e outros polímeros, ou com materiais de origem natural, como lã de vidro, lã de rocha, argilas, *etc.*. Estes revestimentos deverão ser protegidos da luz solar e das intempéries através da aplicação de pinturas adequadas ou de um revestimento exterior. As condutas de transporte de lamas aquecidas e os circuitos de água quente deverão, também, ser isolados termicamente, com poliuretano ou lã de rocha protegida por manga metálica, entre outros revestimentos (CCE, 2000).

## 5.7 Sistemas de mistura e agitação

A mistura e agitação de um digestor anaeróbio são essenciais para garantir que os microrganismos conseguem aceder a todo o substrato e que a massa em digestão se encontra sujeita às mesmas condições, designadamente de temperatura, revelando-se fundamentais para a obtenção de rendimentos elevados de conversão de matéria orgânica.

Os principais sistemas de mistura e/ou de agitação em digestores anaeróbios incluem: a) recirculação de lamas, b) agitação mecânica e c) recirculação e injeção de biogás, conforme exemplificado na Figura 5.8 (CCE, 2000; Appels *et al.*, 2008a).



**Figura 5.8**

Representação esquemática de sistemas de mistura e agitação de digestores anaeróbios

Fonte: Appels *et al.*, 2008a

Nos sistemas com recirculação de biogás, uma fracção do biogás produzido é recolhido no topo do digestor, comprimido e injectado no interior do digestor. A injeção no digestor pode ser materializada por difusores instalados no fundo ou por tubos amovíveis pendentes a partir do tecto do reactor. A agitação mecânica é proporcionada por agitadores submersíveis de eixo vertical ou do tipo hélice instalados, respectivamente, no topo ou nas paredes laterais do digestor. Nos sistemas com mistura por recirculação de lamas, parte da massa em digestão é recirculada, através de grupos electrobomba instalados no interior ou no exterior do reactor, promovendo a mistura e agitação das lamas em digestão (CCE, 2000).

De acordo com a norma europeia EN 12255-8:2001, a mistura eficiente do digestor por recirculação de lamas requer que seja recirculado, diariamente e no mínimo, um volume equivalente a 5 vezes o volume de lama em digestão. Metcalf & Eddy (2003) refere que deverão ser recirculados 0,0045 - 0,005 m<sup>3</sup> de biogás por m<sup>3</sup> de digestor e por minuto, para sistemas de injeção de gás não confinados (difusores e tubos suspensos), e 0,005 - 0,007 m<sup>3</sup> de biogás por m<sup>3</sup> de digestor e por minuto, para sistemas de injeção de gás confinados (*gas lifters* e *gas pistons*).

A agitação mecânica e o bombeamento associados à mistura das lamas em digestão têm um consumo energético de 3 a 7 W/m<sup>3</sup> de reactor, correspondentes a 50 a 100 kWh/t MS a digerir (OTV, 1997). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o consumo energético necessário à mistura do digestor encontra-se entre 5 e 8 W/m<sup>3</sup> de reactor, devendo ser assegurando um gradiente de velocidade de 50



a  $80 \text{ s}^{-1}$ . Salienta-se, no entanto, que estes valores poderão variar consoante o tipo e fabricante dos equipamentos de mistura.

Os equipamentos instalados no interior do reator, por estarem em contacto com a matéria orgânica a estabilizar e com o biogás, apresentam alguns problemas típicos como a corrosão dos equipamentos metálico, entupimentos e desgaste das peças devido à abrasão de areias e de outros materiais inertes.

## 5.8 Pré-tratamento das lamas a estabilizar

### 5.8.1 Considerações gerais

Bien *et al.* (2004, citando Eastman e Ferguson, 1981) refere que a biodegradação da matéria orgânica no processo de fermentação pode ser limitada pela taxa de hidrólise, pelo que a beneficiação desta etapa ir-se-á traduzir na melhoria do processo. Nesse sentido, vários autores defendem que a aceleração do processo de estabilização poderá ser alcançada com a integração de uma etapa de pré-tratamento prévia à estabilização anaeróbia, destinada a acelerar a etapa de hidrólise, contribuindo para que o substrato esteja mais acessível aos microrganismos anaeróbios. Os pré-tratamentos que têm sido estudados incluem operações térmicas, mecânicas, químicas e biológicas que provocam a lise ou desintegração celular, libertando o material celular e transformando o material orgânico refractário em material biodegradável, que, ao se solubilizar na fase líquida, fica disponível para os microrganismos (Appels *et al.*, 2008a; Ferrer *et al.*, 2008).

Os pré-tratamentos de desintegração tendem a reduzir a dimensão das partículas sólidas para valores inferiores a  $10 \mu\text{m}$ . As células dos microrganismos que não participam no processo de estabilização anaeróbia são também desintegradas, sendo a matéria orgânica e enzimática libertada convertida num substrato valioso para os microrganismos anaeróbios (Bien *et al.*, 2004).

Uma vez que o processo é acelerado, o tempo de digestão pode ser reduzido e, com isso, também as dimensões dos digestores. Estes pré-tratamentos potenciam, ainda, a formação de biogás (Appels *et al.*, 2008a; Ferrer *et al.*, 2008).

Nos números seguintes apresenta-se uma descrição sumária dos vários pré-tratamentos utilizados.

### 5.8.2 Pré-tratamento térmico

A introdução de uma etapa de pré-tratamento térmico a montante da digestão anaeróbia potencia não só a estabilização da matéria orgânica e a produção de biogás, como também a desidratação das lamas e a redução dos microrganismos patogénicos (Neyens e Baeyens, 2003; Pickworth *et al.*, 2006).

O pré-tratamento térmico consiste em operação nas quais as lamas são submetidas a temperatura e pressão elevadas. Stuckey e McCarty (1984) referem que têm sido realizados ensaios numa vasta gama de temperaturas, entre  $60$  e  $270^\circ\text{C}$ , sendo que as temperaturas aplicadas com maior frequência

se situam entre 60 e 180°C, uma vez que se regista a formação de compostos refractários em condições de temperatura superior a 200°C. Neyens e Baeyens (2003) corroboram o facto dos pré-tratamentos térmicos, na faixa de temperatura entre 60 e 180°C, contribuírem para a destruição das ligações químicas da parede e membrana celulares, com a consequente solubilização dos componentes intracelulares, em particular dos conteúdos proteicos que ficam, deste modo, acessíveis para posterior degradação. Segundo estes autores, resultados experimentais realizados com lamas de ETAR municipais indicam que as melhores eficiências da etapa de hidrólise foram obtidas com a aplicação de tratamentos térmicos a temperaturas entre 165 e 180°C.

O aquecimento das lamas requer a aplicação de uma quantidade considerável de calor, cerca de 700 kJ/m<sup>3</sup> de lama, que advirá do biogás produzido na instalação (Appels *et al.*, 2008a).

De acordo com Gavala *et al.* (2003), as condições óptimas do pré-tratamento térmico, nomeadamente a temperatura de aquecimento das lamas e a duração do tratamento, bem como a sua eficiência estão muito dependentes da natureza das lamas, na medida em que quanto mais difícil for a hidrólise do substrato, maior será a intensidade exigida ao pré-tratamento. A selecção da temperatura da etapa de digestão das lamas, subsequente ao pré-tratamento, deverá atender à proporção de lamas primárias e secundárias a estabilizar.

O pré-tratamento térmico realizado a temperaturas inferiores a 100°C, designado por pré-tratamento térmico a temperaturas reduzidas, é reconhecido como potenciador da produção de biogás quando aplicado a lamas primárias e biológicas (Ferrer *et al.*, 2008; Gavala *et al.*, 2003).

De um modo geral, os pré-tratamentos térmicos induzem o acréscimo da produção de metano em processos de estabilização anaeróbia em regime mesofílico e, em menor escala, em regime termofílico, uma vez que o regime termofílico já é mais eficiente em termos de redução de SSV e de produção de metano do que o regime mesofílico (Appels *et al.*, 2008a).

No entanto, estudos efectuados com processos de estabilização anaeróbia em dois estágios, constituídos por um primeiro estágio hipertermofílico (68-70°C) seguido de um estágio termofílico (55°C), indicam que estes processos são mais eficientes em termos de produção de metano do que os processos constituídos por um único estágio de estabilização anaeróbia termofílica (Lu *et al.*, 2008). Esses estudos sugerem que o pré-tratamento térmico aplicado no primeiro estágio aumenta a actividade biológica de algumas populações de bactérias termofílicas, cujas temperaturas óptimas de actividade se situam na faixa de temperaturas do regime termofílico. Deste modo, os pré-tratamentos térmicos a temperaturas reduzidas podem ser considerados como uma etapa de pré-digestão (Lu *et al.*, 2008; Ferrer *et al.*, 2008).

Refere-se que o *Working Document on Sludge - 3<sup>rd</sup> draft* (União Europeia, 2000) considera o pré-tratamento térmico associado à estabilização anaeróbia mesofílica como um tratamento avançado de lamas, desde que o pré-tratamento seja realizado a uma temperatura de 70°C por um período de 30 minutos e que a temperatura de estabilização seja de 35°C, por um tempo de retenção de 12 dias.

Phothilangka *et al.* (2009) salienta, contudo, que os pré-tratamentos térmicos podem induzir a libertação de produtos indesejáveis, como amónia e matéria orgânica solúvel inerte.

Existem no mercado vários processos comerciais de tratamento térmico de lamas prévio à etapa de estabilização anaeróbia, dos quais se destacam os sistemas Cambi e Zimpro (Neyens e Baeyens, 2003).

### 5.8.3 Pré-tratamento mecânico

Os pré-tratamentos mecânicos podem incluir diversos métodos com vista à desintegração física das células dos microrganismos, nomeadamente (Appels *et al.*, 2008a):

- tratamento de corte;
- jacto mecânico;
- moinho de corte, moinho de bolas, moinho de coloidização;
- homogeneização a pressão elevada.

Um dos processos mais utilizado consiste na homogeneização das lamas a pressões elevadas, da ordem de 60 MPa. A suspensão comprimida é posteriormente despressurizada através de uma válvula e projectada a uma velocidade elevada contra um anel de impacto. As células são, assim, sujeitas a condições de turbulência e cavitação que conduzem à sua desintegração.

Appels *et al.* (2008a) referem que os pré-tratamentos mecânicos não são tão eficientes quando comparados com outros métodos.

### 5.8.4 Pré-tratamento químico

Os pré-tratamentos químicos mais conhecidos podem-se agrupar nos seguintes grupos: (i) hidrólise ácida e alcalina (térmica) e (ii) oxidação avançada, que inclui a ozonização e a peroxidação, entre outros (Appels *et al.*, 2008a).

Os métodos de hidrólise química baseiam-se no doseamento de um ácido ou de uma base com vista à solubilização da lama, sendo os reagentes mais testados os seguintes: hidróxido de sódio (NaOH), cal viva (CaO), cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>), hidróxido de potássio (KOH) e ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Com a adição do reagente químico, pode não ser necessário fornecer calor ao processo, sendo este tratamento, geralmente, conduzido à temperatura ambiente ou a temperaturas moderadas. No entanto, em virtude dos pH extremos exigidos pelo método e a consequente necessidade de posterior neutralização das lamas, a utilização deste método como pré-tratamento da estabilização anaeróbia é limitada (Neyens e Baeyens, 2003; Appels *et al.*, 2008a).

Os pré-tratamentos de oxidação avançada mais conhecidos são a ozonização e a peroxidação, que recorrem à aplicação de ozono (O<sub>3</sub>) e de peróxido de hidrogénio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) às lamas a digerir. Estes métodos baseiam-se na actividade de radicais hidroxilo (OH<sup>\*</sup>), que são oxidantes extremamente poderosos, pelo que não originam subprodutos perigosos (Weemaes *et al.*, 2000; Appels *et al.*, 2008).

### 5.8.5 Pré-tratamentos com ultra-sons e feixes de electrões

A aplicação de ultra-sons é o método mais eficiente para a desintegração celular. O princípio do tratamento com ultra-sons baseia-se no processo de indução de cavitação, em que a compressão e expansão de um fluido, sob o efeito de ondas de ultra-sons, gera o crescimento de bolhas e a sua posterior implosão, originando condições extremas de temperatura e de pressão (temperaturas da ordem de milhares de °C e pressões até 500 bar) (Tiehm *et al.*, 2001; Appels *et al.*, 2008a). Essas condições são propícias (i) à aceleração de reacções químicas de destruição da estrutura de pequenas partículas e de moléculas, (ii) à formação de radicais ( $H^*$  e  $OH^*$ ) altamente reactivos que podem facilitar as reacções químicas de destruição de contaminantes orgânicos, e (iii) à criação de forças de corte que atacam mecanicamente os componentes do líquido, destruindo as substâncias poliméricas extracelulares e as paredes celulares dos microrganismos presentes nas lamas (Tiehm *et al.*, 2001; Bien *et al.*, 2004; Appels *et al.*, 2008b).

A eficiência do processo depende, fundamentalmente, da frequência de ultra-sons aplicada, do nível de energia dos ultra-sons e do tempo de exposição (Bien *et al.*, 2004). Estudos desenvolvidos por Tiehm *et al.* (2001) permitiram concluir que a desintegração ultrasónica das lamas é mais eficiente com a aplicação de ultra-sons de baixa frequência, da ordem das dezenas de kHz, sendo que curtos períodos de exposição induzem somente a dispersão dos flocos de lama, não ocorrendo destruição celular. Ensaio conduzido por Pham *et al.* (2009) permitiram concluir que as condições óptimas do pré-tratamento são de 60 minutos de tempo de exposição a uma intensidade de  $0,75 \text{ W/cm}^2$ .

Vera (2007) refere que a aplicação de ultra-sons permite controlar a ocorrência de fenómenos de *bulking*, uma vez que minimiza a presença de bactérias filamentosas, bem como a formação de espumas e escumas no digester.

A aplicação de ultra-sons tem sido testada em várias ETAR, com capacidades entre 50 000 e 750 000 e.p.. Os resultados obtidos apontam para um aumento de 40 a 55% da destruição de matéria volátil e de até 50% da produção de biogás. Relativamente à desidratação de lamas, verificou-se o aumento de siccidade de 5% nas lamas desidratadas, acompanhado de uma diminuição de 33% no consumo de polímero (Appels *et al.*, 2008a). Contudo, nem todos os autores subscrevem que à aplicação de ultra-sons esteja associada uma melhoria da eficiência da desidratação, uma vez que os ultra-sons provocam a redução da dimensão dos flocos, conduzindo a uma maior área superficial que pode induzir a adsorção de água (Appels *et al.*, 2008b).

Segundo Park *et al.* (2009), a biodegradabilidade das lamas de ETAR pode ser potenciada pela aplicação de um feixe de electrões, resultando no aumento da produção de metano. A eficácia do método depende da intensidade da radiação aplicada, do tempo de exposição e da espessura da lama sujeita à radiação. As vantagens associadas a este método prendem-se com o facto de não ser necessária a adição de reagentes químicos, dos materiais recalcitrantes poderem ser degradados pelos radicais  $OH^*$  produzidos pela radiação e de não dar origem à produção de materiais residuais (Kim *et al.*, 2007).

## 5.8.6 Pré-tratamento biológico

O pré-tratamento biológico consiste na adição de bactérias ou de enzimas específicas às lamas a estabilizar anaerobiamente. Apesar das escassas referências bibliográficas acerca deste tipo de pré-tratamento, sabe-se que o processo de catalisação enzimática tem por objectivo aumentar a lise celular induzida pelas enzimas e que pode ser conduzido à temperatura ambiente (Appels *et al.*, 2008a).

## 5.9 Monitorização e avaliação de desempenho do processo

### 5.9.1 Monitorização e controlo do processo de estabilização anaeróbia

Como referido no capítulo 5.3, o processo de estabilização anaeróbia decorre da actividade de um conjunto de populações bacterianas, cujo equilíbrio é determinante para o sucesso do processo. O funcionamento instável de um digestor pode conduzir à acumulação de produtos intermediários da fermentação, como o hidrogénio e os AGV, cuja presença em concentrações elevadas induz a descida do pH do meio, com conseqüente inibição do processo, pelo que o controlo das condições de equilíbrio do digestor assume primordial importância para se garantir uma operação eficaz. Por outro lado, o desequilíbrio das condições de estabilização conduz à diminuição da produção de biogás e da concentração de metano no biogás, bem como da redução de sólidos voláteis, pelo que estes parâmetros poderão, igualmente, ser indicadores das condições do processo.

A monitorização de um digestor anaeróbio incide, essencialmente, no controlo dos seguintes parâmetros (Taricska *et al.*, 2009):

- temperatura de digestão;
- pH;
- alcalinidade;
- concentração de SSV nas lamas frescas e nas lamas digeridas;
- concentração de AGV;
- concentração de H<sub>2</sub>;
- produção de biogás (caudal e composição).

Estes parâmetros deverão ser monitorizados regularmente e os resultados deverão ser avaliados em conjunto, pois nenhum deles, *per se*, permite avaliar satisfatoriamente as condições do processo. Para o efeito, deverão ser instaladas sondas de monitorização da temperatura no interior do digestor e previsto pontos de colheita de amostras de lamas (a digerir, em digestão e digeridas), de biogás e sobrenadante.

WEF (1998) acrescenta que deverá ser avaliada a concentração de CO<sub>2</sub> e de H<sub>2</sub>S no biogás produzido, que as lamas a estabilizar deverão ser sujeitas a controlo idêntico ao das lamas estabilizadas e que deverão ser analisados os seguintes parâmetros no sobrenadante: pH, CBO, CQO, ST, azoto total, azoto amoniacal e fósforo. Deverão, ainda, ser avaliados o pH e a concentração de SST no fluido de aquecimento das lamas.

A norma europeia EN 12255-8:2001 refere que a monitorização dos digestores aquecidos deve contemplar, para além da temperatura do processo, os seguintes parâmetros:

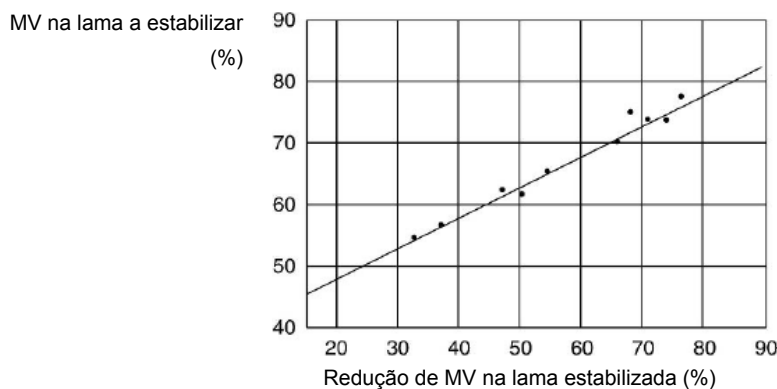
- nível de lama no digestor;
- caudal e composição da lama afluyente;
- caudal e composição do biogás (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, CO, O<sub>2</sub>);
- volume de biogás no(s) gasómetro(s);
- perda de pressão no sistema de gás.

### 5.9.2 Avaliação do desempenho do processo de estabilização anaeróbia

O controlo do processo de estabilização anaeróbia assume particular importância nas situações de arranque do digestor, sobrecarga na alimentação ou entrada de substâncias tóxicas (Pires, 2007).

O controlo do processo é dificultado, por um lado, pelas variações de afluência (caudal e composição de lamas) e das condições no interior do sistema (temperatura, pH, *etc.*), e por outro, pela complexidade das reacções envolvidas e pelos longos tempos de estabilização, sendo que estes últimos limitam a aplicação de mecanismos de controlo por retroacção. De um modo geral, o controlo pode passar pela adição ou eliminação de um composto químico ou pela regulação do caudal de lama afluyente, uma vez que a manutenção de cargas orgânicas uniformes, através da alimentação frequente ou constante de lamas ao digestor, contribui para a estabilidade das condições do processo.

O controlo do processo de estabilização anaeróbia inclui a avaliação do grau de estabilização das lamas digeridas. Essa avaliação pode ser efectuada através da redução da quantidade de matéria volátil presente nas lamas estabilizadas, face à quantidade de matéria volátil presente nas lamas a digerir. O gráfico da Figura 5.9 ilustra a relação entre estas duas variáveis, evidenciando que quanto maior for a quantidade de matéria volátil presente nas lamas a estabilizar, maior deverá ser a sua redução nas lamas estabilizadas.



**Figura 5.9**

Relação entre a redução da MV nas lamas estabilizadas (%) e a MV presente nas lamas a estabilizar (%)

Adaptado de Taricska *et al.*, 2009

A redução efectiva da concentração de SSV presentes nas lamas digeridas poderá ser comparada com o valor teórico estimado a partir da seguinte expressão empírica, aplicável a digestores de alta carga em mistura completa (Metcalf & Eddy, 2003, citando Liptak, 1974):

$$V_d = 13,7 \times \ln(\text{TRS}_{\text{des}}) + 18,9 \quad [5.4]$$

em que:

$V_d$  - destruição de SSV (%);

$\text{TRS}_{\text{des}}$  - tempo de digestão (d), entre 15 e 20 dias.

## 5.10 Co-digestão de resíduos em sistemas colectivos

A viabilidade económica de uma instalação de estabilização anaeróbia encontra-se muito dependente da quantidade de biogás gerado e, conseqüentemente, do tipo e da quantidade de resíduos digeridos. Nessa perspectiva, a co-digestão, ou seja, a estabilização de uma mistura homogénea constituída por dois ou mais substratos de diferentes naturezas (Jingura e Matengaifa, 2007), pode constituir uma solução eficaz e financeiramente sustentável.

O processo de estabilização conjunta de diferentes substratos tem sido amplamente estudado, podendo ser utilizados os seguintes co-substratos: lamas de ETAR, fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos (Borghì *et al.*, 1999; Sosnowski *et al.*, 2003; Kabouris *et al.*, 2009), matérias ricas em gordura provenientes de matadouros (Davidsson *et al.*, 2007; Luostarinen *et al.*, 2008), culturas como o milho, relva, girassol, beterraba (Braun e Wellinger, 2003), lamas provenientes do tratamento das águas residuais da indústria do papel e da pasta, soro de queijo, estrumes e chorumes e efluentes de unidades agro-industriais, entre outros.

As principais vantagens de proceder à co-digestão anaeróbia de lamas de ETAR e da fracção orgânica de outros resíduos são as seguintes (Sosnowski, 2003; Braun e Wellinger, 2003):

- permite a optimização do balanço de nutrientes fornecidos pelos vários substratos, o que contribui para a manutenção das condições de equilíbrio do processo de estabilização anaeróbia e potencia as características de fertilização do digerido;
- possibilita a diluição de potenciais compostos tóxicos;
- potencia efeitos sinérgicos nas populações microbianas;
- permite a combinação de vários substratos com diferentes potenciais metanogénicos, o que favorece a viabilidade económica do processo;
- permite obter uma produção constante de biogás durante todo o ano.

A estabilização conjunta de vários substratos confere, ainda, alguma flexibilidade que permite compensar as flutuações sazonais de alguns resíduos. Este aspecto reveste-se de especial importância em instalações de tratamento de águas residuais localizadas em zonas turísticas.

Geralmente, a co-digestão é praticada em processos húmidos de um estágio, como os digestores CSTR. As taxas típicas de adição de co-substratos aos digestores de lamas de ETAR situam-se entre

5-20%. A adição de gorduras, restos de alimentos e de resíduos proteicos aumenta consideravelmente a produção de biogás, entre 40 e 200% (Braun e Wellinger, 2003).

Dias *et al.* (2008) desenvolveram um estudo comparativo das condições de optimização da produção de biogás em seis instalações portuguesas de tratamento de águas residuais, com vista à sua valorização energética, no qual analisaram diferentes cenários, nomeadamente: estabilização anaeróbia das lamas espessadas, co-digestão de lamas com a fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos e estabilização anaeróbia de lamas pré-tratadas com recurso a ultra-sons. O estudo elaborado permitiu concluir que, para todas as ETAR em análise, o substrato que revelou maior potencial energético foi a mistura de lamas com a fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos, tendo-se mesmo registado, para uma das instalações, um aumento superior a 600% relativamente à estabilização anaeróbia das lamas.

No âmbito da estratégia nacional para a redução da deposição de resíduos urbanos biodegradáveis em aterro, o Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto, veio recalendarizar as metas para a prossecução dos objectivos definidos no Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, impondo que, até Julho de 2013, os resíduos urbanos biodegradáveis destinados a aterro deverão ser reduzidos para 50% da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995, prevendo, ainda, que esse valor seja reduzido para 35% até Julho de 2020. As metas impostas pelos documentos legais referidos, em consonância com as directrizes europeias (Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril), pretendem incentivar a procura de novos destinos finais para a fracção biodegradável dos resíduos, nomeadamente dos resíduos sólidos urbanos, resíduos verdes, *etc.*, pelo que, nos próximos anos, é expectável que a quantidade de resíduos disponível para digestão anaeróbia aumente substancialmente. Por outro lado, a estabilização anaeróbia destes resíduos conferir-lhes-á características mais adequadas, do ponto de vista estrutural e de higienização, com vista à sua valorização agrícola.

Os resíduos sólidos urbanos contêm uma fracção de matéria orgânica facilmente biodegradável superior a 40% (Sosnowski *et al.*, 2003). Jingura e Matengaifa (2007) referem que a fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos permite gerar cerca de 128 m<sup>3</sup> de biogás por tonelada de resíduos, pelo que constituem um co-substrato muito interessante. No caso da estabilização anaeróbia se efectuar no regime termofílico, regista-se, ainda, a higienização dos resíduos e o aumento da taxa de digestão (Sosnowski *et al.*, 2003).

O grupo DG ENV.A.2, da Comissão Europeia, elaborou um documento relativo ao tratamento biológico de bioresíduos, o qual refere a estabilização anaeróbia e a compostagem como tratamentos indicados e apresenta uma listagem dos resíduos biológicos passíveis de tratamento. Esse documento estipula as seguintes condições para o correcto tratamento dos bioresíduos (Comissão Europeia, 2001):

- estabilização anaeróbia em regime termofílico, com temperatura de 55°C por um período mínimo de 24 horas e um tempo de residência superior a 20 dias; ou
- estabilização anaeróbia em regime mesofílico com pré-tratamento térmico do substrato a uma temperatura de 70°C durante 60 minutos ou pós-tratamento do digerido a uma temperatura de 70°C durante 60 minutos; ou



- compostagem do digerido.

O Regulamento (CE) n.º 1774/2002 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 3 de Outubro de 2002, que estabelece as regras sanitárias relativas aos subprodutos animais que não se destinam ao consumo humano, refere que os seguintes subprodutos animais podem ser transformados em unidades de biogás:

- matérias da categoria 2, depois da aplicação do método de transformação 1 numa unidade de transformação da categoria 2;
- chorume, conteúdo do aparelho digestivo, leite e colostro;
- matérias da categoria 3, como resíduos da indústria alimentar que contenham carne, efluentes de matadouros e resíduos alimentares.

Kirchmayr *et al.* (2003) referem que as instalações de biogás deverão estar devidamente licenciadas pelas autoridades competentes para receberem subprodutos animais e deverão cumprir os requisitos enumerados no artigo 15 do Regulamento (CE) n.º 1774/2002. Informações mais detalhadas sobre este tema podem ser encontradas no Regulamento (CE) n.º 1774/2002 e em Kirchmayr *et al.* (2003).

De acordo com Luostarinen *et al.* (2008), os subprodutos resultantes do processamento de carnes, em particular os que apresentam uma elevada componente de gorduras na sua constituição, têm um potencial metanogénico muito superior ao das lamas de uma ETAR. No entanto, pelo facto de terem um conteúdo em lípidos muito elevado, a formação de AGV pode inibir as bactérias metanogénicas. Para que isso não aconteça, é necessário aclimatizar as populações microbianas ao co-substrato, introduzindo de modo crescente o co-substrato no digestor.

Apesar do processo de co-digestão ser muito vantajoso, os resíduos sólidos requerem um manuseamento específico e pré-tratamento, pelo que uma instalação concebida para tratar efluentes líquidos apenas poderá receber resíduos sólidos orgânicos que não necessitem de remoção de inertes nem de redução da sua dimensão, ou terá que sofrer adaptações por forma a integrar eventuais equipamentos de pré-tratamento dos resíduos a digerir e de pós-tratamento do digerido. Acresce que os resíduos sólidos urbanos tendem a contaminar as lamas com metais pesados e inertes. Por outro lado, a recepção de lamas de ETAR em instalações de tratamento de resíduos sólidos está muito limitada pelo facto de não se encontrarem preparadas para receber efluentes de natureza líquida (Baere, 2000). A prática de co-digestão obriga, ainda, a um esforço acrescido de monitorização e controlo do processo (Braun e Wellinger, 2003).

## 5.11 Subprodutos do processo de estabilização anaeróbia

Do processo de estabilização anaeróbia decorre a formação dos seguintes subprodutos: i) lama digerida (fase sólida), ii) sobrenadante (fase líquida) e iii) biogás (fase gasosa).

A extracção das lamas estabilizadas do digestor deve ser realizada de modo a que permaneça, no reator, um volume de substrato e de microrganismos suficiente à continuação do processo de estabilização. Taricska *et al.* (2009) referem que deverão permanecer no reator, aproximadamente,

20 kg de sólidos voláteis em digestão por cada 1 kg de sólidos voláteis de lama fresca. Os mesmos autores defendem que os digestores devem ser dotados de várias saídas de lamas estabilizadas, por forma a que, em exploração, se possa variar o ponto de purga de lamas em função do nível de estabilização.

As lamas estabilizadas apresentam potencial para serem valorizadas na agricultura como fertilizante orgânico, desde que cumpram alguns critérios de qualidade ambiental e de higiene e que não apresentem contaminantes visíveis, como plásticos, pedras e metais.

A formação de sobrenadante no processo ocorre no seguimento da estratificação dos resíduos em estabilização, como consequência da sedimentação dos sólidos digeridos. Esta separação da fase aquosa ocorre nos digestores desprovidos de mistura, ou seja, nos digestores de baixa carga e nos reactores secundários dos digestores de dois estágios. O sobrenadante pode apresentar concentrações significativas de azoto amoniacal e de fósforo (WEF, 1998), cujo retorno à linha de tratamento da fase líquida deverá ser devidamente acautelado no dimensionamento da instalação. Qasim (1999) refere os seguintes intervalos para a caracterização do sobrenadante de um digestor anaeróbio de lamas primárias e biológicas: 3000 - 15 000 mg/L ST; 1000 - 10 000 mg/L CBO<sub>5</sub>; 3000 - 30 000 mg/L CQO; 400 - 1000 mg/L N-NH<sub>4</sub>; 300 - 1000 mg/L P.

O biogás, pela sua relevância para o presente estudo, será objecto de um capítulo próprio (capítulo 6).

## 6 Biogás

### 6.1 Composição e principais propriedades do biogás

O biogás resulta da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, sendo constituído por uma mistura de gases como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), com vestígios de hidrogénio ( $\text{H}_2$ ), azoto ( $\text{N}_2$ ) e sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), entre outros. Geralmente, à saída do digestor, o biogás apresenta-se saturado em vapor de água, podendo conter partículas e siloxanos (IEA, 2000). A composição do biogás depende, por um lado, da natureza do resíduo digerido e, por outro, das condições em que a digestão anaeróbia se processa. No Quadro 6.1 apresentam-se os intervalos típicos dos vários gases presentes no biogás.

**Quadro 6.1**

Composição do biogás. Intervalos típicos de acordo com vários autores

Gases	Wheatley 1979	Fox 1984	Hobson <i>et al.</i> 1981
Metano, $\text{CH}_4$	52 - 95	60 - 70	60 - 70
Dióxido de carbono, $\text{CO}_2$	9 - 40	30 - 40	30 - 40
Sulfureto de hidrogénio, $\text{H}_2\text{S}$	0,001 - 5,7	0,05 - 2	0,007 - 0,2
Hidrogénio, $\text{H}_2$	0,01 - 1,2		2
Azoto, $\text{N}_2$	0,1 - 18	1	4
Oxigénio, $\text{O}_2$	0,02 - 6,5		0,001 - 1
Argon, Ar	0,001		
Monóxido de carbono, CO	0,001 - 2,1		
Amoníaco, $\text{NH}_3$	vestígios		

Fonte: Pires, 2009 (Adaptado de Constant *et al.*, 1989)

As propriedades energéticas do biogás decorrem do seu principal constituinte, o metano. O metano é um gás incolor, inodoro e inflamável, que consta do conjunto dos seis principais gases que contribuem para o aquecimento planetário. O biogás apresenta uma massa volúmica de  $1,13 \text{ kg/m}^3$  (OTV, 1997).

Os restantes constituintes do biogás, apesar de estarem presentes em quantidades muito limitadas, podem afectar o seu transporte, depuração e combustão. De facto, tratando-se de uma mistura cuja composição é muito variável, importa conhecer as propriedades que lhe estão associadas e como estas podem influenciar o seu rendimento. Pela sua importância, destacam-se as seguintes propriedades do biogás (CCE, 2000):

- poder calorífico inferior (PCI): corresponde à energia libertada, de uma massa de combustível, sob a forma de calor, não incluindo a energia dispendida na vaporização da água presente no combustível. Este parâmetro permite aferir a medida exacta do conteúdo energético útil do combustível;

- limites de inflamabilidade: correspondem às percentagens mínima e máxima de um combustível numa mistura ar/combustível para as quais essa mistura se inflama. São um parâmetro crítico na combustão com biogás, devido à diluição do CH<sub>4</sub> com CO<sub>2</sub> e outros gases inertes.

## 6.2 Biogás enquanto recurso energético

Em condições normais de pressão e temperatura (PTN), ou seja, a uma pressão de 1 atm e a uma temperatura de 0°C, o metano puro apresenta um PCI de 9,44 kWh/m<sup>3</sup>. O biogás com um teor de metano entre 50% e 80% terá um PCI entre 4,72 kWh/m<sup>3</sup> e 7,55 kWh/m<sup>3</sup>. Um m<sup>3</sup> de biogás com cerca de 70% de metano apresenta uma equivalência energética a 6,5 kWh, correspondente a 0,6 L de gasóleo ou 1,6 kg de lenha, não considerando eficiências de conversão (CCE, 2000). Por outro lado, Wellinger e Lindberg (2000) referem que 1 m<sup>3</sup> de biogás seco, com uma percentagem de metano de 10%, pode corresponder a uma produção de energia de, aproximadamente, 1 kWh.

A produção de biogás numa ETAR é variável, encontrando-se dependente de um conjunto de factores, nomeadamente: caudal de lamas a digerir (que depende da carga orgânica afluyente à ETAR), tempo de retenção, temperatura do processo e mistura adequada (Mollester, 2002), entre outros. Este autor refere a formação de cerca de 0,94 m<sup>3</sup>/kg SSV destruídos no processo de estabilização, não referindo, contudo, se este indicador é aplicável a processos operados em condições mesofílicas ou termofílicas. Segundo Qasim (1999), a produção específica de biogás situa-se entre 0,75-1,12 m<sup>3</sup>/kg SV destruídos, ou 0,5-0,75 m<sup>3</sup>/kg SV introduzidos no reactor ou 0,03-0,04 m<sup>3</sup>/e.p./dia. Metcalf & Eddy (2003) refere que em ETAR com tratamento primário a produção de biogás situa-se entre 0,015-0,022 m<sup>3</sup>/e.p./d, enquanto em ETAR com tratamento secundário podem-se esperar valores ligeiramente superiores, de 0,028 m<sup>3</sup>/e.p./d.

Cecchi *et al.* (1992) e OTV (1997) salientam o facto das lamas biológicas provenientes do tratamento secundário apresentarem um potencial de produção de biogás inferior ao das lamas primárias.

Segundo Appels *et al.* (2008a e 2008b), o potencial europeu de produção anual de biogás é estimado em 200 mil milhões de m<sup>3</sup>.

A taxa de produção de metano, a 35°C, pode ser estimada pelas seguintes fórmulas (Metcalf & Eddy, 2003):

$$V_{\text{CH}_4} = 0,40 \times [(S_0 - S) \times Q \times (10^3 \text{ g/kg})^{-1} - 1,42 \times P_x] \quad [6.1]$$

$$P_x = \frac{YQ(S_0 - S) \times (10^3 \text{ g/kg})^{-1}}{1 + k_d \times \text{SRT}} \quad [6.2]$$

em que:

V - volume diário de biogás produzido (m<sup>3</sup>/d);

0,40 - factor teórico de conversão da quantidade de metano produzido a partir da degradação de 1 kg CBO, a 35°C;

S<sub>0</sub> - CBO no afluyente (mg/L);

S - CBO no efluyente (mg/L);

Q - caudal ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

$P_x$  - quantidade de biomassa produzida ( $\text{kg}/\text{d}$ );

Y - coeficiente de produção ( $\text{g SSV}/\text{g CBO}$ ); os valores típicos variam entre 0,05 e 0,10;

$k_d$  - coeficiente endógeno ( $\text{d}^{-1}$ ); os valores típicos variam entre 0,02 e 0,04;

SRT - tempo de retenção de sólidos (d).

A produção de biogás representa uma mais-valia do processo de estabilização anaeróbia, na medida em que permite a valorização energética desse subproduto. O biogás apresenta, de um modo geral, boas perspectivas de utilização em equipamentos de conversão energética, como sejam os grupos motor-gerador, para produção combinada de calor e electricidade, e as caldeiras para produção de água quente e/ou de vapor.

## 6.3 Depuração do biogás

### 6.3.1 Considerações gerais

Todas as utilizações de biogás requerem a sua depuração, de modo a (i) que a sua qualidade seja compatível com as exigências mínimas dos equipamentos de valorização de biogás, nomeadamente dos motores, caldeiras e pilhas de combustível, (ii) aumentar o seu poder calorífico, e (iii) que a sua qualidade seja equiparável à de gases mais nobres, como o gás natural. Como tal, as necessidades de depuração do biogás dependem da aplicação prevista.

Numa ETAR, o enriquecimento do biogás com o objectivo de otimizar a sua conversão em energia térmica e eléctrica exige, normalmente, a eliminação do excesso de humidade e de contaminantes como o dióxido de carbono, sulfureto de hidrogénio, partículas, mercaptanos (CCE, 2000) e siloxanos. Na maioria dos casos, o único tratamento necessário consiste na remoção de vapor de água e, eventualmente, de sulfureto de hidrogénio. No entanto, em sistemas de utilização/conversão de biogás mais complexos pode ser necessário recorrer a técnicas mais apuradas de depuração, nomeadamente porque a presença de gases incombustíveis, como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e vapor de água, reduz o valor calorífico do biogás, tornando economicamente inviável a compressão e o transporte do biogás a longas distâncias (Kapdi *et al.*, 2005).

Nos capítulos seguintes apresenta-se uma descrição sumária dos principais processos de remoção desses compostos do biogás.

O processo de depuração do biogás acarreta um custo que, pelo seu montante, não pode ser desprezado. Com efeito, um estudo sueco aponta para um custo de 0,01 a 0,02 €/kWh, para um sistema de tratamento de  $200 \text{ m}^3/\text{h}$  de biogás (Persson, 2007).

### 6.3.2 Remoção de sulfureto de hidrogénio

O sulfureto de hidrogénio é um composto muito reactivo com a maioria dos metais, situação que é agravada pela presença de água e por condições de pressão e temperatura elevadas (Osorio e Torres, 2009). Durante a combustão, ocorre a oxidação do  $\text{H}_2\text{S}$  a dióxido e trióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$  e

SO<sub>3</sub>, respectivamente), que, na presença de vapor de água, formam os ácidos sulfuroso (H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>) e sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), altamente corrosivos (CCE, 2000; IEA, 2000). Como tal, a remoção de sulfureto de hidrogénio do biogás é particularmente importante para prevenir a corrosão dos equipamentos do sistema de cogeração e a formação de atmosferas tóxicas.

Os instaladores de equipamentos de cogeração recomendam que a concentração de sulfureto de hidrogénio no biogás seja inferior a 1000 ppm (Mosteller, 2002; IEA, 2000). CCE (2000) indica um valor inferior, de 500 ppm (0,05% v/v), como limite de concentração, a partir do qual o sulfureto de hidrogénio poderá afectar a durabilidade do motor.

Os principais processos de remoção de sulfureto de hidrogénio do biogás são os seguintes (IEA, 2000; CCE, 2000):

- passagem do biogás por granulado de óxido de ferro;
- adição de cloreto férrico às lamas em digestão;
- oxidação biológica com adição de ar ou oxigénio ao biogás;
- biofiltro;
- adsorção em carvão activado;
- lavagem com água ou com hidróxido de sódio.

Um dos processos utilizados na remoção de sulfureto de hidrogénio consiste na passagem do biogás por uma coluna com meio de enchimento formado por aparas de madeira impregnadas em óxido de ferro hidratado, sendo este método comumente designado por esponja de ferro. O sulfureto de hidrogénio reage facilmente com óxidos e hidróxidos de ferro, formando sulfuretos de ferro. O meio de enchimento pode ser regenerado com ar, uma vez que o ar oxida o sulfureto de ferro, permitindo a recuperação do óxido de ferro e de enxofre elementar, pelo que é comum a instalação de duas colunas em paralelo, estando uma em funcionamento, para dessulfuração do biogás, e a outra em regeneração com ar. O enxofre elementar formado permanece na superfície do meio de enchimento, cobrindo as zonas activas do óxido de ferro, pelo que, após um certo número de ciclos de regeneração, é necessária a substituição do meio de enchimento (CCE, 2000). Salienta-se que este tratamento requer a presença de alguma humidade e de uma temperatura mínima de 12°C.

Alternativamente, pode recorrer-se a um tratamento químico através da adição de sais de ferro (como o cloreto férrico) às lamas a digerir, para que estes reajam com o sulfureto de hidrogénio gasoso e formem um sal de sulfureto de ferro. O doseamento de sais de ferro apresenta a vantagem de contribuir para a redução de odores e para melhorar a eficiência da etapa de desidratação de lamas (Mosteller, 2002). Contudo, CCE (2000) refere que este é um método muito eficaz na redução de níveis elevados de H<sub>2</sub>S, mas que não permite a obtenção de níveis reduzidos e estáveis de sulfídrico, compatíveis com usos mais exigentes.

A remoção biológica de gás sulfídrico do biogás baseia-se na sua oxidação por bactérias da família *Thiobacillus*, que, sendo microrganismos autotróficos, utilizam o dióxido de carbono do biogás para satisfazer as suas necessidades de carbono. Para que a oxidação microbiológica ocorra, é necessário fornecer quantidades estequiométricas de oxigénio ao biogás, que podem representar 2 a 6% de ar no biogás. Pelo facto das bactérias da família *Thiobacillus* serem ubíquas, não é necessário prever a sua inoculação, já que estas bactérias crescem na superfície da massa em digestão,

formando aglomerados amarelos de enxofre. Os produtos formados são o enxofre elementar e sulfatos, sendo que estes últimos podem originar ácido sulfúrico, que está normalmente associado a problemas de corrosão (IEA, 2000; CCE, 2000).

A lavagem do biogás com água é um método físico de absorção, considerado apenas quando se pretende a remoção simultânea de  $\text{CO}_2$ . A utilização de uma solução aquosa de hidróxido de sódio (NaOH) tem por objectivo melhorar a eficiência do processo de lavagem, uma vez que o NaOH reage com o  $\text{H}_2\text{S}$  formando sulfureto de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}$ ) e hidrogenossulfureto de sódio (NaHS), ambos sais insolúveis (CCE, 2000).

### 6.3.3 Remoção de vapor de água e de partículas

À saída do digestor, o biogás apresenta-se, normalmente, saturado em vapor de água que pode condensar ao entrar em contacto com superfícies mais frias, contribuindo para a obstrução de canalizações e para a deterioração de outros equipamentos, uma vez que a humidade contribui para a aceleração das reacções de corrosão. Até mesmo a simples queima do biogás pode exigir a remoção de vapor de água para evitar que a chama se apague (CCE, 2000).

A remoção de condensados pode ser conseguida através da instalação de condensadores e purgas nos pontos mais baixos do circuito de transporte do biogás, sendo que todas as canalizações horizontais deverão ter uma inclinação mínima de 1% em direcção aos sistemas de purga. Em complemento, poderão ser introduzidos desumidificadores frigoríficos para condensar, de forma mais intensiva, o vapor de água do biogás (CEE, 2000). No sentido de se promover pontos de condensação, o biogás poderá ser comprimido previamente ao seu arrefecimento. Poder-se-á, ainda, recorrer à absorção do vapor de água em sílica gel ou em óxido de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), quando forem necessários poucos pontos de condensação, ou, ainda, à absorção em sais higroscópicos (Appels *et al.*, 2008a).

### 6.3.4 Remoção de dióxido de carbono

O dióxido de carbono dilui o conteúdo energético do biogás, pelo que deverá ser removido sempre que se pretenda proceder à sua injeção na rede de distribuição de gás natural ou à sua utilização como combustível de veículos (IEA, 2000).

A remoção de dióxido de carbono pode ser realizada com recurso a (Kapdi *et al.*, 2005; Osorio e Torres, 2009):

- absorção física;
- absorção química;
- adsorção por variação da pressão (*pressure swing adsorption*, PSA, na terminologia anglo-saxónica) com carvão activado ou crivos moleculares;
- absorção biológica;
- utilização de solventes orgânicos;
- separação criogénica;

- separação por membranas.

Wellinger e Lindberg (2000) e CCE (2000) destacam os seguintes métodos para a remoção de dióxido de carbono do biogás, por serem os que mais comercializados: absorção em água (absorção física), absorção em polietilenoglicol, separação por membrana ou através de crivos moleculares.

Como referido anteriormente, a lavagem do biogás com água permite a remoção, por absorção, de dióxido de carbono e de sulfureto de hidrogénio, uma vez que a solubilidade destes gases em água é superior à do metano. O processo ocorre numa coluna de lavagem, em contra-corrente, ou seja, o biogás pressurizado é alimentado pelo fundo da torre de lavagem, enquanto no topo da coluna ocorre a aspersão da água, bem como a captação do biogás depurado. A água contaminada pode ser regenerada, por despressurização ou por lavagem com ar numa coluna semelhante à da lavagem com água, e reutilizada no processo de lavagem (IEA, 2000; CCE, 2000; Kapdi *et al.*, 2005).

O processo de absorção em polietilenoglicol é semelhante ao da absorção em água. Contudo, a solubilidade do dióxido de carbono e do sulfureto de hidrogénio neste reagente é superior, o que torna o processo mais eficiente. O nome comercial mais conhecido do polietilenoglicol é selexol. Este processo é sempre concebido com recirculação do selexol, após regeneração por lavagem com vapor de água ou com gás inerte (gás natural ou biogás depurado) (IEA, 2000; CCE, 2000).

A absorção química de dióxido de carbono pode ser realizada com recurso a solventes químicos como soluções aquosas de aminas (mono, di ou tri-etanolamina) ou de sais alcalinos (como NaOH, KOH e  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) (Kapdi *et al.*, 2005).

A adsorção de contaminantes por variação de pressão permite a separação de componentes específicos do biogás, com recurso a crivos moleculares ou a carvão activado. Por aplicação de uma determinada pressão, as moléculas dos contaminantes são adsorvidas nas cavidades do crivo de carbono ou do carvão activado. Quando a pressão diminui, as moléculas extraídas do biogás são libertadas. O processo de adsorção pode ser selectivo para poluentes específicos através da utilização de diferentes tamanhos de poros e/ou pela aplicação de diferentes pressões ao biogás (IEA, 2000; CCE, 2000).

Existem no mercado alguns tipos de membranas com permeabilidade selectiva a determinados gases, que podem ser aplicadas no enriquecimento do biogás, ou seja, na separação do dióxido de carbono e do metano. Harasimowicz *et al.* (2007) referem que a separação por membranas permite obter biogás com uma concentração de metano da ordem de 94%. Segundo Wellinger e Lindberg (2000), existem, basicamente, dois sistemas de membranas para purificação de biogás: (i) separação gasosa a alta pressão, com fases gasosas em ambos os lados da membrana, e (ii) separação por absorção gás-líquido a baixa pressão, em que um líquido absorve as moléculas difundidas através da membrana.

Röhr e Wimmerstedt publicaram, em 1990, os resultados de um estudo onde compararam a eficiência de remoção de  $\text{CO}_2$  do biogás utilizando dois tipos de membranas: membrana de silicone revestido a polissulfona, comercializada pela Monsanto, e membrana de acetato de celulose, comercializada pela Grace. Os resultados experimentais indicaram que a permeabilidade das membranas aumenta com a pressão e com a temperatura, enquanto a separação dos gases diminui (Röhr e Wimmerstedt, 1990).



As membranas são específicas para cada composto, o que obriga a que a remoção de dióxido de carbono e de sulfureto de hidrogénio seja realizada em módulos diferentes. Cada módulo de membranas tem uma duração média de 3 anos, registando-se uma perda gradual da permeabilidade (CCE, 2000).

### 6.3.5 Remoção de siloxanos

Os siloxanos são moléculas orgânicas presentes em cosméticos, produtos de higiene pessoal, detergentes, lubrificantes, *etc.* (McBean, 2008), que se podem encontrar nas águas residuais urbanas e, também, no biogás. Os siloxanos presentes no biogás, quando combustados, dão origem a dióxido de silício ou sílica ( $\text{SiO}_2$ ), o principal componente do vidro, que se pode depositar e revestir o interior das câmaras de combustão e do sistema de exaustão de gases (Mosteller, 2002; Popat e Deshusses, 2008). Os depósitos de sílica provocam abrasão, acelerando o desgaste da superfície do motor, para além de se comportarem como um isolante térmico, contribuindo para o sobreaquecimento do motor (McBean, 2008).

A presença de siloxanos é difícil de detectar numa análise a um gás, sendo usualmente determinada pela presença de níveis elevados de sílica no óleo dos motores de cogeração (Mosteller, 2002). Os fabricantes de equipamentos de cogeração recomendam uma concentração máxima de siloxanos de 1 mg/L de óleo dos motores e de cerca de 5 mg/m<sup>3</sup> de biogás (PTN), de modo a prevenir falhas prematuras no seu funcionamento devidas às incrustações de sílica (Accettola *et al.*, 2008).

De um modo geral, a remoção de siloxanos é conseguida com recurso a refrigeração a baixas temperaturas (da ordem de -30°C), seguida de adsorção em carvão activado (Mosteller, 2002; McBean, 2008). A refrigeração tem como objectivo reduzir a humidade presente no biogás, de modo a potenciar a adsorção dos siloxanos no carvão activado. No entanto, esta tecnologia é muito dispendiosa, quer pela energia exigida para o arrefecimento do biogás, quer pela substituição do carvão activado que, pelo facto de não ser um meio específico para a adsorção selectiva de siloxanos, pode colmatar facilmente com a adsorção de outros compostos (Accettola *et al.*, 2008). Alguns autores referem, ainda, a possibilidade de remover siloxanos através da absorção em solventes (Popat e Deshusses, 2008; McBean, 2008).

Estudos recentes desenvolvidos por Accettola *et al.* (2008) referem a biofiltração como um processo mais económico para a remoção de siloxanos do biogás, alternativo à adsorção em carvão activado.

## 6.4 Armazenamento, transporte, compressão e queima

### 6.4.1 Armazenamento

A produção de biogás pode sofrer oscilações muito significativas ao longo do dia, como reflexo da variação da carga orgânica afluente. Como tal, é comum proceder ao seu armazenamento temporário num gasómetro, o que permite gerir a sua utilização com maior flexibilidade. O armazenamento de biogás evita, por um lado, a sua queima desnecessária quando a produção for superior às necessidades da instalação, e permite, por outro, que a produção de energia eléctrica para consumo

interno se concentre nos períodos do dia em que o custo de energia eléctrica adquirida à rede nacional é mais elevado, maximizando a utilização dos recursos internos.

Para além da função de equalizar o fluxo de biogás, os gasómetros permitem a homogenização da qualidade do gás, proporcionando um caudal constante, em qualidade e quantidade, aos sistemas utilizadores (CCE, 2000).

A capacidade de armazenamento pode variar de apenas algumas horas (geralmente 4 a 8 horas) até à capacidade total produzida diariamente. Os gasómetros podem ser de baixa, média ou alta pressão, em função da pressão de funcionamento, e podem estar acoplados ou ser exteriores ao digestor. A selecção do tipo de gasómetro mais adequado depende, essencialmente, da pressão necessária ao funcionamento dos sistemas utilizadores (CCE, 2000).

Nos gasómetros de baixa pressão, o biogás é mantido a uma pressão inferior a 50 mbar. O sistema mais generalizado consiste no armazenamento numa tela plástica flexível, exterior ao digestor, com configuração esférica ou de cilindro vertical ou horizontal. Podem ser utilizados materiais plásticos como o PEAD, PEBD e polipropileno, entre outros, sendo necessária a instalação de uma cobertura para abrigar da intempérie e da exposição solar e para proteger contra eventuais danos físicos causados por roedores e pássaros. Os gasómetros de tela não conseguem, simultaneamente, alterar o seu volume e manter a pressão do gás constante, pelo que se torna necessário instalar ventiladores que promovam o transporte do biogás até ao equipamento de utilização. Em alternativa, o biogás pode ser armazenado num gasómetro de campânula rígida flutuante e basculante, acoplado ao digestor, que desliza sobre carris verticais ou helicoidais fazendo variar o volume em função da quantidade de gás armazenado. O biogás pode, ainda, ser armazenado na zona de gás no interior do digestor ou em telas plásticas flexíveis fixas à parede do digestor (CCE, 2000).



**Figura 6.1**

Exemplos de gasómetros em ETAR portuguesas

Qasim (1999) refere que, de um modo geral, a pressão no interior de um gasómetro pode variar entre 0 e 3,7 kN/m<sup>2</sup>.

Segundo CCE (2000), nos gasómetros de média pressão, o biogás é mantido a pressões entre 10 e 20 bar, enquanto no armazenamento a alta pressão, o biogás é mantido a pressões até 350 bar. O armazenamento do biogás em pressão exige a remoção prévia de sulfureto de hidrogénio, de modo a prevenir problemas de corrosão do sistema de compressão. Os gasómetros de média e alta pressão são constituídos por tanques de aço. Salienta-se que o limite de compressibilidade do metano é de 150 bar, pelo que acima deste limite, a quantidade suplementar de gás introduzida num determinado volume, por aumento da pressão, decresce rapidamente.

### 6.4.2 Transporte

A concepção do sistema de transporte de biogás deve atender às especificidades deste gás, nomeadamente no que respeita à variação de densidade e à potencial presença de componentes corrosivos.

Os principais parâmetros que condicionam o dimensionamento do sistema de transporte são, para além do caudal, a pressão e temperatura máximas do fluido. No que respeita à temperatura, dever-se-á considerar uma margem de segurança de 50% relativamente à temperatura de estabilização. Para sistemas com compressão do biogás, dever-se-á considerar o aquecimento provocado pelo aumento de pressão, que pode ser estimado pela aplicação da seguinte expressão (CCE, 2000):

$$T_{saída} = T_{entrada} \times \frac{P_{saída}}{P_{entrada}} \quad [\text{Eq. 6.3}]$$

O sistema de transporte pode ser materializado com recurso a materiais metálicos, dos quais se destaca o aço inox pela sua durabilidade, ou a materiais plásticos, como o PEAD e o PVC, de instalação mais fácil e cujo preço é mais competitivo do que o aço inox. Deverão ser previstos dispositivos como manómetros, caudalímetros, condensadores, corta-chamas, válvulas de sub e sobrepressão, válvulas de corte rápido e reguladores de pressão, para facilitar a operação e monitorização de todo o sistema, mas também para garantir a segurança da instalação (CCE, 2000).

### 6.4.3 Compressão

A compressão do biogás pode ter os seguintes objectivos (CCE, 2000):

- reduzir o volume de armazenamento;
- concentrar o conteúdo energético;
- proporcionar a pressão necessária ao funcionamento dos equipamentos de conversão;
- aumentar a pressão necessária para vencer a resistência ao transporte do gás.

Nos sistemas que utilizam biogás recirculado para a mistura e agitação do digestor, o biogás é comprimido para vencer a pressão introduzida pela altura de líquido no interior do reactor. Em instalações de maior dimensão, pode-se recorrer à compressão do biogás com o objectivo de reduzir a dimensão dos órgãos de armazenamento de biogás, ou para transportar e injectar o biogás numa conduta. Nas situações em que o biogás é utilizado como combustível de veículos automóveis, a compressão do gás confere a elevada densidade energética necessária a essa aplicação.

A compressão do biogás pode ser conseguida através de um compressor ou de um ventilador, dependendo do aumento da pressão pretendido. Qualquer que seja o tipo de equipamento utilizado, este deverá estar preparado para comprimir um gás combustível, inflamável e de características corrosivas. O biogás deverá ser sujeito a depuração prévia à sua compressão, que deverá incluir a sua desumidificação, bem como a remoção de sulfureto de hidrogénio (CCE, 2000).

#### 6.4.4 Queima

As instalações de biogás deverão integrar um circuito de *bypass* entre o gasómetro e os equipamentos de cogeração, por forma a assegurar o desvio e posterior queima do biogás sempre que este não apresente qualidade compatível com a sua valorização, ou quando os equipamentos de cogeração se encontrem fora de serviço. O queimador (*flare* na terminologia anglo-saxónica) deverá ser automatizado e dotado de chama piloto e de dispositivo anti-retorno de chamas equipado com válvula anti-explosão.

O queimador deverá ser instalado a uma distância de segurança dos restantes equipamentos.

### 6.5 Valorização do biogás

Segundo Jingura e Matengaifa (2007), o biogás é um combustível que pode ser utilizado em todas as aplicações correntemente atribuídas ao gás natural, nomeadamente na alimentação de veículos motorizados e na produção combinada de calor e de electricidade.

A Directiva 2003/30/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 8 de Maio, relativa à promoção da utilização de biocombustíveis ou de outros combustíveis renováveis nos transportes, veio definir metas para a substituição da utilização de combustíveis fósseis por biocombustíveis, estipulando que, em 2010, 5,75% dos combustíveis utilizados devem ter origem renovável. Persson *et al.* (2006) consideram que a utilização de biogás como combustível de veículos poderá contribuir para a diminuição da emissão de GEE, partículas e óxidos de azoto para a atmosfera.

No mesmo ano, o Parlamento Europeu adoptou a Directiva 2003/55/CE, de 26 de Junho, que regulamenta o mercado do gás natural, mas também do biogás, na medida em que este gás apresenta características técnicas e de segurança que permitem a sua injeção na rede de gás natural.

No entanto, para satisfazer os padrões de qualidade dos equipamentos de gás natural, o biogás deverá apresentar um teor de metano de 97%, o que representa um esforço de depuração (na

remoção de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e vapor de água) muito significativo (Wellinger e Lindberg, 2000; IEA, 2005; Persson *et al.*, 2006) que poderá não se afigurar economicamente sustentável.

O biogás pode ser utilizado na produção de energia térmica (em caldeiras) ou de energia térmica e eléctrica (em cogeração), permitindo, em qualquer circunstância, uma poupança de recursos com um importante valor económico associado. No caso do processo de estabilização anaeróbia decorrer nos regimes mesofílico ou termofílico, será necessário fornecer calor ao sistema para manter a temperatura de funcionamento do digestor, pelo que o fornecimento de energia térmica ao digestor deverá ter prioridade sobre as outras utilizações.

Deverá ser ponderada a satisfação, parcial ou total, das necessidades energéticas da instalação onde é produzida a energia, ou, em alternativa, a exportação da energia eléctrica produzida para a rede nacional.

No capítulo 7 detalha-se informação relativa aos sistemas de cogeração.

## 6.6 Medidas de segurança associadas a instalações com digestores anaeróbios e armazenamento de biogás

### 6.6.1 Principais riscos identificados

A estabilização anaeróbia das lamas, o armazenamento de biogás e a sua conversão em calor e electricidade são operações que, por envolverem o manuseamento de gases combustíveis, acarretam um conjunto de riscos para os operadores da instalação de tratamento e para a própria infra-estrutura e envolvente. Efectivamente, a Portaria n.º 762/2002, de 1 de Julho, que estabelece o regulamento de segurança, higiene e saúde no trabalho na exploração de sistemas públicos de distribuição de água e de drenagem de águas residuais, identifica “*as instalações de digestão de lamas e as de recuperação e armazenagem de biogás*” como locais de trabalho potencialmente perigosos. Os principais riscos são os seguintes (Correia, 2002):

- incêndio e/ou explosão;
- asfixia e/ou envenenamento;
- corrosão e queimaduras;
- doenças infecciosas devidas a exposição a agentes biológicos;
- electrocussão;
- afogamento.

Dos riscos enumerados, destacam-se os riscos de incêndio e/ou explosão e de asfixia e/ou envenenamento. Dado o elevado volume de um digestor, é muito difícil garantir a sua mistura completa, o que pode conduzir à acumulação dos gases CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S em bolsas no interior do digestor, devido às diferentes densidades. As misturas de sulfureto de hidrogénio e ar, em 4,3 a 45,5% do volume de H<sub>2</sub>S (Pereira *et al.*, 2006), e de metano e ar, em 5,3 a 14% do volume de CH<sub>4</sub>, são explosivas. Ao metano está, ainda, associado o risco de asfixia, se a sua concentração for suficientemente elevada para excluir o oxigénio normal da atmosfera do local de trabalho (Portaria n.º 762/2002). O mesmo documento legal estipula que não devem ser excedidas concentrações de

10 ppm e de 30 ppm de H<sub>2</sub>S para exposições diárias de 8 horas e de 30 minutos, respectivamente, e que nunca deve ser excedida a concentração de 50 ppm. Relativamente ao CO<sub>2</sub>, não devem ser excedidas concentrações de 5 000 ppm e de 15 000 ppm de CO<sub>2</sub> para exposições diárias de 8 horas e de 30 minutos, respectivamente, e nunca deverá ser excedida a concentração de 25 000 ppm.

O risco de exposição a agentes bacteriológicos decorre do facto das lamas, em particular as lamas a digerir, conterem uma carga bacteriológica que, através de salpicos, pode contaminar os operadores, originando doenças infecciosas.

Os queimadores de biogás podem potenciar o risco de incêndio na envolvente, quando mal localizados ou na presença de condições climáticas adversas (de vento, por exemplo). No sentido de minimizar este risco, dever-se-á acautelar, na concepção da instalação, uma distância de segurança: i) dos gasómetros e do queimador aos restantes equipamentos, ii) entre gasómetros e iii) entre o queimador e os gasómetros.

O risco de electrocussão está associado à utilização de equipamentos electromecânicos, nomeadamente grupos electrobomba, electroagitadores, motores de combustão interna, turbinas, caldeiras, entre outros, cujo mau funcionamento, mau isolamento ou deterioração poderão desencadear situações de curto-circuito eléctrico, podendo, em última análise, conduzir à electrocussão dos operadores e/ou à deflagração de um incêndio. Por outro lado, à operação de vistoria do interior dos digestores poderá estar associado o risco de afogamento.

## 6.6.2 Medidas de prevenção

No sentido de minimizar ou evitar as situações de risco identificadas na secção anterior, as entidades gestoras deverão adoptar as seguintes medidas de prevenção (Portaria n.º 762/2002 e Correia, 2002):

- o acesso aos digestores deverá ser realizado por escadas que, quando fixas na vertical ou com grande inclinação, devem dispor de resguardos de protecção dorsal a partir de 2,5 m e de plataformas ou patamares de descanso com desnível não superior a 5 m, providas de guarda ou protecção equivalente com altura entre 0,9 m e 1,1 m;
- deverá ser promovida a ventilação dos espaços de armazenamento de produtos químicos (como a cal), de modo natural ou forçado, e deverão ser instalados equipamentos de protecção individual ou colectiva como chuveiro de emergência com lava-olhos, luvas e óculos de protecção;
- nos locais de trabalho que apresentem riscos de incêndio ou explosão deverá ser proibido foguear ou accionar dispositivos eléctricos e electrónicos não específicos das instalações, devendo esses locais ser devidamente sinalizados;
- os trabalhos a realizar no âmbito da operação e manutenção dos digestores de lamas deverão ser rodeados de cuidados especiais, devendo ser assegurada a exaustão dos gases perigosos após o esvaziamento dos órgãos e previamente à entrada dos operadores nos referidos órgãos;
- a equipa encarregue dos trabalhos referidos no ponto anterior deverá dispor de aparelhagem para detecção imediata de gases e vapores perigosos, como o gás sulfídrico;
- deverão ser realizadas sessões de esclarecimento e formação dos trabalhadores, para que todos tenham conhecimento dos riscos e perigos a que estão sujeitos, dos procedimentos de segurança

---

que deverão adoptar e do modo de funcionamento dos equipamentos de protecção que têm à disposição;

- as salas que albergam o sistema de cogeração deverão ser construídas à prova de explosão, deverão ser insonorizadas e possuir dispositivos de detecção dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S;
- as instalações eléctricas deverão ser à prova de explosão, nomeadamente com armaduras anti-deflagrantes, de acordo com as exigências da Directiva ATEX n.º 94/9/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Março;
- todos os equipamentos mecânicos e electromecânicos, como queimadores de biogás, válvulas, compressores de biogás, sifões condensados, *etc.*, deverão ser sujeitos a revisões periódicas, com a regularidade recomendada pelos respectivos fornecedores;
- por forma a garantir a estanquidade de todo o circuito de biogás, deverão ser vistoriadas periodicamente todas as tubagens de biogás com detectores portáteis, prevenindo-se, deste modo, eventuais fugas de biogás para a atmosfera;
- no que respeita à prevenção dos riscos associados à exposição a agentes biológicos, deverão ser respeitados os documentos legais em vigor, nomeadamente: Decreto-Lei n.º 84/97, de 16 de Abril, com as alterações introduzidas pela Lei n.º 113/99, de 3 de Agosto, e a Portaria n.º 1036/98, de 15 de Dezembro.





# 7 Cogeração

## 7.1 Considerações gerais

Designa-se por cogeração a produção termodinamicamente sequencial de duas ou mais formas de energia a partir de uma única fonte de energia primária, que serão consumidas na própria instalação ou por terceiros (COGEN, 2001b). As formas de energia vulgarmente produzidas por sistemas de cogeração são a energia térmica e a energia mecânica, sendo a energia mecânica habitualmente convertida em energia eléctrica através de um gerador ou alternador.

A produção combinada de calor e de electricidade, também designada por CHP - *combined heat and power* na terminologia anglo-saxónica, é utilizada em diversas unidades industriais a nível mundial, nos mais variados sectores de actividade que requeiram uma aplicação útil para o calor, contribuindo determinantemente para a satisfação das suas necessidades térmicas e eléctricas. A implementação de processos de cogeração tem vindo a ser estimulada através da produção de legislação e regulamentação, da criação de incentivos económicos e de apoio financeiro à investigação sobre esta matéria.

De acordo com o EurObserv'ER (2008), estima-se que a produção de energia primária a partir de biogás tenha sido, em 2007, de 6 Mtep (toneladas equivalentes de petróleo), dos quais apenas 14% correspondem a energia gerada em ETAR. De acordo com este documento, apesar das tendências de crescimento dos valores de energia produzida a partir de biogás, não é expectável que se consiga atingir o valor de 15 Mtep referido no Livro Branco.

Wett *et al.* (2007) referem que, no futuro, as estações de tratamento de águas residuais desempenharão um papel relevante enquanto instalações de recuperação de recursos, não só de água e nutrientes, mas também de energia. Estes autores defendem que uma exploração cuidada, que tenha em vista a minimização dos consumos energéticos sem prejuízo do desempenho da instalação, aliada à valorização energética do biogás produzido na estabilização anaeróbia de lamas, poderá tornar algumas ETAR auto-suficientes do ponto de vista energético, ou mesmo com balanço de energia positivo.

O gasómetro constitui uma ferramenta muito importante para a gestão eficaz do sistema de cogeração, na medida em que o armazenamento do biogás permite equilibrar consumos e fazer face a períodos de escassez. Na ausência de biogás em quantidade e/ou qualidade suficientes, é necessário recorrer a uma reserva de combustível alternativo, como o gás natural ou o gás propano.

As tecnologias de produção combinada de energia térmica e eléctrica mais comumente utilizadas incluem:

- grupo motor-gerador;
- caldeira com gerador a vapor;
- turbina a gás;
- pilhas de combustível.

Estes sistemas de cogeração diferenciam-se pelos rendimentos eléctricos e térmicos obtidos. No entanto, todos eles têm em comum um aproveitamento útil da energia primária (gás natural, biogás, fuel, etc.) de cerca de 85% (30% de energia eléctrica e 55% de energia térmica), registando-se cerca de 15% de perdas ou de ineficiência do processo. De facto, a eficiência média de um sistema de cogeração é bastante superior às eficiências associadas à produção de energia eléctrica numa central (36%) e à produção de calor numa caldeira (80%), que juntas perfazem um valor médio de apenas 58% (COGEN, 2001b).

O American Council for an Energy-Efficient Economy (ACEEE) classifica as instalações de cogeração pela sua capacidade de produção de energia eléctrica nas seguintes categorias (<http://www.gulfcoastchp.org/WhatIsCHP/Technologies>, 2009):

- micro: inferior a 500 kW;
- mini: entre 500 kW e 2 MW;
- pequena: entre 2 MW e 15 MW;
- média: entre 15 MW e 40 MW;
- grande: superior a 40 MW.

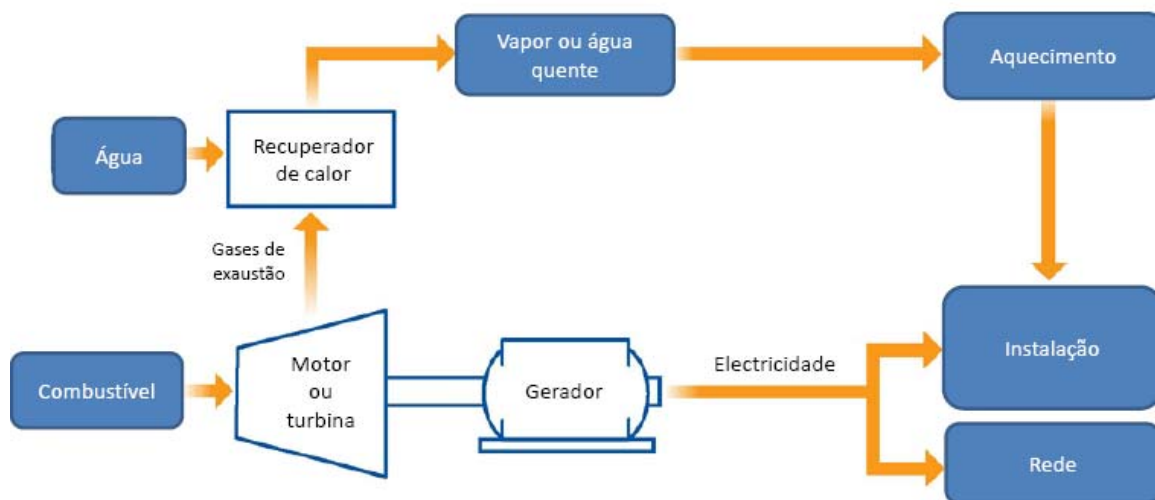
## 7.2 Produção de energia térmica, mecânica e eléctrica

### 7.2.1 Grupo motor-gerador

O biogás pode ser utilizado como combustível em motores de combustão interna, também designados por motores de êmbolos. Estes motores permitem a conversão da energia química contida nos combustíveis em energia mecânica, sendo a conversão da energia mecânica em energia eléctrica promovida pela acoplagem de um gerador de corrente alternada (também designado por alternador) ao eixo do motor de combustão.

Parte da energia térmica emitida na conversão do biogás em energia mecânica pode ser recuperada, aumentando a eficiência global do processo de conversão do biogás para valores de cerca de 85%. O calor pode ser recuperado dos gases de escape do motor e da água quente proveniente do sistema de arrefecimento do motor e do óleo do motor.

Na Figura 7.1 apresenta-se o princípio de funcionamento de um sistema de cogeração com recurso a um grupo motor-gerador.



**Figura 7.1**

Representação esquemática de um sistema de cogeração por motogerador e por turbina a gás

Adaptado de USEPA, 2008a

Os motores utilizados na conversão energética de biogás podem ser de dois tipos: de ciclo Otto e de ciclo Diesel (USEPA, 2008a) Nos motores baseados no ciclo ideal Otto, também designados por “*spark-ignition*”, a mistura de combustível e ar admitida na câmara de combustão é comprimida a uma razão de 8 a 12:1 e deflagrada por acção da faísca produzida por velas. O controlo da potência é realizado através da variação da mistura combustível/ar admitida. Os motores de ciclo Otto funcionam a uma velocidade entre 1500 e 3000 rpm e são muito utilizados para serviço intermitente (CCE, 2000).

Os motores Diesel caracterizam-se pela sua ignição ser por compressão, ou seja, o fluido de trabalho, normalmente ar, é comprimido antes da mistura com o combustível, ocorrendo a sua inflamação aquando da injeção do combustível. Nestes motores, o ar admitido é comprimido a uma razão entre 12:1 a 17:1 (USEPA, 2008a), a uma pressão de 30 a 40 bar, atingindo-se valores de temperatura de cerca de 700°C e criando condições para que a carga de combustível injectada entre em auto-combustão. O controlo da potência é realizado pela quantidade de combustível injectado, mantendo constante a admissão de ar. Estes motores funcionam em regime de rotação de 1300 a 2000 rpm e são particularmente adequados para funcionamento contínuo (CCE, 2000).

A utilização dos motores de ciclo Otto e Diesel com biogás requer a introdução de algumas alterações, para garantir um funcionamento eficiente e duradouro. Assim, nos motores de ciclo Otto, a principal alteração prende-se com a regulação do carburador para uma mistura biogás/ar de características mais pobres, podendo, também, ser necessária a alteração dos tempos de ignição. Relativamente aos motores Diesel, é necessário adaptá-lo para *dual-fuel* ou, em alternativa, convertê-lo em motor tipo ciclo Otto (CCE, 2000).

De um modo geral, a eficiência de conversão de biogás em energia eléctrica dos grupos motor-gerador varia entre 25 - 38% relativamente à energia inicialmente presente no biogás. Os grupos com motores do tipo Diesel a funcionar a biogás em regime *dual-fuel* têm rendimentos cerca de 3 a 5%

mais elevados que os equipados com motores de ciclo Otto a gás (CCE, 2000). A temperatura dos gases de exaustão dos motores é de 300 a 400°C (COGEN, 2001b).

As principais vantagens associadas a esta tecnologia são as seguintes (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- arranque rápido;
- fácil adaptação a variações das necessidades térmicas;
- elevada eficiência mecânica;
- bom rendimento em regime de carga variável;
- custos de investimento relativamente baixos.

Os principais inconvenientes prendem-se com (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- tempo de vida útil curto para sistemas de baixas potências;
- baixo rendimento térmico;
- custos de manutenção elevados, exigindo paragens frequentes;
- necessidade de refrigeração;
- emissão de níveis de ruído elevados a baixas frequências.

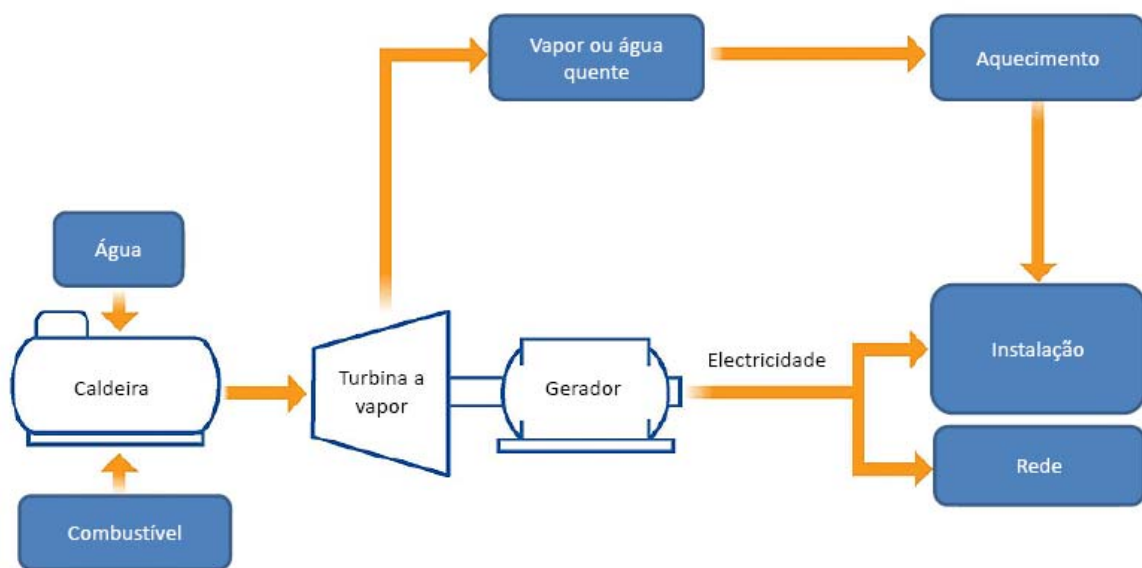
## 7.2.2 Caldeira com turbina a vapor

O sistema caldeira com turbina a vapor funciona segundo o ciclo termodinâmico de Rankine, em que a energia mecânica resulta da vaporização e condensação alternadas de um fluido de trabalho.

A caldeira produz vapor a alta pressão que é turbinado, através de uma turbina a vapor, transmitindo energia mecânica ao veio que, por sua vez, acciona o gerador produzindo energia eléctrica. Simultaneamente, em vários andares da turbina é produzido vapor (de menor conteúdo entálpico), de onde é aproveitado calor, dependendo das necessidades de energia térmica da instalação (USEPA, 2008a).

Numa ETAR, as caldeiras de produção de vapor serão alimentadas com biogás, podendo ser alimentadas com gás natural ou com gás propano na ausência de biogás disponível em quantidade e/ou qualidade suficientes.

Na Figura 7.2 apresenta-se o princípio de funcionamento de um sistema de cogeração com recurso a caldeira com gerador a vapor.



**Figura 7.2**

Sistema de cogeração por caldeira com gerador a vapor

Adaptado de <http://www.epa.gov/CHP/basic/index.html>, 2009

De acordo com COGEN (2001a), o vapor gerado pela caldeira encontra-se, de um modo geral, a uma temperatura de 400°C e a uma pressão de 42 bar, ou a uma temperatura de 480°C e a uma pressão de 63 bar. Quanto maior for a pressão do vapor turbinado, maior será o rendimento eléctrico do sistema. Contudo, dever-se-á procurar um compromisso entre a pressão óptima e os custos de investimento associados à aquisição da caldeira, que terá que ser de alta pressão.

Relativamente às condições de saída do vapor, as turbinas a vapor podem ser classificadas, essencialmente, em dois tipos: de condensação ou de contra-pressão. Nas turbinas a vapor de condensação, o vapor, após passagem pela turbina, é enviado para um condensador, sendo novamente bombeado para a caldeira de aquecimento para nova passagem pela turbina. As turbinas de contra-pressão, muito usadas em sistemas de cogeração, caracterizam-se pelo facto do vapor, após passagem pela turbina, não ser reaproveitado, sendo direccionado para outros processos. Nestas turbinas, a pressão de saída é superior à atmosférica.

Os ciclos a vapor produzem quantidades elevadas de calor relativamente à quantidade de energia eléctrica gerada, pelo que estão associados a um custo específico (€/kW) elevado.

Este sistema apresenta as seguintes vantagens (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- tempo de vida útil elevado (25 - 35 anos);
- elevada fiabilidade;
- eficiência global elevada.

Os principais inconvenientes prendem-se com (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- investimento inicial elevado;
- baixo rendimento eléctrico;

- arranque lento.

### 7.2.3 Turbina a gás

A designação turbina a gás aplica-se a um conjunto constituído por três equipamentos básicos:

- compressor - que tem a função de aumentar a pressão do ar admitido para a combustão;
- câmara de combustão - é o local onde ocorre a combustão da mistura ar-combustível;
- turbina - equipamento que converte a energia libertada pela combustão em potência mecânica, sendo composta por um rotor dotado de pás ligadas a um eixo que gira sobre um conjunto de mancais.

Na Figura 7.1 apresenta-se a representação esquemática do princípio de funcionamento de um sistema de cogeração por turbina a gás.

As turbinas a gás funcionam no ciclo termodinâmico de Brayton. O ciclo tem início com a condução do ar admitido ao compressor, onde a pressão é elevada até 100 a 500 psig (COGEN, 2001a) com o conseqüente aumento da temperatura do ar. Após compressão, o ar é direccionado para a câmara de combustão onde ocorre a mistura e queima com o combustível (neste caso, o biogás). Ao sair da câmara de combustão, os gases, a alta pressão e temperatura (valores da ordem de 900 a 1200°C), expandem-se e, ao passar pela turbina, produzem trabalho mecânico no veio originando potência mecânica. A potência extraída através do veio da turbina é usada para accionar o compressor e o gerador de electricidade (COGEN, 2001b).

A eficiência térmica do ciclo de Brayton é função da pressão do ar comprimido, da temperatura do ar ambiente, da temperatura da mistura ar-combustível à entrada da turbina, da eficiência dos elementos que constituem o compressor e a turbina, entre outros aspectos. A capacidade das turbinas a gás disponíveis no mercado varia entre 500 kW e 250 MW (USEPA, 2008a).

Com o objectivo de aumentar o rendimento global da turbina, é usual integrar no sistema um recuperador de calor, designado por regenerador, que permite aproveitar o calor disponível nos gases de escape para aquecer o ar novo comprimido antes de este entrar na câmara de combustão. Os últimos desenvolvimentos tecnológicos apontam para a utilização de materiais cerâmicos nas secções quentes da turbina, o que permite o funcionamento a temperaturas mais elevadas e conduz, conseqüentemente, a maiores rendimentos (CEEETA, 2001; USEPA, 2008a).

A operação deste sistema em cogeração obriga à implementação de um permutador de calor adicional, de forma a tirar partido da temperatura a que os gases de escape se encontram (450 - 550°C), sendo a aplicação mais comum nas ETAR o aquecimento das lamas em digestão. Em alternativa, a turbina a gás pode funcionar em ciclo combinado, em que a recuperação do calor dos gases de escape é utilizada para produção de vapor, proporcionando a produção de energia eléctrica adicional a partir de uma turbina a vapor (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a).

A operação do sistema em cogeração apresenta as seguintes vantagens (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- elevada fiabilidade;
- rápido arranque;
- disponibiliza energia térmica a temperaturas elevadas (500 - 600°C);
- emissão reduzida de poluentes atmosféricos;
- não necessita de refrigeração;
- unidades compactas.

Os principais inconvenientes prendem-se com (COGEN, 2001a; USEPA, 2008a):

- a exigência de elevada pressão no gás combustível admitido ou de um compressor;
- a redução da eficiência a cargas baixas;
- a sensibilidade do desempenho face ao aumento da temperatura ambiente.

A manutenção de um sistema de cogeração com recurso a turbinas a gás requer a realização de inspecções de rotina periódicas, a cada 4000 horas de funcionamento, de forma a assegurar que a turbina não é afectada por vibrações excessivas devidas a peças desgastadas e/ou danificadas. As inspecções de rotina contemplam o seguinte conjunto de operações: manutenção *on-line* e preventiva, testes de *performance*, avaliação do consumo de combustível e da taxa de aquecimento, análise de vibrações, entre outras. Para além das inspecções de rotina, é necessário realizar revisões à turbina e ao gerador a cada 25 000 a 50 000 horas de funcionamento, que incluem uma inspecção dimensional, a substituição de algumas peças, a desmontagem do rotor, a inspecção das pás, testes ao funcionamento dos equipamentos, entre outros. (USEPA, 2008a).

#### 7.2.4 Pilhas de combustível

As pilhas de combustível são compostas pela associação de várias células de combustível em série. As células de combustível são equipamentos estáticos que convertem a energia química contida no combustível directamente em energia eléctrica. O princípio de funcionamento de uma célula de combustível é semelhante ao de uma bateria, na medida em que ambas produzem uma corrente eléctrica directa por intermédio de um processo electroquímico sem que ocorra a combustão do combustível (USEPA, 2008), pelo que permite minimizar a emissão de poluentes atmosféricos (Mosteller, 2002; IEA, 2000). No entanto, ao contrário das baterias, as pilhas de combustível não permitem a acumulação interna de energia (IEA, 2000).

As células de combustível são compostas por um ânodo e um cátodo porosos, cada um revestido num dos lados por uma camada catalisadora de platina, separados por uma membrana electrolítica. O ânodo é alimentado pelo combustível, enquanto o cátodo é alimentado pelo oxidante (CEEETA, 2001). O combustível, necessariamente uma fonte de hidrogénio (como o metano), flui até ao ânodo, onde a platina actua como um catalisador para separar o gás em protões e electrões. A membrana electrolítica permite que somente os protões passem para o lado catódico da célula. Uma corrente externa promove a passagem dos electrões para o cátodo, cujo movimento produz uma corrente eléctrica. Os electrões retornam ao cátodo para se unirem aos átomos de hidrogénio e de oxigénio e formarem moléculas de água. As células de combustível são consideradas tecnologia de cogeração por produzirem, em simultâneo, energia eléctrica e água quente (Mosteller, 2002).

São conhecidos cinco tipos de células de combustível, com electrólitos e temperaturas diferentes (IEA, 2000; CEEETA, 2001; USEPA, 2008):

- ácido fosfórico (PAFC);
- polímero electrólito (PEFC/PEMFC);
- carbonato de molten (MCFC);
- óxido sólido (SOFC);
- alcalina (AFC).

Um sistema de produção de energia eléctrica baseado em pilhas de combustível necessita de equipamentos auxiliares que podem incluir componentes tais como (CEEETA, 2001):

- compressor ou ventilador, para fornecer o ar ao cátodo;
- reformador;
- circuito de refrigeração;
- separador para remoção da água obtida nos produtos da reacção;
- bomba para recirculação dos gases rejeitados pelo ânodo;
- controlador do sistema;
- dispositivos de controlo de monóxido de carbono;
- sistema de armazenamento e alimentação do combustível.

O rendimento eléctrico de uma pilha de combustível é superior ao que se obtém no caso dos motores de combustão interna, uma vez que, com estes últimos, a energia química contida no combustível sofre uma série de conversões até atingir a forma de energia eléctrica (química → térmica → mecânica → eléctrica), resultando em sucessivas perdas de energia (CEEETA, 2001). Segundo Wellinger e Lindberg (2000), a eficiência de conversão eléctrica das pilhas de combustível é superior a 50%.

Numa pilha de combustível, durante o processo de conversão da energia química do combustível em energia eléctrica verifica-se a libertação de calor, o que implica que uma parte da energia química não é convertida em energia eléctrica. A aplicação de um sistema de cogeração às pilhas de combustível permite o aproveitamento do calor libertado, aumentando o rendimento global do processo.

Este tipo de equipamento de cogeração permite a produção combinada de calor e electricidade de uma forma mais limpa, sem emissão de ruído e poluentes atmosféricos. Contudo, trata-se de uma tecnologia relativamente nova, com um número reduzido de instalações em operação, representando um investimento inicial superior ao dos restantes sistemas de cogeração (Mosteller, 2002).

### 7.2.5 Recuperação da energia térmica

O conteúdo energético útil do biogás que não é convertido em energia eléctrica é convertido em calor dissipado nos gases de escape dos motores, na água de arrefecimento dos motores e no óleo de lubrificação, para além do que é perdido por radiação. Essa energia térmica pode ser recuperada através da instalação de permutadores de calor gás/água para recuperação do conteúdo calorífico



dos gases de escape e de permutadores de calor água/água para recuperação do calor presente na água de arrefecimento dos motores e no óleo de lubrificação.

A recuperação de energia térmica pode ser limitada por alguns factores, nomeadamente pelo facto de não ser recomendável diminuir a temperatura dos gases de exaustão para valores inferiores a 150°C, com o objectivo de evitar a condensação de ácido sulfúrico. O tipo e dimensão dos motores são aspectos que também podem afectar a quantidade de calor recuperada (CCE, 2000).

### 7.2.6 Parâmetros de aferição da eficiência de um sistema de cogeração

A eficiência de um sistema de cogeração pode ser aferida por um conjunto de parâmetros, nomeadamente (Azevedo, 2001; USEPA, 2008a):

- eficiência total do sistema;
- razão calor/trabalho produzido;
- factor de poupança de combustível;
- rendimento eléctrico equivalente;
- consumo específico equivalente.

A eficiência total do sistema de cogeração pode ser estimada com recurso à seguinte expressão:

$$FUE = \frac{E + Q}{C} \quad [\text{Eq. 7.1}]$$

em que,

FUE - factor de utilização de energia;

E - energia eléctrica produzida;

Q - energia térmica gerada;

C - energia primária (combustível) consumida.

Outro parâmetro utilizado na caracterização das instalações de cogeração é a razão calor/trabalho produzido, dada por:

$$Y = \frac{Q}{E} \quad [\text{Eq. 7.2}]$$

Segundo Azevedo (2001), esta razão apresenta valores típicos dependendo do sistema considerado, variando entre 0,5 e 1,5 para as turbinas a gás e entre 0,2 e 0,8 para os motores Diesel.

Aos gestores de sistemas de cogeração interessa minimizar o custo da obtenção combinada de energia eléctrica e térmica, pelo que importa definir parâmetros que permitam comparar, directamente, a cogeração com a produção individual de calor e electricidade. Essa comparação pode ser efectuada a partir do factor de poupança de combustível, também designado por FESR (*fuel energy saving ratio*, na terminologia anglo-saxónica, ou simplesmente por *fuel savings*). Esse factor pode ser obtido pela expressão (Azevedo, 2001; USEPA, 2008):

$$FESR = 1 - \frac{C}{\frac{E}{\eta_E} + \frac{Q}{\eta_C}} \quad [\text{Eq. 7.3}]$$

O FESR representa a diferença entre a energia do combustível que seria gasta na produção separada de calor e electricidade e a energia que é gasta no sistema de cogeração em relação à energia que seria consumida na produção separada, reflectindo a poupança de combustível que pode ser alcançada por um sistema de cogeração. Este parâmetro atinge um máximo quando a razão calor/trabalho se encontra próxima da unidade (Azevedo, 2001; USEPA, 2008).

O rendimento eléctrico equivalente (REE) da instalação de cogeração deve ser superior a um valor de referência do rendimento de produção de electricidade ( $\eta_E$ ), e pode ser estimado a partir da expressão (Azevedo, 2001):

$$REE = \frac{E}{C - \frac{Q}{\eta_C}} \quad [\text{Eq. 7.4}]$$

em que,

$\eta_C$  - rendimento térmico do processo, obtido pelo rácio  $\frac{Q}{C}$ .

O Decreto-Lei n.º 538/99, de 13 de Dezembro, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 313/2001, de 10 de Dezembro, determina que, em Portugal, o REE seja estimado a partir da expressão [7.5], que integra o consumo de recursos renováveis na instalação de cogeração.

$$REE = \frac{E}{C - \frac{T}{0,9 - 0,2 \times \frac{CR}{C}}} \quad [\text{Eq. 7.5}]$$

em que,

E - energia eléctrica produzida anualmente pelo cogrador, excluindo os consumos nos sistemas auxiliares internos de produção energética;

T - energia térmica útil consumida anualmente a partir da energia térmica produzida pela cogrador, excluindo os consumos nos sistemas auxiliares internos de produção energética;

C - energia primária consumida anualmente na instalação de cogeração, avaliada a partir do poder calorífico inferior dos combustíveis e outros recursos utilizados;

CR -equivalente energético dos recursos renováveis ou resíduos industriais, agrícolas ou urbanos consumidos anualmente na instalação de cogeração.

De acordo com o mesmo documento legal, o REE de uma instalação de cogeração portuguesa deve ser superior a:

- 0,55 para as instalações utilizando como combustível gás natural, gases de petróleo liquefeitos ou combustíveis líquidos, com excepção do fuelóleo;

- 0,50 para as instalações utilizando como combustível fuelóleo, isoladamente ou em conjunto com combustíveis residuais;
- 0,45 para as instalações utilizando como combustível biomassa ou combustíveis residuais, isoladamente ou em conjunto com um combustível de apoio, em percentagem não superior a 20% em média anual.

O valor 0,55 corresponde ao rendimento do melhor método de produção térmica centralizada obtido em Portugal, na Central de Ciclo Combinado da Tapada do Outeiro (Azevedo, 2001).

Azevedo (2001) refere que outro parâmetro equivalente ao do rendimento é o conceito de consumo específico (g/kWe), frequentemente utilizado para os motores de combustão interna, e que pode também ser definido para a cogeração como consumo específico equivalente:

$$CEE = \frac{C - \frac{Q}{\eta_c}}{E} \quad [\text{Eq. 7.6}]$$

### 7.2.7 Selecção do sistema de cogeração

De acordo com USEPA (2007), a produção combinada de calor e electricidade em ETAR só se revela técnica e economicamente viável em instalações que tratem um caudal de água residual superior a 5 MGD, equivalente a 18 930 m<sup>3</sup>/dia e a cerca de 95 000 e.p. (admitindo uma capitação de água residual de 200 L/e.p./d). Contudo, há que ter em conta que a viabilidade económica de um sistema de cogeração depende, em larga medida, do custo da energia eléctrica, que é muito variável de país para país e, também, ao longo do tempo. Como tal, os valores a partir dos quais a cogeração em ETAR é economicamente viável deverão ser utilizados com prudência, pois poderão não ser aplicáveis em contexto diferente daquele para os quais foram estimados.

O mesmo documento procede à estimativa e comparação das quantidades de energia térmica e eléctrica produzidas por três sistemas de cogeração distintos, designadamente por micro-turbina, pilha de combustível e motor de combustão interna, em instalações equivalentes (caudal médio diário de 34 500 m<sup>3</sup>/d) com digestão anaeróbia em regime mesofílico e em regime termofílico. As conclusões do estudo desenvolvido pela USEPA apontam para:

- numa instalação com estabilização anaeróbia em regime mesofílico, verificou-se ser o sistema de cogeração por pilhas de combustível aquele que produz maior quantidade de energia eléctrica (cerca de 286 kW), bem como calor suficiente para o aquecimento das lamas à temperatura exigida pelo processo; Contudo, verifica-se que a quantidade de calor recuperada não é suficiente para satisfazer as necessidades caloríficas de um digestor anaeróbio operado em regime termofílico;
- os dois sistemas de cogeração mais comumente empregues em ETAR, micro-turbinas e motores de combustão interna, permitem a produção de, respectivamente, 186 kW e 199 kW de energia eléctrica, e mais do dobro da energia térmica recuperada com o sistema por pilhas de combustível, revelando-se os mais adequados para as instalações com digestores anaeróbios em regime termofílico.

Com base na referida análise comparativa, a USEPA considera que o sistema de cogeração por micro-turbina será mais adequado a instalações com um caudal afluyente superior a 25 740 m<sup>3</sup>/d, o sistema por pilhas de combustível será o mais apropriado para instalações com caudal superior a 40 500 m<sup>3</sup>/d, enquanto o sistema de cogeração por motor-gerador será o indicado para as instalações de maior dimensão, com caudal efluente superior a 156 700 m<sup>3</sup>/d.

No quadro seguinte apresenta-se o resumo das principais características que diferenciam as várias tecnologias de cogeração com maior expressão no mercado.

**Quadro 7.1**  
Principais características das tecnologias de cogeração

Parâmetros	Turbinas a gás	Grupos motor-gerador	Caldeiras e turbinas a vapor	Pilhas de combustível
Potência (MWe)	0,25 - 250	0,01 - 20	0,5 - 500	0,005 - 2
Razão C/E (-)	1,5 - 5	0,5 - 3	3 - 10	0,5 - 1
Rendimento eléctrico (%)	22 - 42	22 - 45	15 - 38	30 - 63
REE (%)	50 - 70	70 - 80	75	55 - 80
Rendimento global (%)	65 - 85	65 - 92	80	55 - 80
Pressão do combustível (psig)	100 - 500	1 - 45	-	0,5 - 45
Tempo de arranque	10 min - 1 h	10 s	1 h - 1 d	3 h - 2 d
Custos O&M (€/kWh)	0,003 - 0,015	0,006 - 0,015	0,003	0,022 - 0,026

Adaptado de: COGEN, 2001a; USEPA, 2008.

### 7.3 Concepção e exploração de um sistema de cogeração

Segundo CCE (2000), a concepção de um sistema de cogeração deve assegurar a produção de calor em quantidade suficiente para que a temperatura do processo de digestão se mantenha constante, se este se processar nos regimes mesofílico ou termofílico, garantindo a estabilidade do processo e da produção de biogás. A energia térmica obtida na cogeração deverá ser utilizada, prioritariamente, no aquecimento do digestor. Por outro lado, defende que o funcionamento dos equipamentos de cogeração deve ser o mais contínuo possível, para que haja uma disponibilidade permanente de energia térmica e para evitar paragens desgastantes dos equipamentos. O funcionamento contínuo do motor pode contribuir para evitar a condensação de ácidos formados a partir de vapor de água e compostos presentes no biogás ou nos produtos de combustão, que danificam a câmara de combustão e podem contaminar o óleo de lubrificação.

Contudo, a informação prestada por algumas entidades gestoras revelou não ser necessário ter o equipamento de cogeração em funcionamento permanente para garantir o aquecimento das lamas, em virtude do revestimento térmico dos digestores minimizar as perdas térmicas e, conseqüentemente, as necessidades de aquecimento. Nestes casos, estando as condições óptimas de digestão asseguradas, a gestão do sistema pode-se focalizar no armazenamento de biogás no gasómetro e na concentração do funcionamento dos equipamentos de cogeração nas horas de ponta

e de cheia, em que o custo da energia é mais elevado. No entanto, salienta-se que a equipa de exploração deverá, sempre, priorizar o aquecimento das lamas à produção de energia.

Em situações de paragem do equipamento de cogeração, para reparação ou revisão periódica, deve-se recorrer a um equipamento idêntico ou alternativo, de reserva, que possa garantir, no mínimo, o fornecimento de calor às lamas em digestão. Este aspecto reveste-se de particular importância em situações de paragem prolongada dos equipamentos de cogeração (CCE, 2000). É por este motivo que se opta, em muitas ETAR, pela instalação de dois equipamentos de cogeração dimensionados, cada um, para satisfazer metade das necessidades da instalação em 12 horas (máximo). Deste modo, em caso de avaria de um dos equipamentos, o segundo poderá trabalhar em contínuo, garantindo o fornecimento da energia térmica e eléctrica necessária durante o período de reparação. Por outro lado, em algumas ETAR, como a ETAR de Setúbal, a ETAR de S. João da Talha, a ETAR de Vila Franca de Xira e a ETAR de Frielas, recorre-se à utilização de caldeira para produção de calor nos períodos em que o(s) equipamento(s) de cogeração não se encontra(m) em funcionamento.

Sempre que o biogás não apresente qualidade compatível com o equipamento de cogeração, deverá ser conduzido ao queimador, recorrendo-se ao consumo de um combustível alternativo, como o gás natural, o gás propano ou o GPL.

Nas situações em que não se verifique o consumo da totalidade da energia térmica produzida, deverá recorrer ao arrefecimento de emergência do equipamento de cogeração (se se tratar de motogeradores), por aero-refrigeradores ou através de permutadores líquido de refrigeração/água, no sentido de evitar o sobreaquecimento do motor e, também, das lamas em digestão.

Na Figura I.1 exemplifica-se a sequência de etapas de um processo de valorização energética de biogás em ETAR.

## 7.4 Comercialização e remuneração da energia produzida por cogeração

A comercialização da energia eléctrica produzida por cogeração depende da existência ou da criação de pontos de interligação na rede eléctrica nacional existente, com vista à introdução da energia produzida na rede.

Como referido no capítulo 4.2, a energia eléctrica produzida a partir de fontes de energia renováveis é remunerada com base no conjunto de regras definido na legislação portuguesa, podendo ser remunerada através do regime jurídico de produção combinada de calor e electricidade, definido pela Portaria n.º 60/2002, de 15 de Janeiro, ou através do regime jurídico das centrais renováveis, definido pelo Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio.

Os principais princípios que regem a remuneração da energia eléctrica renovável são o benefício ambiental que lhe está associado e os custos que são evitados ao sistema energético pelo facto das novas instalações produtoras de energia renovável se situarem mais próximo dos utilizadores, diminuindo, assim, as perdas no transporte.

O tarifário de remuneração da energia eléctrica entregue à rede, definido na Portaria n.º 60/2002, é aplicável a instalações que sejam utilizadoras de energia primária que, em cada ano, seja constituída

em mais de 50% por recursos renováveis ou resíduos industriais, agrícolas ou urbanos, independentemente da potência de ligação. Para que a cogeração em ETAR se enquadre neste regime, a energia térmica de aquecimento dos digestores teria que ser considerada útil (Caseiro, 2005).

O valor de remuneração do fornecimento de energia à rede eléctrica pelas centrais renováveis pode ser calculado através da seguinte fórmula publicada no Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio, alterado pela Declaração de Rectificação n.º 71/2007, de 24 de Julho:

$$VRD_m = \{KMHO_m \times [PF(VRD)_m + PV(VRD)_m] + PA(VRD)_m \times Z\} \times \frac{IPC_{m-1}}{IPC_{ref}} \times \frac{1}{1-LEV} \quad [Eq. 7.7]$$

em que:

$VRD_m$  - remuneração aplicável a centrais renováveis, no mês  $m$ ;

$KMHO_m$  - coeficiente facultativo que modula os valores de  $PF(VRD)_m$ , de  $PV(VRD)_m$  e de  $PA(VRD)_m$  em função do posto horário em que a energia tenha sido fornecida;

$PF(VRD)_m$  - parcela fixa da remuneração aplicável a centrais renováveis, no mês  $m$ ;

$PV(VRD)_m$  - parcela variável da remuneração aplicável a centrais renováveis, no mês  $m$ ;

$PA(VRD)_m$  - parcela ambiental da remuneração aplicável a centrais renováveis, no mês  $m$ ;

$Z$  - coeficiente adimensional que traduz as características específicas do recurso endógeno e da tecnologia utilizada na instalação licenciada;

$IPC_{m-1}$  - índice de preços no consumidor, sem habitação, no continente, referente ao mês  $m-1$ ;

$IPC_{ref}$  - índice de preços no consumidor, sem habitação, no continente, referente ao mês anterior ao do início do fornecimento de electricidade à rede pela central renovável;

$LEV$  - representa as perdas nas redes de transporte e distribuição evitadas pela central renovável.

O valor de remuneração da electricidade produzida a partir de fontes de energia renovável resulta da adição de três parcelas:

- parcela fixa directamente dependente da potência instalada,  $PF(VRD)_m$ , dada pela equação 7.8;
- parcela variável associada à energia produzida,  $PV(VRD)_m$ , dada pela expressão 7.11 e correspondente a 0,036 €/kWh;
- parcela ambiental relacionada com as emissões de CO<sub>2</sub> evitadas,  $PA(VRD)_m$ , dada pela expressão 7.12 e correspondente a 0,0074 €/kWh no caso das ETAR.

A soma destas parcelas é multiplicada por três outros factores associados à valorização da energia produzida nas horas de ponta e de cheia ( $KMHO_m$ ), determinada pela expressão 7.13, ao índice de preços do consumidor e ao benefício associado à diminuição das perdas na rede por se ter uma produção descentralizada ( $1/(1-LEV)$ ).

$$PF(VRD)_m = PF(U)_{ref} \times COEF_{pot,m} \times POT_{med,m} \quad [Eq. 7.8]$$

em que:

$PF(U)_{ref}$  - valor unitário de referência para  $PF(VRD)_m$ , que corresponde ao custo unitário de investimento nos novos meios de produção cuja construção é evitada pela central renovável que assegure o mesmo nível de garantia de potência; assume o valor de 5,44 €/kWh/mês;

$COEF_{pot,m}$  - é uma medida do contributo da central para a garantia de potência proporcionada pela rede pública. Corresponde ao número de horas equivalentes em que a central funcionou à potência nominal, sendo calculado pela equação 7.9;

$POT_{med,m}$  - potência média disponibilizada pela central renovável à rede pública no mês  $m$  (kW), dada pela expressão 7.10;

$$COEF_{pot,m} = \frac{ECR_m}{576 \times POT_{dec}} \quad [Eq. 7.9]$$

em que:

$ECR_m$  - electricidade produzida pela central renovável no mês  $m$  (kWh);

$POT_{dec}$  - potência da central declarada pelo produtor no acto do licenciamento (kW).

$$POT_{med,m} = \min\left(POT_{dec}; \frac{ECR_m}{24 \times NDM_m}\right) \quad [Eq. 7.10]$$

sendo:

$NDM_m$  – número de dias do mês  $m$ , que assume o valor 30.

$$PV(VRD)_m = PV(U)_{ref} \times ECR_m \quad [Eq. 7.11]$$

em que:

$PV(U)_{ref}$  - valor unitário de referência para  $PV(VRD)_m$ , que corresponde aos custos de operação e manutenção que seriam necessários à exploração dos novos meios de produção cuja construção é evitada pela central renovável. Assume o valor de 0,036 €/kWh.

$$PA(VRD)_m = ECE(U)_{ref} \times CCR_{ref} \times ECR_m \quad [Eq. 7.12]$$

em que:

$ECE(U)_{ref}$  - valor unitário de referência para as emissões de CO<sub>2</sub> evitadas pela central renovável. Assume o valor de  $2 \times 10^{-5}$  €/g CO<sub>2</sub>;

$CCR_{ref}$  - montante unitário das emissões de CO<sub>2</sub> da central de referência. Assume o valor de 370 g/kWh.

$$KMHO_m = \frac{KMHO_{pc} \times ECR_{pc,m} + KMHO_v \times ECR_{v,m}}{ECR_m} \quad [Eq. 7.13]$$

em que:

$KMHO_{pc}$  - factor que representa a modulação correspondente a horas cheias e de ponta. Assume o valor de 1,25;

$ECR_{pc,m}$  - electricidade produzida pela central renovável nas horas cheias e de ponta do mês  $m$  (kWh).

$KMHO_{pc}$  - factor que representa a modulação correspondente a horas de vazio. Assume o valor de 0,65;

$ECR_{vm}$  - electricidade produzida pela central renovável nas horas de vazio do mês  $m$  (kWh).

$ECR_m$  - electricidade produzida pela central renovável nas horas cheias e de ponta do mês  $m$  (kWh).

O parâmetro LEV assume o valor de 0,015 no caso de centrais com potência maior ou igual a 5 MW e o valor de 0,035 no caso de centrais com potência menor que 5 MW.

Estes documentos legais definem que, para a produção de energia eléctrica associada à digestão anaeróbia de lamas de ETAR, o coeficiente  $Z$  assume o valor de 9,2 até se atingir o limite de uma potência instalada, a nível nacional, de 150 MW, descendo para 3,8 quando forem superados os referidos limites de potência instalada.

O facto da energia produzida para além de 150 MW ser menos valorizada (o coeficiente  $Z$  diminui) pode funcionar como elemento dissuasor da produção de energia eléctrica renovável, uma vez que só alguns produtores poderão beneficiar do valor de tarifa máximo. Para as centrais de valorização energética de biogás, o montante de remuneração é aplicável durante os 15 anos seguintes ao início do fornecimento de electricidade à rede, para cada MW de potência de injeção na rede atribuído e determinado com base num factor de potência de 0,98. Após os 15 anos, a licença para injeção de energia eléctrica na rede pode ser prorrogada, desde que o pedido seja proposto pela Direcção Geral de Geologia e Energia (DGGE) e autorizado pelo membro do Governo correspondente. Caso não haja prorrogação do prazo, a remuneração pelo fornecimento da electricidade entregue à rede passa a ser realizado a preços de mercado e através das receitas obtidas com a venda de certificados verdes.

O regime de cobrança da energia eléctrica em Portugal divide o dia em horas “de ponta”, horas “de cheia”, horas “de vazio” e horas “de super-vazio”, ou seja, é cobrada uma tarifa superior pela energia eléctrica consumida nas horas tradicionalmente de maior consumo, com o objectivo de induzir a diminuição do consumo de energia eléctrica nessas horas, conseguindo, deste modo, uma maior uniformização dos consumos energéticos ao longo do dia. No período de hora legal de Inverno, as horas vazias ocorrem entre as 0 h e as 8 h e entre as 22 h e as 24 h, sendo as restantes horas do dia consideradas horas cheias e de ponta. No período de hora legal de Verão, as horas vazias ocorrem entre as 0 h e as 9 h e entre as 23 h e as 24 h, sendo as restantes horas do dia consideradas horas cheias e de ponta (www.edp.pt, 2009).

Como tal, a energia eléctrica por cogeração deve ser produzida nas horas “de ponta” e “de cheias”, para maximizar a economia do consumo de energia da rede eléctrica nacional. No entanto, uma vez que o biogás é produzido ao longo de 24 horas do dia, é necessário recorrer ao seu armazenamento no(s) gasómetro(s) da instalação, a partir do(s) qual(is) é alimentado o motor de cogeração.



## 8 Indicadores de custo e de desempenho

### 8.1 Considerações gerais

No âmbito da presente dissertação pretendeu-se desenvolver um conjunto de indicadores expeditos relativos aos custos de investimento dos processos de digestão anaeróbia e de cogeração e ao desempenho dos sistemas de cogeração em ETAR, que possam ser utilizados por entidades gestoras e por empresas de projecto como um instrumento de trabalho e de apoio à decisão.

Os indicadores de custos poderão ser utilizados no planeamento de sistemas multimunicipais e municipais de tratamento de águas residuais, uma vez que fornecem uma estimativa aproximada do investimento associado à implementação das etapas de estabilização anaeróbia e de cogeração em ETAR urbanas. Esses valores poderão, também, ser utilizados por empresas projectistas na estimativa de custos de soluções de tratamento, desenvolvidas ao nível de estudo prévio, que serão posteriormente detalhados, em fases subsequentes dos estudos, com recurso a orçamentos reais fornecidos por empresas instaladoras de equipamentos.

Os indicadores de desempenho poderão ser utilizados em estudos de planeamento e em análises de viabilidade de soluções de tratamento de águas residuais que contemplem a componente de estabilização anaeróbia de lamas, permitindo inferir acerca da produção de biogás e da produção de energia eléctrica com base nas condições de afluência à instalação de tratamento (em e.p. ou caudal diário tratado).

Por outro lado, a pesquisa efectuada permitiu caracterizar, de modo não exaustivo, a situação portuguesa relativamente à valorização energética de biogás em ETAR e as expectativas de crescimento a curto prazo.

### 8.2 Metodologia

A metodologia aplicada para a determinação dos indicadores de custo e de desempenho teve por base a realização de um inquérito às entidades gestoras de ETAR com cogeração, cujo formulário se apresenta no Anexo II.

A identificação das ETAR portuguesas que integram na sua linha de tratamento as etapas de estabilização anaeróbia e cogeração foi efectuada através de pesquisas na Internet, tendo sido enviados inquéritos a 14 entidades gestoras. A participação das entidades gestoras no presente estudo foi positiva, tendo-se obtido respostas ao inquérito, mais ou menos completas, relativas a 18 ETAR.

Do conjunto de informação inquirido, os custos de investimento foram o parâmetro com menor resposta, uma vez que muitas entidades gestores não acompanharam a construção da instalação, não dispondo, por esse motivo, de registo do respectivo orçamento. Por outro lado, atendendo a que os orçamentos disponibilizados se referem aos respectivos anos de investimento, que diferem de instalação para instalação, houve a preocupação de proceder à sua actualização para o mesmo ano de referência, por forma a que a comparação dos vários valores seja fidedigna. Para esse efeito, foi

aplicada a expressão 8.1 relativa à fórmula do juro composto, tendo-se admitido o ano 2009 como ano de referência e uma taxa de actualização de 3%.

$$CI_{2009} = \frac{CI_n}{(1 + T_a)^{n-2009}} \quad [\text{Eq. 8.1}]$$

em que:

$CI_{2009}$  - custo de investimento actualizado ao ano 2009;

$CI_n$  - custo de investimento no ano de investimento  $n$ ;

$T_a$  - taxa de actualização (0,03);

$n$  - ano de investimento.

Os dados disponibilizados permitiram estimar os seguintes indicadores associados ao investimento e ao desempenho dos sistemas de cogeração a partir de biogás:

- Indicadores de custos de investimento
  - custo de investimento desagregados pelas componentes de construção civil e equipamentos e instalações eléctricas (IE) para
    - i. a etapa de digestão anaeróbia por e.p., por  $m^3$  de efluente e por  $m^3$  de lama a digerir;
    - ii. a etapa de cogeração por e.p., por  $m^3$  de efluente e por kW de potência eléctrica instalada;
  - custos totais de investimento (digestão anaeróbia e cogeração) por e.p., por  $m^3$  de efluente e por kW de potência eléctrica instalada;
- Indicadores de desempenho
  - $m^3$  de biogás produzido por e.p.;
  - $m^3$  de biogás produzido por kg  $CBO_5$  afluente;
  - $m^3$  de biogás produzido por  $m^3$  de afluente;
  - kWh de energia produzida por e.p.;
  - kWh de energia produzida por kg  $CBO_5$  afluente;
  - kWh de energia produzida por  $m^3$  de efluente;
  - kWh de energia produzida por  $m^3$  de biogás produzido;
  - kWh de energia produzida por  $m^3$  de biogás cogorado;
  - redução média dos custos de exploração associados à compra de energia eléctrica (%).

Para as ETAR cujas entidades gestoras não responderam ao inquérito, procurou-se reunir o máximo de informação possível, tendo-se recorrido, para o efeito, aos dados disponibilizados pelas empresas gestoras nos respectivos sítios da Internet, ao Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Águas e de Águas Residuais (INSAAR) e ao sítio da Internet da empresa Turbomar, S.A., que instalou vários equipamentos de cogeração em ETAR portuguesas.

## 8.3 Apresentação e discussão dos resultados obtidos

### 8.3.1 Caracterização da situação portuguesa de valorização energética de biogás em ETAR

Os resultados obtidos são apresentados na Figura 8.1 e nos Quadros 8.1, 8.2 e 8.4. As respostas das entidades gestoras são reproduzidas no Anexo III.

As empresas multimunicipais Águas do Oeste, S.A. e Águas do Ave, S.A. informaram não integrar ETAR dotadas de sistemas de cogeração. Contudo, a Águas do Ave, S.A. acrescentou que lançou recentemente um concurso para a construção de uma nova ETAR, a ETAR do Sousa, cuja linha de tratamento integrará a estabilização anaeróbia das lamas produzidas e a valorização energética do biogás.

Salienta-se que a SIMTEJO, S.A. e a SIMLIS, S.A. optaram por não disponibilizar os resultados de exploração relativos às ETAR de Vila Franca de Xira e Norte de Leiria, respectivamente, por considerarem que estas instalações ainda se encontram em fase de pós-arranque, pelo que os dados disponíveis poderão não ser representativos do seu normal funcionamento.

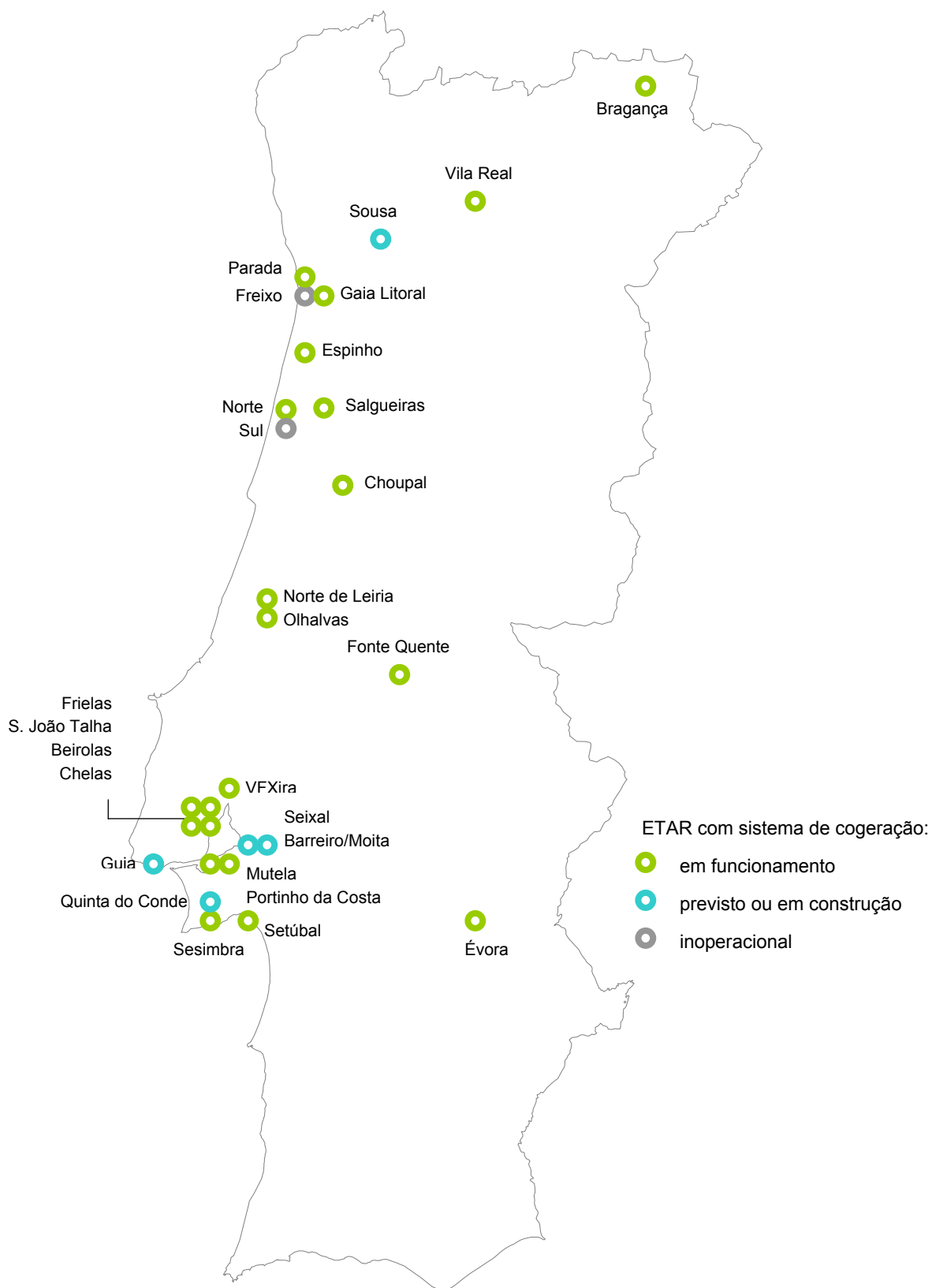
Os dados recolhidos permitem afirmar que, actualmente:

- existem, pelo menos, 23 ETAR urbanas em Portugal equipadas com sistemas de cogeração;
- encontram-se em construção 4 ETAR urbanas que serão equipadas com sistemas de cogeração;
- foi lançado o concurso para a construção, no concelho de Lousada, de 1 ETAR com sistema de cogeração.

A análise da Figura 8.1 sugere que as ETAR portuguesas que possuem sistemas de cogeração se localizam próximo dos grandes centros urbanos, sendo notória a concentração de instalações nas áreas metropolitanas de Lisboa e do Porto.

Do conjunto das 23 ETAR existentes e das 5 ETAR previstas, apenas 4 apresentam capacidade inferior a 50 000 e.p. (designadamente Fonte Quente, Sesimbra, Vila Real e Évora), o que corresponde a apenas 15% do total de instalações.

Salienta-se que as ETAR do Freixo e Sul de Aveiro apresentavam, à data do inquérito, os seus sistemas de cogeração inoperacionais. A Águas do Porto, E.M. informou que o sistema de cogeração da ETAR do Freixo apresenta deficiências de concepção desde a sua instalação em 2000, pelo que, nos últimos 9 anos, apenas funcionou alguns meses. A SIMRIA, S.A. esclareceu que o biogás produzido na ETAR Sul de Aveiro apresenta uma qualidade deficiente devido à presença de H<sub>2</sub>S, encontrando-se em curso a implementação de um sistema de depuração do biogás. Contudo, admitem que o biogás produzido na instalação possa não ser suficiente para alimentar o motogerador existente, que apresenta elevada potência instalada (725 kW). O sistema de cogeração da ETAR Norte foi, também, alvo de intervenção recente com o objectivo de solucionar os problemas de concepção e de instalação que provocaram o atraso no seu arranque.



**Figura 8.1**  
Localização das ETAR urbanas que integram unidades de cogeração identificadas no âmbito do presente estudo

Quadro 8.1

Lista das ETAR portuguesas que integram sistemas de cogeração (1/2)

Designação da ETAR	Concelho	Entidade gestora	Resposta a inquérito	Dados de dimensionamento				Ano de arranque	Sistema de cogeração
				População e.p.	Q efluente m <sup>3</sup> /d	Q lama digerir m <sup>3</sup> /d	P <sub>ei</sub> instalada kW		
ETAR de Bragança	Bragança	AdTMAD, S.A.	-				170		Em funcionamento
ETAR de Vila Real	Vila Real	AdTMAD, S.A.	-	45 000	9 360			2004	Em funcionamento
ETAR do Sousa	Lousada	AdAve, S.A.	-	89 900	-		-	Em adjudicação	-
ETAR de Parada	Maia	SMAS da Maia	■	160 000	18 433			1990	Em funcionamento
ETAR do Freixo	Porto	AdPorto, EM	■	170 000	35 900			2000	Inoperacional
ETAR de Gaia Litoral	Gaia	SMAS de Gaia	□	300 000	66 718		483	2003	
ETAR de Salgueiras	Oliveira de Azeméis	AMTSM	-	70 000	24 190			1997	
ETAR de Espinho	Espinho	SimRia, S.A.	□	100 000	18 300		766	1995	
ETAR Norte	Aveiro	SimRia, S.A.	■	272 000	48 705	617,0	2×360	2003	Em funcionamento
ETAR Sul	Aveiro	SimRia, S.A.	■	159 700	39 278	304,0	725	2002	Inoperacional
ETAR de Choupal	Coimbra	AdMondego, S.A.	■	200 000	25 000	70,0	30		Em funcionamento
ETAR Norte de Leiria	Leiria	SimLis, S.A.	■	248 000	38 000	530,0	3×400	2008	Em funcionamento
ETAR de Olhalvas	Leiria	SimLis, S.A.	■	59 596	8 105	65,0	150		Em funcionamento
ETAR da Fonte Quente	Abrantes	SMAS de Abrantes	□	27 473	3 912		2×60	1998	Em funcionamento
ETAR da Guia	Cascais	Sanest, S.A.	-					Em construção	-
ETAR de Chelas	Lisboa	SimTejo, S.A.	■	210 698	52 500	450,0	2×142	1989	Em funcionamento
ETAR de Beirolas	Loures	SimTejo, S.A.	■	213 500	68 256	322,0	2×161	2000	Em funcionamento
ETAR de S. João da Talha	Loures	SimTejo, S.A.	■	130 000	15 993		2×152	1997	Em funcionamento
ETAR de Frielas	Loures	SimTejo, S.A.	■	750 000	70 000		2×700	2000	Em funcionamento
ETAR de Vila Franca de Xira	Vila Franca de Xira	SimTejo, S.A.	■	87 273	23 520	89,9	174	2008	Em funcionamento
ETAR de Mutela	Almada	SMAS de Almada	□	147 900	26 000			2003	Em funcionamento
ETAR de Portinho da Costa	Almada	SMAS de Almada	□	140 000	22 400		2×250	2004	Em funcionamento

**Quadro 8.1**

Lista das ETAR portuguesas que integram sistemas de cogeração (2/2)

Designação da ETAR	Concelho	Entidade gestora	Resposta a inquérito	Dados de dimensionamento				Ano de arranque	Sistema de cogeração
				População e.p.	Q efluente m <sup>3</sup> /d	Q lama digerir m <sup>3</sup> /d	P <sub>el</sub> instalada kW		
ETAR do Seixal	Seixal	Simarsul, S.A.	■	156 000	43 850	253,0	306	Em construção	-
ETAR do Barreiro/Moita	Barreiro	Simarsul, S.A.	■	295 000	64 790	336,5	598	Em construção	-
ETAR da Quinta do Conde	Sesimbra	Simarsul, S.A.	■	94 000	19 300	216,4	2×170	Em construção	-
ETAR de Sesimbra	Sesimbra	Simarsul, S.A.	■	30 000	6 000	86,0	2×60	2008 <sup>(1)</sup>	Em funcionamento
ETAR de Setúbal	Setúbal	AdSado, S.A.	■	253 107	27 922	389,8	2×335	2003	Em funcionamento
ETAR de Évora	Évora	AdCA, S.A.	■	47 700	9 987		180	2005	Em funcionamento

P<sub>el</sub> - Potência eléctrica

Q - Caudal

- Não foi enviado inquérito

■ - Respondeu ao inquérito

□ - Não respondeu ao inquérito

<sup>(1)</sup> - Ano da entrada em funcionamento do sistema de cogeração

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

AdAve - Águas do Ave, S.A.

AMTSA - Associação de Municípios de Terras de Santa Maria

AdMondego - Águas do Mondego, S.A.

AdPorto - Águas do Porto, EM

AdSado - Águas do Sado, S.A.

AdCA - Águas do Centro Alentejo, S.A.

Os dados disponibilizados indicam que os processos de estabilização anaeróbia das ETAR alvo de inquérito são explorados em regime mesofílico, com temperaturas a variar entre 30 e 37°C e que a tecnologia utilizada para a produção combinada de energia térmica e eléctrica é o grupo motorizador, à excepção da ETAR de Choupal que recorre a turbina. Por outro lado, do conjunto de instalações que responderam ao inquérito, apenas a ETAR Norte de Leiria pratica co-digestão, estando prevista a recepção diária de 280 m<sup>3</sup> de efluentes de suiniculturas para digestão conjunta com as lamas produzidas na ETAR Norte de Leiria (o que corresponde a 52,8% do caudal de digestão). Refere-se que a ETAR de Évora recebe as escumas, óleos e gorduras de outras ETAR do sistema multimunicipal da Águas do Centro Alentejo, S.A. para digestão conjunta com as lamas da instalação.

A análise do Quadro 8.1 não permite identificar uma relação clara entre a dimensão da instalação (dada pela população de dimensionamento) e a respectiva potência eléctrica instalada. A título de exemplo, referem-se as ETAR de Chelas e do Choupal, dimensionadas para servir uma população equivalente de, respectivamente, 210 700 e.p. e 200 000 e.p., e que apresentam uma potência eléctrica instalada de 284 kW e 30 kW. Este aspecto poderá ser justificado pelo facto da potência eléctrica de cogeração poder ser determinada com base em diferentes metodologias e indicadores (como kWh/m<sup>3</sup> biogás, kWh/kg SVS destruído ou como resultado das necessidades caloríficas) e depender, ainda, do rendimento de cada equipamento e do número de horas admitido para a produção de energia, pelo que todos estes factores podem conduzir a valores de potência eléctrica bastante diferentes para condições iniciais aparentemente semelhantes.

### 8.3.2 Indicadores de custos de investimento inicial

Os indicadores de custos de investimento inicial associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e de valorização energética do biogás por cogeração foram determinados com base nos valores orçamentais disponibilizados pelas entidades gestoras consultadas relativas a sete ETAR urbanas (três das quais ainda em fase de construção), designadamente: i) ETAR de Vila Franca de Xira, ii) ETAR de Frielas; iii) ETAR de Setúbal, iv) ETAR Norte de Leiria; v) ETAR do Seixal, vi) ETAR do Barreiro/Moita e vii) ETAR da Quinta do Conde.

Os indicadores de custos de investimento associados à instalação de sistemas de cogeração contaram, ainda, com o valor orçamentado para a ETAR de Sesimbra. Os valores disponibilizados pelas entidades gestoras são apresentados no Quadro 8.2. Os valores actualizados ao ano de referência 2009, por aplicação da equação 8.1, são apresentados no Quadro 8.3.

Os orçamentos das ETAR de Vila Franca de Xira e de Frielas não permitiram discriminar os valores associados à componente de construção civil dos sistemas de cogeração (relativos à sala dos motogeradores), pelo que, atendendo aos reduzidos valores em causa, se aceitou a simplificação de se considerar esses valores nulos.

**Quadro 8.2**  
Síntese dos dados disponibilizados relativos a custos de investimento

Designação da ETAR	Digestão anaeróbia			Sistema de cogeração			TOTAL			Ano de investimento
	C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>	C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>	C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>	
ETAR Norte de Leiria	1 230 000	622 000	1 852 000	75 000	1 017 000	1 092 000	1 305 000	1 639 000	2 944 000	2 003
ETAR de Frielas	1 241 361	2 072 023	3 313 384	0	1 048 512	1 048 512	1 241 361	3 120 535	4 361 896	1 998
ETAR de Vila Franca de Xira	292 090	344 240	636 330	0	418 540	418 540	292 090	762 780	1 054 870	2 008
ETAR do Barreiro/Moita	590 000	558 800	1 148 800	173 000	629 300	802 300	763 000	1 188 100	1 951 100	2 008
ETAR do Seixal	554 794	769 289	1 324 083	43 851	255 949	299 800	598 645	1 025 238	1 623 883	2 008
ETAR da Quinta do Conde	269 821	613 317	883 138	54 908	278 341	333 249	324 729	891 657	1 216 386	2 008
ETAR de Sesimbra	-	-	-	32 279	325 941	358 220	-	-	-	2 008
ETAR de Setúbal	763 745	628 628	1 392 373	159 575	737 650	897 225	923 320	1 366 278	2 289 598	2 001

Nota: Todos os custos estão apresentados em euros (€)

C<sub>CC</sub> – Custo de construção civil

C<sub>EQ</sub> – Custo associado ao fornecimento de equipamentos e instalações eléctricas

C<sub>TOTAL</sub> = C<sub>CC</sub> + C<sub>EQ</sub>



**Quadro 8.3**

Custos de investimento actualizados ao ano de referência 2009, discriminados pelos processos de digestão anaeróbia e cogeração e pelas componentes de construção civil e equipamentos e instalações eléctricas

Designação da ETAR	Caudal lama a digerir m <sup>3</sup> /d	P <sub>el</sub> instalada kW	Digestão anaeróbia			Sistema de cogeração			TOTAL		
			C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>	C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>	C <sub>CC</sub>	C <sub>EQ</sub>	C <sub>TOTAL</sub>
ETAR Norte de Leiria	530	1 200	1 468 684	742 701	2 211 385	89 554	1 214 351	1 303 905	1 558 238	1 957 052	3 515 290
ETAR de Frielas		1400	1 718 334	2 868 164	4 586 498	0	1 451 386	1 451 386	1 718 334	4 319 550	6 037 884
ETAR de Vila Franca de Xira	89,9	174	300 853	354 567	655 420	0	431 096	431 096	300 853	785 663	1 086 516
ETAR do Barreiro/Moita	336,5	598	607 700	575 564	1 183 264	178 190	648 179	826 369	785 890	1 223 743	2 009 633
ETAR do Seixal	253	306	571 437	792 368	1 363 805	45 167	263 627	308 794	616 604	1 055 995	1 672 600
ETAR da Quinta do Conde	216,4	340	277 915	631 716	909 631	56 556	286 691	343 247	334 471	918 407	1 252 878
ETAR de Sesimbra	86	120	-	-	-	33 247	335 719	368 966	-	-	-
ETAR de Setúbal	389,8	670	967 489	796 327	1 763 816	202 145	934 433	1 136 578	1 169 634	1 730 760	2 900 394

Nota: Todos os custos estão apresentados em euros (€)

P<sub>el</sub> – potência eléctrica da unidade de cogeração

C<sub>CC</sub> – Custo de construção civil

C<sub>EQ</sub> – Custo associado ao fornecimento de equipamentos e instalações eléctricas

C<sub>TOTAL</sub> = C<sub>CC</sub> + C<sub>EQ</sub>

A análise dos valores do Quadro 8.3 permite inferir que os custos de construção civil da etapa de digestão anaeróbia tendem a ser directamente proporcionais ao caudal de lama a digerir, em virtude do volume dos digestores ser determinado pelo tempo de retenção hidráulica das lamas em digestão. No entanto, os referidos custos de construção civil podem variar com o número de digestores admitido, o seu formato, o revestimento térmico escolhido e a eventual necessidade de tratamento específico dos solos, entre outros aspectos, o que poderá explicar que tenham sido estimados custos de construção civil semelhantes para as etapas de digestão anaeróbia das ETAR de Vila Franca de Xira e da Quinta do Conde (300 850 e 277 915 €, respectivamente) quando os caudais de lama em digestão são muito diferentes (89,9 e 216,4 m<sup>3</sup>/d, respectivamente). Outra justificação poderá recair sobre os critérios que suportaram o dimensionamento dos referidos digestores, já que a aplicação de critérios diferentes a valores diferentes de caudal de lamas poderá, eventualmente, conduzir a volumes de digestão semelhantes.

No que respeita aos custos de equipamentos electromecânicos e instalações eléctricas da etapa de estabilização anaeróbia, os valores disponibilizados não evidenciam nenhuma relação clara com o caudal de lama admitido no processo, o que poderá ser motivado pela diversidade de equipamentos disponíveis no mercado, nomeadamente para a agitação dos digestores (por compressão do biogás, por recirculação das lamas em digestão ou por agitação mecânica com agitadores submersíveis) e para a depuração do biogás (compostos a remover – apenas remoção de H<sub>2</sub>S, apenas remoção de H<sub>2</sub>O, remoção de ambos os compostos, remoção de mais compostos, *etc.* – e tipo de processos implementado). Admite-se, ainda, que nem todas as ETAR possuam caldeira como equipamento de recurso para a geração de calor em situações pontuais de paragem dos equipamentos de cogeração, o que poderá contribuir, também, para as variações do investimento.

Os custos da componente de equipamentos da cogeração são, de um modo geral, proporcionais à potência eléctrica instalada. Os valores orçamentados para as ETAR do Seixal e da Quinta do Conde são os que mais se afastam da tendência geral (263 627 € e 286 691 €, respectivamente, para 306 e 340 kW de potência eléctrica instalada), sendo inferiores ao custo dos sistemas de cogeração das ETAR do Seixal e de Vila Franca de Xira que apresentam uma potência eléctrica instalada inferior (335 719 € e 431 096 €, respectivamente, para 120 e 174 kW).

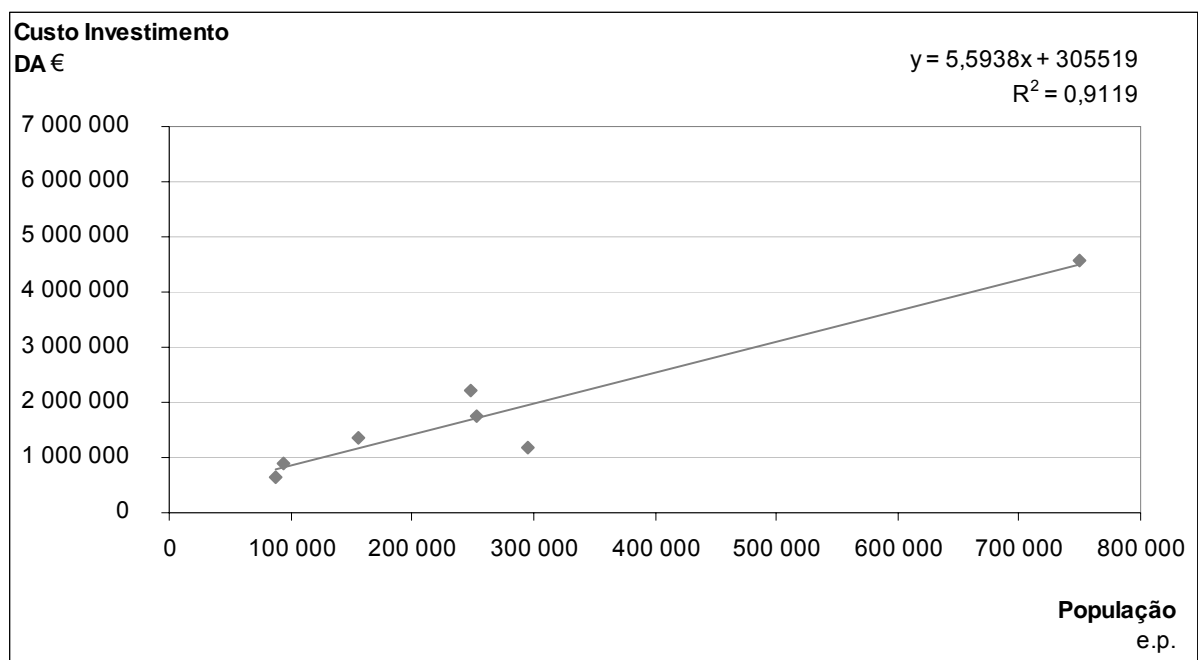
As diferenças identificadas nos custos disponibilizados podem ser justificadas pelo facto de algumas instalações possuírem um único grupo de cogeração, enquanto outras possuem dois ou mesmo três grupos, como é o caso da ETAR Norte de Leiria. Apesar das potências eléctrica e térmica instaladas serem equivalentes, quer se opte por um ou por mais equipamentos, a multiplicação do número de motogeradores instalados está, geralmente, associada a maiores custos de investimento, apesar de conferir uma maior segurança e flexibilidade à exploração do sistema, salvaguardando a produção, ainda que parcial, de calor e de electricidade em caso de avaria ou de manutenção de um dos equipamentos.

Salienta-se, ainda, o facto do investimento associado à implementação de uma etapa de digestão anaeróbia em regime mesofílico assumir um peso bastante superior ao custo dos sistemas de cogeração.

Nas Figuras 8.2 a 8.10 apresentam-se, respectivamente, os resultados obtidos relativos a:

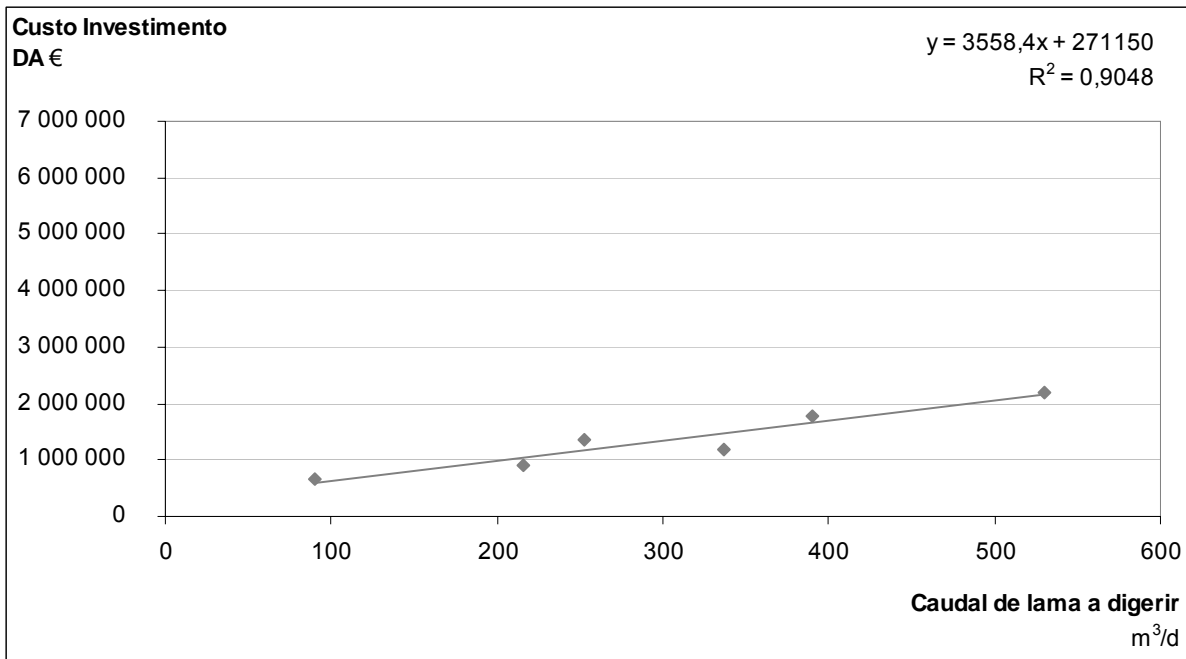
- custo de investimento do processo de digestão anaeróbia (€) vs população de dimensionamento (e.p.);
- custo de investimento do processo de digestão anaeróbia (€) vs caudal de lama a digerir (m<sup>3</sup>/d);
- custo de investimento do processo de digestão anaeróbia (€) vs caudal médio diário de dimensionamento (m<sup>3</sup>/d);
- custo de investimento do sistema de cogeração (€) vs população de dimensionamento (e.p.);
- custo de investimento do sistema de cogeração (€) vs caudal médio diário de dimensionamento (m<sup>3</sup>/d);
- custo de investimento do sistema de cogeração (€) vs potência eléctrica instalada (kW);
- custo de investimento total (€) vs população de dimensionamento (e.p.);
- custo de investimento total (€) vs caudal médio diário de dimensionamento (m<sup>3</sup>/d);
- custo de investimento total (€) vs potência eléctrica instalada (kW).

Procurou-se a linha de regressão (linear, exponencial, logarítmica, polinomial ou de potência) que melhor se ajusta a cada conjunto de pontos, tendo-se concluído ser, para todos os casos, a recta de regressão linear aquela que apresenta uma melhor correlação entre os pontos obtidos.



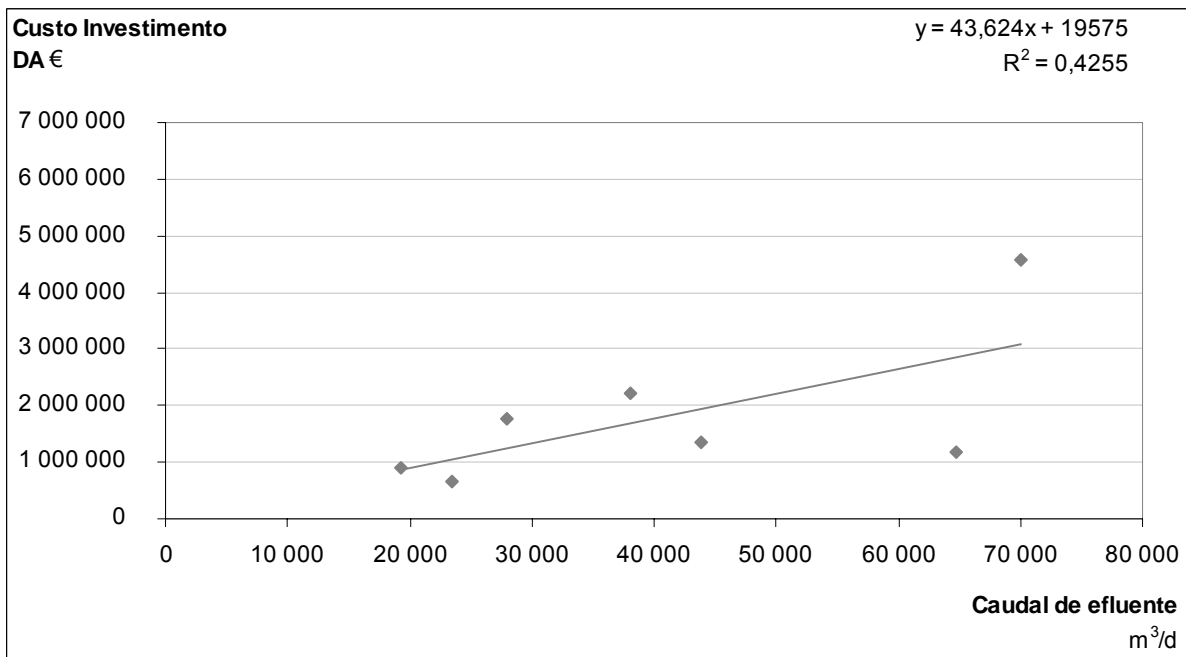
**Figura 8.2**

Varição dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função da população máxima servida (valor de dimensionamento)



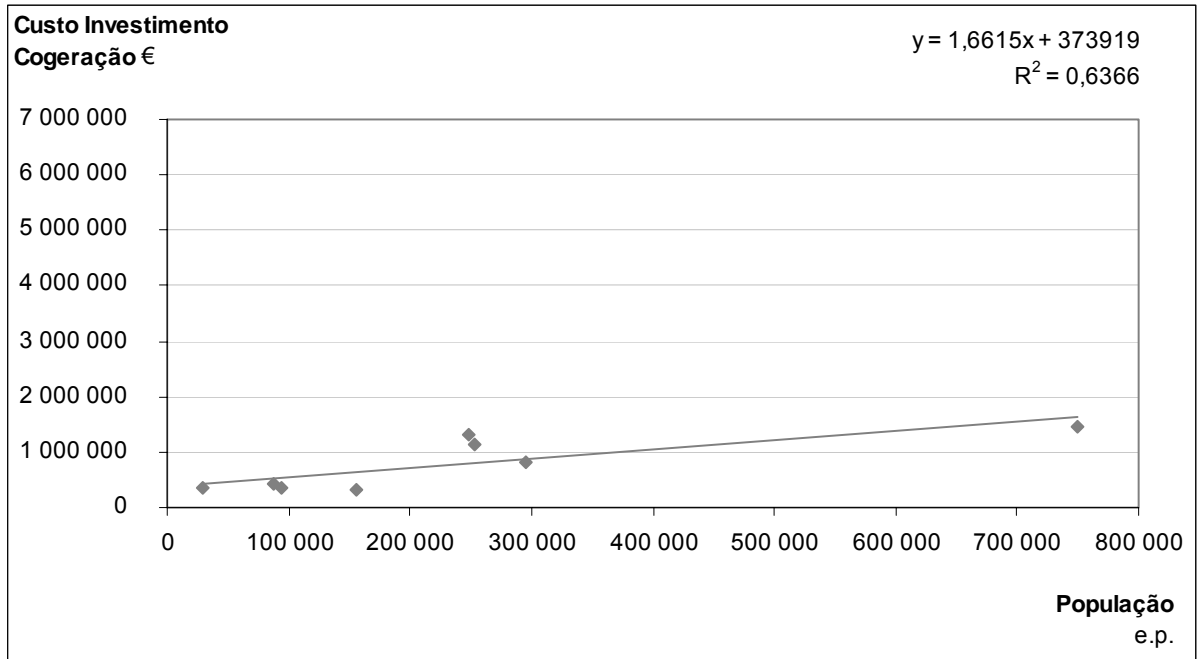
**Figura 8.3**

Varição dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função do caudal máximo de lamas a digerir (valor de dimensionamento)



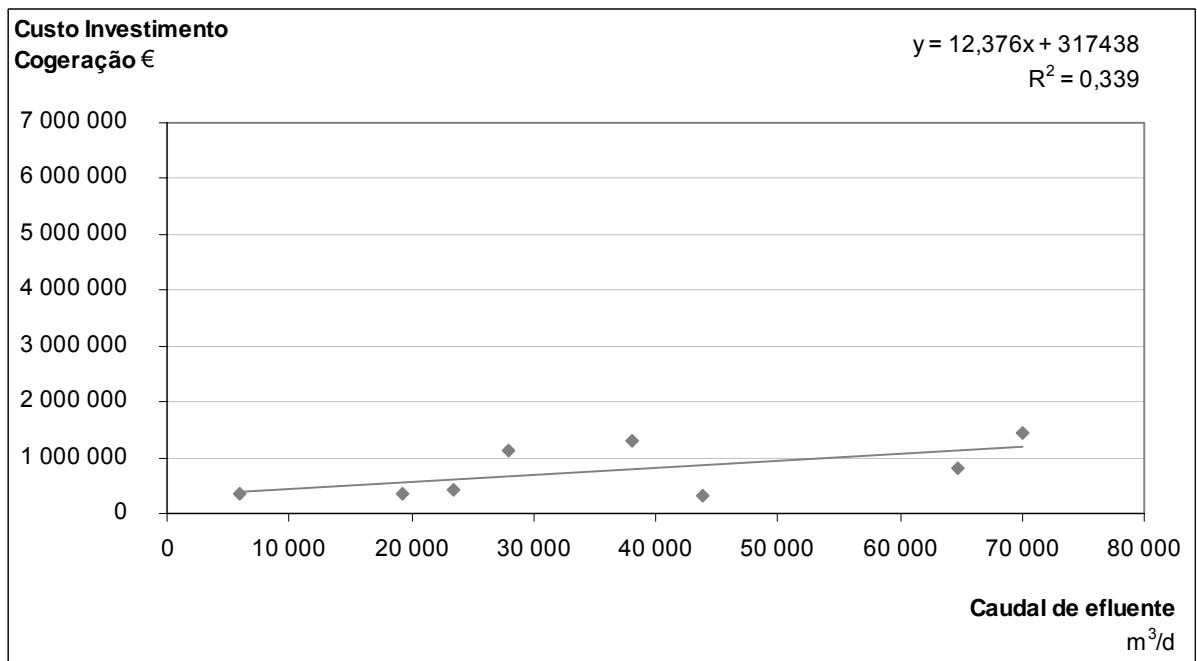
**Figura 8.4**

Varição dos custos de investimento associados à implementação do processo de estabilização anaeróbia numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)



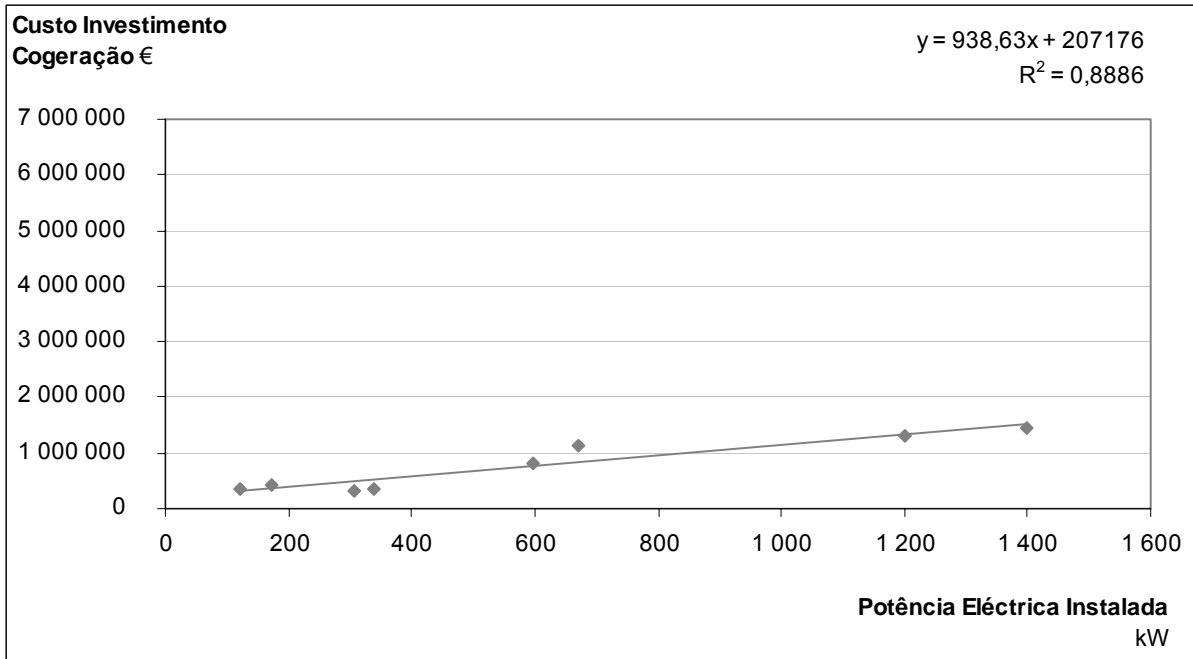
**Figura 8.5**

Variação dos custos de investimento associados à implementação de um sistema de cogeração numa ETAR, em função da população máxima servida (valor de dimensionamento)



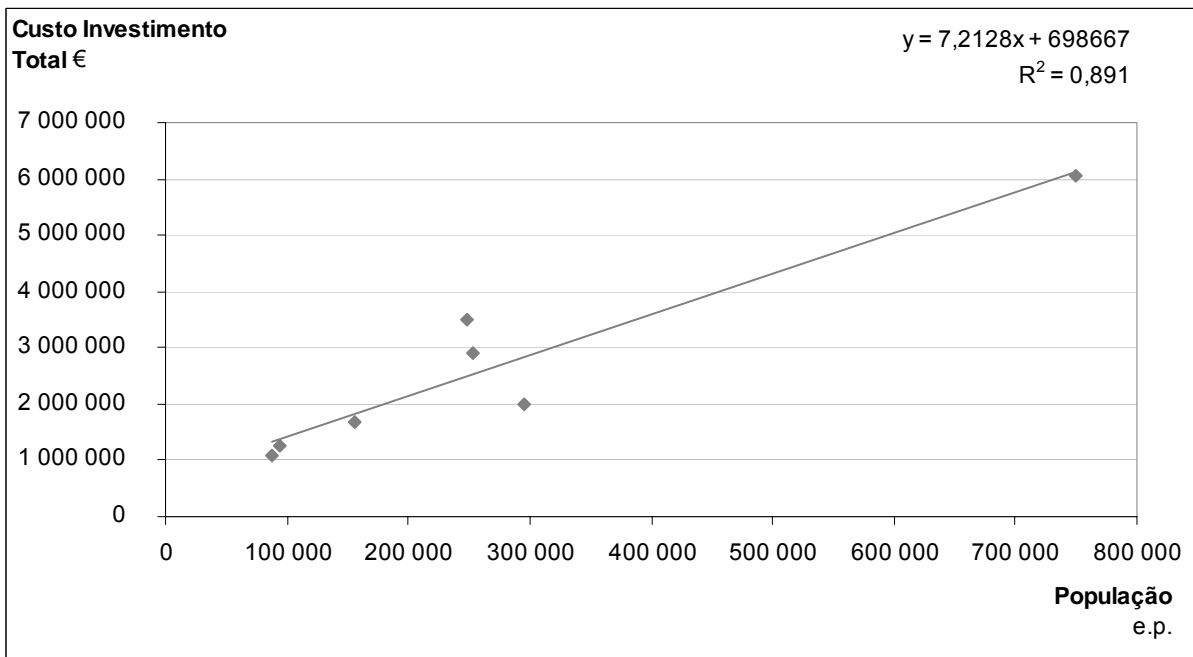
**Figura 8.6**

Variação dos custos de investimento total associados à implementação do sistema de cogeração numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)



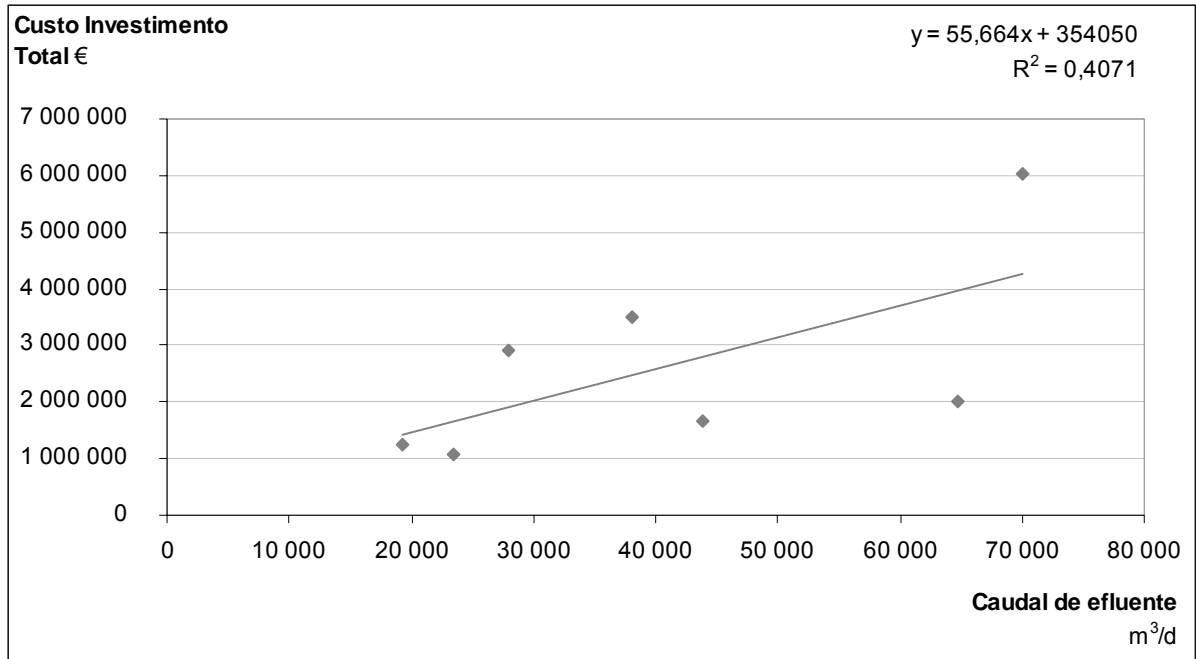
**Figura 8.7**

Variação dos custos de investimento associados à implementação do sistema de cogeração numa ETAR, em função da potência eléctrica instalada



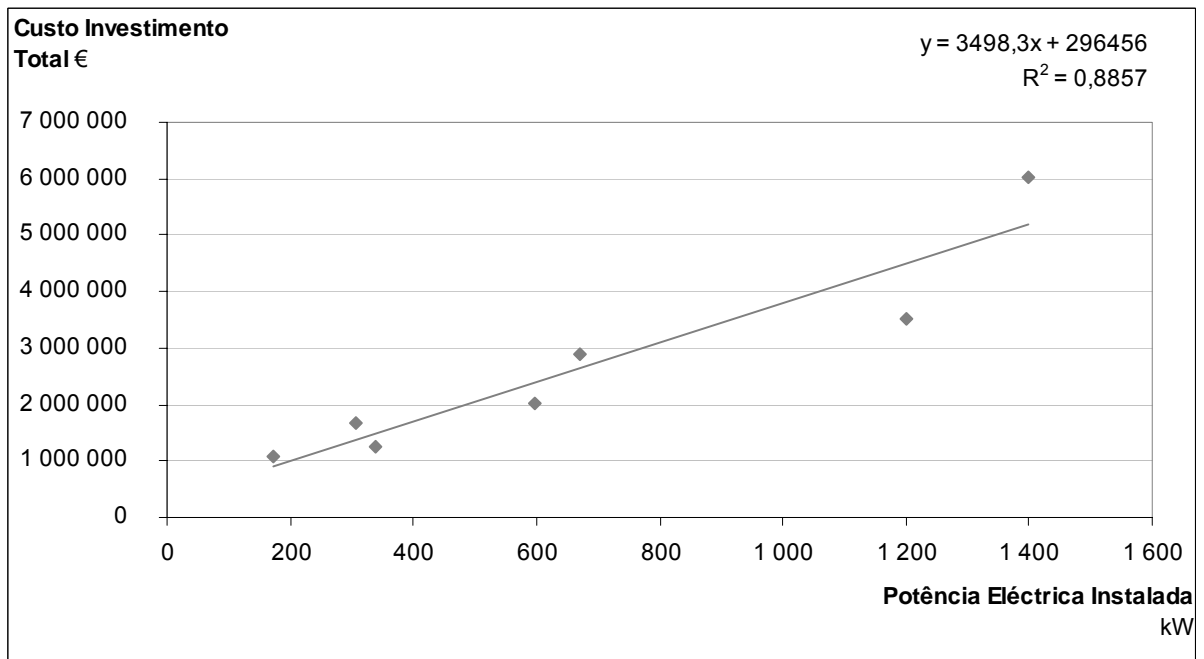
**Figura 8.8**

Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e de cogeração numa ETAR urbana, em função da população servida (valor de dimensionamento)



**Figura 8.9**

Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e cogeração numa ETAR, em função do caudal médio diário de efluente (valor de dimensionamento)



**Figura 8.10**

Variação dos custos de investimento total associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e cogeração numa ETAR, em função da potência eléctrica instalada

Os dados disponibilizados não permitem identificar qualquer relação entre os valores de caudal médio diário de água residual admitidos no dimensionamento e os custos de investimento associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e de cogeração, como se pode comprovar pela dispersão dos pontos dos gráficos das figuras 8.4, 8.6 e 8.9 e pelos factores de correlação obtidos ( $R^2$  a variar entre 0,34 e 0,43). Deste modo, considera-se que os custos de investimento estimados com base nos caudais de água residual afluente à instalação admitidos no dimensionamento poderão não fornecer uma indicação aproximada do custo real das etapas de tratamento de digestão anaeróbia e de cogeração.

Este aspecto poderá ser explicado pelo facto do caudal médio diário afluente a uma ETAR ser estimado, em projecto, com base em valores teóricos de consumos de água e de factores de afluência à rede, que variam consoante a região do país, o tipo de povoação (urbana, rural, etc.) e o critério do projectista e/ou do dono da obra. Acresce que o caudal médio diário de água residual pode incluir contribuições industriais, pluviais e infiltrações, cujos caudais podem não ser directamente proporcionais às respectivas cargas orgânicas e, como tal, não ser directamente proporcionais às quantidades de lama e de biogás produzidas e ao potencial eléctrico da instalação.

A análise das figuras 8.2, 8.3, 8.5, 8.7, 8.8 e 8.10 permite inferir que os custos de investimento associados à implementação dos processos de estabilização anaeróbia e de cogeração numa ETAR urbana tendem a variar linearmente com a população máxima a servir, com o caudal máximo de lamas a digerir e com a potência eléctrica instalada, tendo-se obtido factores de correlação ( $R^2$ ) razoáveis, que variam entre 0,637 (satisfatório) e 0,912 (bom).

Assim, os indicadores de custos de investimento estimados com base na informação disponibilizada são os seguintes:

$$CI_{DA} = 5,5938 \times P + 305\,519 \quad [\text{Eq. 8.2}]$$

$$CI_{DA} = 3558,4 \times Q_L + 271\,150 \quad [\text{Eq. 8.3}]$$

$$CI_C = 1,6615 \times P + 373\,919 \quad [\text{Eq. 8.4}]$$

$$CI_C = 938,63 \times PI + 207\,176 \quad [\text{Eq. 8.5}]$$

$$CI_T = 7,2128 \times P + 698\,667 \quad [\text{Eq. 8.6}]$$

$$CI_T = 3498,3 \times PI + 296\,456 \quad [\text{Eq. 8.7}]$$

em que:

$CI_{DA}$  - custo de investimento associado à implementação do processo de estabilização anaeróbia (€);

$CI_C$  - custo de investimento associado à instalação de sistema de cogeração (€);

$CI_T$  - custo de investimento total (€);

$P$  - população máxima a servir em ano horizonte de projecto (e.p.);

$Q_L$  - caudal máximo de lama a digerir em ano horizonte de projecto ( $m^3/d$ );

$PI$  - potência eléctrica instalada (kW).



As funções de custo desenvolvidas reflectem as tendências gerais indicadas pelos dados da amostra considerada, pelo que poderão distanciar-se de situações específicas que conduzam ao acréscimo ou à diminuição dos custos médios de investimento.

Importa referir que a aplicação das funções de custo apresentadas nas equações 8.2 a 8.7 deverá atender às condições fronteira da amostra utilizada, ou seja, apenas serão válidas para ETAR urbanas dimensionadas para servir uma população equivalente entre 87 300 e 750 000 e.p., que integrem etapas de estabilização anaeróbia mesofílica de lamas e valorização energética de biogás com recurso a motogeradores.

Com o objectivo de avaliar o ajuste das funções de custo 8.2 a 8.7 aos custos de investimento disponibilizados pelas entidades gestoras, procedeu-se à estimativa das respectivas percentagens de erro associadas à diferença entre os valores obtidos pela aplicação das funções de custo e os valores orçamentados. O erro relativo para cada valor é definido pela seguinte expressão:

$$e_i = 100 \times \frac{CI_{teórico\ i} - CI_{orçamento\ i}}{CI_{orçamento\ i}} \quad [Eq. 8.8]$$

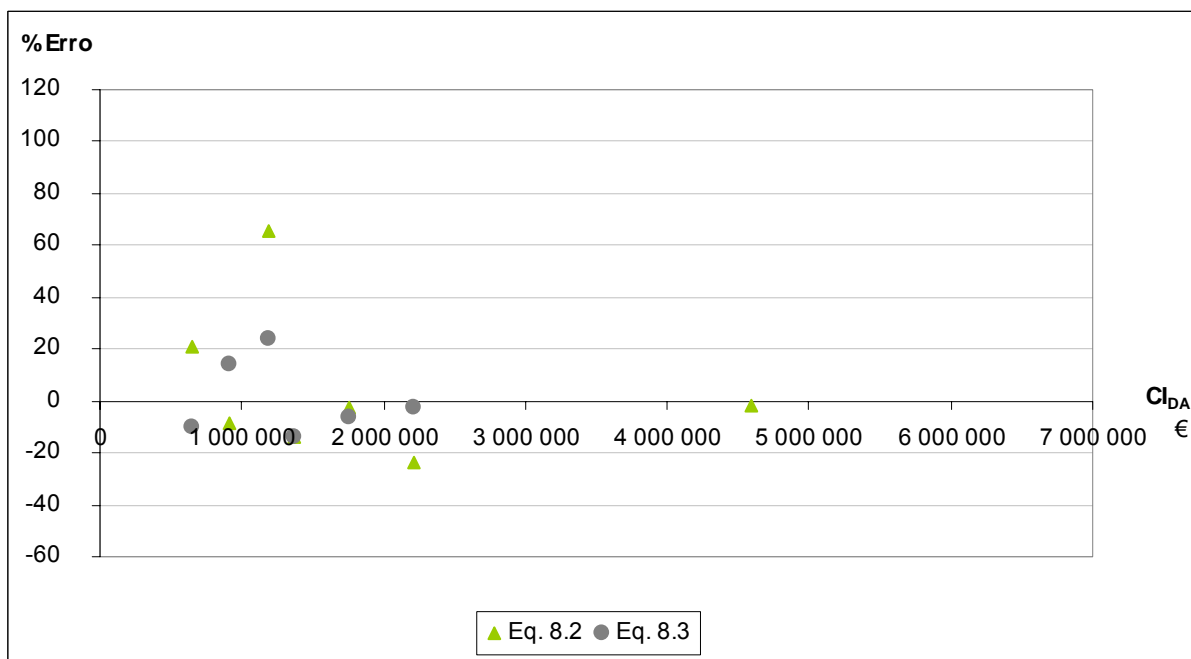
em que:

$e_i$  - erro (%);

$CI_{teórico\ i}$  - custo de investimento teórico, calculado com base nas funções de custo 8.2 a 8.7(€);

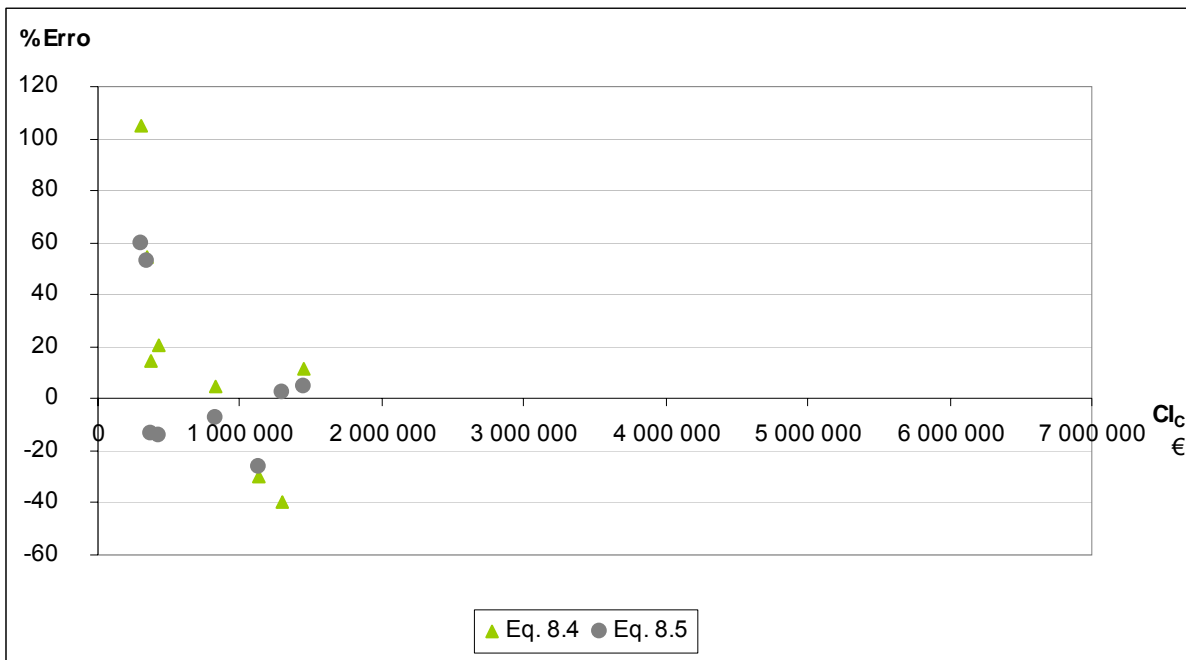
$CI_{orçamento\ i}$  - custo de investimento orçamentado pelo empreiteiro (€);

Os resultados obtidos são apresentados nas figuras 8.11 a 8.13.



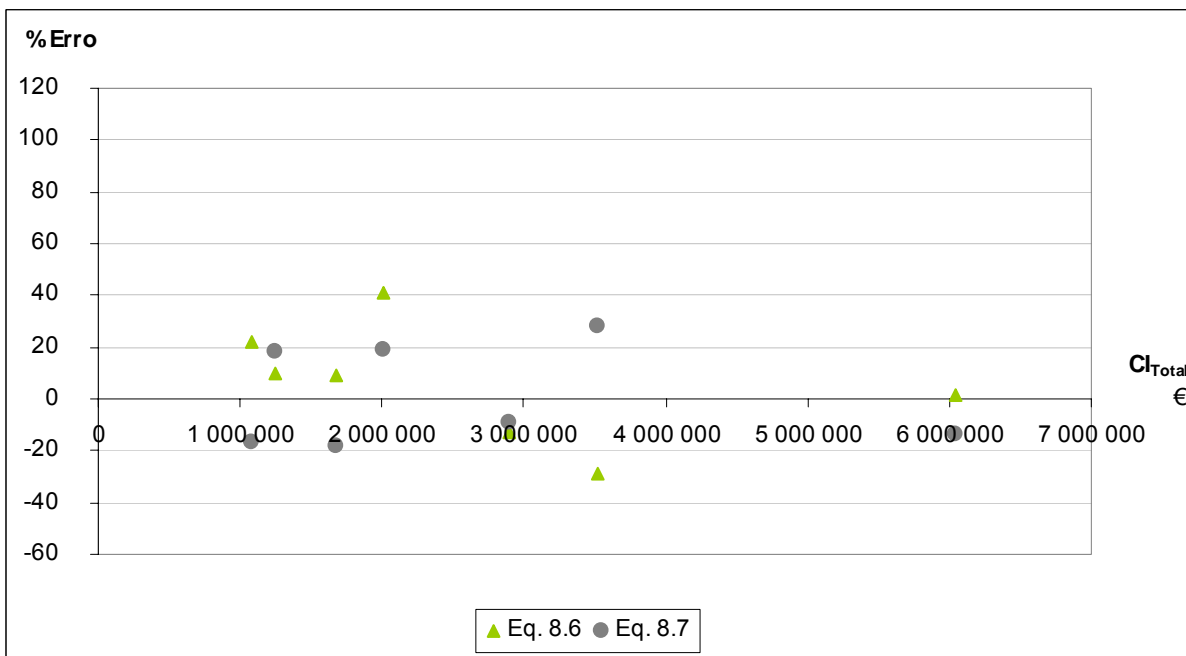
**Figura 8.11**

Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento do processo de estabilização anaeróbia com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.2 e 8.3



**Figura 8.12**

Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento do sistema de cogeração com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.4 e 8.5



**Figura 8.13**

Erro relativo (%) associado à estimativa dos custos de investimento totais com recurso às funções de custo dadas pelas equações 8.6 e 8.7

As figuras anteriores evidenciam a diferença entre os valores estimados e os valores reais (orçamentados) associada à utilização das funções de custo. A generalidade dos valores situa-se

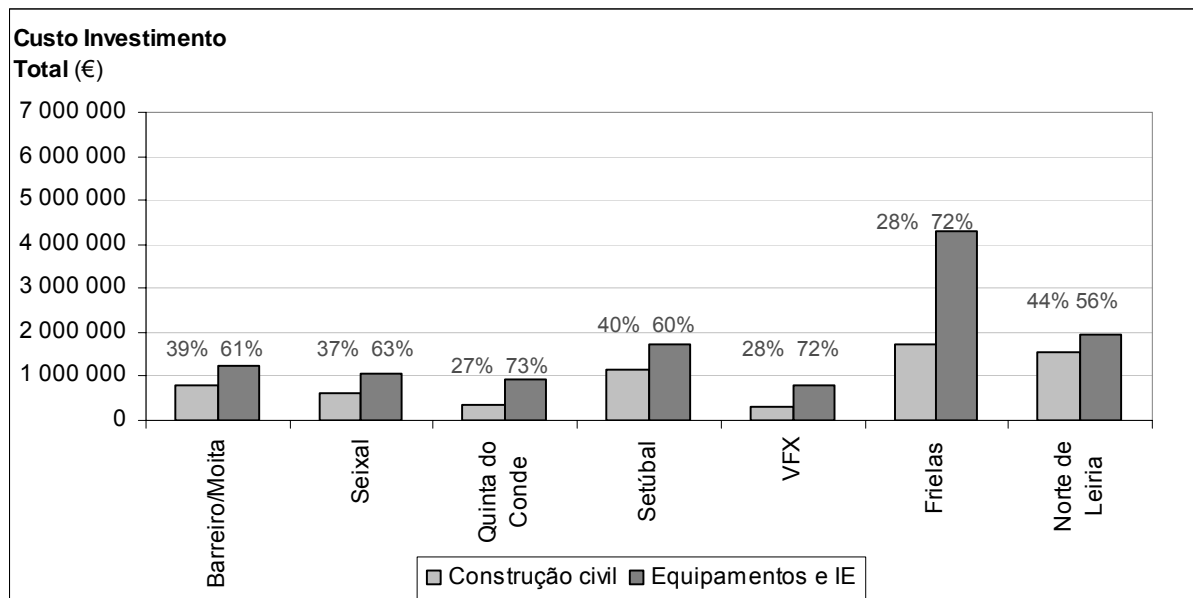
dentro do intervalo de erro [-20%, 20%], o que se considera aceitável para uma margem de erro relativa a uma análise preliminar, que se pretende que seja suficientemente abrangente de modo a contemplar um conjunto alargado de possibilidades de particularização e materialização do projecto.

Com efeito, o investimento associado à implementação das etapas de estabilização anaeróbia de lamas e de cogeração depende de muitas variáveis, como sejam: número e formato dos digestores, material de construção, necessidades especiais de tratamento dos solos, tipo de sistemas de mistura e de aquecimento das lamas em digestão, número e tipo de gasómetros, tipo de tratamentos de depuração de biogás, número e tipo de equipamentos de cogeração, existência de caldeira de reserva, tipo de sistema de dissipação de calor, etc.. Para além destes factores, há ainda que considerar as variações específicas do mercado e os descontos comerciais ou de quantidade realizados pelas empresas construtoras e instaladoras de equipamentos.

Admite-se que os valores de erro superiores a 20% poderão corresponder a situações especiais que se afastam dos valores médios, reflectindo condições particulares do projecto e/ou da obra e/ou do mercado.

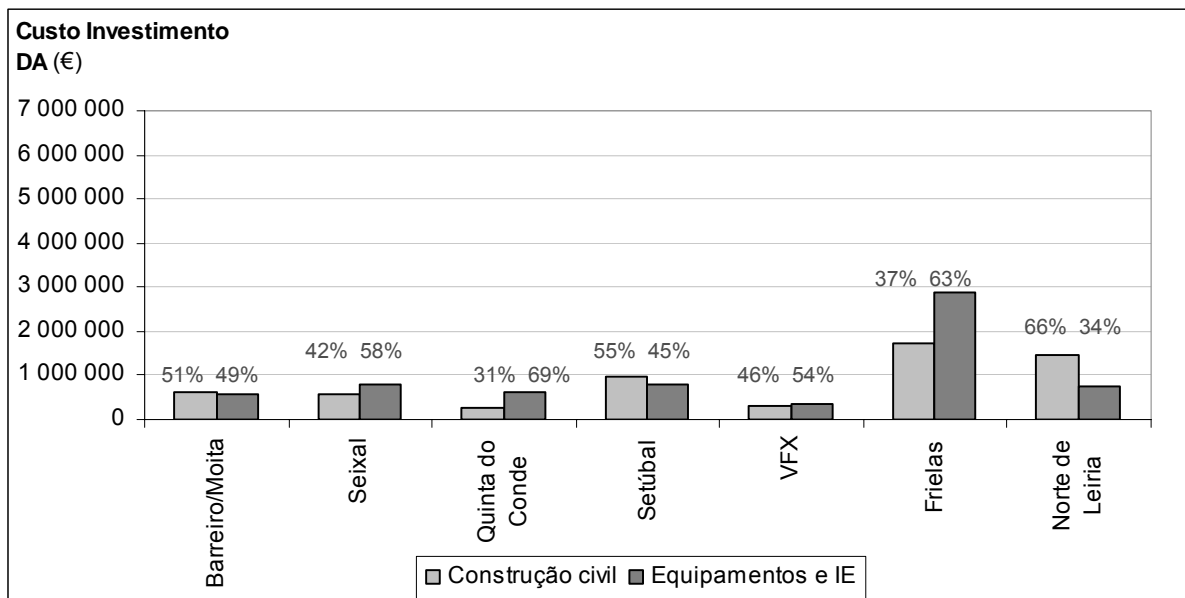
Por outro lado, considerou-se importante avaliar a contribuição das componentes de construção civil e de equipamentos electromecânicos e instalações eléctricas para o custo de investimento total, uma vez que estas duas componentes apresentam necessidades distintas de manutenção, às quais estão, também, associados custos distintos.

Nas Figuras 8.14 a 8.16 apresentam-se, respectivamente, os resultados obtidos relativos à distribuição dos custos de investimento total, do processo de estabilização anaeróbia e de cogeração pelas componentes de construção civil e de equipamento e IE.



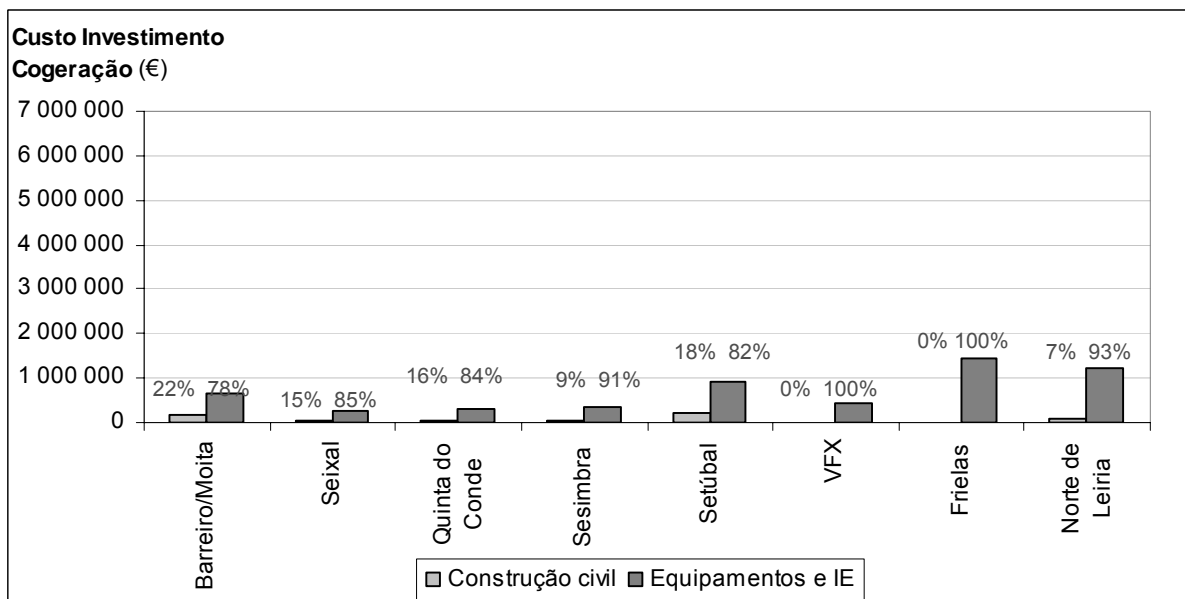
**Figura 8.14**

Distribuição dos custos de investimento associados à implementação das etapas de estabilização anaeróbia e cogeração nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos



**Figura 8.15**

Distribuição dos custos de investimento associados à implementação da etapa de estabilização anaeróbia nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos



**Figura 8.16**

Distribuição dos custos de investimento associados à implementação da etapa de cogeração nas ETAR em análise, pelas componentes de construção civil e equipamentos

A análise das figuras 8.14 a 8.16 permite retirar as seguintes ilações:

- no investimento total relativo à implementação de estabilização anaeróbia e de cogeração prevalece o investimento associado aos equipamentos e IE, representando 65% do investimento total (valor médio) e a construção civil apenas 35%;

- a repartição dos custos de investimento do processo de estabilização anaeróbia pelas componentes de construção civil e de equipamentos e IE afigura-se muito heterogénea, sendo difícil identificar uma tendência clara, já que para umas instalações foi a construção civil a componente com maior peso, enquanto noutras foi a componente de equipamentos;
- nos sistemas de cogeração, a componente de equipamentos e IE assume um peso muito expressivo (valor médio de 89%), estando a construção civil associada, maioritariamente, à construção da(s) sala(s) de instalação dos equipamentos (valor médio de 11%).

### 8.3.3 Indicadores de custo de manutenção e de exploração

Dada a dificuldade de particularizar os custos associados às operações de manutenção e de exploração do sistema de cogeração, o inquérito realizado não incluiu esta componente.

No entanto, COGEN (2001a) refere os seguintes indicadores de custos de operação e manutenção (€/kWh de energia produzida), em função do tipo de sistema de cogeração:

- motor de combustão interna ..... 0,0075 - 0,015 €/kWh;
- turbina a gás ..... 0,0045 - 0,015 €/kWh;
- turbina a vapor ..... 0,003 €/kWh.

USEPA (2008a) apresenta valores mais recentes para os custos de operação e manutenção de sistemas de cogeração, bastante concordantes com os apresentados anteriormente, evidenciando que os custos associados a esta componente não diferem muito dos países europeus para os estados americanos e que se têm mantido sensivelmente constantes nos últimos anos:

- motor de combustão interna ..... 0,0063 - 0,0153 €/kWh;
- turbina a gás ..... 0,0028 - 0,0076 €/kWh;
- turbina a vapor ..... < 0,0035 €/kWh;
- pilhas de combustível ..... 0,0222 - 0,0264 €/kWh.

Os custos associados aos sistemas por pilhas de combustível são os mais elevados, por se tratarem de processos recentes.

### 8.3.4 Indicadores de desempenho

No âmbito da presente dissertação, estimaram-se, ainda, os seguintes indicadores de desempenho para cada ETAR:

- m<sup>3</sup> de biogás produzido por m<sup>3</sup> de afluente;
- m<sup>3</sup> de biogás produzido por kg CBO<sub>5</sub> afluente;
- m<sup>3</sup> de biogás produzido por e.p. por dia;
- kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de efluente;
- kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de biogás produzido;
- kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de biogás cogelado;
- kWh de energia produzida por kg CBO<sub>5</sub> afluente;

- kWh de energia produzida por e.p. por dia;
- satisfação média das necessidades energéticas das instalações (%).

Os valores obtidos são apresentados no Quadro 8.4 e resultaram dos valores médios de exploração disponibilizados pelas entidades gestoras para 11 instalações e para os períodos indicados no Quadro 8.2. Refere-se que as 11 instalações analisadas representam cerca de metade (57%) das 21 ETAR portuguesas com valorização energética de biogás em actividade.

A população equivalente (e.p.) servida pelas instalações foi estimada com base nos valores mensais de caudal tratado e concentração de CBO<sub>5</sub> afluente, e admitindo uma capitação de 60 g/e.p./d de CBO<sub>5</sub>.

Relativamente às ETAR de Choupal e de Setúbal, verificou-se a ocorrência de um período alargado de meses em que não ocorreu produção de energia eléctrica por avaria dos equipamentos de cogeração instalados, pelo que os valores correspondentes a esse período foram excluídos da análise efectuada, uma vez que induziam a falsa diminuição das eficiências médias obtidas. Este último facto vem realçar a importância de cumprir o plano de manutenção e de revisão dos equipamentos, bem como de adquirir um equipamento alternativo de produção de calor a partir de biogás, como a caldeira, que garanta o fornecimento de calor às lamas em digestão e, conseqüentemente, a sua correcta estabilização, em situação de falha no funcionamento.

Por outro lado, optou-se por excluir da análise efectuada os resultados de exploração relativos à ETAR Norte de Aveiro, uma vez que esses valores conduzem a indicadores que se afastam muito dos valores obtidos para as restantes instalações, pelo que se considerou não serem representativos do funcionamento regular de uma instalação. O desfasamento entre os valores da ETAR Norte de Aveiro e valores das restantes ETAR poderá ser justificado por corresponderem a uma fase imediatamente seguinte ao arranque do sistema de cogeração, em que os parâmetros de controlo do processo ainda não estão estabilizados.

Os valores médios obtidos (apresentados no Quadro 8.5) não incluem os resultados do desempenho da ETAR de Choupal, por ser a única instalação que recorre a turbina para a valorização energética do biogás.

**Quadro 8.4**  
Resultados médios de exploração das ETAR em análise

Designação da ETAR	Caudal de efluente tratado m <sup>3</sup> /mês	Concentração de CBO <sub>5</sub> no afluente mg/L	Carga de CBO <sub>5</sub> no afluente kg/mês	População servida	Biogás produzido m <sup>3</sup> /mês	Biogás admitido em cogeração m <sup>3</sup> /mês	Energia produzida kWh/mês	Energia comprada kWh/mês	Consumo energético kWh/mês	Período observado
	[1]	[2]	[3]	e.p.	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	-
ETAR do Freixo					35 000					
ETAR de Parada	527 429	-	163 242	90 690	-	-	43 852	128 294	172 146	2006-2008
ETAR Norte de Aveiro	704 245	321	226 063	125 590	-	-	8 687	274 549	283 236	3 meses
ETAR de Choupal	886 164	316	280 028	155 571	27 383	-	22 862	74 802	97 664	2006-2008
ETAR de Olhalvas	111 161	186	20 676	11 487	-	-	18 565	72 602	91 167	2006-2008
ETAR de Chelas	935 665	161	150 642	83 690	45 065	45 065	102 315	531 480	633 795	2008
ETAR de Beirolas	1 161 692	188,3	218 747	121 526	-	79 736	138 940	276 354	415 294	2008
ETAR de S. João da Talha	338 092	686,8	232 202	129 001	-	38 401	70 340	169 267	239 607	2008
ETAR de Frielas	1 147 938	292,7	336 001	186 667	49 768	38 457	227 162	718 523	945 685	2008
ETAR de Sesimbra	85 244	212,4	18 106	10 059	-	-	9 231	62 174	71 405	2008-2009
ETAR de Setúbal	292 192	510	149 018	82 788	44 876		51 355	195 909	247 264	2006-2008
ETAR de Évora	291 539	357	104 079	57 822	24 917	-	38 561	107 818	146 379	2007-2008

**Quadro 8.5**  
Indicadores de desempenho

Designação da ETAR	[4]/[1]	[4]/[3]	[4]/e.p./d	[6]/[1]	[6]/[4]	[6]/[5]	[6]/[3]	[6]/e.p./d	Satisfação das necessidades energéticas
	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> /kg CBO <sub>5</sub>	m <sup>3</sup> /e.p./d	kWh/m <sup>3</sup>	kWh/m <sup>3</sup>	kWh/m <sup>3</sup>	kWh/kg CBO <sub>5</sub>	kWh/e.p./d	%
ETAR do Freixo	0,08								-
ETAR de Parada				0,08			0,27	0,016	25,5
ETAR Norte de Aveiro				0,01			0,04	0,002	3,1
ETAR de Choupal	0,03	0,10	0,01	0,03	0,83		0,08	0,005	23,4
ETAR de Olhalvas				0,17			0,90	0,054	20,4
ETAR de Chelas	0,05	0,30	0,02	0,11	2,27	2,27	0,68	0,041	16,1
ETAR de Beirolos				0,12		1,74	0,64	0,038	33,5
ETAR de S. João da Talha				0,21		1,83	0,30	0,018	29,4
ETAR de Frielas	0,04	0,15	0,01	0,20	4,56	5,91	0,68	0,041	24,0
ETAR de Sesimbra				0,11			0,51	0,031	12,9
ETAR de Setúbal	0,15	0,30	0,02	0,18	1,14		0,34	0,021	20,8
ETAR de Évora	0,09	0,24	0,01	0,13	1,55		0,37	0,022	26,3
Valor médio	0,07	0,22	0,01	0,14	2,40	3,00	0,52	0,03	23,2

[4]/[1] - caudal de biogás produzido por caudal de efluente tratado

[4]/[3] - caudal de biogás produzido por carga orgânica afluente

[4]/e.p./d - caudal de biogás produzido por equivalente populacional por dia

[6]/[1] - energia produzida por caudal de efluente tratado

[6]/[4] - energia produzida por caudal de biogás produzido

[6]/[5] - energia produzida por caudal de biogás cogeração

[6]/[3] - energia produzida por carga orgânica afluente

[6]/e.p./d - energia produzida por equivalente populacional por dia



A avaliação da informação obtida indica que algumas ETAR apresentam uma acentuada variabilidade na produção mensal de biogás, decorrente da variação das condições de afluência e do processo de digestão, o que se reflecte na quantidade de energia eléctrica produzida.

Os dados disponíveis levantam algumas questões, como sejam o caso das ETAR de Beirolas e de S. João da Talha, que recebem cargas orgânicas semelhantes, mas cogeram quantidades de biogás muito diferentes, indiciando desempenhos diferentes no processo de estabilização anaeróbia que afectam a qualidade e/ou a quantidade do biogás produzido. Por outro lado, as ETAR de Frielas e S. João da Talha cogeram caudais semelhantes de biogás, mas a ETAR de S. João da Talha produz cerca de 30% da energia eléctrica de Frielas, sugerindo que o seu desempenho poderá estar limitado pela capacidade de cogeração instalada.

Da análise efectuada resultaram os seguintes indicadores:

- 0,08 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> ..... m<sup>3</sup> de biogás produzido por m<sup>3</sup> de afluente;
- 0,22 m<sup>3</sup>/kgCBO<sub>5</sub> ..... m<sup>3</sup> de biogás produzido por kg CBO<sub>5</sub> afluente;
- 0,01 m<sup>3</sup>/e.p./d ..... m<sup>3</sup> de biogás produzido por e.p. por dia;
- 0,13 kWh/m<sup>3</sup> ..... kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de afluente;
- 2,10 kWh/m<sup>3</sup> ..... kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de biogás produzido;
- 3,00 kWh/m<sup>3</sup> ..... kWh de energia produzida por m<sup>3</sup> de biogás cogorado;
- 0,48 kWh/kgCBO<sub>5</sub> ..... kWh de energia produzida por kg CBO<sub>5</sub> afluente;
- 0,03 kWh/e.p./d ..... kWh de energia produzida por e.p. por dia.

À semelhança do referido para os indicadores de custo, refere-se que os indicadores de desempenho obtidos representam valores médios de exploração, cuja aplicação deverá atender às condições fronteira da amostra utilizada, ou seja, apenas serão válidos para ETAR urbanas dimensionadas para servir uma população equivalente entre 30 000 e 750 000 e.p., que integrem etapas de estabilização anaeróbia mesofílica de lamas e valorização energética de biogás com recurso a motogeradores.

O confronto entre os conhecimentos teóricos e os resultados práticos obtidos em exploração permite inferir que o valor estimado de 0,01 m<sup>3</sup>/e.p./d é inferior aos valores de produção específica de biogás propostos por Qasim (1999) e por Metcalf & Eddy (2003), que referem os valores de 0,03-0,04 m<sup>3</sup>/e.p./d e de 0,028 m<sup>3</sup>/e.p./d, respectivamente.

A produção de energia eléctrica a partir da conversão de biogás depende de um conjunto de factores, dos quais se destacam a percentagem de CH<sub>4</sub> presente no biogás e o rendimento eléctrico do equipamento de conversão. Metcalf & Eddy (2003) refere que o PCI do biogás com 65% de metano é de 6,22 kWh/m<sup>3</sup> de biogás, o que corresponderá a um potencial de produção de energia eléctrica de 2,18 kWh/m<sup>3</sup>, admitindo uma eficiência de conversão eléctrica de 35%. Este valor é próximo dos valores médios obtidos em exploração, de 2,40 kWh/m<sup>3</sup> de biogás produzido e de 3,00 kWh/m<sup>3</sup> de biogás cogorado, o que é indicativo do bom desempenho das ETAR em análise. Salienta-se, porém, que a comparação do valor teórico (2,18 kWh/m<sup>3</sup>) com o valor de 2,40 kWh/m<sup>3</sup> deverá ser realizada com prudência, uma vez que o primeiro diz respeito à energia produzido por volume de biogás cogorado, ao passo que o segundo valor diz respeito à energia produzida por volume de biogás produzido no processo de digestão, que inclui o biogás que será, eventualmente, queimado e não cogorado. Em situações de produção de biogás superior às necessidades ou à capacidade instalada

de cogeração, ou em que o biogás produzido apresente fraca qualidade, a diferença entre os dois valores poderá ter significado.

Por outro lado, os dados disponibilizados pelas entidades gestoras sugerem que a valorização energética de biogás permite satisfazer, em termos médios, cerca de 23,2% das necessidades energéticas das instalações, sendo que os valores obtidos variam entre os 12,9% registados na ETAR de Sesimbra e os 33,5% obtidos na ETAR de Beirolas (ver Quadro 8.5). Estes valores demonstram que a valorização energética de biogás permite satisfazer uma parte significativa das necessidades energéticas de uma instalação de tratamento de águas residuais, em paralelo com a satisfação total das necessidades caloríficas. No entanto, os valores médios obtidos não corroboram a assunção de que a cogeração de biogás permitirá satisfazer a totalidade das necessidades energéticas e, ainda, vender a energia excedente à rede eléctrica nacional, como referido por Wett *et al.* (2007). A diminuição de 23% do consumo de energia oriunda de fontes não renováveis é já um contributo notável, quer no que respeita à gestão financeira da instalação, quer em termos ambientais.

## 9 Análise comparativa de cenários de investimento

### 9.1 Considerações gerais

No presente capítulo apresenta-se uma análise comparativa de cenários de investimento, que pretende responder à seguinte questão: “*A partir de que valor de população servida por uma ETAR poderá ser economicamente viável recorrer à valorização energética de biogás?*”.

O exercício apresentado pretende exemplificar o tipo de avaliação que se pode desenvolver com base nos indicadores de investimento e de desempenho apresentados no Capítulo 8.

### 9.2 Metodologia

Para responder à questão formulada, foram definidos os seguintes três cenários de investimento:

- cenário 0 – cenário de referência. Corresponde à construção de uma ETAR cujo tratamento biológico é materializado num processo de lamas activadas em regime de baixa carga, do qual resultam lamas estabilizadas. Neste cenário não há lugar à produção de biogás;
- cenário A – corresponde à construção de uma ETAR cujo tratamento biológico é materializado num processo de lamas activadas em regime de média carga, procedendo-se à estabilização anaeróbia das lamas primárias e biológicas e à cogeração do biogás. A energia eléctrica produzida é consumida, na totalidade, na própria ETAR;
- cenário B – corresponde à construção de uma ETAR cujo tratamento biológico é materializado num processo de lamas activadas em regime de média carga, procedendo-se à estabilização anaeróbia das lamas primárias e biológicas e à cogeração do biogás. A energia eléctrica produzida é vendida à rede eléctrica nacional, sendo necessário comprar a totalidade da electricidade consumida na instalação.

A análise consistiu em comparar os custos totais (de investimento, manutenção e exploração) associados aos 3 cenários, para os seguintes valores de população: 25 000 e.p., 30 000 e.p. e 35 000 e.p..

Os custos de investimento do tratamento preliminar, do espessamento e da desidratação de lamas foram considerados transversais aos três cenários, pelo que não foram quantificados. Procedimento idêntico foi adoptado para os custos de manutenção (à excepção da manutenção dos equipamentos de cogeração) e para os custos de exploração relativos ao pessoal de exploração. Considerou-se, ainda, por simplificação, que o balanço dos custos de exploração relativos ao controlo analítico e ao transporte a destino final de subprodutos é equivalente para os 3 cenários, apesar de ser expectável que a produção de lamas de um processo biológico em baixa carga seja superior ao de um em média carga e que o controlo analítico de uma ETAR com digestão anaeróbia seja mais dispendioso.

Os custos de investimento da etapa de tratamento biológico foram determinados a partir da função de custo 9.1 desenvolvida pela empresa HIDROPROJECTO - Engenharia e Gestão, S.A. com base num conjunto alargado de orçamentos de instalações recentemente projectadas.

$$C_{TB BC} = 1200 \times P^{0,63} \quad [\text{Eq. 9.1}]$$

em que:

$C_{TB BC}$  - custo de construção dos órgãos e equipamentos de tratamento biológico em baixa carga (€);

$P$  - população de dimensionamento (e.p.).

Admitiu-se que o custo de investimento associado à implementação das etapas de decantação primária e de tratamento biológico em média carga correspondem a 90% do valor estimado pela eq. 9.1, e que a energia consumida numa instalação em baixa carga é 25% superior à energia consumida numa ETAR em média carga.

Os custos de investimento inicial associados às etapas de digestão anaeróbia e de cogeração foram estimados com recurso à equação 8.6., aceitando-se a extrapolação da aplicação da equação para valores de população inferiores às condições fronteira estipuladas (87 300 e.p. - 750 000 e.p.). Admitiu-se a necessidade de proceder à reposição de 75% dos equipamentos ao fim de 15 anos, assumindo-se que o custo de investimento da componente de equipamentos e IE corresponde a 65% do investimento inicial, de acordo com o determinado no capítulo 8. O custo de manutenção dos equipamentos de cogeração é de 0,01 €/kWh produzido, relativo à instalação de grupos motogeradores.

Para os cenários A e B, admitiu-se que a energia produzida corresponde a 0,03 kWh/e.p./d e a 23% do total de energia consumida, de acordo com os indicadores de desempenho estimados no capítulo 8, e que a tarifa média de energia eléctrica comprada à rede é de 0,08 €/kWh.

Para o cenário B, adoptou-se um valor médio de preço de venda (VRDm) da energia produzida à rede de 0,117 €/kWh (www.dge.pt, 2009). Admitiu-se que, após 15 anos de venda da energia produzida, não será autorizada a prorrogação do prazo da licença de venda ao mesmo preço, passando a energia a ser remunerada a preços de mercado (0,08 €/kWh).

Para a actualização dos custos foi aplicada a expressão 9.2 relativa à fórmula do juro composto, tendo-se admitido o ano 2009 como ano de referência, uma taxa de actualização de 3% e um período de análise de 30 anos.

$$C_n = \frac{C_{2009}}{(1 + T_a)^{n-2009}} \quad [\text{Eq. 9.2}]$$

em que:

$C_{2009}$  - custo no ano 2009;

$C_n$  - custo do ano  $n$  actualizado ao ano 2009;

$T_a$  - taxa de actualização (0,03);

$n$  - ano de investimento.

### 9.3 Apresentação e discussão dos resultados obtidos

Os resultados obtidos são apresentados no Anexo IV.

Com base nos pressupostos admitidos, conclui-se que a valorização energética de biogás é técnico-economicamente viável em ETAR de dimensão superior a 35 000 e.p., caso se opte pelo consumo interno da energia produzida (Cenário A), uma vez que, para um período de 30 anos, o somatório dos custos totais actualizados do Cenário A é superior ao somatório dos custos totais actualizados do Cenário 0, o que traduz a amortização do investimento com as etapas de digestão anaeróbia e cogeração.

Se se admitir a venda da totalidade da energia produzida à rede eléctrica nacional (Cenário B), conclui-se que a valorização energética de biogás é técnico-economicamente viável em ETAR de dimensão superior a 30 000 e.p., uma vez que, para um período de 30 anos, o somatório dos custos totais actualizados do Cenário B é superior ao somatório dos custos totais actualizados do Cenário 0, reflectindo o importante contributo dos incentivos económicos.

No entanto, admite-se que a implementação de sistemas de cogeração em ETAR possa ser dificultada por alguns factores, como sejam a variabilidade do preço da energia eléctrica, a dificuldade na obtenção de autorização para exportar energia para a rede pública e a eventual alteração do quadro legal relativo à remuneração da energia verde, que pode aumentar o prazo do retorno do investimento.



## 10 Considerações finais

A pesquisa bibliográfica efectuada no âmbito da presente dissertação permitiu confirmar a importância da valorização energética de biogás em ETAR como contributo para a racionalização e optimização do consumo energético nestas instalações, através do aproveitamento de recursos endógenos.

A diminuição do consumo de energia produzida a partir de combustíveis fósseis decorrente da valorização energética de biogás, para além de se traduzir na poupança de recursos naturais, contribui para a redução da emissão de gases com efeito de estufa para a atmosfera, não só por evitar a emissão dos gases produzidos no processo anaeróbio de tratamento de lamas, como também por reduzir a emissão de gases em resultado da queima de combustíveis fósseis utilizados na produção de energia eléctrica. Este aspecto reveste-se de particular importância no âmbito do cumprimento dos compromissos que Portugal assumiu internacionalmente, nomeadamente das metas impostas no Protocolo de Quioto, que refere o manuseamento de águas residuais como uma das actividades emissoras de GEE.

Numa época em que Portugal vive uma grave dependência energética do exterior, considera-se que todos os contributos são válidos para a diminuição da dependência externa de energia.

Por outro lado, a valorização energética de biogás, ao possibilitar a redução da compra de energia à rede ou a venda da energia produzida mediante o pagamento de um preço mais favorável, ao abrigo de regimes jurídicos que têm por objectivo promover as energias renováveis, apresenta a vantagem de permitir a obtenção de um retorno financeiro que ajuda a equilibrar os custos de investimento e do tratamento de águas residuais. Considera-se legítimo que as entidades gestoras procurem maximizar a obtenção de dividendos com a cogeração, diminuindo a sua factura energética. Nesse sentido, deve-se procurar, para cada instalação, o melhor compromisso para a gestão do sistema, armazenando o biogás produzido de modo a concentrar o período de produção de energia eléctrica nas horas de ponta e de cheia, sem comprometer o fornecimento de calor às lamas em digestão, garantindo-se, deste modo, as condições de equilíbrio necessárias à correcta estabilização das lamas.

A produção interna de electricidade confere, ainda, segurança no abastecimento energético à instalação, na medida em que assegura a alimentação dos equipamentos electromecânicos em caso de falha no fornecimento de energia pela rede nacional.

A pesquisa efectuada e os dados recebidos em resposta ao inquérito realizado permitiram concluir que existem presentemente em Portugal 23 ETAR urbanas equipadas com sistemas de valorização energética de biogás por cogeração, encontrando-se outras 4 em construção e estando prevista a construção de mais uma instalação. As 28 ETAR localizam-se na proximidade de grandes centros urbanos e maioritariamente, nas áreas metropolitanas de Lisboa e do Porto. Do conjunto das 23 ETAR existentes e das 5 ETAR previstas, apenas 4 apresentam capacidade inferior a 50 000 e.p., o que corresponde a apenas 15% do total de instalações.

Os dados disponibilizados pelas entidades gestoras inquiridas permitiram concluir que os processos de estabilização anaeróbia das ETAR alvo de inquérito são explorados em regime mesófilico, com

temperaturas a variar entre 30 e 37°C e que a tecnologia utilizada na maioria dos casos para a produção combinada de energia térmica e eléctrica é o grupo motor-gerador.

Os custos de investimento relativos a 8 instalações permitiram desenvolver funções de custo relativas à implementação das etapas de estabilização anaeróbia e cogeração, em função da população a servir, do caudal máximo de lama a digerir e da potência eléctrica instalada. O caudal de dimensionamento revelou ser um parâmetro pouco adequado para inferir acerca do investimento destas operações.

Foram, ainda, estimados indicadores de desempenho que permitem avaliar o volume de biogás e a energia eléctrica produzidos, face a condições médias de afluência de águas residuais.

As funções de custo e os indicadores de desempenho desenvolvidos, apesar de se reportarem a um conjunto relativamente pequeno de instalações, poderão ser utilizados por entidades gestoras e por empresas de projecto como um instrumento de trabalho e de apoio à decisão, nomeadamente em estudos de viabilidade de construção de novas ETAR ou de remodelação de instalações existentes.

Os dados analisados sugerem que a valorização energética de biogás permite satisfazer, em termos médios, cerca de 23% das necessidades energéticas das instalações, em paralelo com a satisfação total das necessidades caloríficas. No entanto, os valores médios obtidos não corroboram a assunção de que a cogeração de biogás permitirá satisfazer a totalidade das necessidades energéticas e, ainda, vender a energia excedente à rede eléctrica nacional. Não obstante, a diminuição de 23% do consumo de energia oriunda de fontes não renováveis é já um contributo notável, quer no que respeita à gestão financeira da instalação, quer em termos ambientais.

A partir dos indicadores estimados, foram avaliados vários cenários de investimento, tendo-se concluído, com base nos pressupostos admitidos, que a valorização energética de biogás é técnico-economicamente viável em ETAR de dimensão superior a 35 000 e.p., caso se opte pelo consumo interno da energia produzida, e de dimensão superior a 30 000 e.p. se se admitir a venda da totalidade da energia produzida à rede eléctrica nacional no âmbito das condições legais em vigência.

A co-digestão de resíduos em ETAR é, ainda, pouco praticada em Portugal. Contudo, admite-se que poderá ser uma opção válida e muito interessante para as instalações inseridas em zonas onde se verifique uma acentuada sazonalidade, uma vez que poderão tirar partido da digestão de outros resíduos com potencial metanogénico nos períodos de menor afluência de água residual e menor produção de lamas. A co-digestão poderá, igualmente, ser vantajosa para as instalações cujos digestores e equipamentos de cogeração se encontrem sobredimensionados face às reais condições de afluência.

Em síntese, considera-se que a valorização energética de biogás em ETAR tem um grande potencial de aplicação em Portugal, podendo-se tirar mais partido dos incentivos financeiros que o quadro legal coloca à disposição, aliando-os à consciência ambiental que deverá ser o motor das nossas acções.



## 11 Sugestões para investigação futura

Relativamente a trabalhos futuros, considera-se que será interessante retomar o trabalho desenvolvido, dando continuidade à construção dos indicadores de custos de investimento e de desempenho através da introdução de dados relativos a novas ETAR. Por outro lado, dever-se-á alargar a análise a processos de digestão anaeróbia operados em regime termofílico e a sistemas de cogeração que recorram a outras tecnologias para além dos grupos motor-gerador, por forma a permitir comparar desempenhos e a acrescentar opções de escolha às entidades decisoras.

A concepção de estações de tratamento de águas residuais deve oferecer soluções ambientalmente sustentáveis, pelo que se considera muito importante, à luz dos compromissos definidos no âmbito das alterações climáticas, o desenvolvimento de uma metodologia que permita que as análises de viabilidade da integração dos processos de valorização energética de biogás em ETAR passem a integrar uma componente ambiental, que reflecta a internalização dos custos e benefícios ambientais associados às opções tomadas.



## Referências bibliográficas

- Accetola, F., Guebitz, G. e Schoeffner, R., (2008), *Siloxane removal from biogas by biofiltration: biodegradation studies*, Clean Technology Environmental Policy 10, pp. 211-218
- Alves, M., (1998), *Estudo e caracterização de digestores anaeróbios de leito fixo*, Tese de Doutoramento em Engenharia Química e Biológica, Universidade do Minho
- Amaral, L., (1997), *Contribuição para o estudo da cinética de degradação anaeróbia de ácidos orgânicos voláteis. Influência da relação substrato/biomassa*, Tese de Doutoramento em Engenharia Sanitária, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa
- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, J. e Dewil, R., (2008a), *Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge*, Progress in Energy and Combustion Science 34, pp. 755 - 781
- Appels, L., Dewil, R., Baeyens, J. e Degreève, J., (2008b), *Ultrasonically enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge*, International Journal of Sustainable Engineering, vol.1, n.º 2, pp. 94 - 104
- Azevedo, L., Apontamentos sobre Cogeração, Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior Técnico, 2001
- Baere, L. (2000), *Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art*, Water Science and Technology, Vol. 41, N.º 3, pp. 283-290
- Bien, J., Malina, G., Bien, J. e Wolny, L., (2004), *Enhancing anaerobic fermentation of sewage sludge for increasing biogas generation*, Journal of Environmental Science and Health, Part A – Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, Vol. A39, n.º 4, pp. 939 - 949
- Borghetti, A., Converti, A., Palazzi, E. e Borghetti, M., (1999), *Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste*, Bioprocess Engineering 20, pp. 553 - 560
- Braun, R. e Wellinger, A., (2003), *Potential of Co-digestion*, IEA Bioenergy, Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas
- Caseiro, J., (2005), Aproveitamento de Biogás. Legislação, Tecnologias e Casos Práticos. ETAR de Ponte das Mestras – Leiria, Comunicação apresentada no Seminário sobre Aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 19 a 21 de Setembro de 2005
- CCE - Centro para a Conservação de Energia, (2000), *Guia Técnico de Biogás*
- Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, A., Mata-Alvarez, J. e Sans, C., (1992), *Comparison between thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge coming from urban wastewater treatment plants*, Water Science and Technology, vol. 26, no. 9-11, pp. 2409-2412

CEEETA - Centro de Estudos em Economia da Energia, dos Transportes e do Ambiente, (2001), *Tecnologias de micro-geração e sistemas periféricos*

COGEN, (2001a), *A guide to cogeneration*

COGEN, (2001b), *EDUCOGEN. An educational tool for cogeneration*

Comissão Europeia, (1997), *Livro branco “Energia para o Futuro: Fontes de Energia Renováveis”*

Comissão Europeia, (1999), *Towards environmental pressure indicators for the EU*, Eurostat, Theme 8 – Environment and energy

Comissão Europeia (2001), *Working document “Biological Treatment of biowaste” 2<sup>nd</sup> draft*, Directorate A – Sustainable Development and Policy Support, ENV.A.2 – Sustainable Resources

Correia, M., (2002), *Sistemas públicos de saneamento de águas residuais urbanas. ESTUDOS/5 Segurança e Saúde no Trabalho*, IDICT, 1.<sup>a</sup> Edição, Lisboa

Davidsson, Å., Lövestedt, C., Cour Jansen, L., Gruvberger, C. e Aspegren, H., (2008), *Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge*, Waste Management 28, pp. 986 – 992

Decisão 2002/358/CE do Conselho, de 25 de Abril de 2002

Decreto n.º 7/2002, de 25 de Março, Diário da República n.º 71/2002 – I Série-A, Ministério dos Negócios Estrangeiros, Lisboa

Decreto-Lei n.º 189/88 de 27 de Maio, Diário da República n.º 123/88 – I Série, Lisboa

Decreto-Lei n.º 186/95, de 27 de Julho, Diário da República n.º 172/95 – I Série-A, Lisboa

Decreto-Lei n.º 313/95, de 24 de Novembro, Diário da República n.º 272/95 – I Série-A, Lisboa

Decreto-Lei n.º 168/99, de 18 de Maio, Diário da República n.º 115/99 – I Série-A, Ministério da Economia, Lisboa

Decreto-Lei n.º 538/99, de 13 de Dezembro, Diário da República n.º 288/99 – I Série-A, Ministério da Economia, Lisboa

Decreto-Lei n.º 312/2001, de 10 de Dezembro, Diário da República n.º 284/2001 – I Série-A, Ministério da Economia, Lisboa

Decreto-Lei n.º 313/2001, de 10 de Dezembro, Diário da República n.º 284/2001 – I Série-A, Ministério da Economia, Lisboa

Decreto-Lei n.º 339-C/2001, de 29 de Dezembro, Diário da República n.º 300/2001 – I Série-A, Ministérios da Economia e do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa

Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, Diário da República n.º 119/2002 – Série I-A, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa

Decreto-Lei n.º 33-A/2005, de 16 de Fevereiro, Diário da República n.º 33/2005 – I Série-A, Ministério das Actividades Económicas e do Trabalho, Lisboa

Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio, Diário da República n.º 105/2007 – I Série, Ministério da Economia e da Inovação, Lisboa

Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto, Diário da República n.º 153/2009 – Série I, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa

Dias, S., Teixeira, E., Laia, C., Kroff, P., Nogueira, R. e Brito, A., (2008), *Bio4gas: Evaluation and analysis of wastewater treatment facilities in the scope of biogas production maximization and energy production optimization*, Bioenergy: Challenges and Opportunities, International Conference and Exhibition on Bioenergy, Universidade do Minho, Guimarães, 6 - 9 de Abril de 2008 – acedido em: 11 de Junho de 2009, em <http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/8385>

Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril

Directiva 2001/77/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Setembro de 2001

Directiva 2003/30/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 8 de Maio

Directiva 2003/55/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Junho

Directiva 2004/08/CE do Parlamento e do Conselho, de 11 de Fevereiro

Duarte, E., (1991), *Digestão anaeróbia e valorização de efluentes de suinicultura*, Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa

Duarte, A. e Anderson, G., (1982), Inhibition modelling in anaerobic digestion, *Water Science and*

El-Fadel, M. e Massoud, M., (2001), *Methane emissions from wastewater management*, *Environmental Pollution* 114, pp. 177-185

EN 12255-8, (2001), *Wastewater treatment plants - Part 8: Sludge treatment and storage*, CEN

EurObserv'ER, (2008), *The state of renewable energies in Europe*, 8th EurObserv'ER Report

Ferreira, L., (1998), *Avaliação do comportamento de um reactor anaeróbio (tipo fluxo pistão) para tratamento e valorização energética de efluentes de suinicultura*, Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 1998

Ferreira, L., (2002), *Valorização dos chorumes suinícolas por co-digestão anaeróbia – a solução centralizada de produção de biogás*, Tese de Mestrado em Tecnologia Alimentar, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa

Ferrer, I., Ponsá, S., Vázquez, F. e Font, X., (2008), *Increasing biogas production by thermal (70°C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion*, *Biochemical Engineering Journal* 42, pp. 186 - 192

Gavala, H., Yenal, U., Skiadas, I., Westermann, P. e Ahring, K., (2003), *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature*, *Water Research* 37, pp. 4561 - 4572

Harasimowicz, M., Orluk, P., Zakrzewska-Trznadel, G. e Chmielewski, A., (2007), *Application of polyimide membranes for biogas purification and enrichment*, *Journal of Hazardous Materials* 144, pp. 698-702

IEA - International Energy Agency (2005), *Biogas production and utilisation*, IEA Bioenergy, Task 37: Energy from biogas and landfill gas

Jingura, R. e Matengaifa, R., (2007), *Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy in Zimbabwe*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13, pp. 1116 - 1120

Kabouris, J., Tezel, U., Pavlostathis, S., Engelmann, M., Dulaney, J., Gillette, R. e Todd, A., (2009), *Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG*, *Bioresource Technology* 100, pp. 3701 - 3705

Kapdi, S., Vijay, V., Rajesh, S. e Prasad, R., (2005), *Biogas scrubbing, compression and storage: perspective and prospectus in Indian context*, *Renewable Energy* 30, pp. 1195-1202

Kassam, Z., Yerushalmi, L. e Guiot, S., (2003), *A market study on the anaerobic wastewater treatment systems*, *Water, Air, and Soil Pollution* 143, pp. 179 - 192

Kim, T., Lee, J. e Lee, M., (2007), *Biodegradability enhancement of textile wastewater by electron beam irradiation*, *Radiation Physics and Chemistry* 76, pp. 1037 – 1041

Kirchmayr, R., Scherzer, R., Baggesen, D., Braun, R. e Wellinger, A., (2003), *Animal by-products and anaerobic digestion. Requirements of the European Regulation (EC) N° 1774/2002*, IEA Bioenergy, Task 37: Energy from biogas and landfill gas

Lay, J., Li, Y. e Noike, T., (1998), *Interaction between Homoacetogens and Methanogens in lake sediments*, *Journal of Fermentation and Bioengineering*, Vol. 86, N.º 5, pp. 467 - 471

Lettinga, G., (1995), *Anaerobic digestion and wastewater treatment systems*, Antonie van Leewenhoek, N.º 67, Kluwer Academic Publishers, pp. 3 - 28

LNEC - Laboratório Nacional de Engenharia Civil, (1985), *Tratamento e destino final de águas residuais municipais e industriais no solo*, ICT, Lisboa

- Lu, J., Gavala, H., Skiadas, I., Mladenovska, Z., Ahring, B., (2008), *Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyperthermophilic prehydrolysis step*, Journal of Environmental Management 88, pp. 881 - 889
- Luostarinen, S., Luste, S. e Sillanpää, M., (2008), *Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant*, Bioresource Technology 100, pp. 79 - 85
- McBean, E., (2008), *Siloxanes in biogases from landfills and wastewaters digesters*, Canadian Journal of Civil Engineering, vol. 35, pp. 431 - 436
- McCarty, P., (2001), *The development of anaerobic treatment and its future*, Water Science and Technology, vol. 44, N.º 8, pp. 149-156
- Metcalf & Eddy, (2003), *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*, McGraw Hill, 4.ª edição, EUA
- Mosteller, K., (2002), *Energy crisis impact on anaerobic digester gas utilization technology. Fuel cells, co-generation, and other options*, South Carolina Environmental Conference
- Neyens, E. e Baeyens, J., (2003), *A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability*, Journal of Hazardous Materials, 98, pp. 51 - 67
- Osorio, F. e Torres, J., (2009), *Biogas purification from anaerobic digestion in a wastewater treatment plant for biofuel production*, Renewable Energy 34, pp. 2164 - 2171
- OTV, (1997), *Traiter et valoriser les boues*, Infinite's Communication, Rennemoulin, França
- Park, W., Hwang, M., Kim, T., Lee, M. e Kim, I., (2009), *Enhancement in characteristics of sewage sludge and anaerobic treatability by electron beam pre-treatment*, Radiation Physics and Chemistry 78, pp. 124 - 129
- Pereira, M., Estronca, T. e Nunes, R. (2006), *Guia de Segurança no Laboratório de Química*, Departamento de Química, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, 2.ª Edição, Coimbra
- Persson, M., JÖNSSON, O. e WELLINGER, A., (2006), *Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection*, IEA Bioenergy, Task 37: Energy from biogas and landfill gas
- Persson, M., (2007), *Biogas upgrading and utilization as vehicle fuel*, The future of biogas in Europe III, European Biogas Workshop, 14 de Junho de 2007, acessado em 14 de Fevereiro de 2009, em; [http://www.ramiran.net/doc07/Biogas%20III/Margareta\\_Persson.pdf](http://www.ramiran.net/doc07/Biogas%20III/Margareta_Persson.pdf)
- Pham, T., Brar, S., Tyagi, R. e Surampalli, R., (2009), *Ultrasonication of wastewater sludge – Consequences on biodegradability and flowability*, Journal of Hazardous Materials 163, pp. 891-898

Pickworth, B., Adams, J., Panter, K. e Solheim, O., (2006), *Maximising biogas in anaerobic digestion by using engine waste heat for thermal hydrolysis pre-treatment of sludge*, Water Science and Technology, vol. 54, n.º 5, pp. 101-108

Pires, A., (2009), *Contribuição para o estudo de avaliação do desempenho de um sistema de estabilização anaeróbia e utilização do gás produzido*, Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente - Perfil Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa

Pires, O., (2007), *Sistemas inteligentes para monitorização e controlo de processos integrados de tratamento biológico de efluentes*, Tese de Doutoramento em Engenharia Química e Biológica, Universidade do Minho

Phothilangka, P., Schoen. M. e Wett, B., (2008), *Benefits and drawbacks of thermal pre-hydrolysis for operational performance of wastewater treatment plants*, Proceedings for IWA Conference on Anaerobic Digestion in Tunis, 2008 – aceso em: 1 de Agosto de 2009, em [www.bio4gas.at](http://www.bio4gas.at)

Popat, S. e Deshusses, M., (2008), *Biological removal of siloxanes from landfill and digester gases: opportunities and challenges*, Environmental Science and Technology, vol. 42, n.º 22, pp. 8510 - 8515

Portaria n.º 57/2002, de 15 de Janeiro, Diário da República n.º 12/2002 – I Série-B, Ministério da Economia, Lisboa

Portaria n.º 58/2002, de 15 de Janeiro, Diário da República n.º 12/2002 – I Série-B, Ministério da Economia, Lisboa

Portaria n.º 59/2002, de 15 de Janeiro, Diário da República n.º 12/2002 – I Série-B, Ministério da Economia, Lisboa

Portaria n.º 60/2002, de 15 de Janeiro, Diário da República n.º 12/2002 – I Série-B, Ministério da Economia, Lisboa

Portaria n.º 762/2002, de 1 de Julho, Diário da República n.º 149/2002 – I Série-B, Ministérios do Equipamento Social, da Saúde e do Trabalho e da Solidariedade, Lisboa

Prescott, L., Harley, J. e Klein, D., (1996), *Microbiology*, 3.ª edição, WCB Publishers

Qasim, S., (1999), *Wastewater treatment plants: planning, design, and operation*, CRC Press, 2<sup>nd</sup> edition, USA

Regulamento (CE) n.º 1774/2002 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 3 de Outubro de 2002

Resolução do Conselho de Ministros n.º 63/2003, de 28 de Abril, Diário da República n.º 98/2003 – I Série-B, Presidência do Conselho de Ministros, Lisboa

Resolução do Conselho de Ministros n.º 171/2004, de 29 de Novembro, Diário da República n.º 280/2004 – I Série-B, Presidência do Conselho de Ministros, Lisboa



- Resolução do Conselho de Ministros n.º 169/2005, de 24 de Outubro, Diário da República n.º 204/2005 – I Série-B, Presidência do Conselho de Ministros, Lisboa
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 104/2006, de 23 de Agosto, Diário da República n.º 162/2006 – I Série, Presidência do Conselho de Ministros, Lisboa
- Ribeiro, N., (1999), Estudos dinâmicos do processo de digestão anaeróbia com vista ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento, Tese de Mestrado em Tecnologia do Ambiente, Universidade do Minho
- Röhr, M. e Wimmerstedt, R., (1990), *A comparison of two commercial membranes used for biogas upgrading*, Desalination 77, pp. 331-345
- Santo, F., (2008), *Editorial: “Na Natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”*, INGENIUM, pp. 5, Maio/Junho 2008
- Shahabati, M., Yerushalmi, L., Haghghat, F., (2009), *Impact of process design on greenhouse gas (GHG) generation by wastewater treatment plants*, Water Research 43, pp. 2679 - 2687
- Sosnowski, P., Wiczorek, A. e Ledakowicz, S., (2003), *Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes*, Advances in Environmental Research 7, pp. 609 - 616
- Stuckey, D. e McCarty, P., (1984), *The effect of thermal pre-treatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge*, Water Research, vol.18, pp. 1343 - 1353
- Taricska, J., Long, D., Chen, J., Hung, Y. e Zou, S., (2009), *Handbook of Environmental Engineering, Volume 8: Biological Treatment Processes*, editado por L. K. Wang *et al.*, Humana Press, pp. 589 - 634
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M. e Neis, U., (2001), *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization*, Water Research, vol. 35, n.º 8, pp. 2003-2009
- Wellinger, A. e Lindberg, A. (2000), *Biogas upgrading and utilisation*, International Energy Agency, IEA Bioenergy, Task 24: Energy from biological conversion of organic waste
- União Europeia, (2000), *Working Document on Sludge*, 3<sup>rd</sup> Draft, ENV.E.3/LM, 27 de Abril de 2000, Bruxelas
- USEPA, (2000), *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 - 1998*, EUA
- USEPA, (2007), *Opportunities for and benefits of combined heat and power at wastewater treatment facilities*, Combined Heat and Power Partnership, EUA
- USEPA, (2008a), *Catalog of CHP Technologies*, Combined Heat and Power Partnership, EUA
- USEPA, (2008b), *Combined Heat and Power - Energy Savings and Energy Reliability for Wastewater Treatment Facilities*, Combined Heat and Power Partnership, EUA

Van Lier, J., Tilche, A., Ahring, B., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., Pol, L. Lens, P. e Verstraete, W., (2001), *New perspectives in anaerobic digestion*, Water Science and Technology, Vol. 43, N.º 1, pp. 1 - 18, IWA Publishing

Vera, M., (2007), *Improved anaerobic digestion with ultrasound disintegration. Proceedings of Hawaii Water Environment Association, Oahu, Pre-Conference Session, 6 February 2007*

Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F. e Verstraete, W., (2000), *Anaerobic digestion of ozonized biosolids*, Water Research, Vol. 34, N.º 8, pp. 2330 – 2336

WEF, (1998), *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, Water Environment Federation Manual of Practice N.º 8, Volume 3, fourth edition, EUA

Wett, B., Buchauer, K. e Fimml, C. (2007), *Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems*, Proceedings for IWA Leading Edge Technology Conference in Singapore, 21-24 de Setembro de 2007 – acedido em: 1 de Agosto de 2009, em [www.bio4gas.at](http://www.bio4gas.at)

<http://www.gulfcoastchp.org/WhatIsCHP/Technologies>, acedido em 14 de Julho de 2009

<http://insaar.inag.pt>, acedido em 15 de Outubro de 2009

<http://www.turbomar.pt>, acedido em 10 de Agosto de 2009

<http://www.epa.gov/CHP/basic/index.html>, acedido em 3 de Março de 2009

<http://www.edp.pt>, acedido em 20 de Agosto de 2009

<http://www.dge.pt>, acedido em 20 de Agosto de 2009

## ANEXO I

---

Representação esquemática de um sistema de digestão anaeróbia de lamas e de cogeração



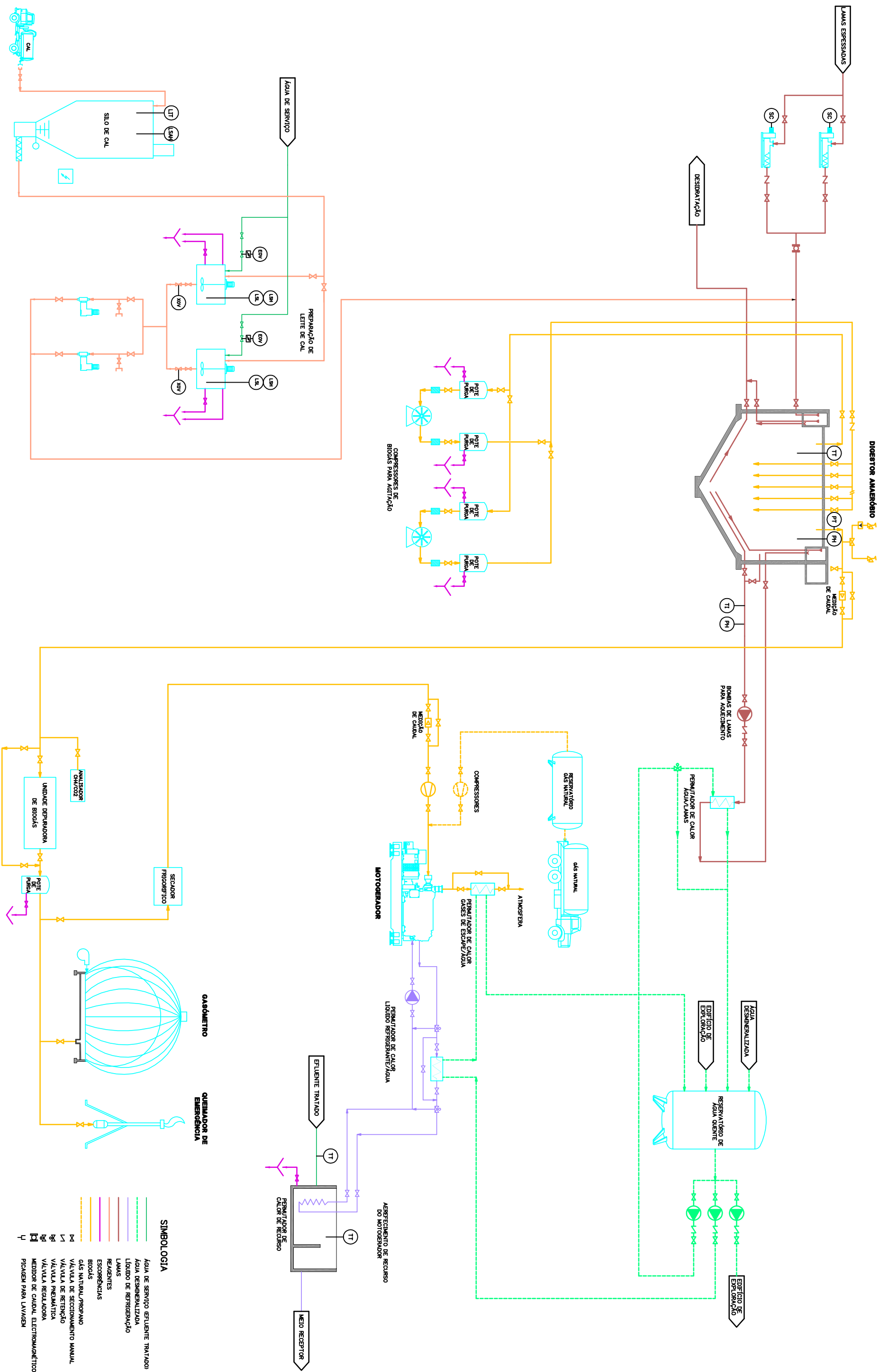


FIGURA I.1 - Representação esquemática das etapas de digestão anaeróbica e cogeração numa ETAR



## ANEXO II

---

Ficha de inquérito tipo





Margarida Monte  
Alameda dos Oceanos, lt. 2.03.07 – 3º B  
1990-136 LISBOA  
Tel: 966 487 142  
E-mail: [margaridadomonte@hotmail.com](mailto:margaridadomonte@hotmail.com)

Exmo. Senhor  
Director de Exploração  
SIMRIA, S.A.  
Rua Capitão Sousa Pizarro, 60  
3810-076 AVEIRO

**ASSUNTO:** Pedido de dados para elaboração de tese de mestrado em Engenharia Sanitária

Lisboa, 6 de Julho de 2009

Exmo. Senhor Director

Encontro-me presentemente a desenvolver a tese de mestrado em Engenharia Sanitária, pela Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, intitulada “*Contributo para o estudo da valorização energética de biogás em ETAR*”, sob orientação do Prof. Doutor António Pedro Mano.

Os principais objectivos do estudo consistem na avaliação das condições técnicas em que a valorização energética do biogás produzido na digestão anaeróbia de lamas em ETAR poderá ser uma solução economicamente sustentável, bem como na determinação de indicadores de desempenho e de custos de investimento e de exploração que possam ser utilizados pelas entidades gestoras e pelas equipas de projecto.

O sucesso desta última componente do estudo está condicionado pela obtenção de um conjunto significativo de dados relacionados, essencialmente, com a exploração de instalações. Nesse sentido, ficaria muito grata se pudesse contar com a colaboração da SIMRIA, S.A., através do preenchimento da ficha anexa para as ETAR do sistema que contemplem as etapas de digestão anaeróbia e cogeração e que considere pertinente integrarem o referido estudo.

Peço a Vossa autorização para apresentar os dados disponibilizados na dissertação em epígrafe, comprometendo-me a não os utilizar ou divulgar para outros fins.

Encontro-me disponível para qualquer esclarecimento adicional.

Agradecendo antecipadamente a Vossa colaboração, subscrevo-me com a mais elevada consideração.

Atenciosamente,

Margarida Monte

**Anexo:** *Ficha de inquérito*



Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DESIGNAÇÃO DA ETAR:** \_\_\_\_\_

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO** População: \_\_\_\_\_ hab. eq.  
Caudal: \_\_\_\_\_ m<sup>3</sup>/dia

**CUSTO DE INVESTIMENTO** *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento \_\_\_\_\_  
Digestão anaeróbia \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq  
Sistema de co-geração \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**

Lamas a digerir: Primárias \_\_\_\_\_ m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias \_\_\_\_\_ m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: \_\_\_\_\_ °C

Tipo de equipamento de co-geração: \_\_\_\_\_

Potência eléctrica instalada: \_\_\_\_\_ kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? \_\_\_\_\_  
Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Outras observações relevantes: \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DADOS DE EXPLORAÇÃO** (período 2006-2008)

Mês-Ano	Q efluente tratado m <sup>3</sup> /mês	Carga orgânica afluente kg/dia ou mg/L	Biogás produzido m <sup>3</sup> /mês	Energia eléctrica comprada à EDP kWh/mês	Energia eléctrica produzida kWh/mês	Gás natural consumido <sup>(1)</sup> m <sup>3</sup> /mês
Jan-06						
Fev-06						
Mar-06						
Abr-06						
Mai-06						
Jun-06						
Jul-06						
Ago-06						
Set-06						
Out-06						
Nov-06						
Dez-06						
<b>Total 2006</b>						
Jan-07						
Fev-07						
Mar-07						
Abr-07						
Mai-07						
Jun-07						
Jul-07						
Ago-07						
Set-07						
Out-07						
Nov-07						
Dez-07						
<b>Total 2007</b>						
Jan-08						
Fev-08						
Mar-08						
Abr-08						
Mai-08						
Jun-08						
Jul-08						
Ago-08						
Set-08						
Out-08						
Nov-08						
Dez-08						
<b>Total 2008</b>						

<sup>(1)</sup> Ou outro combustível utilizado para o aquecimento das lamas, em substituição do biogás

## ANEXO III

---

Respostas das entidades gestoras ao inquérito



Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

DESIGNAÇÃO DA ETAR: ETAR de Évora

DADOS DE DIMENSIONAMENTO População: 47702 hab. eq.  
Caudal: 9987 m<sup>3</sup>/dia

CUSTO DE INVESTIMENTO *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento 2005  
Digestão anaeróbia \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq  
Sistema de co-geração \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO

Lamas a digerir: Primárias 74 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias 13 m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: \_\_\_\_\_ °C

Tipo de equipamento de co-geração: Grupo de cogeração a biogás, com 1 motor/mod CES 170 M

Potência instalada: 180 kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Óleos e Gorduras e escumas  
Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem? Provenientes de outras ETAR da AdCA  
Quantidade- não existe caudalímetro diferenciado para este resíduos

Outras observações relevantes: Os dados de dimensionamento referem-se ao ano o do projecto.  
Os dados referentes à quantidade de lamas primárias e secundárias referem-se à média real do ano de 2009.  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DADOS DE EXPLORAÇÃO** (período 2006-2008)

Mês-Ano	Q efluente tratado	Carga orgânica afluente	Biogás produzido	Energia eléctrica comprada à EDP	Energia eléctrica produzida	Gás natural consumido <sup>(1)</sup>
	m <sup>3</sup> /mês	(CBO <sub>5</sub> ) mg/L	m <sup>3</sup> /mês	kWh/mês	kWh/mês	m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	186 166	(*)	(**)	2 164	(***)	
Fev-06	168 150	(*)	(**)	3 023	(***)	
Mar-06	186 166	(*)	(**)	1 864	(***)	
Abr-06	331 348	(*)	(**)	60 767	(***)	
Mai-06	286 062	(*)	(**)	91 439	(***)	
Jun-06	259 645	880	(**)	141 252	(***)	
Jul-06	224 715	230	(**)	129 350	(***)	
Ago-06	215 931	168	(**)	116 977	(***)	
Set-06	144 134	450	5 771	177 662	(***)	
Out-06	202 338	200	5 506	136 567	(***)	
Nov-06	342 252	97	12 058	140 934	(***)	
Dez-06	403 686	99	8831	123 418	(***)	
<b>Total 2006</b>	<b>2 950 593</b>		<b>32 166</b>	<b>1 125 417</b>		
Jan-07	308 980	420	25 537	140 720	1 820	
Fev-07	383 764	273	23 936	154 988	260	
Mar-07	339 070	367	29 431	123 560	24 180	
Abr-07	312 595	346	27 211	103 666	47 450	
Mai-07	312 703	418	24 243	106 315	36 530	
Jun-07	272 420	378	27 580	106 835	45 760	
Jul-07	245 781	360	29 849	96 495	51 090	
Ago-07	245 781	388	25 947	87 383	48 360	
Set-07	237 853	318	21 937	114 860	31 460	
Out-07	245 763	306	29 817	85 394	48 360	
Nov-07	237 835	407	26 628	86 254	44 590	
Dez-07	245 781	423	26 433	81 812	47 710	
<b>Total 2007</b>	<b>3 388 328</b>	<b>4 403</b>	<b>318 549</b>	<b>1 288 282</b>	<b>427 570</b>	
Jan-08	245 781	320	23 644	94 952	40 040	
Fev-08	229 907	375	22 512	107 828	36 790	
Mar-08	245 777	420	23 682	110 277	42 900	
Abr-08	388 995	294	23 216	99 898	46 280	
Mai-08	359 931	320	24 128	109 333	44 200	
Jun-08	320 120	330	24 703	116 617	45 370	
Jul-08	216 897	330	27 192	97 563	55 900	
Ago-08	330 791	333	20 049	103 786	45 630	
Set-08	320 084	420	22 928	144 917	16 900	
Out-08	330 773	290	27 279	103 112	57 460	
Nov-08	290 352	417	18 011	125 048	26 390	
Dez-08	329 207	308	22 117	86 023	40 040	
<b>Total 2008</b>	<b>3 608 615</b>	<b>4 157</b>	<b>279 461</b>	<b>1 299 354</b>	<b>497 900</b>	

<sup>(1)</sup> Ou outro combustível utilizado para o aquecimento das lamas, em substituição do biogás

(\*) ETAR em obra

(\*\*) Ainda não se produzia biogás

(\*\*\*) Ainda não se produzia energia



Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DESIGNAÇÃO DA ETAR:** ETAR do Choupal

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO** População: 200 000 hab. eq.  
Caudal: 25 000 m<sup>3</sup>/dia

**CUSTO DE INVESTIMENTO** *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento \_\_\_\_\_  
Digestão anaeróbia \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq  
Sistema de co-geração \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**

Lamas a digerir: Mistas 70 m<sup>3</sup>/dia  
\_\_\_\_\_ - m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 37 °C

Tipo de equipamento de co-geração: Turbina de cogeração

Potência instalada: 30 kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Não.

Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem?  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Outras observações relevantes:  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DADOS DE EXPLORAÇÃO** (período 2006-2008)

Mês-Ano	Q efluente tratado	Carga orgânica afluente	Biogás produzido	Energia eléctrica comprada à EDP	Energia eléctrica produzida	Gás natural consumido <sup>(1)</sup>
	m <sup>3</sup> /mês	mg/L	m <sup>3</sup> /mês	kWh/mês	kWh/mês	m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	881820	322	46365	57854	35200	
Fev-06	796688	315	24167	58747	23400	
Mar-06	994700	272	48306	54737	35500	
Abr-06	913655	291	33327	52762	35650	
Mai-06	817893	314	29490	55335	32650	
Jun-06	733377	309	35645	74314	35850	
Jul-06	813303	270	28848	55116	30290	
Ago-06	659666	286	20865	66685	23080	
Set-06	731885	312	25895	61113	25320	
Out-06	1223695	279	30068	70229		
Nov-06	1495252	283	33735	71440		
Dez-06	1335245	292	30495	84831		
<b>Total 2006</b>	<b>11397179</b>	<b>3545</b>	<b>387206</b>	<b>763163</b>	<b>276940</b>	
Jan-07	764359	345	37360	86789		
Fev-07	976818	320	35224	77040		
Mar-07	892034	319	19572	87594		
Abr-07	692362	337	6725	81442		
Mai-07	845030	322	40108	88782		
Jun-07	823815	307	35350	89429		
Jul-07	697209	350	31659	82625		
Ago-07	595652	351	24744	83976		
Set-07	640084	331	18098	92211		
Out-07	740819	339	20854	90100		
Nov-07	748361	338	26112	88387		
Dez-07	798292	374	30869	92596		
<b>Total 2007</b>	<b>9214835</b>	<b>4033</b>	<b>326675</b>	<b>1040971</b>	<b>0</b>	
Jan-08	1183957	292	26441	79120		
Fev-08	819227	312	10324	87297		
Mar-08	828047	396	3658	91854		
Abr-08	1477000	247	14090	90137		
Mai-08	984169	302	25948	69629		
Jun-08	801722	326	27614	58401	5697	
Jul-08	784387	327	25745	62469	16121	
Ago-08	711311	332	27184	106797	10793	
Set-08	846935	297	24362	0	13185	
Out-08	909995	338	26457	75594	16512	
Nov-08	810000	323	32689	80334	14595	
Dez-08	1133129	290		87088	11952	
<b>Total 2008</b>	<b>11289879</b>	<b>3782</b>	<b>244512</b>	<b>888720</b>	<b>88855</b>	

<sup>(1)</sup> Ou outro combustível utilizado para o aquecimento das lamas, em substituição do biogás



Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DADOS DE EXPLORAÇÃO** (período 2006-2008)

Mês-Ano	Q tratado m <sup>3</sup> /mês	Carga orgânica afluente mg/L	Biogás produzido m <sup>3</sup> /mês	Energia eléctrica consumida [EDP] kW/mês	Energia eléctrica produzida kW/mês	Gás natural consumido <sup>(1)</sup> m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	227 297	495	44 335	159 950	50 000	
Fev-06	156 965	507	19 017	162 569	40 124	
Mar-06	203 871	392	17 337	192 269	29 992	
Abr-06	218 984	407	32 303	168 943	57 122	
Mai-06	293 741	484	41 385	185 848	48 180	
Jun-06	295 967	480	42 621	222 353	1 878	
Jul-06	276 335	480	40 353	205 495	16 382	
Ago-06	274 773	491	34 830	170 882	55 147	
Set-06	292 650	422	47 373	208 853	17 812	
Out-06	344 890	388	45 276	167 929	83 392	
Nov-06	285 233	515	41 251	152 574	79 731	
Dez-06	327 899	496	44 220	173 300	80 568	
<b>Total 2006</b>						
Jan-07	296 369	452	52 477	173 224	74 482	
Fev-07	309 368	443	44 779	148 161	70 554	
Mar-07	327 451	390	53 078	275 354	17 190	
Abr-07	314 093	557	53 779	201 047	51 007	
Mai-07	355 953	464	65 814	164 783	100 677	
Jun-07	325 434	429	52 984	159 531	96 362	
Jul-07	260 310	422	42 537	168 899	81 739	
Ago-07	299 807	508	48 593	167 181	83 621	
Set-07	301 154	596	39 577	217 579	18 224	
Out-07	307 425	629	45 697	235 943		
Nov-07	291 965	494	59 344	231 536		
Dez-07	311 309	490	63 890	242 160		
<b>Total 2007</b>						
Jan-08	307 584	575	37 820	253 394		
Fev-08	295 199	424	42 442	240 010		
Mar-08	302 251	490	45 158	240 892	245	
Abr-08	327 563	600	57 708	250 736		
Mai-08	329 159	644	57 135	273 071		
Jun-08	276 530	640	47 969	208 083		
Jul-08	272 392	590	39 003	5 305	7 030	
Ago-08	228 358	806	29 793	87 202	31 272	
Set-08	284 284	597	44 311	204 710	40 026	
Out-08	313 420	472	52 597	245 090	411	
Nov-08	319 245	537	39 498	232 769		
Dez-08	363 678	567	49 248	255 115		
<b>Total 2008</b>						

<sup>(1)</sup> Ou outro combustível utilizado para o aquecimento das lamas, em substituição do biogás

### FICHA DE INQUÉRITO

**DESIGNAÇÃO DA ETAR:** ETAR de Sesimbra

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO** População: 30.000 hab. eq. (Ano HP)  
Caudal: 6.000 m<sup>3</sup>/dia

**CUSTO DE INVESTIMENTO** *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*  
Ano do investimento 2009  
Digestão anaeróbia -- € cc -- € eq  
Sistema de co-geração 32.279,76 € € cc 325.940,60 € € eq + ie

### PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO

Lamas a digerir: Primárias 86 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias -- m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 35 - 36 °C

Tipo de equipamento de co-geração: 2x Motor com alternador

Potência instalada: 2 x 60 kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Não  
Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem?  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Outras observações relevantes: - Caudal médio 2008 - 3.011 m<sup>3</sup>/dia  
- Tratamento biológico - biofiltração  
- Lamas resultantes das lavagens dos biofiltros encaminhadas para a decantação primária.  
- O investimento na Digestão Anaeróbia foi feito pela C.M. Sesimbra na construção inicial da ETAR em 2001.

Mês-Ano	Q tratado	Carga orgânica afluente	Energia eléctrica consumida	Energia eléctrica produzida	Outro combustível consumido
	m <sup>3</sup> /mês	mg/l	kW/mês	kW/mês	m <sup>3</sup> /mês
Jan-08					
Fev-08					
Mar-08					
Abr-08					
Mai-08					
Jun-08					
Jul-08					
Ago-08					
Set-08					
Out-08					
Nov-08	81.466	188	69.724	6.847	0
Dez-08	94.063	126	64.627	9.162	0
<b>Tot. 2008</b>	-	-	-	-	-
Jan-09	101.981	145	68.683	8.256	0
Fev-09	72.360	169	56.632	9.135	0
Mar-09	77.183	270	61.179	8.721	0
Abr-09	84.208	239	56.482	14.699	0
Mai-09	80.885	276	61.239	9.110	0
Jun-09	89.804	286	58.828	7.919	0

Arranque da Co-Geração em Novembro de 2008

Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

DESIGNAÇÃO DA ETAR: ETAR DO BARREIRO/MOITA

DADOS DE DIMENSIONAMENTO População: 295000 hab. eq.  
Caudal: 64790 m<sup>3</sup>/dia

CUSTO DE INVESTIMENTO *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento	De 2008 a 2010	
<b>Digestão anaeróbia</b>	<u>555000</u> € cc	<u>                    </u> € eq
Digestores	<u>                    </u>	<u>14500</u>
Circuito aquecimento de lamas	<u>                    </u>	<u>85800</u>
Agitação dos digestores	<u>                    </u>	<u>235000</u>
Circuito de biogás (inclui gasímetro)	<u>35000</u>	<u>140000</u>
circuito água quente	<u>                    </u>	<u>50000</u>
	<u>                    </u>	<u>                    </u>
	<u>                    </u>	<u>                    </u>
<b>Sistema de co-geração</b>	<u>173000</u> € cc	<u>629300</u> € eq
	<u>                    </u>	<u>                    </u>
<b>Sistemas "Periféricos"</b>		
Tanque de lamas espessadas	<u>                    </u> € cc	<u>23500</u> € eq
Tanque de lamas digeridas	<u>                    </u> € cc	<u>10000</u> € eq

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO

Lamas a digerir: Primárias 108,7 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias 227,8 m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 35 °C

Tipo de equipamento de co-geração: 1 grupo de cogeração

Potência instalada: 598 kW





Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DESIGNAÇÃO DA ETAR:** ETAR do Seixal

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO** População: 156000 hab. eq.  
Caudal: 43850 m<sup>3</sup>/dia

**CUSTO DE INVESTIMENTO** *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento	<u>2008-2010</u>		
Digestão anaeróbia	<u>554793,65</u> € cc	<u>769289,34</u> € eq	
Sistema de co-geração	<u>43851,42</u> € cc	<u>255948,65</u> € eq	

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**

Lamas a digerir: Primárias 136 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias 117 m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 35 °C

Tipo de equipamento de co-geração: Motogerador misto (biogás/gás natural)

Potência instalada: 306 kW

**DESIGNAÇÃO DA ETAR**

ETAR Norte - Simria

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO**População 272 000 hab. eq. (Ano 2018)Caudal 48 705 m<sup>3</sup>/dia (Ano 2018)**CUSTO DE INVESTIMENTO**

12,3 milhões de euros

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**Lamas a digerir 617 m<sup>3</sup>/diaTemperatura média digestão 36 °CTipo equipamento co-geração motogerador alimentado a biogás ou gás naturalPotência instalada 4000 kVA (Rede)  
2 Un. x 360 kW (Co-geração)Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Não

Mês - Ano	Q Tratado	Carga Orgânica Afluente	Energia Eléctrica Consumida	Energia Eléctrica Produzida	Gás Natural Consumido
	m <sup>3</sup> /mês	mg/l	kWh/mês	kWh/mês	m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	527 972	335	162 256	0	7 628
Fev-06	468 252		149 411	0	5 722
Mar-06	796 722		173 917	0	10 512
Abr-06	819 247		184 386	0	3 599
Mai-06	643 213		197 173	0	6 158
Jun-06	579 436		169 507	0	2
Jul-06	590 160		166 370	0	0
Ago-06	565 871		209 994	0	0
Set-06	603 655		189 117	0	0
Out-06	810 980		268 285	0	323
Nov-06	977 301		277 605	0	6 143
Dez-06	1 244 333		295 338	0	10 898
<b>Total 2006</b>	<b>8 627 142</b>	<b>335</b>	<b>2 443 359</b>	<b>0</b>	<b>50 985</b>
Jan-07	757 080	322	318 948	0	8 134
Fev-07	1 096 187		213 798	0	2 055
Mar-07	907 838		195 516	0	1 488
Abr-07	788 261		528 330	0	1 169
Mai-07	747 654		0	0	9 682
Jun-07	795 157		316 142	3 810	2 951
Jul-07	689 534		301 081	0	3 710
Ago-07	645 589		282 060	0	5 165
Set-07	625 806		280 207	0	2 756
Out-07	661 645		262 375	0	8 793
Nov-07	661 054		265 286	0	4 705
Dez-07	649 017		239 539	0	7 064
<b>Total 2007</b>	<b>9 024 822</b>	<b>322</b>	<b>3 203 282</b>	<b>3 810</b>	<b>57 672</b>
Jan-08	847 279	307	288 534	0	2 325
Fev-08	788 821		290 410	0	1 190
Mar-08	665 672		274 341	0	3 076
Abr-08	1 104 609		276 913	0	523
Mai-08	878 576		273 798	0	6 490
Jun-08	838 405		272 372	0	4 635
Jul-08	672 129		269 164	0	2 485
Ago-08	668 838		273 345	0	0
Set-08	703 980		276 955	0	3
Out-08	663 590		252 108	12 210	147
Nov-08	653 987		255 128	10 040	0
Dez-08	944 107		255 270	0	1 559
<b>Total 2008</b>	<b>9 429 993</b>	<b>307</b>	<b>3 258 338</b>	<b>22 250</b>	<b>22 433</b>

**DESIGNAÇÃO DA ETAR**

ETAR Sul - Simria

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO**População 159 700 hab. eq. (Ano 2018)Caudal 39 278 m<sup>3</sup>/dia (Ano 2018)**CUSTO DE INVESTIMENTO**

13,2 milhões de euros

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**Lamas a digerir 304 m<sup>3</sup>/diaTemperatura média digestão 36 °CTipo equipamento co-geração motogerador alimentado a biogás ou gás naturalPotência instalada 1000 kVA (Rede)  
725 kW (Co-geração)Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Não

Mês - Ano	Q Tratado	Carga Orgânica Afluente	Energia Eléctrica Consumida	Energia Eléctrica Produzida	Gás Natural Consumido
	m <sup>3</sup> /mês	mg/l	kWh/mês	kWh/mês	m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	389 177	406	169 390	0	812
Fev-06	348 821		130 401	0	69
Mar-06	442 521		155 479	0	3 441
Abr-06	435 119		153 542	0	0
Mai-06	407 373		169 544	0	25
Jun-06	365 048		245 018	0	34
Jul-06	368 417		183 809	0	167
Ago-06	382 996		189 447	0	194
Set-06	375 821		178 462	0	564
Out-06	421 291		201 116	0	115
Nov-06	514 287		140 311	0	858
Dez-06	623 965		132 426	0	372
<b>Total 2006</b>	<b>5 074 836</b>	<b>406</b>	<b>2 048 945</b>	<b>0</b>	<b>6 651</b>
Jan-07	360 226	369	138 937	0	317
Fev-07	543 191		142 677	0	25
Mar-07	442 444		168 397	0	309
Abr-07	430 832		298 504	0	66
Mai-07	434 295		0	0	60
Jun-07	454 270		200 959	0	2 191
Jul-07	413 828		175 177	0	44
Ago-07	407 606		160 030	0	1 104
Set-07	355 837		156 449	0	4 388
Out-07	367 685		148 917	0	914
Nov-07	361 441		182 801	0	6
Dez-07	360 315		146 578	0	97
<b>Total 2007</b>	<b>4 931 970</b>	<b>369</b>	<b>1 919 426</b>	<b>0</b>	<b>9 521</b>
Jan-08	440 841	432	157 368	0	21
Fev-08	422 837		172 370	0	0
Mar-08	373 088		157 024	0	3
Abr-08	534 166		172 178	0	62
Mai-08	452 144		165 847	0	4
Jun-08	450 238		168 784	0	70
Jul-08	391 679		165 354	0	4 260
Ago-08	371 618		186 749	0	6
Set-08	356 927		189 557	0	26
Out-08	336 235		188 627	0	194
Nov-08	354 549		177 278	0	88
Dez-08	492 261		162 828	0	0
<b>Total 2008</b>	<b>4 976 583</b>	<b>432</b>	<b>2 063 964</b>	<b>0</b>	<b>4 734</b>

FICHA DE INQUÉRITO

DESIGNAÇÃO DA ETAR: ETAR NORTE DE LEIRIA

DADOS DE DIMENSIONAMENTO População: 248 000 hab. eq.  
Caudal: 38 000 m<sup>3</sup>/dia

CUSTO DE INVESTIMENTO *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento	<u>2005-2008</u>		
Digestão anaeróbia	<u>1 230 000</u>	€ cc	<u>622 000</u> € eq
Sistema de co-geração	<u>75 000</u>	€ cc	<u>926 000</u> € eq

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO

Lamas a digerir: Primárias 300 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias 800 m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 35 °C

NOTA: Os valores de lamas primárias e secundárias apresentados referem-se às lamas a espessar que após espessamento se traduzem em cerca de 250m<sup>3</sup>/dia (afluentes à digestão)

Tipo de equipamento de co-geração: \_\_\_\_\_

Potência instalada: 1200 kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Sim

Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem? Efluentes de suinicultura  
280m<sup>3</sup>/dia

Outras observações relevantes: Os valores de investimento datam de 2003. Para actualização aplicar coeficiente 1,25 para equipamentos e 1,18 para Construção Civil;

Instalações eléctricas da cogeração não incluídas:  
Quadro Cogeração 46,000€; Transformador 45,000€  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

FICHA DE INQUÉRITO

**DESIGNAÇÃO DA ETAR:** ETAR de Olhalvas

**DADOS DE DIMENSIONAMENTO** População: 59596 hab. eq. em H.P. (2035)  
Caudal: 8105 m<sup>3</sup>/dia em H.P. (2035)

**CUSTO DE INVESTIMENTO** *(se possível, discriminado por construção civil e equipamento)*

Ano do investimento \_\_\_\_\_  
Digestão anaeróbia \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq  
Sistema de co-geração \_\_\_\_\_ € cc \_\_\_\_\_ € eq

**PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ETAPAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E DE CO-GERAÇÃO**

Lamas a digerir: Primárias 150 m<sup>3</sup>/dia  
Secundárias 117 m<sup>3</sup>/dia

Temperatura média de digestão: 35 °C

Tipo de equipamento de co-geração: \_\_\_\_\_

Potência instalada: 150 kW

Recebem resíduos de outra natureza para digestão? Não

Qual a natureza dos resíduos e que quantidade recebem?  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Outras observações relevantes: NOTA: Os valores de lamas primárias e secundárias apresentados referem-se às lamas a espessar que após espessamento se traduzem em cerca de 65m<sup>3</sup>/dia (afluentes à digestão)

Tese de mestrado em Engenharia Sanitária  
Contributo para valorização energética de biogás em ETAR

FICHA DE INQUÉRITO

**DADOS DE EXPLORAÇÃO** *(período 2006-2008)*

Mês-Ano	Q tratado m <sup>3</sup> /mês	Carga orgânica afluente kg/dia ou mg/L	Energia eléctrica consumida kWh/mês	Energia eléctrica produzida kWh/mês	Gás natural consumido <sup>(1)</sup> m <sup>3</sup> /mês
Jan-06	110441		45474	14917	
Fev-06	111315		52184	16728	
Mar-06	134859		62677	18355	
Abr-06	127582		61604	19676	
Mai-06	85403		57816	16491	
Jun-06	91764		72614	21279	
Jul-06	80399		80632	17376	
Ago-06	80368		63246	15506	
Set-06	86682		65158	15739	
Out-06	161236		68958	15259	
Nov-06	200493		65909	14618	
Dez-06	195620		70350	9554	
<b>Total 2006</b>					
Jan-07	107735		58255	18249	
Fev-07	162814		63399	21121	
Mar-07	125483		79069	21146	
Abr-07	103346	200	85950	22518	
Mai-07	104375		79325	19970	
Jun-07	96798		96387	37689	
Jul-07	93571	120	47150		
Ago-07	85657	310	58808	14461	
Set-07	86965	330	80822	17428	
Out-07	84743		75850	17532	
Nov-07	101076		116609	17532	
Dez-07	110207		100841	12113	
<b>Total 2007</b>					
Jan-08	107733	190	112395	13064	
Fev-08	93404	150	124822	25491	
Mar-08	97066	170	99030	23354	
Abr-08	141613	215	75754	21715	
Mai-08	123219	130	99453	25405	
Jun-08	88475	195	89572	22049	
Jul-08	91496	185	78368	21465	
Ago-08	90120	135	95837	19306	
Set-08	93806	215	83457	16769	
Out-08	102668	130	15901	15901	
Nov-08	101199	120	14126	14126	
Dez-08	142052	-	15868	15868	
<b>Total 2008</b>					

<sup>(1)</sup> Ou outro combustível utilizado para o aquecimento das lamas, em substituição do biogás









## Parâmetros de análise e Controlo de Biogás na ETAR de São João da Talha. Ano de 2008.

		Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Média (2008)
<b>Funcionamento de Instalação</b>														
<b>Energia</b>	Tarifa média de compra à rede €/MWh	55,40 €	53,80 €	51,90 €	56,20 €	53,20 €	52,20 €	49,00 €	55,60 €	58,20 €	62,00 €	60,60 €	59,30 €	56
	Receitas obtidas de venda à rede €/mês	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	KWh produzidos mês	72244	76303	83803	72060	70805	81685	91620	68930	63244	58930	51040	53415	70340
	KWh exportados rede mês	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	kwh adquiridos à rede mês	177613	162155	151729	175090	160298	160658	151079	166434	170305	170058	183830	201952	169267
<b>Motores de Cogeração</b>														
	Potência eléctrica instalada (kW)	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	2 x 152	
	Caudal nominal unitário (Nm <sup>3</sup> /h)	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	63
	Rendimento eléctrico	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%	92,80%
	nº grupos motogeradores	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Energia Produzida. Motor 1	72219	60995	37530	25390	30555	19915	40895	32240	0	26320	10110	0	29681
	Energia Produzida. motor 2	25	15308	46273	46670	40250	61770	50725	36690	63244	32610	40930	53415	40659
	Energia Produzida. Motor 3 NÃO EXISTE													
	Nº horas de funcionamento. Motor 1	656	546	290	263	269	180	390	335	0	286	89	0	275
	Nº horas de funcionamento. Motor 2	0,25	135	396	389	353	673	438	301	660	312	417	505	382
	Nº horas de funcionamento. Motor 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Custos de manutenção motores €/mês (a)	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2 612,62 €	2613
<b>Biogás</b>														
	Volume produzido mês (m <sup>3</sup> /mês) (b)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Volume admitido p/ cogeração (m <sup>3</sup> /mês)	34358	37300	42635	35443	42575	41797	51799	44072	37790	35040	31004	27002	38401
	Volume admitido à "flare" (m <sup>3</sup> /mês) (c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Volume utilizado p/ agitação (m <sup>3</sup> /mês) (d)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Teor médio de metano no biogás (%)	65,03		62,91	63,71	67,48		66,71		66,2		64,52		65
<b>ETAR</b>														
	Caudal Água Residual tratada (m <sup>3</sup> /mês)	369010	365660	335150	385100	353490	304450	308790	285220	300500	342220	334660	372850	338092
	Lamas desidratadas (m <sup>3</sup> /mês) em TON/mês	300,6	347,16	281,42	240	177,16	238,06	274,78	303,1	206,52	159,4	119,3	145,36	233
	Lamas desidratadas( % média MS/mês)	23,5	27,9	27,5	26	24,2	24,5	22,3	21,8	24,7	29,2	29	26,8	26
	Lamas afluentes a digestor (m <sup>3</sup> /mês)	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim	sem caudalim
	Lama entrada digestor % ST (em g/L)	27,9	14,0	24,7	33,3	20,2	20,3	22,2	13,4	20,5	15,1	14,8	24,7	21
	Lama entrada digestor % SV (em g/L)	17,2	9,2	17,2	20,0	14,5	13,4	15,3	8,3	14,0	9,9	10,2	16,2	14
	Lama saída digestor % ST (em g/L)	11,8	13,2	11,6	10,9	11,7	5,4	21,5	11,7	10,8	9,3	6,4	12,8	11
	Lama saída digestor % SV (em g/L)	6,8	7,6	6,5	5,8	6,4	2,8	15,9	6,5	5,5	4,5	2,6	6,7	6
<b>Dimensionamento</b>														
	Volume do digestor (m <sup>3</sup> )	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	2 x 1500	
	Tempo digestão de lamas (d)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Carga Mássica Kg SV (m <sup>3</sup> / dia)	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107	6107
	Mistura completa (S/N)	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Agitação Digestor c/ biogás (S/N)	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Agitação Digestor mecânica (S/N)	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
	% ST	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido
	% SV	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido	não referido
	Biogás produzido (m <sup>3</sup> /mês)	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000	78000
	Gasómetro Volume unitário (m <sup>3</sup> )	750	750	750	750	750	750	750	750	750	750	750	750	750
	nº Gasómetros	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Aquecimento Caldeira (S/N)	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Aquecimento Cogeração (S/N)	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Capacidade de ligação à rede atribuída pelo PIP (kVA)	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso	em curso

(a)- Manutenção forneceu custo Global de 2008. Dividiu-se por 12 meses.

(b)- Não existe medição de caudal do total de biogás produzido

(c)- Não existe medição de caudal de biogás dirigido à tocha

## ANEXO IV

---

Cenários de investimento. Cálculos



Quadro A.IV.1  
Cenários de investimento - ETAR para 25 000 e.p.

Ano	FA	Cenário 0 ICF (€)	Energia consumida kWh/ano	CE Cenário 0 €	CTA Cenário 0 €	Cenário A ICF (€)	CM (€)	Energia consumida kWh/ano	Energia produzida kWh/ano	CE Cenário A €	CTA Cenário A €	CE Cenário B €	Proveito Cenário B €	CTA Cenário B €			
2009	1,000	707 760	0	0	707 760	1 515 980	0	0	0	0	1 515 980	0	0	1 515 980			
2010	0,971	0	1 487 772	119 022	115 555	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	73 842	95 217	32 029	64 008			
2011	0,943	0	1 487 772	119 022	112 189	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	71 691	95 217	32 029	62 144			
2012	0,915	0	1 487 772	119 022	108 922	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	69 603	95 217	32 029	60 334			
2013	0,888	0	1 487 772	119 022	105 749	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	67 576	95 217	32 029	58 577			
2014	0,863	0	1 487 772	119 022	102 669	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	65 608	95 217	32 029	56 871			
2015	0,837	0	1 487 772	119 022	99 679	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	63 697	95 217	32 029	55 214			
2016	0,813	0	1 487 772	119 022	96 776	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	61 842	95 217	32 029	53 606			
2017	0,789	0	1 487 772	119 022	93 957	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	60 040	95 217	32 029	52 045			
2018	0,766	0	1 487 772	119 022	91 220	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	58 292	95 217	32 029	50 529			
2019	0,744	0	1 487 772	119 022	88 563	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	56 594	95 217	32 029	49 057			
2020	0,722	0	1 487 772	119 022	85 984	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	54 945	95 217	32 029	47 628			
2021	0,701	0	1 487 772	119 022	83 479	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	53 345	95 217	32 029	46 241			
2022	0,681	0	1 487 772	119 022	81 048	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	51 791	95 217	32 029	44 894			
2023	0,661	0	1 487 772	119 022	78 687	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	50 283	95 217	32 029	43 587			
2024	0,642	0	1 487 772	119 022	76 396	428 510	2 740	1 190 217	273 750	73 317	323 863	95 217	32 029	317 361			
2025	0,623	0	1 487 772	119 022	74 170	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	47 396	95 217	21 900	47 396			
2026	0,605	0	1 487 772	119 022	72 010	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	46 016	95 217	21 900	46 016			
2027	0,587	0	1 487 772	119 022	69 913	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	44 676	95 217	21 900	44 676			
2028	0,570	0	1 487 772	119 022	67 876	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	43 374	95 217	21 900	43 374			
2029	0,554	0	1 487 772	119 022	65 899	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	42 111	95 217	21 900	42 111			
2031	0,522	0	1 487 772	119 022	62 117	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	39 694	95 217	21 900	39 694			
2032	0,507	0	1 487 772	119 022	60 307	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	38 538	95 217	21 900	38 538			
2033	0,492	0	1 487 772	119 022	58 551	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	37 415	95 217	21 900	37 415			
2034	0,478	0	1 487 772	119 022	56 845	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	36 325	95 217	21 900	36 325			
2035	0,464	0	1 487 772	119 022	55 190	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	35 267	95 217	21 900	35 267			
2036	0,450	0	1 487 772	119 022	53 582	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	34 240	95 217	21 900	34 240			
2037	0,437	0	1 487 772	119 022	52 022	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	33 243	95 217	21 900	33 243			
2038	0,424	0	1 487 772	119 022	50 506	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	32 275	95 217	21 900	32 275			
2039	0,412	0	1 487 772	119 022	49 035	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	31 335	95 217	21 900	31 335			
2040	0,400	0	1 487 772	119 022	47 607	0	2 740	1 190 217	273 750	73 317	30 422	95 217	21 900	30 422			
					$\Sigma$ CTA <sub>0</sub>	3 024 266 €						$\Sigma$ CTA <sub>A</sub>	3 271 320 €			$\Sigma$ CTA <sub>B</sub>	3 150 404 €

CI - Custos de investimento

CM - Custos de Manutenção

CE - Custos de Exploração (unicamente associados ao consumo energético)

CTA - Custos totais actualizados

Proveito - valor relativo à venda da energia produzida

$\Sigma$ CTA<sub>A</sub>- $\Sigma$ CTA<sub>0</sub>

247 054 €

$\Sigma$ CTA<sub>B</sub>- $\Sigma$ CTA<sub>0</sub>

126 138 €



Quadro A.IV.2  
Cenários de investimento - ETAR para 30 000 e.p.

Ano	FA	Cenário 0 ICF (€)	Energia consumida kWh/ano	CE Cenário 0 €	CTA Cenário 0 €	Cenário A ICF (€)	CM (€)	Energia consumida kWh/ano	Energia produzida kWh/ano	CE Cenário A €	CTA Cenário A €	CE Cenário B €	Proveito Cenário B €	CTA Cenário B €			
2009	1,000	793 910	0	0	793 910	1 629 570	0	0	0	0	1 629 570	0	0	1 629 570			
2010	0,971	0	1 785 326	142 826	138 666	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	88 612	114 261	38 435	76 812			
2011	0,943	0	1 785 326	142 826	134 627	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	86 032	114 261	38 435	74 575			
2012	0,915	0	1 785 326	142 826	130 706	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	83 526	114 261	38 435	72 403			
2013	0,888	0	1 785 326	142 826	126 899	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	81 093	114 261	38 435	70 294			
2014	0,863	0	1 785 326	142 826	123 203	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	78 731	114 261	38 435	68 246			
2015	0,837	0	1 785 326	142 826	119 615	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	76 438	114 261	38 435	66 259			
2016	0,813	0	1 785 326	142 826	116 131	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	74 212	114 261	38 435	64 329			
2017	0,789	0	1 785 326	142 826	112 748	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	72 050	114 261	38 435	62 455			
2018	0,766	0	1 785 326	142 826	109 464	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	69 952	114 261	38 435	60 636			
2019	0,744	0	1 785 326	142 826	106 276	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	67 914	114 261	38 435	58 870			
2020	0,722	0	1 785 326	142 826	103 181	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	65 936	114 261	38 435	57 155			
2021	0,701	0	1 785 326	142 826	100 175	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	64 016	114 261	38 435	55 491			
2022	0,681	0	1 785 326	142 826	97 258	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	62 151	114 261	38 435	53 874			
2023	0,661	0	1 785 326	142 826	94 425	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	60 341	114 261	38 435	52 305			
2024	0,642	0	1 785 326	142 826	91 675	446 090	3 290	1 428 261	328 500	87 981	344 911	114 261	38 435	337 110			
2025	0,623	0	1 785 326	142 826	89 004	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	56 877	114 261	26 280	56 877			
2026	0,605	0	1 785 326	142 826	86 412	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	55 220	114 261	26 280	55 220			
2027	0,587	0	1 785 326	142 826	83 895	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	53 612	114 261	26 280	53 612			
2028	0,570	0	1 785 326	142 826	81 452	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	52 051	114 261	26 280	52 051			
2029	0,554	0	1 785 326	142 826	79 079	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	50 534	114 261	26 280	50 534			
2031	0,522	0	1 785 326	142 826	74 540	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	47 634	114 261	26 280	47 634			
2032	0,507	0	1 785 326	142 826	72 369	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	46 246	114 261	26 280	46 246			
2033	0,492	0	1 785 326	142 826	70 261	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	44 899	114 261	26 280	44 899			
2034	0,478	0	1 785 326	142 826	68 215	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	43 591	114 261	26 280	43 591			
2035	0,464	0	1 785 326	142 826	66 228	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	42 322	114 261	26 280	42 322			
2036	0,450	0	1 785 326	142 826	64 299	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	41 089	114 261	26 280	41 089			
2037	0,437	0	1 785 326	142 826	62 426	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	39 892	114 261	26 280	39 892			
2038	0,424	0	1 785 326	142 826	60 608	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	38 730	114 261	26 280	38 730			
2039	0,412	0	1 785 326	142 826	58 842	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	37 602	114 261	26 280	37 602			
2040	0,400	0	1 785 326	142 826	57 129	0	3 290	1 428 261	328 500	87 981	36 507	114 261	26 280	36 507			
					$\Sigma$ CTA <sub>0</sub>	3 573 717 €						$\Sigma$ CTA <sub>A</sub>	3 692 292 €			$\Sigma$ CTA <sub>B</sub>	3 547 192 €

CI - Custos de investimento

CM - Custos de Manutenção

CE - Custos de Exploração (unicamente associados ao consumo energético)

CTA - Custos totais actualizados

Proveito - valor relativo à venda da energia produzida

$\Sigma$ CTA<sub>A</sub>- $\Sigma$ CTA<sub>0</sub>

118 575 €

$\Sigma$ CTA<sub>B</sub>- $\Sigma$ CTA<sub>0</sub>

-26 524 €





Quadro A.IV.3  
Cenários de investimento - ETAR para 35 000 e.p.

Ano	FA	Cenário 0 ICF (€)	Energia consumida kWh/ano	CE Cenário 0 €	CTA Cenário 0 €	Cenário A ICF (€)	CM (€)	Energia consumida kWh/ano	Energia produzida kWh/ano	CE Cenário A €	CTA Cenário A €	CE Cenário B €	Proveito Cenário B €	CTA Cenário B €
2009	1,000	874 880	0	0	874 880	1 738 510	0	0	0	0	1 738 510	0	0	1 738 510
2010	0,971	0	2 082 880	166 630	161 777	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	103 383	133 304	44 840	89 616
2011	0,943	0	2 082 880	166 630	157 065	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	100 372	133 304	44 840	87 005
2012	0,915	0	2 082 880	166 630	152 490	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	97 448	133 304	44 840	84 471
2013	0,888	0	2 082 880	166 630	148 049	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	94 610	133 304	44 840	82 011
2014	0,863	0	2 082 880	166 630	143 737	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	91 854	133 304	44 840	79 622
2015	0,837	0	2 082 880	166 630	139 550	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	89 179	133 304	44 840	77 303
2016	0,813	0	2 082 880	166 630	135 486	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	86 582	133 304	44 840	75 052
2017	0,789	0	2 082 880	166 630	131 540	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	84 060	133 304	44 840	72 866
2018	0,766	0	2 082 880	166 630	127 708	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	81 611	133 304	44 840	70 743
2019	0,744	0	2 082 880	166 630	123 989	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	79 234	133 304	44 840	68 683
2020	0,722	0	2 082 880	166 630	120 377	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	76 927	133 304	44 840	66 682
2021	0,701	0	2 082 880	166 630	116 871	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	74 686	133 304	44 840	64 740
2022	0,681	0	2 082 880	166 630	113 467	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	72 511	133 304	44 840	62 855
2023	0,661	0	2 082 880	166 630	110 162	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	70 399	133 304	44 840	61 024
2024	0,642	0	2 082 880	166 630	106 954	463 670	3 840	1 666 304	383 250	102 644	365 960	133 304	44 840	356 859
2025	0,623	0	2 082 880	166 630	103 839	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	66 358	133 304	30 660	66 358
2026	0,605	0	2 082 880	166 630	100 814	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	64 425	133 304	30 660	64 425
2027	0,587	0	2 082 880	166 630	97 878	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	62 548	133 304	30 660	62 548
2028	0,570	0	2 082 880	166 630	95 027	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	60 727	133 304	30 660	60 727
2029	0,554	0	2 082 880	166 630	92 259	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	58 958	133 304	30 660	58 958
2031	0,522	0	2 082 880	166 630	86 963	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	55 573	133 304	30 660	55 573
2032	0,507	0	2 082 880	166 630	84 430	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	53 955	133 304	30 660	53 955
2033	0,492	0	2 082 880	166 630	81 971	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	52 383	133 304	30 660	52 383
2034	0,478	0	2 082 880	166 630	79 584	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	50 858	133 304	30 660	50 858
2035	0,464	0	2 082 880	166 630	77 266	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	49 376	133 304	30 660	49 376
2036	0,450	0	2 082 880	166 630	75 015	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	47 938	133 304	30 660	47 938
2037	0,437	0	2 082 880	166 630	72 830	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	46 542	133 304	30 660	46 542
2038	0,424	0	2 082 880	166 630	70 709	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	45 186	133 304	30 660	45 186
2039	0,412	0	2 082 880	166 630	68 650	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	43 870	133 304	30 660	43 870
2040	0,400	0	2 082 880	166 630	66 650	0	3 840	1 666 304	383 250	102 644	42 592	133 304	30 660	42 592

ΣCTA<sub>0</sub> 4 117 988 €

ΣCTA<sub>A</sub> 4 108 614 €

ΣCTA<sub>B</sub> 3 939 331 €

CI - Custos de investimento

CM - Custos de Manutenção

ΣCTA<sub>A</sub>-ΣCTA<sub>0</sub> -9 374 €

ΣCTA<sub>B</sub>-ΣCTA<sub>0</sub> -178 657 €

CE - Custos de Exploração (unicamente associados ao consumo energético)

CTA - Custos totais actualizados

Proveito - valor relativo à venda da energia produzida

