



FEUP
Universidade do Porto
Faculdade de Engenharia



VIABILIDADE TÉCNICA E ECONÓMICA DE UMA UNIDADE CENTRALIZADA DE CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

DÉBORA RUTE COSTA CARNEIRO

Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de
MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Orientação:

Professora Cidália Maria Sousa Botelho

Engenheiro Merijn Amilcare Picavet

JULHO DE 2009

DEFESA 28 de Julho de 2009 – Sala B011 às 14h30

JÚRI	<i>Presidente</i>	Professor Doutor António Fiúza (FEUP – DEM)
	<i>Arguente</i>	Professora Doutora Diana Sousa (EEUM – DEB)
	<i>Vogal Especialista</i>	Professora Doutora Madalena Alves (EEUM – DEB)
	<i>Orientadores</i>	Professora Doutora Cidália Botelho (FEUP – DEQ)
		Engenheiro Merijn Picavet (Ambisys)

(Pelo Presidente do Júri: Prof. Dr. António Fiúza)

*Aquilo que o Homem de facto quer não é
o conhecimento, mas a certeza.*

-Bertrand Russel

RESUMO

O trabalho reportado neste documento teve como objectivo principal a optimização de Biogas Driver. Esta é uma ferramenta de avaliação do desempenho da comunidade microbiana em sistemas anaeróbios por aplicação de procedimentos laboratoriais definidos. Contudo, e dada a crescente implementação de unidades centralizadas de digestão anaeróbia, a avaliação de projectos desta dimensão focada exclusivamente em parâmetros microbiológicos pode conduzir a resultados falseados. Neste sentido, associou-se a esta ferramenta factores económicos que decidem a viabilidade do projecto.

O caso de estudo criado para o efeito compreendeu o levantamento de resíduos agro-pecuários (chorumes de bovino e suíno), industriais (de origem animal, borras de café e de lagar de azeite) e urbanos (lamas de ETAR) produzidos na região Norte de Portugal. A distribuição geográfica destes definiu o local mais adequado para a instalação da unidade centralizada de co-digestão anaeróbia - V. N. Famalicão, e permitiu aferir rácios entre resíduos a testar com Biogas Driver. As razões testadas contemplaram o funcionamento da unidade com e sem águas ruças, devido à sazonalidade deste tipo de resíduos.

Os resultados laboratoriais conduziram a valores de conversão da matéria orgânica de $0,7 \text{ gCQO-CH}_4 / \text{gCQO}_{\text{adicionada}}$, no caso de se incluírem águas ruças no processo de co-digestão e apenas de $0,3 \text{ gCQO-CH}_4 / \text{gCQO}_{\text{adicionada}}$ quando este substrato não é incluído. Os resultados obtidos correspondem ao pior caso possível, dado que as bactérias metanogénicas acetoclásticas do inóculo testado, responsáveis por cerca de 70 % da produção de metano, não têm actividade. Como tal, a produção registada advém directa ou indirectamente da formação de hidrogénio (30%).

Num projecto de digestão anaeróbia centralizada é necessário avaliar, não só a viabilidade técnica no que respeita à produção de biogás, como também a tecnologia mais adequada, as infra-estruturas necessárias e as soluções que garantam o abastecimento de matérias-primas e o escoamento eficiente dos produtos resultantes do processo. A conjugação destes factores deu origem a uma série de cenários para os quais se avaliaram encargos financeiros e benefícios extraídos e se calcularam critérios de desempenho financeiro. Estes determinaram que a melhor opção de funcionamento do sistema seria a inclusão de águas ruças no processo, sem a realização de pré-tratamentos adicionais aos resíduos e com o encaminhamento da fracção digerida para uma unidade de compostagem. Para este resultado, e numa avaliação a 10 anos, obteve-se uma taxa interna de rentabilidade de -1,7%, um valor actual líquido de -2.097.416 € e um período de retorno do investimento superior a 10 anos. Os valores apresentados indicam que embora se verifique produção de biogás, traduzida numa potência instalada de 1,2 MW o projecto, por si só, não se apresenta como atractivo. Pelo que, a realizar-se irá assumir características iminentemente ambientais.

ABSTRACT

The main purpose of this document is the optimization of Biogas Driver. This is an evaluation tool of the microbial community performance in anaerobic systems by application of specific laboratorial proceedings. However, and due to the rising implementation centralized units of anaerobic digestion, the evaluation of such projects focused exclusively on microbiological parameters may lead to fake results. Thus, economical factors were attached to this tool to decide the feasibility of the project.

The case created included the identification of agro-cattle (swine and bovine dung), industrial (animal, coffee lees and olive press) and urban (ETAR sludge) waste production sites, at the northern region of Portugal. The geographical distribution of these sites defined the most adequate spot for placing the anaerobic co-digestion centralized unit –V.N. Famalicão and allowed to gauge ratios among the wastes to test with Biogas Driver. The tested ratios considered the unit's operation with and without olive-mill wastewaters, due to the seasonal production of this kind of wastes.

The laboratorial results lead to organic matter conversion values of $0,7 \text{ gCOD-CH}_4/\text{gCOD}_{\text{add}}$ for the case with incorporated olive-mill wastewaters in the co-digestion process and only $0,3 \text{ gCOD-CH}_4/\text{gCOD}_{\text{add}}$ when this substrate was not. The results obtained correspond to the worse possible situation, due to the fact that acetoclastic methanogenic microorganisms of the tested inoculum, responsible for about 70% of the methane production have no activity. As such, the registered productions comes directly or indirectly from the hydrogen formation (30%).

In an anaerobic digestion centralized project is necessary to consider, not only the technical feasibility about the biogas production, but also the most suitable technology, the required infra-structures and the solutions that ensure the raw material supplying and an efficient drain of the resulting products. The association of these factors originated several possibilities to which were evaluated financial charges and obtained benefits and were calculated financial performance criteria. These determined that the best option of the system operation would be the inclusion of the olive-mill wastewaters in the process, without making any additional pre-treatments to the wastes and with the forwarding of the digested fraction for a composting unit. For this result, and for a 10 year valuation, one obtained an internal saving tax of -1,7%, a liquid value of -2.097.416€ and an payback period of 10 years. The values presented indicate that in spite of been reported biogas production, with an installed power of 1,2 MW, the project itself, is not attractive. Its implementation should assume only environmental issues.

AGRADECIMENTOS

Eis que chega a parte mais difícil desta tese. Aquela que perde toda a exactidão científica e em que se destaca uma simples, mas não menos exacta palavra, *obrigada*! Este trabalho encerra mais uma importante etapa da minha vida. A sua elaboração não teria sido possível sem a ajuda e apoio de algumas pessoas que me acompanharam. A todas elas quero manifestar o meu obrigada pela ajuda preciosa que me permitiu abrir novos horizontes, alcançar novos conhecimentos e aumentar a minha capacidade intelectual.

Em primeiro lugar quero agradecer à Professora Doutora Cidália Botelho pela disposição com que aceitou colaborar neste trabalho. Pela disponibilidade sempre demonstrada e pela prontidão com que me ajudou a resolver os problemas que foram surgindo. Também ao Engenheiro Merijn Picavet, pela sua disponibilidade irrestrita, sua forma exigente, crítica e criativa de arguir as ideias apresentadas, facilitando o alcance dos objectivos e a procura de novas soluções. Por me ter dado a oportunidade de conhecer uma nova realidade que tem tanto de interessante, quanto de diferente e inovadora.

Não posso de maneira alguma deixar de agradecer à Professora Doutora Madalena Alves, docente na Universidade do Minho – Departamento de Engenharia Biológica, por me ter proporcionado a integração na sua equipa de trabalho, pela ajuda e esclarecimentos prestados nas diversas fases do trabalho. Pelo apoio e encorajamento mesmo quando nem tudo corria bem! Por me fazer entender que a simplicidade no que fazemos e dizemos é o nosso melhor trunfo.

À Engenheira Ana Justo da Ambisys pela paciência, simpatia e por todos (mas mesmo todos!) os esforços feitos para que este trabalho fosse levado a cabo com sucesso. A cada pergunta, a cada esclarecimento, a cada dúvida respondeste com prontidão e simpatia. Esta última tão característica em ti. Obrigada Ana!

À restante equipa da Ambisys, o Engenheiro João Soares e a Tânia. Cada um no seu espaço e ao seu jeito facilitaram a minha integração neste novo caminho.

Ao Professor Doutor Rui Boaventura docente na Faculdade de Engenharia pela permissão de partilha de informações relevantes para este trabalho.

Como as coisas mudam! Quem diria que te vinha encontrar aqui e agora, cada uma de nós tão longe da “sua” realidade. Obrigada Tatiana, não só pelas informações reveladas, mas por todos os momentos de companheirismo e boa disposição. Como foram bons aqueles cafezinhos.

Seria uma falha imperdoável não agradecer ao Zé Carlos, perdão! ao Doutor José Carlos, que me ajudou no trabalho de laboratório e que, com a calma que lhe é característica, me salvou das contrariedades que foram surgindo.

Toda a satisfação e enriquecimento que sinto agora não se restringem à parte profissional. Aliás não seriam os mesmos se não fossem rodeados de pessoas tão especiais! Obrigada Lu, sinto-me realmente

uma privilegiada por te ter encontrado, por termos partilhado tantas e tão boas coisas e por, num dia de estudo intenso (!!), teres tido a brilhante ideia de irmos para a FEUP. Aí conheci pessoas pelas quais tenho um carinho enorme e que serão sempre lembradas, em especial a Joana, o Tobé e o Tiago, a Ritinha e a Manu.

Aos meus amigos de sempre que com o seu enorme altruísmo compreenderam o meu empenho neste trabalho e me ajudaram, directa ou indirectamente, em partes do mesmo. Ao Rúben, ao Luís e à Ana, em especial, pelas preciosas sugestões e correcções! E à Elisabete que se revelou uma verdadeira companheira, uma irmã para os momentos de aflição.

Por último, mas de forma alguma menos importante, a quem tornou possível esta caminhada: os meus pais! Acho que agradecer-lhes por tudo será vago, mas agradecer por cada uma das coisas que eles sem dúvida merecem é impossível. Obrigada pai por seres um exemplo de qualidades como a responsabilidade, determinação e acima de tudo de grande profissionalismo. É a ti que dedico esta tese!

A todos, sinceramente, muito e muito obrigada.

ÍNDICE GERAL

RESUMO.....	I
ABSTRACT.....	III
AGRADECIMENTOS	V
ÍNDICE GERAL	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ÍNDICE DE TABELAS	XIII
NOMENCLATURA	XV
ENQUADRAMENTO	3
1. DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	7
1.1. O PROCESSO DE DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA	8
1.1.1. HIDRÓLISE.....	8
1.1.2. ACIDOGÉNESE OU FERMENTAÇÃO	9
1.1.3. ACETOGÉNESE.....	9
1.1.4. METANOGÉNESE	9
1.2. SUBSTRATOS PARA O PROCESSO	10
1.2.1. RESÍDUOS AGRO-PECUÁRIOS.....	10
1.2.2. RESÍDUOS INDUSTRIAIS.....	11
1.2.3. RESÍDUOS URBANOS	11
1.3. PRODUTOS DA DEGRADAÇÃO	12
1.3.1. BIOGÁS.....	12
1.3.2. RESÍDUO DIGERIDO.....	13
1.4. CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	13
1.5. TECNOLOGIAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	15

1.5.1.	REGIME DE ALIMENTAÇÃO	15
1.5.2.	TEMPERATURA.....	16
1.5.3.	ETAPAS DE OPERAÇÃO	16
1.5.4.	TEOR DE SÓLIDOS.....	17
1.6.	BIBLIOGRAFIA	18
2.	<u>FERRAMENTA BIOGAS DRIVER: MATERIAIS E MÉTODOS.....</u>	23
2.1.	TESTES DE ACTIVIDADE METANOGÉNICA ESPECÍFICA.....	23
2.2.	TESTES DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	28
2.3.	TÉCNICAS ANALÍTICAS	30
2.3.1.	SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS.....	30
2.3.2.	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E SUSPENSOS VOLÁTEIS	30
2.3.3.	PH	30
2.3.4.	CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO	31
2.3.5.	AZOTO TOTAL	31
2.3.6.	AMÓNIA	31
2.3.7.	MONITORIZAÇÃO DA PRESSÃO	31
2.3.8.	ANÁLISES POR CROMATOGRAFIA GASOSA.....	32
2.4.	BIBLIOGRAFIA	33
3.	<u>CASO DE ESTUDO: CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO NORTE DE PORTUGAL.....</u>	37
3.1.	AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE DOS RESÍDUOS.....	37
3.1.1.	RESÍDUOS AGRO-PECUÁRIOS.....	38
3.1.2.	RESÍDUOS INDUSTRIAIS.....	39
3.1.3.	RESÍDUOS DE LAGAR DE AZEITE.....	40
3.1.4.	BORRAS DE CAFÉ	41
3.1.5.	RESÍDUOS DE ORIGEM ANIMAL.....	42
3.1.6.	RESÍDUOS URBANOS	45
3.2.	VALIDAÇÃO DOS DADOS RECOLHIDOS.....	46
3.3.	DEFINIÇÃO DO LOCAL DE INSTALAÇÃO DA UNIDADE CENTRALIZADA	46
3.4.	BIBLIOGRAFIA	49
4.	<u>CASO DE ESTUDO: APLICAÇÃO DE BIOGAS DRIVER</u>	53

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	53
4.2. CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS.....	54
4.2.1. CONJUNTO 1: SUBSTRATOS ISOLADOS	56
4.2.2. CONJUNTO 2: CO-DIGESTÃO	58
4.3. BIBLIOGRAFIA	59
 <u>5. DESCRIÇÃO DOS ASPECTOS-CHAVE DA UNIDADE CENTRALIZADA</u>	 <u>63</u>
 5.1. TECNOLOGIA ADOPTADA	63
5.2. DEFINIÇÃO DO SISTEMA	65
5.2.1. TRANSPORTE DOS RESÍDUOS	65
5.2.2. ÁREA DE DESCARGAS E ARMAZENAMENTO	66
5.2.3. TANQUE DE MISTURA E HOMOGENEIZAÇÃO	67
5.2.4. SISTEMAS DE PRÉ-TRATAMENTO	67
5.2.5. DIGESTOR ANAERÓBIO	68
5.2.5.1 TEMPERATURA.....	69
5.2.5.2 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICO	70
5.2.5.3 MISTURA/AGITAÇÃO	70
5.2.6. TANQUE DE PÓS-DIGESTÃO.....	70
5.2.7. ENCAMINHAMENTO DO PRODUTO DIGERIDO	71
5.2.8. ARMAZENAMENTO DO BIOGÁS	72
5.2.9. CONVERSÃO ENERGÉTICA DO BIOGÁS	72
5.2.10. BACIA DE RETENÇÃO	73
5.2.11. UNIDADE DE LAVAGEM DE RODADOS.....	74
5.3. DIMENSIONAMENTO DOS ÓRGÃOS PRINCIPAIS	74
5.4. BIBLIOGRAFIA	79
 <u>6. AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE ECONÓMICA DO PROJECTO</u>	 <u>83</u>
 6.1. CUSTOS E PROVEITOS INERENTES À UNIDADE	83
6.2. DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS	85
6.3. CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS.....	86
6.4. RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS	87
6.5. BIBLIOGRAFIA	90

7. CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS	93
7.1. CONCLUSÕES	93
7.2. TRABALHOS FUTUROS	95
<u>ANEXOS.....</u>	99
ANEXO A: CALIBRAÇÃO DO TRANSDUTOR DE PRESSÃO.....	99
ANEXO B: RESÍDUOS DE ORIGEM ANIMAL.....	103
ANEXO C: CARACTERIZAÇÃO COMPLEMENTAR DA REGIÃO NORTE	107
ANEXO D: ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	111
ANEXO E: DETALHES DA UNIDADE CENTRALIZADA.....	119
ANEXO F: DIMENSIONAMENTO - CÁLCULOS	123
ANEXO G: DESCRIMINAÇÃO DO CUSTOS CONSIDERADOS	129
ANEXO H: ALGORITMO PARA DEFINIÇÃO DE FUNCIONAMENTO DE UNIDADES CENTRALIZADAS	141
ANEXO I: PARÂMETROS ECONÓMICOS - CÁLCULOS.....	145

ÍNDICE DE FIGURAS

1. DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

<i>Figura 1.1- Etapas do processo de DA</i>	8
<i>Figura 1.2- Produtos do processo de DA</i>	12
<i>Figura 1.3- Equilíbrio resultante da co-digestão</i>	14

2. FERRAMENTA BIOGAS DRIVER: MATERIAIS E MÉTODOS

<i>Figura 2.1 – Frascos de teste a serem refluxados com N_2/CO_2 (equipamento da Paralab) e sistema de gases</i>	28
<i>Figura 2.2 – Medição da pressão</i>	31
<i>Figura 2.3 – Processo de amostragem do gás gerado no headspace</i>	32

3. CASO DE ESTUDO: CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO NORTE DE PORTUGAL

<i>Figura 3.1- Mapas da área de estudo</i>	37
<i>Figura 3.2 – Síntese das quantidades dos resíduos a recolher, em peso bruto</i>	46
<i>Figura 3.3- Localização geográfica das fontes produtoras de resíduos</i>	48

4. CASO DE ESTUDO: APLICAÇÃO DE BIOGAS DRIVER

<i>Figura 4.1- Proporções, em peso de resíduo, adoptadas nos ensaios com a ferramenta Biogas Driver</i>	58
---	----

5. DESCRIÇÃO DOS ASPECTOS-CHAVE DA UNIDADE CENTRALIZADA

<i>Figura 5.1 – Diferentes designs de digestores usados na digestão seca: a) Dranco, b) Kompogas e c) Valorga</i>	63
<i>Figura 5.2 - Digestor Dranco</i>	68
<i>Figura 5.3 - Fluxograma da UCDA</i>	78

6. AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE ECONÓMICA DO PROJECTO

<i>Figura 6.1 – Algoritmo para avaliação de cenários da UCDA</i>	86
--	----

ÍNDICE DE TABELAS

1. DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

<i>Tabela 1.1 – Campos de aplicação da digestão anaeróbia no sector industrial</i>	11
<i>Tabela 1.2- Análise comparativa entre sistema húmido e seco de uma fase</i>	17

2. FERRAMENTA BIOGAS DRIVER: MATERIAIS E MÉTODOS

<i>Tabela 2.1 - Caracterização do padrão amostrado</i>	30
--	----

3. CASO DE ESTUDO: CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO NORTE DE PORTUGAL

<i>Tabela 3.1- Número de animais, valores adoptados da literatura e produção de chorume na área de estudo</i>	39
<i>Tabela 3.2 -Número de lagares em laboração e discriminação por tipo em 2005/2006</i>	40
<i>Tabela 3.3 – Quantidade de resíduos e águas ruças geradas por tonelada de azeite obtido</i>	41
<i>Tabela 3.4 – Consumo anual de café e produção de borras</i>	42
<i>Tabela 3.5 - Peso (limpo) dos animais abatidos</i>	44
<i>Tabela 3.6 - Porções de subprodutos, carcaça e carne sem osso de vários animais, em % de peso vivo</i>	44
<i>Tabela 3.7 - Porções de subprodutos, em % de peso vivo, para as aves</i>	44
<i>Tabela 3.8 – Estimativa da produção de gorduras por tipo de animal</i>	44
<i>Tabela 3.9 - Caracterização das regiões hidrográficas</i>	45
<i>Tabela 3.10 - Estimativa da produção de lamas por RH</i>	45
<i>Tabela 3.11 – Produção cumulativa de resíduo por raio de acção</i>	49

4. CASO DE ESTUDO: APLICAÇÃO DE BIOGAS DRIVER

<i>Tabela 4.1 – Caracterização da biomassa da ETAR de Parada</i>	53
<i>Tabela 4.2 - Origem dos substratos em estudo</i>	55
<i>Tabela 4.3 - Parâmetros de caracterização dos substratos líquidos</i>	55
<i>Tabela 4.4 - Parâmetros de caracterização dos substratos sólidos</i>	55
<i>Tabela 4.5 - Valores obtidos nos testes de biodegradabilidade dos substratos isolados</i>	56

5. DESCRIÇÃO DOS ASPECTOS-CHAVE DA UNIDADE CENTRALIZADA

<i>Tabela 5.1 – Síntese da legislação a aplicar no caso da fracção digerida no processo de DA</i>	71
<i>Tabela 5.2 - Quantidade de resíduos a adicionar, diariamente, na corrente de alimentação</i>	75
<i>Tabela 5.3 – Estimativa da quantidade de digerido</i>	76
<i>Tabela 5.4 – Definição dos fluxos (7) a (11) para as opções possíveis</i>	79

6. AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE ECONÓMICA DO PROJECTO

<i>Tabela 6.1 - Síntese dos custos considerados</i>	83
<i>Tabela 6.2 - Chave para interpretação das opções consideradas na elaboração dos cenários</i>	85
<i>Tabela 6.3 – Melhores cenários de acordo com a avaliação realizada a 10 anos</i>	87
<i>Tabela 6.4 – Caracterização dos dois melhores cenários</i>	88
<i>Tabela 6.5 – Cenários 3 e 6 reformulados para uma análise a 20 anos</i>	89
<i>Tabela 6.6 – Avaliação da influência dos aspectos legislativos na análise a 10 anos</i>	89
<i>Tabela 6.7 – Avaliação da influência dos aspectos legislativos na análise a 20 anos</i>	89

NOMENCLATURA

Siglas e Abreviaturas

AIA	Avaliação de Impacte Ambiental
AGV	Ácidos Gordos Voláteis
AME	Actividade Metanogénica Específica
AR	Águas Ruças
CF	<i>Cash-Flow</i>
CQO	Carência Química de Oxigénio
DA	Digestão Anaeróbia
DGV	Direcção Geral de Veterinária
EDM	Entre Douro e Minho
EET	Encefalopatia Espongiforme Transmissível
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
HPLC	<i>Hight Performance Liquid Chromatography</i>
INAG	Instituto da Água
INSAAR	Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais
LGP	Lugar de Galinha Poedeira
MADRP	Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas
PRI	Período de Retorno do Investimento
PCI	Poder Calorífico Inferior
PDM	Plano Director Municipal
PT	Pré-Tratamento
PTN	Pressão e Temperatura Normais ($P = 1 \text{ atm}$ e $T = 0 \text{ }^{\circ}\text{C}$)
RH	Região Hidrográfica
RPM	Rotações por Minuto
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TIR	Taxa Interna de Rentabilidade
TM	Trás-os-Montes
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
UCDA	Unidade de Co-Digestão Anaeróbia
VAL	Valor Actual Líquido

ENQUADRAMENTO



SUMÁRIO

Neste capítulo introdutório é esclarecido o motivo que levou à realização desta dissertação. Para além disso, é feita a apresentação da empresa envolvida no projecto. Finalmente, apresentam-se os objectivos a atingir no decorrer do trabalho.

APRESENTAÇÃO DA EMPRESA ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS DO TRABALHO

ENQUADRAMENTO

Apresentação da Empresa

A Ambisys, S. A., empresa *spin-off* da Universidade do Minho, nasceu em Maio de 2007 e é, junto com outras empresas da área do Ambiente, parte integrante do Grupo Monte Adriano.

A empresa tem como principais áreas de intervenção o tratamento de efluentes e resíduos e a investigação e desenvolvimento de tecnologia especializada, para dar resposta às necessidades do mercado bem como, o incremento das energias renováveis. Actua de forma integrada com os seus clientes, numa perspectiva de reabilitação e inovação e não meramente no fornecimento de soluções *standard*, sendo este o seu factor de distinção no mercado.

Enquadramento do Trabalho

Especificamente no campo da bioenergia, a Ambisys tem incrementado o tratamento anaeróbio de efluentes, desde o projecto, arranque e acompanhamento de instalações com aproveitamento energético. Para este objectivo, tem vindo a desenvolver diagnósticos eco-fisiológicos à comunidade microbiana de reactores anaeróbios, os quais denominou de Biogas Driver. Esta ferramenta permite a avaliação do potencial de biodegradabilidade de um efluente ou resíduo e comparação com o máximo teórico (*Biomax - biogas maximization*); avaliação da toxicidade (*Biotox - biogas toxicity*) e determinação da actividade metanogénica específica em três substratos: acetato, hidrogénio e etanol (*Bioact - biogas activity*). O produto Biogas Driver está portanto, associado à avaliação do desempenho de um reactor biológico anaeróbio, pela aplicação de procedimentos laboratoriais até ao momento desenvolvidos.

Contudo, a edificação de projectos de maior escala, como unidades centralizadas de digestão anaeróbia, não podem ser avaliados apenas do ponto de vista de parâmetros biológicos. Existem outros factores que decidem a viabilidade de um projecto desta natureza, tais como os custos de transporte dos substratos, a dimensão da instalação, o retorno financeiro do escoamento adequado dos produtos da digestão, entre outros.

É neste contexto que surge a base para este trabalho. Pretende-se otimizar a ferramenta Biogas Driver associando, aos parâmetros microbiológicos por esta avaliados, factores económicos que decidem a viabilidade de um projecto de maiores dimensões.

Assim, foi criado um caso de estudo no qual se pretende conceber uma estação centralizada de produção de biogás numa área de estudo específica, tendo como principais substratos os resíduos mais relevantes na região. A edificação de uma unidade de co-digestão anaeróbia é um projecto de

valorização de resíduos pioneiro em Portugal e o respectivo investimento deve ter impacto positivo, a nível ambiental, social e de desenvolvimento da região. O tratamento conjunto de vários tipos de resíduos visa conferir ao sistema uma certa maleabilidade de exploração, permitindo a gestão equilibrada das matérias disponíveis, sem se deixar ressentir pelas quebras de fornecimento de determinado tipo de resíduos, devido a variações sazonais, ou a eventuais quebras na indústria.

A implementação da co-digestão exige algum esforço de investigação para optimização da produção de biogás em função das proporções de resíduos a aplicar, bem como para afinação dos parâmetros de cálculo, que deverão ser adoptados no projecto de execução da instalação definitiva.

Objectivos

Após o levantamento dos resíduos mais relevantes produzidos na região pretende-se localizar, geograficamente, as principais fontes de produção dos mesmos. A distribuição espacial permitirá a definição de um primeiro local para a instalação da unidade de digestão anaeróbia. Nesta primeira fase, além do mencionado, devem ser atingidas as seguintes metas:

- Estimativa das distâncias de transporte entre a unidade de co-digestão anaeróbia e as fontes de produção de resíduos orgânicos;
- Definição de rácios de resíduos a testar laboratorialmente;
- Escolha da tecnologia a implementar.

O trabalho prosseguirá com a caracterização das diferentes tipologias de resíduos a incluir na unidade. Simultaneamente, será possível a realização de testes em *batch* com diferentes concentrações de cada um dos resíduos orgânicos, com base nos protocolos definidos até ao momento para Biogas Driver. Após a familiarização com a ferramenta, e face aos rácios aferidos na primeira fase do trabalho, será possível aplicá-la à co-digestão anaeróbia de resíduos. A necessidade de realização de testes laboratoriais em co-digestão dever-se-á à natureza, características e proporções dos resíduos em estudo. Devido à diversidade destes factores não são passíveis de aplicação os trabalhos científicos publicados na literatura.

Seguidamente, e já numa terceira fase, os resultados dos testes em *batch* serão um indicativo da viabilidade técnica da unidade. O conhecimento da quantidade de resíduos incluída, do biogás e de digerido resultantes dos testes, permitirá, por extrapolação de dados, o dimensionamento dos órgãos principais da unidade de co-digestão.

Contudo, existem factores que não podem, à partida, ser definidos taxativamente. A inclusão de determinados resíduos ou o modo de escoamento dos produtos da digestão deve ser ponderada por forma a minimizar os custos e otimizar os lucros, o que leva à criação de diferentes cenários de operação da unidade.

Assim, na quarta fase incluir-se-á uma estimativa dos custos de implementação e manutenção de uma unidade deste tipo em diferentes cenários possíveis, bem como o encaixe financeiro do escoamento do biogás e da fracção digerida.

A optimização da ferramenta estará concluída após a definição de um algoritmo de decisão e do cálculo de indicadores que permitem facilmente avaliar a rendibilidade do projecto de co-digestão anaeróbia centralizada.

Capítulo 1

Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos



SUMÁRIO

Neste capítulo, depois de uma breve nota introdutória, é descrito o processo de digestão anaeróbia, caracterizando-se as diferentes etapas. Seguidamente, são apresentados os resíduos que podem ser utilizados como substratos no processo, bem como os produtos resultantes e possíveis aplicações. São contextualizadas as vantagens e desvantagens da aplicação da co-digestão anaeróbia de resíduos. Termina-se com uma breve descrição das tecnologias disponíveis de digestão anaeróbia.

1.1 O PROCESSO DE DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA	1.2 SUBSTRATOS PARA O PROCESSO	1.3 PRODUTOS DA
DEGRADAÇÃO	1.4 CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	1.5 TECNOLOGIAS DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA	1.6 BIBLIOGRAFIA	

1. DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Longe vão os tempos em que a totalidade dos resíduos gerados pela actividade dos seres vivos, quando devolvida à natureza, era regenerada e integrada nos ciclos naturais. O progresso técnico-científico e o crescimento urbano, juntamente com a agricultura intensiva, fizeram com que a produção de resíduos tenha superado a capacidade de auto-depuração dos ecossistemas e consequentemente criaram-se problemas ambientais produzidos pelo excesso de resíduos.

De entre as diversas tipologias de resíduos que carecem de uma gestão eficaz, os resíduos orgânicos têm suscitado grande preocupação, não só nas entidades oficiais responsáveis pela gestão destes resíduos, mas também nas instituições ligadas à defesa do ambiente e nas populações despertas para esta problemática. Além das enormes quantidades geradas e do relevante conteúdo em matéria orgânica e nutrientes, muitas vezes apresentam teores relativamente elevados de metais pesados, micropoluentes orgânicos e microrganismos patogénicos. (GONÇALVES, 2005).

Por outro lado, a deposição prolongada destes resíduos potencia a decomposição, natural e incontrolada da matéria orgânica, a poluição dos solos, das águas subterrâneas e superficiais e a libertação de gases com efeito de estufa como o metano e o dióxido de carbono (VEDRENNE *et al*, 2008). De acordo com o Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas, cada tonelada de metano lançada na atmosfera tem um impacto, no aquecimento global do planeta, equivalente a 21 toneladas de dióxido de carbono e, por um período de 100 anos. A agravar o problema, sabe-se ainda que o metano circula na atmosfera vinte vezes mais rápido que o dióxido de carbono (IPCC, 2005).

Face às questões apresentadas é imperativo que, simultaneamente, se encarem os resíduos como recursos valorizáveis e se encontrem processos apropriados de o fazer.

A digestão anaeróbia (DA) é uma das tecnologias actualmente disponíveis, capaz de contribuir para a redução da poluição e, ao mesmo tempo, valorização dos resíduos em questão. Esta oferece algumas vantagens importantes, entre as quais se destacam, ao nível processual, o elevado grau de conversão da matéria orgânica em produtos finais, com redução significativa de volume; a baixa produção de lamas ou sólidos biológicos quando comparada com tecnologias aeróbias de tratamento, a destruição de microrganismos patogénicos e redução de odores (KEARNEY *et al.*, 1993).

Acresce que, a exploração desta tecnologia facilita a adaptação a nova legislação ambiental, como seja a redução da fracção orgânica a depositar em aterro (DIRECTIVA 1999/31/CE de 26 Abril) ou o incremento das energias renováveis em detrimento de combustíveis fósseis.

1.1. O Processo de Degradação Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigénio (WARD *et al*, 2008). Trata-se de um processo que ocorre naturalmente, quando as condições envolventes o propiciam ou, em alternativa, quando a acção humana recria as condições naturais de forma controlada, através da construção de digestores anaeróbios.

O processo de degradação ocorre por acção combinada de diferentes populações microbianas, anaeróbias facultativas e/ou anaeróbias obrigatórias, segundo quatro etapas principais: hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese, representadas esquematicamente na Figura 1.1. As etapas enumeradas são descritas seguidamente.

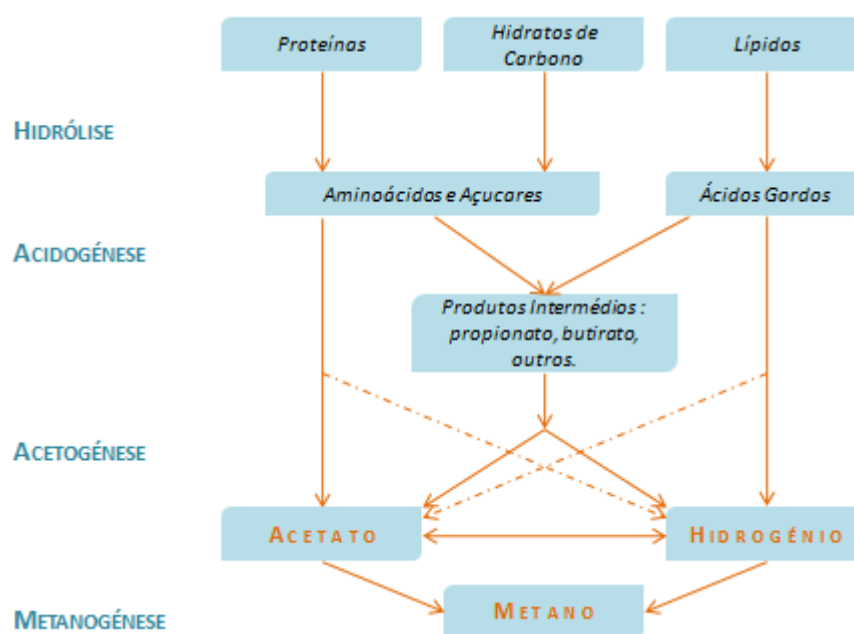


Figura 1.1- Etapas do processo de DA (HAANDEL E LETTINGA, 1994)

1.1.1. Hidrólise

Esta primeira etapa consiste na conversão de biopolímeros nos seus monómeros, através da acção de enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. É um processo importante, visto que as bactérias não têm capacidade de assimilação da matéria orgânica particulada. De forma genérica pode dizer-se que ocorrem as seguintes transformações:

- *Proteínas* → *Aminoácidos*
- *Hidratos de Carbono* → *Açúcares*
- *Lípidos* → *Ácidos Gordos e Glicerol*

É normalmente um processo lento, sendo os lípidos, de forma geral, hidrolisados mais lentamente do que outras macromoléculas (ALVES E MOTA, 2007). É ainda de salientar que nem toda a matéria

orgânica é biodegradável, pelo que pode existir uma fracção particulada e/ou solúvel que seja anaerobiamente inerte.

1.1.2. Acidogénese ou Fermentação

Nesta fase, os produtos da hidrólise são transportados para o interior da célula, onde ocorre a fermentação de aminoácidos e açúcares e a oxidação dos ácidos gordos. Tais reacções levam à formação de ácidos gordos voláteis (AGV) – propionato, butirato, entre outros, e ainda de acetato e de compostos minerais como o dióxido de carbono e hidrogénio.

As proporções em que tais são gerados dependem, em grande parte, da pressão parcial de H_2 . Quando esta é baixa forma-se preferencialmente acetato e H_2 sendo este o percurso metabólico mais rentável em termos energéticos. Um incremento na pressão parcial implica que as bactérias fermentativas produzam menos acetato, CO_2 , e H_2 mas que, em contrapartida produzam mais propionato ou butirato.

A população acidogénica apresenta reduzidos tempos de duplicação, pelo que não se prevê que esta etapa seja limitante do processo (MATA-ALVAREZ, 2003).

1.1.3. Acetogénese

A acetogénese é um processo intermédio que permite obter um substrato apropriado para as *archaea* metanogénicas por acção de dois grupos distintos:

- bactérias acetogénicas utilizadoras de hidrogénio ou homoacetogénicas,
- bactérias acetogénicas produtoras obrigatórias de hidrogénio ou sintróficas.

As primeiras produzem acetato a partir de H_2 e CO_2 , contribuindo assim para a manutenção de uma baixa pressão parcial de H_2 no sistema. A reacção é termodinamicamente favorável, isto é, liberta energia.

As bactérias sintróficas promovem a oxidação dos AGV em acetato e hidrogénio. As reacções não são termodinamicamente favoráveis e só ocorrem quando a pressão parcial de H_2 é mantida em níveis reduzidos (SANTOS, 2000).

1.1.4. Metanogénese

A última etapa é levada a cabo por *archaea* metanogénicas, estritamente anaeróbias, que convertem o acetato e o conjunto H_2/CO_2 em metano. Também neste caso podem distinguir-se dois tipos de microrganismos de acordo com o substrato que utilizam.

- *Archaea* acetoclásticas que produzem metano a partir da clivagem do acetato (Eq. 1.1), sendo responsáveis por 70% da produção.



- *Archaea* hidrogenotróficas que utilizam H_2 e CO_2 de acordo com a Eq. 1.2. Estas, embora sejam a espécie produtora de metano predominante no interior do digestor, são responsáveis por apenas 30% do metano formado (CHERNICHARO, 1997).



Esta, muitas vezes, é a etapa limitante do processo dado que os microrganismos que produzem metano a partir de hidrogénio crescem mais rapidamente que aqueles que usam ácido acético, de modo que as *archaea* acetoclásticas geralmente limitam a taxa de transformação do material orgânico (CHERNICHARO, 1997).

SANTOS (2000) refere ainda outras condicionantes associadas ao processo de metanização. Os microrganismos presentes nesta etapa degradam apenas um número limitado de substratos, preferencialmente, substratos com baixo número de carbonos como sejam acetato, metanol, metilaminas e hidrogénio, em condições específicas de pH, toxicidade.

1.2. Substratos para o Processo

MATA-ALVAREZ E LLABRÉS (2000) definem *substrato* como qualquer substância que contenha uma quantidade significativa de matéria orgânica, passível de ser convertida em biogás.

As características dos substratos utilizados têm grande influência nos aspectos tecnológicos e de operação dos sistemas anaeróbios bem como, na qualidade dos produtos finais: o biogás e a lama anaeróbia excedentária. Estes aspectos serão abordados em secções posteriores deste trabalho.

Desta feita, pode-se afirmar que a digestão anaeróbia é uma alternativa viável para três tipos principais de resíduos: agro-pecuários, industriais e urbanos. Dentro de cada um destes grupos existe ainda uma variedade de situações, algumas das quais se descrevem de seguida.

1.2.1. Resíduos Agro-Pecuários

O desenvolvimento da pecuária intensiva, associada à sua progressiva dissociação das actividades de produção vegetal, tem dado origem à concentração de grandes quantidades de estrumes ou chorumes¹, cuja evacuação e destino final passam a constituir um problema preocupante (BICUDO E RIBEIRO, 1996).

¹ Entenda-se como *estrume* a mistura de fezes, urina e quantidades significativas de material usado para a cama dos animais (cerca de 25 % de matéria seca) e como *chorume* a mesma tipologia de mistura com quantidades reduzidas de material da cama dos animais (cerca de 10% de matéria seca).

Os resíduos agro-pecuários são, simultaneamente com as lamas das estações de tratamento de águas residuais (ETAR), os resíduos aos quais o processo de digestão anaeróbia tem tido maior aplicação devido à sua elevada biodegradabilidade em condições de ausência de oxigénio.

Os estrumes provenientes de aviários, pocilgas ou estábulos possuem, de certo modo, características semelhantes, pois são bastante concentrados e ricos em matéria orgânica. Existem, no entanto, diferenças sensíveis quer a nível do teor de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, quer a nível da facilidade de degradação.

1.2.2. *Resíduos Industriais*

O sector industrial surge como gerador de resíduos orgânicos em grandes quantidades. Como consequência, o potencial de aplicação da digestão anaeróbia é elevado.

Inicialmente, as indústrias que aplicavam esta tecnologia faziam-no, essencialmente, como forma de pré-tratamento com o intuito de reduzir os encargos com as taxas de admissão de resíduos nos sistemas de tratamento municipal ou eventualmente, para controlo de odores. Estima-se que, a utilização desta tecnologia para o tratamento de águas residuais de indústrias ocorra em mais de 2000 instalações em operação no mundo inteiro, 40 % das quais estão localizadas na Europa. Actualmente, a aplicação da degradação anaeróbia visa um objectivo mais abrangente: a utilização do biogás produzido na própria unidade, reduzindo-se assim a factura energética.

A utilização da digestão anaeróbia no sector industrial pode, segundo ETSU (1997), ser aplicada em dois grandes grupos: indústria alimentar e não-alimentar. A Tabela 1.1 sintetiza algumas destas actividades.

Tabela 1.1 – Campos de aplicação da digestão anaeróbia no sector industrial

Indústria Alimentar	Indústria Não-Alimentar
Produtos animais	Pasta e Papel
Enlatados	Farmacêutica
Fermentação (vinho, cerveja, sidra)	Madeira
Processamento de leite e derivados	Química
Processamento do café	

1.2.3. *Resíduos Urbanos*

A actividade humana ao nível doméstico gera, também ela, grandes quantidades de resíduos de naturezas distintas.

As águas residuais que afluem à ETAR visam sobretudo a separação dos materiais sólidos e a redução da carga orgânica presente, através de processos físicos, químicos e/ou biológicos. Como resultado desses tratamentos, obtêm-se fundamentalmente dois tipos de produtos: um efluente líquido, com

concentrações reduzidas de poluentes, que tornam o impacto da sua descarga no meio ambiente aceitável; e um produto semi-sólido, as lamas, as quais contêm a maior parte da matéria orgânica presente no efluente original. Estas lamas são um substrato adequado para a aplicação da digestão anaeróbia. Na realidade, a digestão anaeróbia de lamas de ETAR é uma técnica dominada e largamente utilizada.

1.3. Produtos da Degradação

O processo de digestão anaeróbia origina um gás – o biogás e um produto digerido. O esquema de um sistema de digestão anaeróbia pode ser ilustrado na figura seguinte (Figura 1.2).

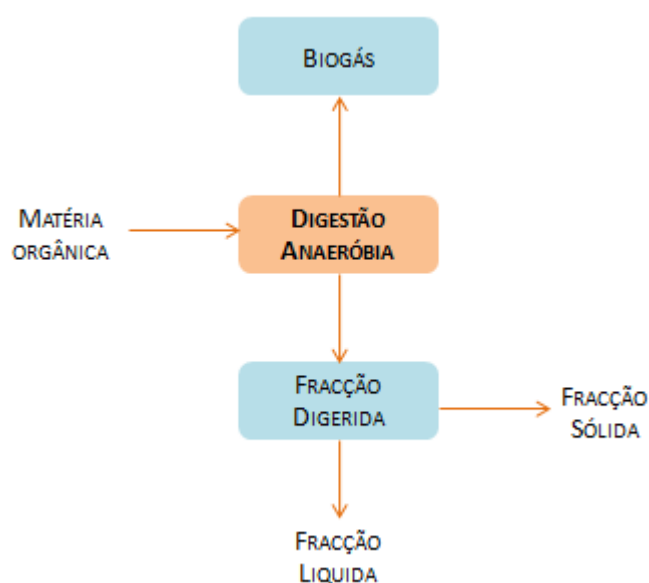


Figura 1.2- Produtos do processo de DA (adaptado de ETSU, 1997)

A operação de uma unidade de digestão anaeróbia deve assegurar o adequado escoamento destes subprodutos, com base em dois critérios fundamentais: equilíbrio com o ambiente e sustentabilidade financeira.

De ressaltar que, embora se associe a digestão anaeróbia à produção de biogás, esta pode compreender apenas a fase acidogénica sendo os produtos da degradação, ácidos orgânicos voláteis que podem ser usados para a produção de combustíveis hidrocarbonados (SANS *et al*, 1995) ou para a produção de hidrogénio directamente do processo biológico (OKAMOTO, 2000).

1.3.1. Biogás

De acordo com SANTOS (2000) o biogás é uma mistura essencialmente de 50-80 % de metano (CH_4) e 20-40 % de dióxido de carbono (CO_2), que pode ainda conter, em quantidades reduzidas ou mesmo vestigiais, até 3 % de azoto (N_2) e hidrogénio (H_2), 1% de oxigénio (O_2) e 1-5 % de sulfureto de

hidrogénio (H_2S) (% v/v). As características dos substratos adicionados e as condições de funcionamento do processo de digestão são determinantes na quantidade e qualidade do biogás resultante.

O interesse como recurso energético do biogás advém do seu elevado teor em metano. Este, no estado puro e em condições normais de pressão e temperatura (PTN), tem um poder calorífico inferior (PCI) de $9,9 \text{ kWh/m}^3$. O biogás, com um teor de metano entre 50-80 %, terá um poder calorífico entre 4,95 e $7,92 \text{ kWh/m}^3$ (CUÉLLAR E WEBBER, 2008).

O biogás produzido pode ser vendido a unidades próximas ou eventualmente, à rede de gás natural caso se reúnam as condições mínimas exigidas. Em alternativa, pode ser aplicado em sistemas de combustão, recorrendo a caldeiras convencionais a gás, para produção de calor e vapor. A sua utilização como combustível em sistemas de co-geração visa a produção combinada de calor e electricidade. Outras aplicações para o biogás, como combustível alternativo à gasolina ou gasóleo, em células de combustível, por exemplo, embora tecnicamente possíveis, são pouco comuns e condicionadas a situações pontuais.

1.3.2. Resíduo Digerido

O material digerido é uma mistura de resíduos não digeríveis (por exemplo, fibras das camas dos animais ou da alimentação), resquícios de biomassa do digestor e ainda uma fracção particulada e/ou solúvel de matéria orgânica que seja anaerobiamente inerte.

Este material, de acordo com a legislação portuguesa é considerado um resíduo pelo que, deve obrigatoriamente ser valorizado, por exemplo através de um processo de compostagem, dando origem a um fertilizante – o composto – produto de valor agronómico e ambiental considerável. A aplicação do composto como fertilizante de solos é regulamentada pelo Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997).

1.4. Co-Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos

BRAUN E WELLINGER (2002) definem *co-digestão* como a degradação, simultânea, de dois ou mais substratos. A mistura de vários tipos de resíduos tem efeitos positivos não só no próprio processo de degradação anaeróbia como também a nível económico.

As vantagens em termos processuais reflectem-se particularmente nos seguintes aspectos:

- *Aumento na produção de metano:* a digestão de diversos substratos em vez de um único reflecte-se na produção de metano de várias formas. Por um lado, tende a equilibrar a razão C:N:P e as necessidades de minerais e metais. Por outro, as características dos co-substratos

podem-se complementar de forma a minimizar efeitos inibidores ou tóxicos que ocorreriam na degradação de um único substrato (Figura 1.3).

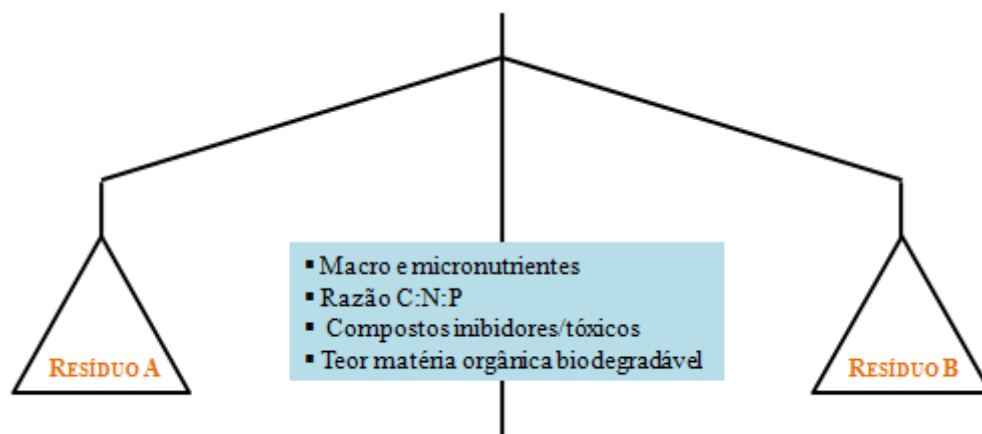


Figura 1.3- Equilíbrio resultante da co-digestão (adaptado de MATA-ALVAREZ, 2003)

- *Optimização das qualidades reológicas da mistura a digerir:* agregados de partículas, materiais flutuantes, resíduos com propriedades dinâmicas pouco favoráveis podem ser mais facilmente digeridos depois de misturados com outros substratos. A mistura será mais homogênea se existirem substratos líquidos ou substratos com elevado teor de água como sejam as lamas ou os chorumes (BRAUN E WELLINGER, 2002).

A utilização de co-substratos visando um incremento na produção de biogás por unidade de massa de resíduo e na criação de condições que facilitem a degradação por parte dos microrganismos só deve ser equacionada se:

- Não introduzir cargas elevadas de organismos patogénicos;
- Não inviabilizar as potenciais aplicações do produto digerido devido à introdução de metais pesados ou outros elementos;
- Não condicionar qualquer tratamento adicional necessário para proporcionar um destino final adequado aos produtos finais do processo.

Em termos económicos, o tratamento de resíduos por co-digestão pode ser favorável devido ao facto de, por vezes, e em termos práticos, as quantidades de resíduos orgânicos geradas, se consideradas individualmente não serem suficientes para viabilizar a construção de um sistema de digestão anaeróbia. Assim, o estabelecimento de uma unidade central de co-digestão pode ser uma boa solução (MISI E FORSTER, 2001).

1.5. Tecnologias de Digestão Anaeróbia

Dada a diversidade de tecnologias e opções disponíveis, não é possível apontar um modelo único e universal para um sistema colectivo de tratamento e valorização de resíduos por digestão anaeróbia. A eleição da tecnologia mais adequada dependerá dos parâmetros operacionais escolhidos.

Seguidamente, estabelece-se uma classificação em função dos seguintes parâmetros operacionais:

- Regime de Alimentação
- Temperatura
- Etapas de Operação
- Teor de Sólidos

Uma análise comparativa das opções listadas facilita a compreensão das escolhas adoptadas posteriormente para o sistema em estudo.

1.5.1. *Regime de Alimentação*

O regime de alimentação pode ser realizado em contínuo, descontínuo e semi-contínuo (FORSTER, 2005).

- Sistema Contínuo – a alimentação do digestor é feita de forma constante. O volume de resíduos no interior do digestor permanece constante ao longo do tempo pois, por cada quantidade de resíduo introduzida, igual quantidade de resíduo digerido sai do digestor. Em termos médios, cada partícula permanece no interior do digestor um determinado período de tempo – tempo de retenção. Embora os sistemas contínuos tenham vindo a sofrer um enorme desenvolvimento tecnológico, apresentam desvantagens. A sua aplicação ao nível industrial implica a concepção e construção de tanques de homogeneização suficientemente grandes para que se possa garantir um caudal constante na corrente de entrada.
- Sistema Semi-Contínuo – Este tipo de sistema baseia-se na introdução periódica da matéria orgânica, geralmente uma a três vezes por dia.
- Sistema Descontínuo – Uma quantidade de resíduo é introduzida e deixada no interior do digestor durante um determinado período de tempo, no qual os microrganismos decompõem a matéria orgânica e ocorre a produção de biogás. Findo o período de digestão, a totalidade do resíduo tratado é retirada do digestor. Este é um sistema progressivamente em desuso, apenas utilizado em instalações simplificadas devido ao baixo custo, fácil concepção e aplicação (SANTOS, 2000).

Ao nível industrial verifica-se a junção dos dois primeiros, contínuo e semi-contínuo, dado que a alimentação constante do digestor acaba por não acontecer.

1.5.2. Temperatura

A temperatura é um dos factores que mais influência a degradação anaeróbia, pois interfere essencialmente na velocidade de crescimento, na duração do arranque e na capacidade de resistência a variações súbitas na carga do digestor, entre outros.

CANTRELL *et al* (2008) e outros autores definem três gamas de funcionamento do processo: *psicrofílica*, que compreende temperaturas inferiores a 20°C, *mesofílica* em que a digestão ocorre a temperaturas entre 20 a 40°C e, finalmente a gama de temperaturas *termofílica* que se situa entre os 45 e os 60°C.

Na prática, a opção mais adoptada, tem sido a de digestores que funcionam entre 30 a 40°C, uma vez que esta gama de temperaturas assegura uma produção de biogás menos afectada por variações da temperatura e por necessitar de menor quantidade de calor na manutenção da temperatura no digestor (KIM *et al*, 2002).

Outros estudos demonstram que, a digestão termofílica incrementa a taxa de conversão da matéria orgânica e destruição de patogénicos, permitindo por outro lado, tempos de retenção hidráulicos menores (NIELSEN *et al*, 2004). Em oposição, ALVES (1998) citando HENZE E HARREMOES (1983) refere que a temperaturas elevadas, a lise celular ocorre mais facilmente e, além do tempo necessário para o arranque do processo ser, de forma geral, elevado, há maior sensibilidade a variações na carga orgânica do digestor ou à presença de tóxicos. A escolha de temperaturas termófilas pode portanto, implicar uma maior dificuldade no controlo do processo, além das maiores necessidades energéticas para a manutenção da temperatura do sistema.

Qualquer que seja a temperatura escolhida para o processo é importante que esta se mantenha constante. Variações aparentemente insignificantes, de apenas alguns graus, podem perturbar o metabolismo dos microrganismos com consequente efeito no equilíbrio global do sistema (CHAE *et al*, 2008). GUNNERSON E STUCKEY (1986) verificaram que variações de 2°C podem causar efeitos adversos na digestão mesofílica e mudanças de 0,5°C afectam significativamente o processo de degradação termofílica.

Num digestor de uma unidade centralizada, embora possa ter isolamento, a sua exposição a condições climáticas, a variações de temperatura na corrente de alimentação, e outros factores indicam que, em termos práticos, a consideração anterior seja de difícil realização.

1.5.3. Etapas de Operação

Dos parâmetros relacionados com a concepção do digestor, o número de fases e a concentração de sólidos totais são os que têm maior impacto sobre o custo e fiabilidade do processo de digestão.

A digestão anaeróbia pode ocorrer em digestores que podem ser de uma ou múltiplas fases. Nos sistemas de uma fase, todas as reacções físicas, químicas e biológicas do processo anaeróbio ocorrem

num reactor único enquanto, nos sistemas de duas ou mais fases ocorrem numa sequência de diferentes reactores.

A tipologia adoptada a nível industrial não espelha a literatura científica que tem publicado inúmeros artigos sobre sistemas multifásicos. A discrepância surge pelo facto dos últimos darem ao investigador a hipótese de estudar as etapas intermédias do processo. À escala industrial contudo, são preferíveis sistemas de uma fase dado que, o desenho simples implica menor possibilidade de falhas técnicas bem como, menores custos de investimento. Acresce que, o desempenho ao nível biológico de ambos os sistemas, para a maioria dos resíduos orgânicos, é semelhante, desde que o reactor seja bem desenhado e as condições de funcionamento definidas cuidadosamente (VANDEVIRE *et al*, 2003). Este facto é especialmente relevante, dado que um sistema de uma fase pode apresentar alguns problemas de estabilidade como consequência das diferentes condições óptimas requeridas pelo consórcio microbiano assim como, a sua tolerância a variações das condições do meio.

Face ao apresentado, facilmente se compreende o facto de na Europa, cerca de 83% das unidades de digestão anaeróbia, a operar nos últimos 3 anos, sejam de uma fase em contraponto com os restantes 16% de duas fases (DE BAERE, 2005).

1.5.4. Teor de Sólidos

Dos processos utilizados para o tratamento anaeróbio, em geral, derivam duas categorias: baixo e alto teor de sólidos. A principal diferença entre ambos é, logicamente, a concentração de sólidos na corrente de alimentação do processo.

- Digestão Anaeróbia de Baixo Teor de Sólidos: também denominada digestão húmida. Corresponde aos processos anaeróbios convencionais de tratamento (de lamas, por exemplo) que requerem uma elevada diluição e como tal, apresentam baixas percentagens de sólidos totais, geralmente inferiores a 15%.
- Digestão Anaeróbia de Elevado Teor de Sólidos: denominada, em alternativa, por digestão seca. Estes processos apresentam uma concentração de sólidos elevada, entre 20 e 40%.

A Tabela 1.2 apresenta vantagens e desvantagens a nível técnico, económico e ambiental de cada um dos sistemas em consideração.

Tabela 1.2- Análise comparativa entre sistema húmido e seco de uma fase (VANDEVIRE *et al*, 2003)

Critério	Vantagens	Desvantagens
SISTEMA HÚMIDO		
<u>Técnico</u>	- tem como base processos conhecidos	- pré-tratamento complexo - abrasão com areias - possibilidade de curto circuito
<u>Biológico</u>	- diluição de compostos inibidores	- particular sensibilidade a sobrecarga orgânica
<u>Económico</u> <u>Ambiental</u>	e - equipamento menos dispendioso	- elevado consumo de energia decorrente do maior volume

Critério	Vantagens	Desvantagens
SISTEMA SECO		
<u>Técnico</u>	- possibilidade do reator não ter partes móveis - minimização da ocorrência de curto-circuito - maior produção de biogás por unidade de volume do reator	- dificuldades de agitação
<u>Biológico</u>	- menor perda de sólidos voláteis no pré-tratamento	- concentração de compostos inibidores
<u>Económico</u>	- reactores menores	- equipamento de tratamento e bombeamento de resíduos mais robusto e mais caro
<u>Ambiental</u>	- higienização completa e menor uso de água - menor necessidade de aquecimento	

Nos últimos dois anos, na Europa, a incidência de processos de digestão anaeróbia seca alcançou 54% do total dos processos para o tratamento de resíduos sólidos (DE BAERE, 2005).

Depois de descritos os pressupostos teóricos relacionados com a digestão anaeróbia e com as tecnologias desenvolvidas, apresenta-se, no capítulo seguinte, a ferramenta Biogas Driver.

1.6. Bibliografia

- ALVES, M., 1998. Estudo e Caracterização de Digestores Anaeróbios de Leito Fixo. *Tese de Doutoramento*, Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Braga.
- ALVES, A. E MOTA, M., 2007. Reactores para Tratamento Anaeróbio in *Reactores Biológicos – Fundamentos e Aplicações*. Lidel, pp. 373-392.
- BICUDO, J., RIBEIRO, R., 1996. Efluentes produzidos nas explorações de gado leiteiro: características e efeitos poluentes. *Holstein* Vol. 4, pp. 38-44.
- BRAUN, R., WELLINGER, A., 2002. Potencial of Co-Digestion. *IEA – Bioenergy*, Task 37 – Energy from biogas and Landfill gas.
- CANTRELL, K., DUCEY, T., RO, K., HUNT, P., 2008. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. *Bioresource Technology*, Vol. 99, pp. 7941-7953.
- CHAE, K., JANG, A., YIM, S., KIM, I., 2008. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, Vol. 99, pp. 1-6.
- CHERNICHARO C., 1997. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuais – Reactores Anaeróbios, Vol. 5, *Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil*.

- CUÉLLAR, A., WEBBER, M., 2008. Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. *Environmental Research Letters*, Vol. 3.
- DE BAERE, L., 2005. Anaerobic digestion of solid waste: state of the art. *Water Science Technology*, Vol. 41, pp. 283-290.
- ETSU – ENERGY TECHNOLOGY SUPPORT UNIT, 1997. Anaerobic Digestion of farms and food processing residues – Good Practice Guidelines. United Kingdom.
- FORSTER, T., 2005. Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor. *Tesis Doctoral*, Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cádiz, Cádiz.
- GONÇALVES, M., 2005. *Gestão de Resíduos Orgânicos*, Agricultura e Ambiente.
- GUNNERSON, C., STUCKEY, D., 1986. Anaerobic digestion: principles and practice of biogas systems. *Word Bank Technical Paper* No. 49.
- HAANDEL, A., LETTINGA, G., 1996. Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Pernambuco: EPGRAF.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, 2005. *Emission facts: metrics for expressing greenhouse gas emissions: carbon equivalents and carbon dioxide equivalents* (disponível em: www.epa.gov/otaq/climate/420f05002.htm e acedido em Março 2009).
- KEARNEY, T.E., LARKIN, M.J., LEVETT, P.N, 1993. The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria. *Journal of Applied Bacteriology* Vol. 74, pp. 86-93.
- KIM, M., AHN, Y., SPEECE, R., 2002. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic. *Water Research*, Vol. 36, pp. 4369-4385.
- MADRP, 1997. *Código das Boas Práticas Agrícolas*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa (disponível em www.drapn.min-agricultura.pt e acedido em Abril de 2009).
- MATA-ALVAREZ, J., 2003. Co-digestion of the organic fraction of municipal waste with other waste types in Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA-Publishing, pp.181-199.
- MATA-ALVAREZ, J., LLABRÉS, S., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives, *Bioresource Technology* Vol. 74, pp 3-16.
- MISI, S., FORSTER, C., 2001. Batch Co-Digestion of two-component mixtures of agro-wastes. *Institution of Chemical Engineers*, 79 – part B.

- NIELSEN, H.B., MLADENOVSKA, Z., WESTERMANN, P. AHRING, B.K., 2004. Comparison of two-stage thermophilic (68°C/55°C) Anaerobic Digestion with one-stage thermophilic (55°C) digestion of cattle manure. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 86 (3), pp. 291-300.
- OKAMOTO M., MIYAHARA T., MIZUNO O., NOIKE T., 2000. “Biological hydrogen potential of material characteristic of the organic fraction of municipal, solid wastes”. *Water Science and Technology* Vol. 41, pp. 25-32.
- SANS C., MATA-ALVAREZ J., CECCHI F., PAVAN P., BASSETTI A., 1995. “Acidogenic fermentation of organic urban wastes in a plug-flow reactor under thermophilic conditions”. *Bioresource Technology* Vol. 54, pp. 105-110.
- SANTOS, P., 2000. Guia Técnico do Biogás. *Centro para a Conservação de Energia*.
- VANDEVIRE, P. DEBAERE, L. VERSTRAETE, W., 2003. Types of Anaerobic Digesters for Solid Wastes in Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA-Publishing, pp. 91-107.
- VEDRENNE, F., BÉLINE, F., DABERT, P., BERNET, N., 2008. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock wastes. *Bioresource Technology* Vol. 99, pp. 146-155.
- WARD, A.J., HOBBS, P.J., JONES, D.L., 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology* Vol. 99, pp. 7928-7940.

Capítulo 2

Ferramenta Biogas Driver: Materiais e Métodos



SUMÁRIO

O presente capítulo sintetiza os procedimentos laboratoriais nos quais se baseia a ferramenta Biogas Driver. Estes incluem não só, a determinação da actividade metanogénica específica do inóculo como também, a avaliação do potencial de biodegradabilidade em ambiente anaeróbio dos substratos a incluir no processo de digestão.

- | | |
|---|---|
| 2.1 TESTES DE ACTIVIDADE METANOGÉNICA ESPECÍFICA | 2.2 TESTES DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA |
| 2.3 TÉCNICAS ANALÍTICAS | 2.4 BIBLIOGRAFIA |
-

2. FERRAMENTA BIOGAS DRIVER: MATERIAIS E MÉTODOS

Biogas Driver é, tal como mencionado na parte introdutória, uma ferramenta que permite avaliar o desempenho de um processo de digestão anaeróbia. Para tal suporta-se na realização de testes em *batch* com o objectivo de avaliar a actividade metanogénica específica de um determinado inóculo e a biodegradabilidade anaeróbia/toxicidade de substratos para o processo de degradação anaeróbia.

Os testes que suportam esta ferramenta bem como as técnicas analíticas que são realizadas para definição dos mesmos estão descritos nas secções seguintes.

2.1. Testes de Actividade Metanogénica Específica

O sucesso de um processo anaeróbio de degradação depende fundamentalmente da utilização e manutenção, nos reactores biológicos, de uma biomassa adaptada, com elevada actividade microbiológica e resistente a variações de temperatura, composição da corrente de entrada e outras.

A monitorização da biomassa é realizada através da caracterização da actividade metanogénica específica (CHERNICHARO, 2007). Segundo o mesmo autor a AME pode ser definida como “a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório”, por outras palavras, trata-se de um parâmetro de monitorização da ‘eficiência’ da população metanogénica inoculada.

A determinação da capacidade da biomassa produzir metano é importante, porque a remoção da CQO (carência química de oxigénio) do resíduo a tratar só ocorrerá com a formação de metano. O conhecimento da máxima CQO passível de ser removida permite estimar a carga orgânica máxima a aplicar num reactor anaeróbio com o mínimo risco de colapso.

O método definido para a ferramenta Biogas Driver é baseado no proposto por ANGELIDAKI *et al* (2006). O método preconizado baseia-se na medição, em frascos selados, do aumento ou diminuição de pressão como resultado da produção de biogás devido ao consumo de substratos líquidos ou gasosos específicos.

MEIO BASAL (TAMPÃO ANAERÓBIO)

A adição de um meio basal visa o estabelecimento de um meio completamente anaeróbio.

Para preparar o tampão anaeróbio adiciona-se, num balão volumétrico, 1 mL/L de uma solução de rezasurina (1g/L), 0,5 g/L de cisteína-HCl (agente redutor que consome o oxigénio do meio) a água destilada. Ajusta-se o valor do pH (sensor de pH (*Jenuray*) acoplado a um medidor (*Orion – 720 A*)) entre 7 e 7,2 por adição de NaOH ou HCl conforme a necessidade. Por fim adiciona-se 1,55 g/L de bicarbonato de sódio (tampão de pH).

SUBSTRATOS

O substrato líquido usado é uma solução de acetato 3 M. A utilização desta permite avaliar a actividade metanogénica específica das bactérias metanogénicas acetoclásticas, as principais responsáveis pela produção de metano no processo de digestão anaeróbia. O branco correspondente é a água destilada.

Como substrato gasoso utiliza-se uma mistura de H_2/CO_2 (80/20 % v/v), sendo os ensaios em branco de uma mistura inerte de N_2/CO_2 (80/20 % v/v). A mistura reagente permite avaliar a actividade metanogénica hidrogenofílica da biomassa.

PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

» Substratos Líquidos

Os ensaios devem ser realizados em triplicado. Usam-se seis frascos com um volume total de 25 mL e um volume de trabalho de 12,5 mL. Segundo o definido pelos autores acima mencionados, o volume de biomassa deve ser tal, que permita uma concentração de sólidos voláteis entre 2 e 5 g/L, preferencialmente 3 g/L no volume de trabalho.

O volume de tampão anaeróbio adicionado corresponde ao necessário para prefazer o volume de trabalho definido, considerando os restantes elementos a serem incluídos (Eq. 2.1).

$$V_{\text{tampão}}(mL) = V_{\text{trabalho}}(mL) - (V_{\text{biomassa}}(mL) + V_{Na_2S}(mL) + V_{\text{acetato}}(mL)) \quad \text{Eq. 2.1}$$

Assim, depois de determinado o volume de biomassa transfere-se o mesmo para cada um dos frascos e adiciona-se o tampão anaeróbio.

Fecham-se os frascos com rolhas de borracha butírica e selam-se com cápsulas de alumínio. Finalmente, procede-se ao refluxo com N_2/CO_2 (80/20 % v/v). Depois de refluxados, adiciona-se 0,1 mL de Na_2S com o intuito de reduzir o meio completamente. Os frascos são colocados num local climatizado a 37 °C e em agitação a 140 rpm (Sistema *Certomat R* da *B. Braun Biotech Internacional*) durante uma noite. Após este período adiciona-se 0,125 mL de solução de acetato 3M aos frascos, excepto nos ensaios em branco. Remove-se o excesso de pressão nos seis frascos, regista-se a pressão inicial e incubam-se a 37 °C e 140 rpm.

As pressões são medidas em intervalos de 1 a 2 horas dependendo da velocidade de produção de biogás, de acordo com o procedimento descrito em 2.3.7. As medições iniciais são as mais importantes pois são as usadas nos cálculos da AME. Quando a pressão entre duas ou mais medições permanece constante significa que o substrato foi todo consumido pelo que se pode dar o teste como terminado.

Findo o teste, é necessário determinar o teor de metano no biogás produzido. Para tal, analisa-se uma amostra do gás contido no espaço livre dos frascos utilizados (*headspace*)² por cromatografia gasosa (Eq. 2.2) e determina-se, exactamente, o volume de espaço vazio de cada frasco. Os passos a executar são os listados seguidamente:

1. Despressurização do *headspace* e registo do valor da pressão obtida;
2. Injecção de 5 mL de ar;
3. Medição e registo da pressão;
4. Repetição dos pontos 1 a 3 até se obterem valores concordantes;
5. Determinação do valor médio das medições anteriores em mV/mL.

Este valor médio vai corresponder aos mV correspondentes a cada mL de gás no frasco (mV/mL).

$$\%CH_{4_{amostra}} = \frac{A_{amostra} \times \%CH_{4_{padr\tilde{a}o}}}{A_{padr\tilde{a}o}} \quad \text{Eq. 2.2}$$

Por fim, determinam-se os sólidos voláteis contidos em cada frasco pelo método enunciado em 2.3.1.

Dividem-se os mV/mL determinados anteriormente pela pressão (em mV) correspondente a 1 atmosfera³ e pelo último valor lido antes da análise por cromatografia gasosa obtendo-se, respectivamente, o volume livre real do frasco (Eq. 2.3) e o volume de biogás produzido (Eq. 2.4).

$$V_h = \frac{mV \text{ correspondentes a } 1 \text{ atm}}{mV/mL} \quad \text{Eq. 2.3}$$

V_h – volume real livre do frasco

$$V_p = \frac{leitura \text{ final (mV)}}{mV/mL} \quad \text{Eq. 2.4}$$

V_p – volume de biogás produzido

A percentagem de metano (Mp) no biogás produzido em cada frasco durante o teste é determinada considerando o balanço molar aplicado ao metano (Eq. 2.5).

$$\frac{P_{(i)}V_h}{RT} \times \%CH_{4(i)} + \frac{\Delta PV_h}{RT} \times M_p = \frac{(P_i + \Delta P)V_h}{RT} \times \%CH_{4(f)} \quad \text{Eq. 2.5}$$

² Corresponde à diferença entre o volume total do frasco e o volume de trabalho adoptado.

³ Idealmente serão 100 mV, contudo o valor real é aferido pela calibração do transdutor de pressão (ANEXO A)

$P_{(i)}$ – pressão atmosférica, isto é, pressão inicial absoluta assumida como zero

R – constante dos gases perfeitos

T – temperatura absoluta

$\%CH_{4(i)}$, $\%CH_{4(f)}$ – percentagem de metano no biogás contido no espaço vazio (início e fim do teste)

ΔP – aumento de pressão registado durante o teste

M_p – percentagem de metano contido no biogás gerado durante o teste

Admitindo o volume de *headspace* e a temperatura constantes, e que a quantidade de metano inicial é desprezável, a Eq. 2.5 pode ser simplificada, tal como se apresenta seguidamente (Eq. 2.6).

$$M_p = \frac{(P_{(i)} + \Delta P)V_{\#}}{RT} \times \%CH_{4(f)} \times \frac{RT}{\Delta P V_{\#}} \leftrightarrow M_p = \frac{(P_{(i)} + \Delta P)}{\Delta P} \times \%CH_4 \quad \text{Eq. 2.6}$$

Substituem-se, então, as respectivas pressões da Eq. 2.6 pelas Eq. 2.3 e Eq. 2.4 obtendo-se a Eq. 2.7.

$$M_p = \frac{(V_h + V_c)}{V_c} \times \%CH_4 \quad \text{Eq. 2.7}$$

V_h – volume de espaço livre do frasco (*headspace*)

V_c – volume de biogás produzido durante o teste

$\%CH_4$ – % de metano determinada no biogás contido em cada frasco no final do ensaio

M_p – % de metano presente no biogás produzido durante os testes

A actividade metanogénica específica é determinada pela Eq. 2.8.

$$AME = \frac{mL/h \times 24 \times M_p \times FC}{SV} \quad \text{Eq. 2.8}$$

24 – número de horas num dia

FC – factor de calibração do transdutor de pressão

SV – valor dos sólidos voláteis no fim do teste

O valor final deste parâmetro é obtido pela subtracção do valor calculado, de forma análoga, para o branco.

» Substratos Gasosos

Os ensaios são também realizados em triplicado. São usados seis frascos com um volume total de 70 mL e um volume de trabalho de 12,5 mL.

Pelo mesmo motivo enunciado anteriormente, deve ajustar-se o volume entre biomassa e tampão anaeróbio. Aferidas as quantidades, fecham-se os frascos com rolhas de borracha butírica a selam-se com cápsulas de alumínio. Depois de refluxados com N₂/CO₂ (80/20 % v/v) e da adição de 0,1 mL de Na₂S são incubados numa sala climatizada a 37 °C sob agitação a 140 rpm durante uma noite. Período após o qual se procede à pressurização dos frascos com a mistura reagente, H₂/CO₂ (80/20 % v/v) até 1 bar. Os ensaios do branco são pressurizados com uma mistura inerte de N₂/CO₂ (80/20 % v/v). Registados os valores iniciais das pressões os frascos são novamente incubados a 37 °C e submetidos a uma velocidade de agitação de 140 rpm.

Dá-se início à monitorização da pressão, sendo que, neste caso espera-se um decréscimo da pressão uma vez que a passagem de H₂/CO₂ a CH₄ corresponde à transformação de 5 moles de H₂ e CO₂ em apenas uma mole de metano, de acordo com a reacção estequiométrica (Eq. 2.9):



À semelhança do que acontece nos substratos líquidos, antes da abertura dos frascos e determinação dos SV, deve avaliar-se o volume real de *headspace* por registo do aumento de pressão por mL de ar injectado (mV/mL).

O decréscimo de pressão registado ao longo do tempo é passível de ser directamente convertido em volume de CH₄ (Eq. 2.10).

$$V_{CH_4} = \frac{P_{t-1} - P_t}{mV/mL \times 4} \quad \text{Eq. 2.10}$$

V_{CH_4} – volume de biogás produzido durante o teste (mL)

P_{t-1} – pressão registada no tempo inicial (mV)

P_t – pressão no tempo t (mV)

4 – factor da reacção estequiométrica

Determina-se o maior declive correspondente às leituras iniciais do gráfico $f(V_{CH_4}) = h$ e consequentemente a actividade metanogénica específica, em gCH₄@PTN/gSV·dia, segundo a Eq. 2.11.

$$AME = \frac{mL_{CH_4}/h \times 24 \times FC}{SV} \quad \text{Eq. 2.11}$$

24 – número de horas num dia

FC – factor de calibração do transdutor de pressão

SV – sólidos voláteis determinados após o fim do teste

O valor final é obtido pela subtracção do valor calculado, de forma análoga, para o branco.

2.2. Testes de Biodegradabilidade Anaeróbia

A caracterização dos substratos para o processo de degradação compreende a determinação do pH, sólidos totais (ST) e voláteis (SV), carência química de oxigénio (CQO), teor de azoto total (N-total) e amónia (N-NH_4^+), descritos na secção 2.3.

A biodegradabilidade anaeróbia pode ser definida como “a fracção máxima de matéria orgânica que será eliminada, por digestão anaeróbia, durante um determinado período de tempo e em determinadas condições operacionais, em comparação à fracção teórica estequiometricamente convertida” (ROZZI *et al*, 2004).

À semelhança dos testes de actividade o procedimento adoptado é o preconizado por Angelidaki *et al* (2006).

Define-se a quantidade de resíduos a testar bem como, a quantidade de biomassa a inocular (função dos SV e do volume de trabalho). Em termos de cálculo, é necessário determinar as quantidades de reagentes (bicarbonato de sódio e Na_2S) a usar para obter as concentrações protocoladas para o volume de trabalho escolhido. Avalia-se também o espaço livre de cada um dos frascos utilizados. Por fim, a partir da quantidade de resíduo a usar, expresso em termos de CQO, estima-se a produção máxima de biogás e o seu equivalente em mV (no ANEXO D.1 encontra-se em detalhe esta explicação).

PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Depois de, a cada frasco, se adicionar a biomassa, o(s) substrato(s) e a água destilada nas quantidades aferidas para cada teste bem como o bicarbonato sódio, 5g/L, fecham-se com rolhas de borracha butírica e selam-se com cápsulas de alumínio. Seguidamente são refluxados com uma mistura de N_2/CO_2 (80/20 % v/v) para se alcançarem condições anaeróbias no espaço vazio de cada garrafa (Figura 2.1). A cada uma delas adiciona-se ainda Na_2S para se obter no interior uma concentração de 0,001 M.



Figura 2.1 – Frascos de teste a serem refluxados com N_2/CO_2 (equipamento da Paralab) e sistema de gases

As garrafas são então colocadas em sala climatizada a 37 °C, monitorizando-se diariamente o evoluir da pressão no interior dos mesmos. O método de medição da pressão é o descrito em 2.3.7. O metano gerado foi determinado por cromatografia gasosa (2.3.8).

Após o término dos testes procede-se à determinação de ST e SV e ao cálculo do metano gerado durante o teste.

CÁLCULO DO METANO GERADO

Os mV registados ao longo do tempo de ensaio vão sendo introduzidos em folha de cálculo, com a respectiva data e hora. O registo frequente destes valores permite esboçar um gráfico $f(mV) = t$, visualizando-se assim, a variação de pressão ao longo do tempo de teste.

Da análise por cromatografia gasosa regista-se o dia, a hora a as áreas obtidas para amostra e padrão em folha de Excel. Os resultados da produção de metano podem ser expressos em $gCQO-CH_4/gCQO_{adicionada}$.

Sendo conhecida a quantidade de metano a que corresponde a área do gás padrão, pode determinar-se a quantidade de metano correspondente à área do pico da amostra (Eq. 2.12).

$$mmol CH_4_{seringa na amostra} = \frac{A_{amostra} \cdot mmol (CH_4)_{seringa de padrão}}{A_{padrão}} \quad \text{Eq. 2.12}$$

Dividindo a quantidade determinada pela equação anterior pelo volume amostrado obtém-se a quantidade de metano por mL de biogás produzido (Eq. 2.13)

$$mmol CH_4/mL = \frac{mmol CH_4_{seringa de amostra}}{V_{amostrado}} \quad \text{Eq. 2.13}$$

Multiplicando o resultado da Eq. 2.13 pelo volume correspondente de *headspace* tem-se a quantidade de metano produzido durante o teste (Eq. 2.14).

$$mmol CH_4 = mmol CH_4/mL \times V_{headspace} \quad \text{Eq. 2.14}$$

Considerando a estequiometria da reacção, 1 mol CH_4 corresponde a 64 g de CQO. Assim, o resultado é expresso em mg CQO- CH_4 (Eq. 2.15).

$$mg CQO - CH_4 = mmol CH_4 \times 64 gCQO/mol CH_4 \quad \text{Eq. 2.15}$$

A determinação das mmol de CH_4 na seringa de padrão está descrita na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Caracterização do padrão amostrado

Padrão	40% CH ₄ (v/v)
Volume Amostrado	0,5 mL
	
Volume CH ₄ na Seringa	0,2 mL
$1\text{mmol CH}_4 = 25,5750\text{ mL CH}_4$ (pela equação dos gases ideais, considerando P =1 atm, T = 37 °C)	
mmol CH ₄ na seringa de padrão	0,0078

Para se expressarem os resultados em gCQO-CH₄/gCQO basta dividir o valor da Eq. 2.15 por 1000 para converter mg em g e pelo valor de CQO adicionada em g.

2.3. Técnicas Analíticas

As técnicas analíticas passíveis de serem aplicadas ao longo dos testes com a ferramenta Biogas Driver são descritas nas subsecções seguintes.

2.3.1. Sólidos Totais e Voláteis

A quantificação dos sólidos totais e voláteis é realizada, em triplicado, e de acordo com o método 2540 B e E, respectivamente, de APHA (1998).

2.3.2. Sólidos Suspensos Totais e Suspensos Voláteis

A determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) é, à semelhança dos anteriores, determinada com base no método 2540 D e E, respectivamente, de APHA (1998) e em triplicado.

2.3.3. pH

As determinações do pH são realizadas de acordo com duas fontes, consoante a natureza do resíduo. O pH de resíduos líquidos é determinado pelo método 4500-H⁺ de APHA (1998) enquanto nos sólidos o método aplicado é o SW-846 de USEPA (1995). Segundo a última, à amostra, tal e qual, adiciona-se água destilada (proporção 1:1). Submete-se a mistura a agitação suave. Deste procedimento, resulta a passagem dos iões hidrosolúveis para a fase aquosa. Posteriormente, é efectuada a quantificação dos iões hidrogénio através de uma determinação potenciométrica, usando o medidor de pH.

2.3.4. Carência Química de Oxigénio

As análises realizadas para determinação de CQO têm por base métodos expeditos de determinação, possíveis pela utilização dos kits de análise *LCK* da *Hach-Lange*. Os kits disponíveis abrangem uma gama de 5 a 60.000 mg O₂/L o que permite uma adaptação aos substratos em teste.

2.3.5. Azoto Total

À semelhança da CQO usam-se os kits da *Hach-Lange*. Neste caso, os kits disponíveis permitem avaliar concentrações numa gama 1 a 100 mg N-total/L.

2.3.6. Amónia

Para avaliação deste parâmetro estão disponíveis uma gama de concentração de 0,015 a 130 mg N-NH₄⁺/L. Devido às suas características os kits são conservados no frio.

A determinação dos parâmetros referidos por aplicação dos kits da *Hach-Lange* pressupõe o uso de um digestor (*Digestor HT 200 S* da *Hach-Lange*) e de um espectrofotómetro (*DR 2800 VIS* da *Hach-Lange*).

2.3.7. Monitorização da pressão

Para efeito da monitorização da pressão gerada no interior dos frascos selados utiliza-se um transdutor de pressão (*Centroptonics - Model PSI 30*) com a capacidade de medir variações de ± 2 atmosferas, através de uma gama de -200 a +200 mV. Este equipamento portátil permite acoplar uma agulha que ao ser inserida no frasco selado permite fazer a leitura em mV da pressão no interior do mesmo (Figura 2.2). Em cada leitura perde-se uma fracção diminuta de biogás, cerca de 30 μ L (ALVES, 1998) pelo que não é necessário efectuar uma correcção nos valores obtidos.



Figura 2.2 – Medição da pressão

2.3.8. Análises por Cromatografia Gasosa

A amostragem por cromatografia gasosa é um método simples e rápido de avaliar a quantidade de metano existente no biogás produzido. Durante a primeira semana, sensivelmente, são necessárias medições diárias. Posteriormente, uma medição por semana deve ser suficiente.

Depois de ligar o equipamento de acordo com as instruções de utilização, amostrar 0,5 mL de um gás padrão de composição conhecida (40% de CH₄, 40% de CO₂ e 20% de N₂, % v/v) até se obterem três valores idênticos. O processo de amostragem é semelhante ao descrito seguidamente para as amostras. Amostras de gás (0,5 mL) são removidas do *headspace* dos frascos por inserção de uma agulha (*Pressure Lock* da Hamilton) através da rolha de borracha butírica (Figura 2.3). A *pressure lock* é fechada antes de se remover do *headspace* pelo que o volume é mantido constante e amostrado à pressão existente no interior do frasco.



Figura 2.3 – Processo de amostragem do gás gerado no *headspace*
(adaptado de ANGELIDAKI E SANDERS, 2004 e HANSEN et al, 2004)

A agulha é inserida no septo do cromatógrafo gasoso (*Chrompack 9000 com Detector FID - Flame Ionization Detector*, com interface com um computador contendo *Software CP Maitre*), e injecta-se a amostra. No computador surge um pico correspondente à amostra injectada.

Ao cromatógrafo está acoplada uma coluna *Chromosorb 101* com enchimento de 80-100 mesh. As temperaturas de operação são de 35°C para a coluna, 110°C para o injector e 220°C para o detector. O caudal de gases usado é de 30 mL/min para o azoto (gás de arrasto) e hidrogénio e de 280 mL/min para o ar.

Descrita a ferramenta a otimizar, no capítulo seguinte, caracteriza-se a área de estudo deste trabalho.

2.4. Bibliografia

- ANGELIDAKI, I., ALVES, M., BOLZONELLA, D., BORZACCONI, L., CAMPOS, L., GUWY, A., JENICEK, P., KALYUZHNU, S. E VAN LIER, J., 2006. *Anaerobic Biodegradation, Activity and Inhibition Task Group Meeting*, Praga.
- ANGELIDAKI, I., SANDERS, W., 2004. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, pp. 1-13.
- ALVES, M., 1998. Estudo e Caracterização de Digestores Anaeróbios de Leito Fixo. *Tese de Doutorado*, Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Braga.
- CHERNICHARO C., 1997. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuais – Reactores Anaeróbios, Vol. 5, *Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil.*
- EATON, A., CLESCERI, L., RICE, E., GREENBERG, A., 1998. Standard Methods for examination of water and wastewater, 20th edition, APHA, AWWA, WEF, Centennial Edition, Washington, DC, EUA.
- ROZZI, A., REMIGI, E., 2004. Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. *Reviews in Environmental Science and Technology* Vol.3, pp.93-115.
- USEPA- U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Test Methods for Evaluating solid waste, SW-846, Method 9045 C, Soil and waste pH, revision 3, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.

Capítulo 3

Caso de Estudo: caracterização da região Norte de Portugal



SUMÁRIO

O presente capítulo pretende descrever a área em estudo neste trabalho: a região Norte de Portugal. Esta é caracterizada fazendo-se a avaliação da disponibilidade dos resíduos de maior relevância em termos quantitativos e geográficos. Seguidamente, e face aos resultados obtidos, são sumariados os critérios que levaram à escolha de Vila Nova de Famalicão como local para a instalação da unidade centralizada de co-digestão anaeróbia.

3.1 AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE DOS RESÍDUOS **3.2 VALIDAÇÃO DOS DADOS RECOLHIDOS** **3.3 DEFINIÇÃO DO**
LOCAL DE INSTALAÇÃO DA UNIDADE CENTRALIZADA **3.4 BIBLIOGRAFIA**

- Tipo de acondicionamento no local de produção;
- Disponibilidade dos produtores para participação.

Nesse sentido, a criação ou obtenção de uma base de dados pode reverter-se num instrumento facilitador, na medida em que possibilita a agregação de informação relevante de forma organizada.

A recolha de dados para formação da base poderá ser suportada em dois tipos de informação, em momentos distintos. Numa primeira fase, através do preenchimento de questionários por parte dos produtores, sem que exista qualquer tipo de contacto entre os promotores do projecto e os produtores de resíduos orgânicos. Os questionários poderão ser realizados por telefone, carta, fax ou correio electrónico.

Após a recolha e sistematização dos dados, se estes foram favoráveis, deve avançar-se para uma segunda fase. Esta centra-se na obtenção de dados através da colocação de agentes no terreno, que se deslocam aos locais de produção de resíduos, estabelecendo contacto directo com os produtores (entrevistas com marcação).

No que respeita à avaliação da natureza dos resíduos, e dado que a caracterização exaustiva dos resíduos produzidos em cada unidade não é viável pode fazer-se a selecção de uma amostra representativa. A determinação do número de produtores constituintes da amostra irá variar segundo a categoria do produtor em questão, quer em termos de percentagem de amostragem, quer em termos de meios a utilizar para a aquisição de dados.

A metodologia exposta anteriormente tem sido o procedimento aplicado no sentido de avaliar a disponibilidade dos resíduos, bem como o interesse dos produtores em colaborar num projecto desta natureza (ETSU, 1997).

Contudo, e dado o carácter académico deste trabalho, apenas se pode proceder à avaliação das quantidades produzidas de resíduos com base num suporte menos preciso do que o descrito, isto é, sem avaliar a disponibilidade dos produtores ou entidades gestoras para uma possível colaboração.

Dentro dos três grandes grupos mencionados no capítulo introdutório a que a tecnologia de DA tem sido aplicada existe uma grande variedade de opções que se podem explorar. Nas secções seguintes especifica-se quais as consideradas neste trabalho.

3.1.1. Resíduos Agro-Pecuários

Conforme já mencionado a crescente concentração de explorações pecuárias intensivas em determinadas zonas tem sido responsável pela produção de grandes quantidades de chorumes e/ou estrumes que, pelas suas características, representam riscos significativos para o homem, o ambiente, as culturas e o animais e como tal requerem um destino final adequado.

Para avaliação da disponibilidade deste tipo de resíduo fez-se um levantamento dos animais albergados em entidades licenciadas no Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas. A

informação recolhida remonta ao ano de 2006 (ENEAPAI, 2007). Conhecido o número de animais por espécie usaram-se os valores propostos por GONÇALVES (2005) para quantificar a produção de chorumes. Outros autores como BICUDO (1998) e SANTOS (2000), despertados para a problemática deste tipo de resíduos, também estimaram valores. Uma análise comparativa entre ambos os valores propostos não se revelou muito discrepante, o que levou à adopção dos valores apresentados na Tabela 3.1. A aplicação destes sobre o número animais em entidades licenciadas permite estimar a quantidade de chorume produzida anualmente, tal como indicado na mesma tabela.

Tabela 3.1- Número de animais, valores adoptados da literatura e produção de chorume na área de estudo

		Nº Animais	Chorume (kg/d)	Produção (ton/ano)
<i>Unidade de Referência⁴</i>		-	500 kg de peso vivo	-
Bovinos	< 2 anos	71 094	31,1	
	>2 anos	37 263	30,2	1 840 016
	De leite	45 423	41,3	
Suínos	Reprodutores	19 990	16,0	157 557
	Engorda	69 110	32,2	
Aves	LGP	671 000	26,4	28 959
	Frangos	268 400	35,6	
Ovinos e Caprinos		76 714	20,0	71 549

Face ao apresentado verifica-se facilmente que a produção de chorume bovino é claramente superior, representando 90 % do total.

No sentido de uniformizar os valores referentes à produção de efluentes pecuários, foi publicada, após a realização desta etapa do trabalho, a PORTARIA nº 631/2009 de 9 Junho que define no Artigo 3º que “para o cálculo da produção de efluentes pecuários da actividade pecuária [...], aplica-se a tabela constante no anexo n.º 2 do Código de Boas Práticas Agrícolas.” O documento mencionado para ser passível de ser aplicado exige o conhecimento do tipo de estabulação em que os animais se encontram. Portanto, só após um contacto com os produtores se conseguiriam apurar tais informações.

3.1.2. Resíduos Industriais

No que respeita a esta tipologia de resíduos, dada a sua vasta abrangência são focados apenas três tipos distintos: resíduos de lagar de azeite, resíduos resultantes do abate animal e os da transformação do café.

⁴ A determinação dos pesos dos animais foi feita de acordo com os valores-guia contidos nas ESTATÍSTICAS AGRÍCOLAS (2007) e apresentadas na Tabela B.1 do ANEXO B, deste trabalho.

3.1.3. *Resíduos de Lagar de Azeite*

A vocação dominante do olival português é para produção de azeite, com cerca de 96% do total da azeitona produzida destinada à obtenção deste produto e apenas cerca de 4% canalizada para a produção de azeitona de mesa (OLIVICULTURA, 2007). Este é um sector peculiar caracterizado essencialmente pelo elevado número de lagares, de laboração sazonal (campanhas de Novembro a Fevereiro, sensivelmente) e pela coexistência de diferentes tecnologias (PERES *et al*, 2007).

Existem três tipos de sistema de transformação da azeitona:

- Lagares de Prensas
- Lagares contínuos de Três Fases
- Lagares contínuos de Duas Fases

Os subprodutos originários do sistema de extracção de azeite por prensa e por centrifugação de três fases caracterizam-se por uma fase líquida (água ruça) e por uma fase sólida (bagaço de azeitona). No sistema de extracção de azeite por centrifugação de duas fases, a fase sólida e líquida estão juntas sendo este subproduto conhecido por bagaço húmido ou ecológico. As características principais que distinguem os bagaços produzidos pelos três sistemas de extracção de azeite são essencialmente a humidade e a percentagem de gordura. As quantidades de efluente e subprodutos/resíduos originados pela laboração dos lagares dependem, para cada campanha, da azeitona laborada e da tipologia dos lagares.

A área de estudo revelou características muito distintas no que respeita à cultura olivícola. Na zona denominada Entre Douro e Minho (EDM) a área de olival é de 994 hectares contrapondo com 72 202 hectares utilizados para a produção de azeite na zona de Trás-os-Montes. Esta diferença fica patente no número de lagares em actividade na campanha 2005/2006, tal como apresentado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 -Número de lagares em laboração e discriminação por tipo em 2005/2006 (OLIVICULTURA, 2007)

	Nº Lagares	% Lag. Prensa	% Lag. 3 Fases	% Lag. 2 Fases	Azeitona Laborada
EDM	15	51	49	0	3 857
TM	118	6	34	60	80 081

Os lagares em questão laboraram, no seu conjunto, 83 938 toneladas de azeitona dando origem a 17 967 toneladas de azeite.

Valores recolhidos na literatura (MORILLO *et al*, 2008) indicam que, por cada tonelada de azeite obtido, os valores de resíduos e águas ruças (AR) variam da forma apresentada na Tabela 3.3.

Dado que, o bagaço húmido é um produto que ainda tem valor comercial, apenas são consideradas, neste trabalho, as águas ruças provenientes dos sistemas de prensas e três fases.

Tabela 3.3 – Quantidade de resíduos e águas ruças geradas por tonelada de azeite obtido

	Resíduos (kg)	Ág. Ruças (kg)
<i>Prensas</i>	400	600
<i>3 Fases</i>	500 a 600	1000 a 1200
<i>2 Fases</i>	800 a 950	-

Assim, e tendo em consideração os valores apresentados nas Tabelas 3.2 e 3.3 a produção de águas ruças na zona de estudo é de 1 798 941 toneladas por campanha. Contudo, e devido à sazonalidade de produção deste tipo de resíduos, no desenvolvimento do trabalho irá avaliar-se se a sua inclusão é ou não viável.

3.1.4. *Borras de Café*

Recentemente, o Grupo NovaDelta apresentou um programa que visa o desenvolvimento de soluções ecológicas para a valorização energética e agrícola dos resíduos resultantes da utilização do café, as chamadas borras.

Neste âmbito surgiu a ideia de incluir este tipo de resíduos na unidade de co-digestão anaeróbia a projectar neste trabalho. Para tal, ter-se-á em conta as borras produzidas não só pelo consumo de cafés da marca em questão mas também das restantes marcas produzidas e comercializadas em Portugal.

Em Portugal, o consumo anual de café é de cerca de 37 mil toneladas. Este consumo advém de dois segmentos distintos, o consumo imediato e o consumo no lar. O segmento de consumo imediato, normalmente denominado *Canal Horeca*, corresponde à restauração e à hotelaria e representa cerca de 72% do consumo de café em Portugal. O consumo no lar representa apenas 28% do mercado (GASPAR E SANTOS, 2008). No âmbito deste trabalho assumiu particular interesse o denominado consumo imediato não só por representar a maior fatia na produção mas também pelo facto de, em termos de recolha, ser mais viável fazê-lo em cafés, restaurantes e outras unidades de maior produção do que a título particular.

As 37 mil toneladas de café consumidas anualmente advêm de empresas nacionais ou internacionais que, por diferentes motivos, vêm a sua marca preferida em detrimento de outras. Considerando que, a proporção entre café consumido e borra gerada é de 1:2 (BORRE E REINERT, 2007) obtiveram-se os valores apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Consumo anual de café e produção de borras

	Consumo de café (ton)	Canal Horeca (ton)	Borras (ton)
Delta Cafés	13 320	9 590	19 181
Nestlé Portugal	9 990	7 193	14 386
Nutricafés	3 700	2 664	5 328
Segafredo	1 480	1 066	2 131
Unicer Cafés	1 110	799	1 598
Outras	7 400	5 328	10 656
TOTAL	37 000	26 640	53 280

Tal como se pode observar a produção de borras ascende a cerca de 53 mil toneladas. Dado que a população na região em estudo corresponde a 35% da população portuguesa, pode estimar-se uma produção anual de borras de 18 648 toneladas, o que corresponde, em termos médios, a uma produção diária de 13,7 g por pessoa.

3.1.5. *Resíduos de Origem Animal*

A par da exploração animal e do aproveitamento dos chorumes, o abate dos animais dá origem a subprodutos que representam um problema ambiental para determinadas indústrias alimentares, com particular incidência nos matadouros.

Além das águas de lavagem geradas nestas unidades existem outros resíduos como animais rejeitados, partes do tracto digestivo, ossos e outros, cujo tratamento ineficiente tem originado a proliferação de doenças.

No sentido de restringir a utilização indevida destes resíduos, a Comissão Europeia publicou um regulamento (REGULAMENTO (CE) nº 1774/2002 de 3 de Outubro) que estabelece critérios para o transporte, tratamento, deposição, uso e comércio deste tipo de resíduos. O artigo 2º deste define subprodutos animais como “corpos, partes do animal e produtos não destinados a consumo humano”. Estes podem subdividir-se em três categorias distintas:

- *Categoria 1* – inclui materiais de elevado risco para a saúde pública, animal e ambiente por se suspeitar que estejam contaminados, com encefalopatia espongiforme transmissível (EET) por exemplo.
- *Categoria 2* – inclui chorume, partículas sólidas (com dimensão superior a 6 mm) extraídas das águas residuais dos matadouros, conteúdo do tracto digestivo ou ainda, animais não contaminados mas que não tenham sido abatidos para consumo humano. No caso do chorume e do conteúdo do aparelho digestivo, se não apresentarem risco de propagação de uma doença transmissível, tais matérias podem ser utilizadas como matéria-prima numa unidade de biogás.

- *Categoria 3* – partes de animais abatidos, próprias para consumo humano mas que, por motivos comerciais, não tem tal destino ou rejeitadas como impróprias para consumo humano, mas não afectadas por quaisquer sinais de doenças transmissíveis. Também estas, entre outros destinos podem ser usadas numa unidade de biogás.

» Farinhas de Origem Animal

As farinhas resultantes da transformação de subprodutos da categoria 2 não carecem, de acordo com o regulamento supra citado, de tratamento específico. A sua aplicação actual é como fertilizante orgânico ou correctivo orgânico do solo, contudo também existe a possibilidade, pouco explorada, de caso se verifique um potencial de degradação considerável que possam ser incluídas numa unidade de produção de biogás.

Por este motivo optou-se por se incluir neste trabalho as farinhas resultantes da transformação de subprodutos animais da categoria 2.

De acordo com FIPA (2005) e (DGV, 2005), cada uma das três unidades instaladas na região Norte apresenta uma produção diária de farinhas da categoria 2 de 400 toneladas. Tendo estes valores como referência, a produção anual das três unidades soma 438 000 toneladas.

» Gorduras Animais

Simultaneamente, e ao contrário do que até recentemente se pensava, as gorduras revelam-se muito apelativas para a co-digestão de resíduos quer pelo seu elevado teor em carbono que pode ajudar a estabelecer um razão C/N adequada o que se traduz num incremento do potencial de produção de biogás, quer pela disponibilidade do resíduo. Destacam-se ainda, segundo SILVA (2006), pelo facto de implicarem baixo custo de transporte.

Numa fase inicial de abordagem a este tipo de resíduos, consultou-se a DGV com o intuito de apurar qual o número de animais que, anualmente, é abatido sem estar contaminado e que simultaneamente não será consumido. A obtenção destes dados permitiria uma avaliação mais rigorosa do potencial destes resíduos. Contudo, e até à data de escrita deste trabalho a DGV não havia enviado qualquer informação.

Deste modo, a avaliação feita tem por base unicamente os animais abatidos para consumo humano, no ano 2006, de acordo com os dados encontrados nas ESTATÍSTICAS AGRÍCOLAS (2007) e apresentados na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Peso (limpo) dos animais abatidos

	Peso limpo (ton)
Bovinos	76 213
Suínos	149 099
Ovinos	17 581
Caprinos	19 359

No que respeita às aves, o valor é dado em peso vivo, e ascende a 880 578 toneladas.

PRÄNDL *et al* (1994) indica uma estimativa das proporções geradas dos diferentes subprodutos animais, tal como apresentado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Porções de subprodutos, carcaça e carne sem osso de vários animais, em % de peso vivo

	Bovinos (%)	Suínos (%)	Ovinos e Caprinos (%)
Subprodutos e resíduos	49	22	52
Carcaça	51	78	48
- Gorduras, Sangue	16	33	13
- Ossos, tendões	35	45	35

Em relação as aves, SALMINEN E RINTALA (1999) indicam os seguintes valores (Tabela 3.7):

Tabela 3.7 - Porções de subprodutos, em % de peso vivo, para as aves

Ossos e outros restos	42,1
Sangue	15,8
Partes Comestíveis	31,6
Penas	10,5

Considerando os valores apresentados e a informação da Tabela B.2 (ANEXO B) que permite a conversão de peso limpo em peso vivo obtiveram-se, como estimativa da produção de gorduras, os valores apresentados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Estimativa da produção de gorduras por tipo de animal

	Percentagem considerada (%)	Equivalente em Produção (ton)
Bovinos	16	20 668
Suínos	33	41 748
Ovinos	13	14 504
Caprinos	13	6 292
Aves	42,1	370 723

A soma dos valores apresentados na tabela anterior permite afirmar que a produção anual média de gorduras animais é de 453 935 toneladas.

3.1.6. *Resíduos Urbanos*

Desde 2004, o Instituto Nacional da Água (INAG) leva a cabo o Projecto INSAAR – Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais – projecto de âmbito nacional que pretende armazenar dados alfanuméricos e geográficos relativos ao ciclo urbano da água, disponíveis e actualizáveis *on-line*, que permitam produzir informação facilmente acessível. Contudo, e dado o carácter voluntário de preenchimento, os dados contidos nas diferentes versões são bastante escassos.

O relatório produzido a partir das informações registadas (INSAAR, 2005) e outras detidas pelo INAG reporta uma produção de lamas diária de 90 g por habitante.

Neste documento a área de estudo, a região Norte de Portugal, aparece subdividida em três regiões hidrográficas (RH): **RH 1** – Minho e Lima, **RH 2** – Cávado, Ave e Leça e **RH 3** – Douro. A caracterização destas é apresentada na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 - Caracterização das regiões hidrográficas

	RH 1	RH 2	RH 3
População servida com tratamento águas residuais (hab.)	354 000	1 499 000	1 696 000
População servida por ETAR (%)	93,8	96,3	91,1
População servida por ETAR (hab.)	332 052	1 443 537	1 545 056

Face à estimativa apresentada e ao número de habitantes existente em cada uma das regiões hidrográficas obtiveram-se os valores apresentados na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Estimativa da produção de lamas por RH

	RH 1	RH 2	RH 3
Produção (kg/d)	29 868	129 918	130 086
Produção (ton/ano)	10 902	47 420	50 766

Em termos anuais, a produção de lamas (em base húmida) nas três regiões corresponde a 109 mil toneladas.

Os resíduos elencados nas secções anteriores constituem uma descrição mais pormenorizada do que foi decidido usar neste trabalho. Contudo, existe ainda uma variedade de outros materiais orgânicos facilmente biodegradáveis, que tem interesse para este processo mas que, no sentido de limitar a extensão deste trabalho, não foram incluídos.

3.2. Validação dos Dados Recolhidos

No que respeita às quantidades dos resíduos estimadas seria demasiado auspicioso considerar que se recolherá a totalidade destes. Primeiramente pelo facto de não ser avaliada a disponibilidade dos produtores para um fornecimento dos resíduos pelos motivos mencionados anteriormente. Por outro lado, existem outras realidades que poderão minimizar a quantidade de recolha dos resíduos como seja o tipo de estabulação em que os animais se encontram no caso dos chorumes, a aplicação das lamas de ETAR directamente como fertilizante agrícola, os valores de base da estimativa pouco precisos, no caso das gorduras por exemplo, entre outros factores. Por estes motivos decidiu-se considerar que apenas 10% dos valores apresentados nas secções anteriores conseguirão ser efectivamente recolhidos.

Isto significa que, anualmente, à unidade de co-digestão anaeróbia (UCDA) vão chegar resíduos nas seguintes quantidades (Figura 3.2).

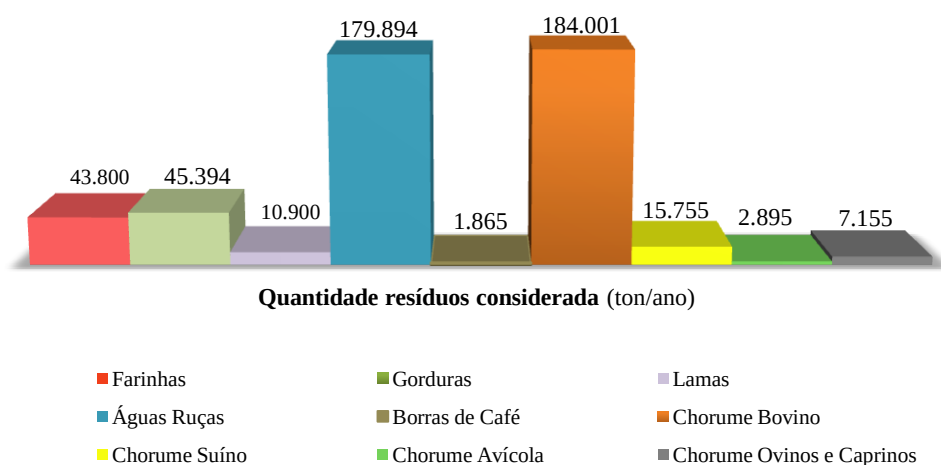


Figura 3.2 – Síntese das quantidades dos resíduos a recolher, em peso bruto

A avaliação da disponibilidade dos resíduos contempla, tal como mencionado no início deste capítulo, não só a avaliação quantitativa mas também a disposição geográfica das fontes produtoras de resíduos.

3.3. Definição do Local de Instalação da Unidade Centralizada

A localização de um sistema de valorização por digestão anaeróbia, tal como qualquer outro sistema de tratamento, apresenta grande influência, a todos os níveis, na viabilidade do projecto. Esse efeito é particularmente claro no que diz respeito aos circuitos de recolha a definir e ainda nas interações com a vizinhança. Nessa perspectiva, é prudente uma análise cuidada de todas as possibilidades de localização. A existência de infra-estruturas de recepção, triagem e armazenamento de resíduos num local abrangido pela região alvo, não devem ser descuradas, avaliando-se a possibilidade de

aproveitamento, com consequente redução de custos de investimento facilitando a viabilidade económica do sistema. No caso de se tratar de um território sem qualquer tipo de estruturas de tratamento de resíduos, a localização mais indicada para o sistema de valorização estará directamente relacionada com a opção de centralização do sistema relativamente aos locais de produção dos resíduos orgânicos.

Em traços gerais, para a avaliação da melhor localização devem ser tomados em consideração os seguintes aspectos:

- Quantidades de resíduo disponíveis numa área razoavelmente próxima, de forma a minimizar os custos de transporte e facilitar a logística;
- Proximidade de indústrias com necessidades de abastecimento de calor;
- Boas condições locais para a recepção e armazenamento dos resíduos e construção de todas as infra-estruturas necessárias;
- Minimizar possíveis problemas com a vizinhança;
- Possibilidades de expansão no futuro, o que implica além de disponibilidade de área, a existência de quantidade de resíduos suficiente numa área próxima;
- Aproveitamento de infra-estruturas já existentes, para tratamento de águas residuais ou outros;
- Minimização de impacto visual.

Em termos de benefícios para a região, pode afirmar-se que a instalação de uma unidade desta natureza será vantajosa, entre outros, nos seguintes aspectos:

- Criação de postos de trabalho;
- Implementação na região de uma unidade de gestão para a qual o país está carente e deficiente, e cuja instalação apresentará características únicas e inovadoras a nível nacional;
- Diversificação da oferta industrial;
- Benefícios para as empresas próximas que irão executar serviços ou vender bens à nova unidade de gestão de resíduos.

Face aos critérios expostos e dado que este tipo de projectos é pioneiro no país considerou-se a centralização do sistema relativamente aos locais de produção como critério fulcral. Atentando, na Figura 3.3 e sendo a produção de águas ruças um processo descontínuo e sazonal, optou-se pela instalação da UCDA em Vila Nova de Famalicão. Aliado à centralidade, esta cidade está localizada num importante nó rodoviário que a liga ao Porto, a Braga, a Barcelos, a Guimarães, à Póvoa de Varzim e a Santo Tirso. É cruzada ainda por auto-estradas e estradas nacionais que unem os principais centros urbanos, facilitando assim o transporte de resíduos. Tanto a nível rodoviário como a nível ferroviário Vila Nova de Famalicão é uma povoação com uma excelente situação geográfica.

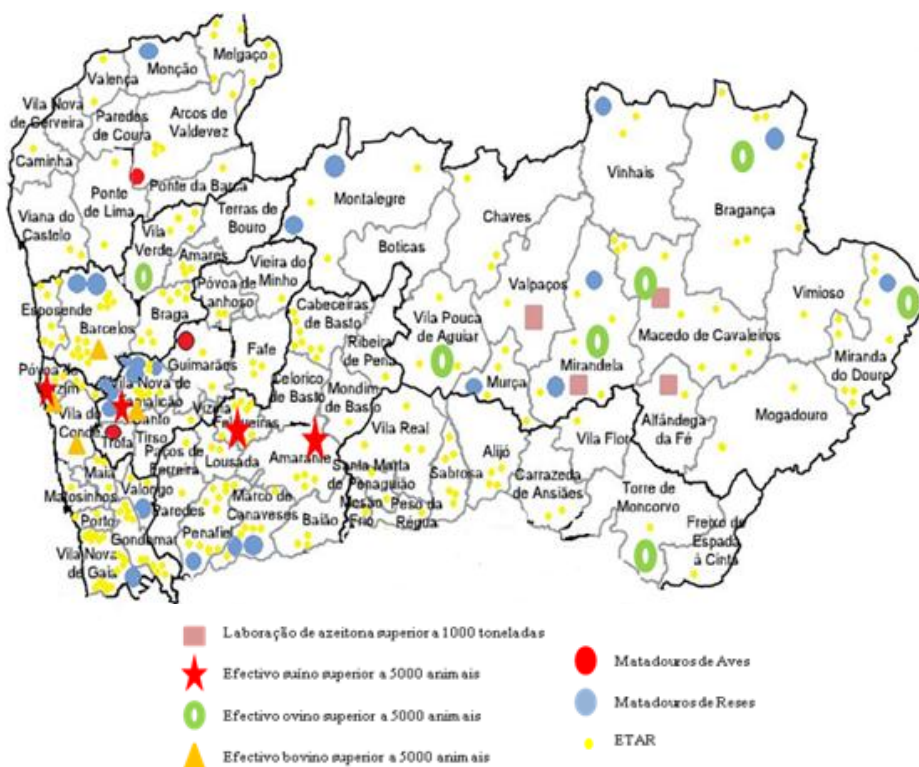


Figura 3.3- Localização geográfica das fontes produtoras de resíduos

Contudo e dada a abrangência do concelho, possui 49 freguesias distribuídas numa área de 201,85 km², foi necessário ainda restringir o número de locais possíveis.

O Plano Director Municipal (PDM) da região identifica Ribeirão e Fradelos como zonas de tecido industrial consolidado. Entre estas duas freguesias, a mais atractiva para a instalação da unidade é Fradelos. Além do seu afastamento de zonas urbanas e da existência de zonas rurais de prática agrícola, potenciais fornecedores de matérias-primas e, simultaneamente receptores do digerido após compostagem, existem ainda no local infra-estruturas edificadas ou em licenciamento que, se aproveitadas, poderão minimizar os encargos de exploração de uma unidade desta dimensão. Entre estas destacam-se a ETAR de Agra e uma Unidade de Compostagem.

A localização mais ou menos dispersa das fontes de resíduos na área de estudo implica a adopção de um raio de acção no sentido de quantificar de forma mais precisa os resíduos gerados. Designa-se por raio de acção, a distância máxima, em linha recta entre o local de instalação da unidade e a fonte de resíduos. Neste sentido, foi definido um raio mínimo de 50 km e um máximo de 300 km, com incrementos de 50 km. Os concelhos abrangidos por cada um dos raios são discriminados no ANEXO C deste trabalho. Para cada um dos raios estabelecidos foi avaliada a respectiva produção de resíduos, conforme se apresenta na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Produção cumulativa de resíduo por raio de acção

RAIO	Chorume Bovino	Chorume Suíno	Chorume Avícola	Chorume Ovino e Caprino	Borras de Café	Farinhas	Gorduras	Lamas	Águas Ruças
km	ton/ano								
50	111 684	5 823	1 095	278	1 435	43.800	31 942	8 084	1929
100	142 558	10 551	2 086	613	1 751	-	35 304	9 598	-
150	160 802	12 359	2 422	-	1 832	-	40 345	10 288	-
200	170 286	13 437	2 557	1 042	1 847	-	43 707	10 558	-
250	180 770	14 515	2 652	2 389	1 858	-	45 394	10 791	179 894
300	184 001	15 755	2 895	2 600	1 865	-	-	10 900	-

Os dados apresentados na tabela anterior permitem extrair algumas conclusões importantes, nomeadamente que a escolha de V. N. Famalicão como local de instalação da unidade foi uma boa opção uma vez que, no menor raio considerado predominam todos os resíduos, com excepção das águas ruças e chorume ovino/caprino. Por este motivo, fez-se a primeira simplificação deste trabalho como resultado dos dados apresentados, isto é, só serão considerados na continuação do mesmo, os resíduos produzidos num raio de 50 km.

A Tabela 3.11 também permite aferir que, caso se considere uma possível expansão da unidade no futuro, existe quantidade suficiente de resíduos numa área próxima (raio de 100 km).

3.4. Bibliografia

- BICUDO, J., 1998. Cargas Poluentes de origem Agro-Pecuária, Agrícola, Industrial e Urbana *in* Apresentação do Plano de Adaptação à legislação ambiental pelo sector das suiniculturas. Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Federação Portuguesa das Associações de Suinicultores (FPAS) E Direcção Geral do Ambiente (DGA).
- BORRE, L., REINERT, F., 2007. Transesterificação da Fracção Lipídica da Borra de Café. Departamento de Química Orgânica – Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- DGV, 2005. Unidades de Subprodutos animais aprovadas de acordo com o regulamento (CE) nº 1774/2000, de 3 Outubro.
- ENEAPAI, 2007. Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Rural.
- ESTATÍSTICAS AGRÍCOLAS – 2007, 2008. Instituto Nacional de Estatística (INE) – Agricultura, Florestas e Pescas.
- ETSU – ENERGY TECHNOLOGY SUPPORT UNIT, 1997. Anaerobic Digestion of farms and food processing residues – Good Practice Guidelines. United Kingdom.

- FIPA – Federação das Indústrias Portuguesas Agro-Alimentares, 2005. Diagnósticos Sectoriais e Identificação de Condicionantes e Especificidades (disponível em www2.apambiente.pt/ e acedido em Abril de 2009).
- GASPAR, F. E SANTOS, G., 2008. Plano de Marketing - Delta Cafés (disponível em <http://www.delta-cafes.pt> e acedido em Março de 2009).
- GONÇALVES, M., 2005. *Gestão de Resíduos Orgânicos*, Agricultura e Ambiente.
- INE – Instituto Nacional de Estatística, 2008. Anuário Estatístico da Região Norte – 2007, Lisboa (disponível em www.ine.pt e acedido em Março e Abril de 2009).
- INSAAR, 2005 – Relatório do Estado Do Abastecimento de Água e da Drenagem e Tratamento de Águas Residuais, 2007. Instituto Nacional da Água.
- MADRP, 1997. *Código das Boas Práticas Agrícolas*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa (disponível em www.drapn.min-agricultura.pt e acedido em Abril de 2009).
- MORILLO, J., ANTIZAR-LADISLAO, B., MONTEOLIVA-SÁNCHEZ, M., RAMOS-CORMENZANA, A., RUSSELL, N., 2008. Bioremediation and biovalorisation of olive-mill waste. *Applied Microbiology and Biotechnology* Vol. 82, pp. 25-39.
- PERES, J., LUCAS, M., CLARO, J., 2007. Processos de Tratamento e Valorização dos Resíduos e Efluentes das Unidades de Azeite. *Comunicação in Centro Cultural de Macedo de Cavaleiros*.
- SALMINEN, E. AND RINTALA, J., 1999. Anaerobic digestion of poultry slaughtering wastes. *Environmental Technology* Vol. 20, pp. 21-28.
- SANTOS, P., 2000. Guia Técnico do Biogás. *Centro para a Conservação de Energia*.
- SILVA, R., 2006. Co-Digestão Anaeróbia de Efluentes de Vacarias. *Tese de Mestrado*, Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Braga.
- OLIVICULTURA – DIAGNÓSTICO SECTORIAL, 2007. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas – Gabinete de Planeamento e Políticas

Capítulo 4

Caso de Estudo: aplicação de Biogas Driver



SUMÁRIO

O presente capítulo sintetiza os resultados obtidos por aplicação da ferramenta Biogas Driver, tendo em linha de conta as particularidades da área de estudo. Os valores obtidos são um indicativo da viabilidade técnica da técnica da unidade centralizada de co-digestão anaeróbia.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS

4.3 BIBLIOGRAFIA

4. CASO DE ESTUDO: APLICAÇÃO DE BIOGAS DRIVER

4.1. Caracterização do Inóculo

Para a aplicação dos procedimentos descritos no capítulo 0 foi necessário um inóculo. Este foi recolhido na ETAR de Parada, Maia. Esta unidade procede à reciclagem das lamas produzidas no seu processo de tratamento, submetendo-as a um processo de digestão anaeróbia após o seu espessamento. O digestor anaeróbio de lamas opera a 35 °C.

O inóculo foi recolhido e transportado em dois recipientes de 5 L cada, durante cerca de uma hora. A temperatura de transporte foi a ambiente. Com o intuito de readaptar o inóculo à temperatura de 35 °C e simultaneamente permitir a degradação de alguma matéria orgânica ainda presente e a remoção de metano de origem endógena, o inóculo foi colocado em frascos de vidro selados, refluxado com uma mistura de N₂/CO₂ (80/20 % v/v) e incubado, durante 5 dias, numa sala climatizada (37 °C).

Findo o tempo de incubação procedeu-se à caracterização do inóculo, nomeadamente determinação de sólidos totais e voláteis, sólidos suspensos totais e voláteis e ainda, avaliação da actividade metanogénica específica.

Os valores obtidos para os sólidos são apresentados na Tabela 4.1 bem como o desvio padrão de três medições, para cada um dos parâmetros analisados.

Tabela 4.1 – Caracterização da biomassa da ETAR de Parada

ST	SV	SST	SSV
(g/L)			
17,7 ± 0,2	11,7 ± 0,2	15 ± 2	10 ± 2

No que respeita à determinação da AME, os testes foram efectuados para acetato e hidrogénio por serem os substratos que as *archaea* metanogénicas usam directamente. A ferramenta em teste propõe, além destes, a utilização de etanol no entanto, este é um substrato indirecto para as metanogénicas e a actividade só é válida se as actividades acetoclásticas e hidrogenotróficas não forem o passo limitante (PEREIRA, 2003 citando DOLFING AND BLOEMEN, 1985), o que não foi verificado.

O teste tendo como substrato o hidrogénio terminou ao fim de três dias. Contudo, para a execução do procedimento de cálculo de actividades descrito em 2.1, consideraram-se apenas os primeiros pontos (cerca de 48 horas) excluindo-se apenas aqueles que foram afectados por factores conhecidos, como variações da temperatura. Por diversas vezes se constatou, tanto nestes testes como nos de biodegradabilidade, que uma pequena variação na temperatura da sala resultava numa variação considerável da pressão no interior dos frascos.

O valor da AME em hidrogénio obtido foi de $0,70 \pm 0,04$ gCH₄@PTN/gVS·dia.

Por outro lado, o teste para o acetato foi rejeitado pois, após 18 dias de incubação, os valores dos ensaios em branco eram superiores aos com acetato, para além de não se verificar aumento considerável da pressão no interior dos frascos. Este último foi repetido e a conclusão foi a mesma. No sentido de se descortinarem os motivos do fracasso do ensaio, submeteu-se uma amostra de acetato 3M a análise em HPLC (*Hight Performance Liquid Chromatography*) com o intuito de se eliminar a hipótese do reagente não estar nas condições indicadas no rótulo. A análise realizada indicou o pleno estado de conservação da solução.

Também se considerou a hipótese de inibição por acumulação de AGV contudo, a menos que tenha ocorrido um erro por parte do operador, a concentração de acetato em cada frasco, não será suficiente para tal. O eventual erro por parte do operador foi descartado pela repetição do teste.

Assim, a única conclusão possível de se extrair foi que o consórcio testado não tem actividade em acetato ($< 0,1$ g CH₄ @PTN /gVS·dia).

Deste modo, e relembando a Figura 1.1, pode afirmar-se que o biogás produzido advém unicamente da formação, directa ou indirecta, de H₂.

Torna-se ainda importante esclarecer que, a falta de uma padronização internacionalmente aceite para os testes de AME dificulta, de certa forma, a comparação dos resultados absolutos obtidos a partir de cada metodologia actualmente disponível. Os valores reportados por ANGELIDAKI *et al* (2006) são referentes à actividade do consórcio numa mistura de substratos, pelo que o valor apresentado corresponde a uma média, inviabilizando-se a comparação neste caso.

Na biodegradabilidade anaeróbia de resíduos sólidos, o uso de um inóculo anaeróbio com elevada actividade reduzirá significativamente o tempo experimental ou a quantidade de inóculo a utilizar nos digestores, e consequentemente, o seu volume (FORSTER *et al*, 2007 citando OBAJA *et al*, 2003). Embora se deva ter sempre em consideração a capacidade de adaptação dos microrganismos às condições a que são submetidos, não será de todo descabida a avaliação da AME de diferentes inóculos, no sentido de otimizar o processo.

4.2. Caracterização dos Substratos

Os resíduos quantificados no capítulo anterior são, pelas suas características, substratos para o processo de digestão anaeróbia.

Os substratos utilizados foram recolhidos em recipientes de tamanho variável e transportados à temperatura ambiente. Posteriormente, foram armazenados a 5 °C com o intuito de se conservarem as características dos mesmos até à sua utilização. A Tabela 4.2 lista os locais onde foram recolhidas as amostras.

Tabela 4.2 - Origem dos substratos em estudo

Substrato	Origem
Borras de Café	Bar do Complexo Pedagógico 1 (CP1) da Universidade do Minho – Campus de Gualtar, Braga.
Águas Ruças	Campanha de produção de azeite 2008/2009. Lagar de três fases em Mirandela.
Chorumes	Só foi possível recolha de chorume suíno e bovino, na Sociedade Agro-Pecuária da Aguçadoura e, numa vacaria de produção de leite com 50 vacas produtoras em Vilaça, Braga, respectivamente.
Gorduras Animais	Matadouro em Montalegre.
Lamas Aeróbias	As lamas usadas são lamas mistas (primárias e secundárias) e foram recolhidas na ETAR de Parada – Maia.
Farinhas Animais	Provêm da Empresa Savinor. Resultam da transformação de subprodutos animais da Categoria 2. A sua inclusão neste trabalho só foi possível por colaboração de uma aluna de doutoramento da FEUP e do seu orientador.

A tabela anterior não reporta todos os resíduos dos quais foi feito o levantamento no capítulo anterior. Visto que, não foi possível recolher amostras de chorume avícola e ovino/caprino, para efeitos da continuidade do trabalho estes não foram considerados.

A caracterização dos substratos, nos parâmetros anteriormente definidos, conduziu aos valores apresentados nas tabelas seguintes. Para se facilitar a leitura foi feita a distinção entre os valores obtidos para substratos líquidos e sólidos, Tabela 4.3 e Tabela 4.4, respectivamente.

Tabela 4.3 - Parâmetros de caracterização dos substratos líquidos

	pH	CQO <i>g O₂/L</i>	ST <i>g/L</i>	SV <i>g/L</i>	N-Total <i>g N-total/L</i>	Amónia <i>g N-NH₄/L</i>
Águas Ruças	5,3	109 ± 1	45,8 ± 0,2	30,7 ± 0,5	2,4 ± 0,2	(9 ± 1) x 10 ⁻³
Ch. Bovino	8,5	349 ± 1	44,2 ± 0,1	35 ± 2	2,7 ± 0,3	(a)

Tabela 4.4 - Parâmetros de caracterização dos substratos sólidos

	pH	CQO <i>g O₂/g substrato</i>	ST <i>g/g substrato</i>	SV <i>g/g substrato</i>	N-total <i>g N-total/ g substrato</i>	Amónia <i>g N-NH₄/ g substrato</i>
Borras de Café	4,4	0,41 ± 0,03	0,368 ± 0,004	0,362 ± 0,004	(6,21 ± 0,08)x10 ⁻³	(6 ± 2)x10 ⁻⁵
Ch. Suíno	7,5	0,441 ± 0,009	0,396 ± 0,001	0,343 ± 0,002	(a)	(9 ± 2)x10 ⁻⁶
Gorduras	5,9	2,30 ± 0,02	0,92 ± 0,02	0,91 ± 0,02	(9 ± 3)x10 ⁻⁴	(4,4 ± 0,9)x10 ⁻⁶
Lamas	7,1	0,12 ± 0,07	0,217 ± 0,001	0,149 ± 0,001	(4,7 ± 0,6)x10 ⁻³	(3,96 ± 0,04)x10 ⁻⁷
Farinhas (b)	-	1,1 ± 0,3	0,916 ± 0,001	0,905 ± 0,001	7,8x10 ⁻² (c)	1,2 x10 ⁻³ (c)

(a) Valor sem significado (b) Valores cedidos por Tatiana Pozdniakova (c) Análise de uma única amostra

Embora os kits de análise *LCK da Hach-Lange* permitissem obter resultados num curto espaço de tempo e com erros aceitáveis o que à partida se constitui vantajoso, o número de ensaios requeridos, no caso dos substratos sólidos, visando a concordância dos mesmos foi elevado. Por outro lado, a quantidade de resíduo amostrada foi reduzida o que poderá dar origem a resultados falseados na presença de resíduos de composição heterogénea, como é o caso.

Assim, e no sentido de minimizar a hipótese de erro sugere-se que, pelo menos a CQO (parâmetro fulcral na definição dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia) seja determinado por um método mais preciso. Por exemplo, o método 5220 B de APHA (1998), denominado *Método do Refluxo Aberto*. Este permite usar uma quantidade de amostra mais representativa. O procedimento é o da referência e consiste em digerir as amostras durante 2h a 150°C utilizando uma solução de digestão composta por sulfato de mercúrio, dicromato de potássio e ácido sulfúrico. Após arrefecer à temperatura ambiente o digerido será titulado com uma solução de sulfato de ferro II e amónio.

Contudo, ao se aplicar este ou outros métodos deve garantir-se a minimização das interferências de outros compostos pela realização de diluições.

Após a caracterização dos substratos estavam reunidas as condições para se realizarem os ensaios de biodegradabilidade. Foram realizados dois conjuntos de testes, os primeiros de avaliação da biodegradabilidade de cada um dos substratos isoladamente e em diferentes concentrações e, posteriormente em ensaios de co-digestão.

4.2.1. Conjunto 1: substratos isolados

A etapa preliminar de cálculos e de planificação do primeiro conjunto de testes é incluída no ANEXO D.2. Os testes foram terminados quando deixou de se verificar evolução significativa na produção da quantidade de metano contida no biogás.

A Tabela 4.5 apresenta os valores obtidos neste conjunto de testes. O ANEXO D.2 apresenta também os gráficos da evolução da produção de metano ao longo do tempo de ensaio.

Tabela 4.5 - Valores obtidos nos testes de biodegradabilidade dos substratos isolados

	Concentração (g/L)	Produção de CH ₄ (gCQO-CH ₄ /gCQO add)
Águas Ruças	10	0,62
	20	0,19
Chorume Bovino	15	0,17
	30	0,12
	65	0,04
Borras de Café	4,1	0,87
	10,3	0,85
	20,6	0,29
Chorume Suíno	4,4	0,58
	11,0	0,30
	22,1	0,17
Gorduras	11,5	0,33
	46,0	0,09

	Concentração (g/L)	Produção de CH ₄ (gCQO-CH ₄ /gCQO add)
Lamas Mistas	1,2	-
	6,1	0,63
	6,1	0,21
Farinhas	24,4	0,63
	61,0	0,07

Uma análise da tabela anterior permite verificar logo à partida que, à medida que a concentração de substrato aumenta o potencial de degradação diminui. Isto verifica-se, com maior ou menor diferença, em todos os resíduos excepto nas farinhas animais. A razão disto está relacionada com a relação alimento/microrganismos (A/M). Os gráficos em anexo mostram claramente que quanto maior a relação A/M mais tempo é necessário para que ocorra a conversão de igual quantidade de matéria orgânica. A utilização de pequena quantidade de inóculo face ao teor de substrato (alta relação A/M) pode, nos ensaios em maiores concentrações, ter originado sobrecarga no processo, resultando em acidificação devido à acumulação de AGV.

O ensaio de lamas com uma concentração de 1,2 g/L apresentava uma taxa de degradação superior a 100%, o que é manifestamente impossível, pelo que este valor foi excluído. Ainda assim, pensa-se que o eventual acréscimo na produção de metano decorra do consumo de substrato residual ainda contido na biomassa, que possa não ter sido consumido durante o período de desgasificação.

Excluindo o valor das lamas, o resíduo que apresenta maior potencial em concentrações inferiores a 10 g/L são as borras de café. Em concentrações superiores a 40 g/L, testadas em chorume bovino, gorduras e farinhas a produção de metano não vai além dos 0,09 gCQO-CH₄/gCQO adicionada. Também é possível verificar que nas três concentrações testadas, o chorume suíno apresenta maior biodegradabilidade que o bovino como resultado, não só do facto de o chorume suíno ter um teor de matéria orgânica mais elevado, mas também de se ter separado a amostra de chorume suíno com um crivo de 2,5 mm evitando-se assim a inclusão de palhas e pedaços de serrim de difícil degradação, enquanto a amostra de chorume bovino foi testada “tal e qual”.

CHEN *et al* (2008) citando Demirel e Yeningü (2002) afirma que substâncias inibidoras são a principal causa de perturbação e falha no desempenho de um digestor desde que presentes em concentrações significativas. Assim, face aos dados disponíveis avaliou-se a influência das espécies NH₃ e NH₄⁺ formadas durante o processo por biodegradação de compostos orgânicos nitrogenados. A amónia causa inibição especialmente na metanogénese, última etapa da DA. Esta na forma livre (NH₃) e dependendo da temperatura e pH, penetra mais facilmente através da parede da célula dando origem a fenómenos de inibição. A concentração de NH₃ pode ser estimada a partir da seguinte equação (Eq. 4.1).

$$N - NH_3 = N - NH_4^+ \left[1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-(0,1075 + \frac{2725}{T})}} \right]^{-1} \quad \text{Eq. 4.1}$$

Aplicando a expressão anterior a cada um dos substratos verifica-se que, para um pH admitido um pouco acima da neutralidade (7,5) e para a temperatura dos ensaios (35°C), a amónia livre gerada pela degradação não ultrapassa o valor referido pelo autor citado, 100 mgNH₃/L para a ocorrência de inibição. Contudo, o mesmo pode não se verificar para temperaturas mais elevadas pois, à medida que a temperatura aumenta a concentração de amónia livre também vai aumentar potenciando efeitos inibidores.

4.2.2. Conjunto 2: co-digestão

Uma vez que a gestão ineficaz dos resíduos em estudo se constitui um problema optou-se, numa primeira abordagem, por definir uma proporção em que predomina-se o resíduo mais disponível no sentido de dar-lhe um destino útil o mais rapidamente possível. Deste modo, as proporções em que os resíduos chegam à unidade de co-digestão anaeróbia serviram como um indicativo das percentagens a aplicar nos ensaios de co-digestão (Figura 3.2).

De salientar contudo que, o desenvolvimento do trabalho conduziu a modificações na consideração anterior. Tal como já referido, não foi possível a recolha de amostras de chorume avícola e ovino e, por este motivo, não houve a hipótese de avaliar o efeito da inserção destes resíduos na produção de biogás nos ensaios de co-digestão. Simultaneamente, pretendeu-se aumentar a inclusão de farinhas não só devido ao melhor resultado dos testes de biodegradabilidade anaeróbia quando comparado com o chorume bovino como, pelo facto das três unidades de produção de farinhas se situarem nas imediações de V. N. Famalicão (uma na Trofa e duas em Guimarães). A proximidade e número reduzido de entidades envolvidas num processo para concessão de gestão de resíduos à unidade centralizada foram os dois motivos pelos quais se optou por dar mais relevância às farinhas animais.

Por este motivo foi pertinente ajustar os valores em teste, aos apresentados seguidamente.

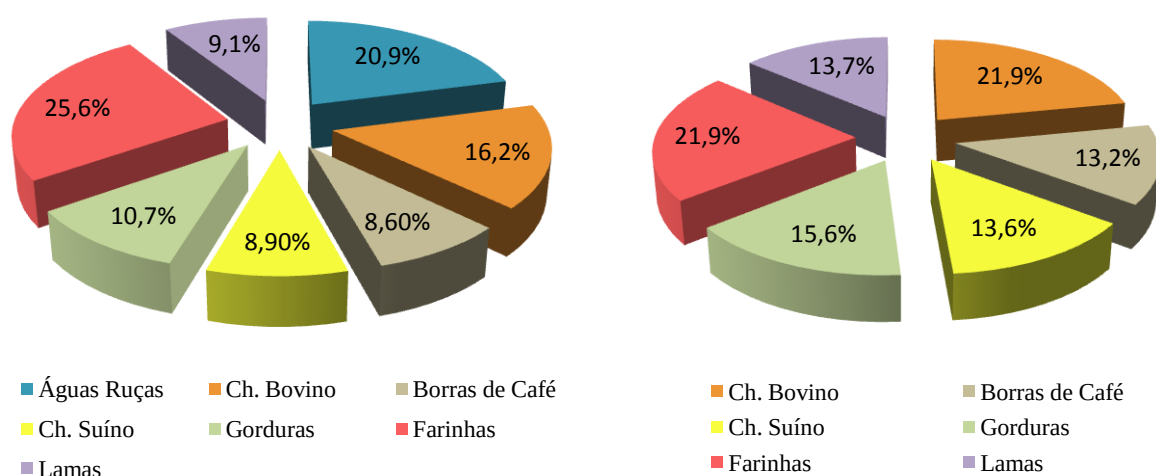


Figura 4.1- Proporções, em peso de resíduo, adoptadas nos ensaios com a ferramenta Biogas Driver (com e sem águas ruças, respectivamente)

A planificação destes ensaios é apresentada no ANEXO D.3.

Após 30 dias de ensaio, os valores obtidos para os ensaios de co-digestão foram de 0,7 gCQO-CH₄/gCQO_{adicionada} no caso de se incluírem águas ruças no processo de co-digestão e apenas de 0,3 gCQO-CH₄/gCQO_{adicionada} quando este substrato não é incluído. Significa isto que a percentagem de conversão da matéria orgânica é duas vezes maior nos ensaios em que se incluíram águas ruças. A evolução do teor de metano no biogás gerado atingiu um valor máximo de 75% nos ensaios com águas ruças e 53% na outra hipótese considerada.

Analisando, comparativamente as duas soluções testadas, é a adição de águas ruças que tem influência evidente no processo. Uma vez que, nas duas situações ilustradas na Figura 4.1 a proporção dos restantes resíduos não varia significativamente de uma situação para a outra. A não inclusão de águas ruças implica uma redução da razão A/M pelo que se deveria verificar uma maior produção de metano como resultado do consumo da CQO no mesmo período de tempo. Neste sentido, fez-se uma análise análoga à anteriormente descrita para verificar possíveis efeitos inibidores da amónia livre na solução. Obteve-se, na situação em questão uma concentração de 227 mgN-NH₄⁺/L o que é, claramente superior ao valor definido por CHEN *et al* (2008). Por este motivo pode afirmar-se que, neste ensaio a produção foi inferior ao esperado devido a fenómenos inibitórios.

Também neste caso, a comparação dos valores obtidos com os apresentados na literatura não é linear, dadas não só as diferenças de concentrações usadas, como também, e de forma geral, o número de substratos em teste ser distinto. Contudo, os resultados apresentados, por si só, deixam perceber que existe espaço para optimização. Por um lado, porque para as mesmas concentrações na mistura, alguns dos substratos em teste isolado revelaram taxas de biodegradabilidade superior e por outro lado, porque a inibição verificada reduziu a produção teórica esperada.

Ainda assim, deve lembrar-se que os valores obtidos correspondem ao pior caso possível, dado que as *archaea* metanogénicas acetoclásticas, responsáveis por cerca de 70 % da produção de metano não têm actividade. A formação de biogás advém directa ou indirectamente do hidrogénio.

Os valores aferidos para os ensaios em *batch* determinaram, devido ao teor de sólidos da mistura, a tecnologia a aplicar na unidade em questão. Por outro lado, permitiram, por extrapolação de dados, o dimensionamento dos órgãos principais da unidade de co-digestão anaeróbia tal como se apresenta no capítulo seguinte.

4.3. Bibliografia

ANGELIDAKI, I., ALVES, M., BOLZONELLA, D., BORZACCONI, L., CAMPOS, L., GUWY, A., JENICEK, P., KALYUZHNU, S. E VAN LIER, J., 2006. *Anaerobic Biodegradation, Activity and Inhibition* Task Group Meeting, Praga.

- CHEN, Y., CHENG, J., CREAMER, K., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* Vol. 99, pp. 4044-4064.
- EATON, A., CLESCERI, L., RICE, E., GREENBERG, A., 1998. Standard Methods for examination of water and wastewater, 20th edition, APHA, AWWA, WEF, Centennial Edition, Washington, DC, EUA.
- FORSTER-CARNEIRO, T. PÉREZ, M., ROMERO, L., SALES, D., 2007. Dry Mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology* Vol. 98, pp. 3195-3202.
- PEREIRA, M., 2003. Anaerobic Biodegradation of Long Chain Fatty Acids - Biomethanisation of biomass-associated LCFA as a challenge for the anaerobic treatment of effluents with high lipid/LCFA content. *Tese de Doutoramento*, Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Braga.

Capítulo 5

Descrição dos Aspectos-Chave da Unidade Centralizada



SUMÁRIO

O presente capítulo inicia-se com uma abordagem às tecnologias de DA disponíveis e com a descrição dos motivos que levaram à escolha da tecnologia *Dranco*. Posteriormente, destaca e caracteriza os aspectos relevantes do sistema: condições de armazenamento dos resíduos, condições de funcionamento do digestor e aplicação dos produtos resultantes da degradação anaeróbia. Termina com o dimensionamento dos órgãos principais a implementar na unidade.

5.1 TECNOLOGIA ADOPTADA **5.2** DEFINIÇÃO DO SISTEMA **5.3** DIMENSIONAMENTO DOS ÓRGÃOS PRINCIPAIS

5.4 BIBLIOGRAFIA

5. DESCRIÇÃO DOS ASPECTOS-CHAVE DA UNIDADE CENTRALIZADA

Num projecto de digestão anaeróbia centralizada é necessário avaliar, não só a viabilidade técnica no que respeita à produção de biogás, como também a tecnologia mais adequada, as infra-estruturas necessárias e as soluções que garantam o abastecimento de matérias-primas e o escoamento eficiente dos produtos resultantes do processo.

Estas questões são abordadas nas secções seguintes, ao se delinearem as escolhas adoptadas para a unidade centralizada ou, ao se enumerarem hipóteses de gestão que dependem essencialmente da avaliação económica realizada no capítulo seguinte.

5.1. Tecnologia Adoptada

Diferentes sistemas são usados em digestão seca à escala industrial, a Figura 5.1 ilustra os mais comuns.

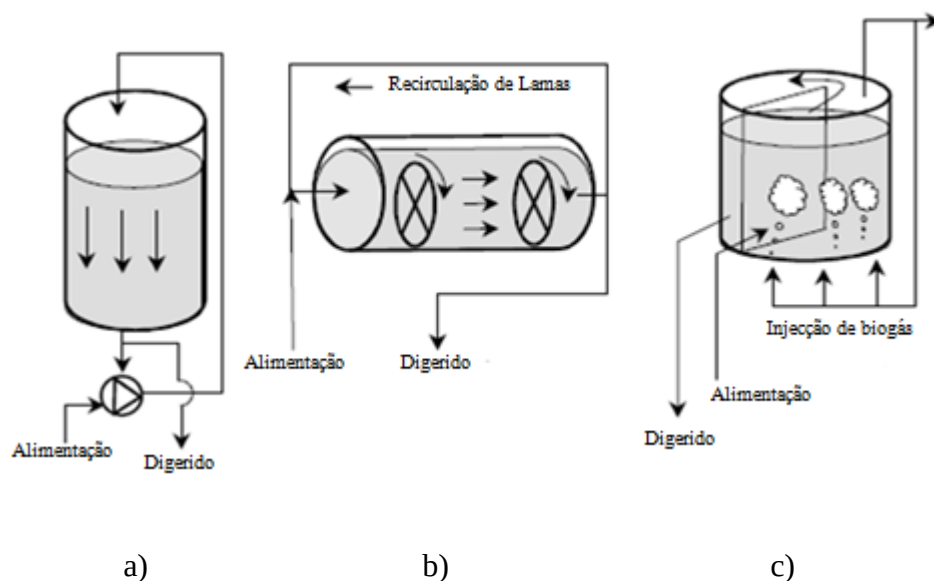


Figura 5.1 – Diferentes *designs* de digestores usados na digestão seca: a) Dranco, b) Kompogas e c) Valorga (Adaptado de VANDEVIRE *et al*, 2003)

▪ *Dranco - Dry Anaerobic Composting*

A implementação desta tecnologia concentra-se na Bélgica, Alemanha, Áustria, Suíça e Itália. Em 2005, foi concluída a primeira unidade em Espanha.

A tecnologia *Dranco* consiste num reator único que funciona em condições termofílicas, com um tempo de retenção hidráulico de 20 a 30 dias e com resíduos com um teor de sólidos de 15 a 40%. O reator é um cilindro vertical no qual os resíduos são inseridos no topo, e por gravidade, vão

descrevendo um movimento uniforme vertical até atingirem a parte inferior de onde são extraídos, já digeridos. Não são necessários sistemas de mistura, além da originada pelo movimento gravítico dos resíduos no interior do digestor e pela recirculação de parte do digerido na corrente de entrada. Nestes casos, o volume do reactor pode ser ajustado em função da capacidade pretendida, embora não deva exceder os 3300 m³ e uma altura de 25 m.

- **Kompogas**

A tecnologia *Kompogas* pode ser encontrada em plantas no centro e norte da Europa, em países como Suíça, Áustria e Alemanha.

O processo ocorre em reactores fluxo-pistão horizontais onde os resíduos residem durante cerca de 15 a 20 dias, a temperaturas termofílicas. Nestes casos, a deslocação dos resíduos ao longo do reactor é impelida por rotores que, simultaneamente promovem a mistura. A aplicação deste tipo de sistema requer um ajuste cuidadoso do teor de sólidos a cerca de 23%. Valores inferiores promovem a deposição de metais pesados, areia e outras partículas e, por outro lado, valores superiores podem causar resistência excessiva ao rotor. Como principal desvantagem desta tecnologia advoga-se o volume fixo do reactor. Por este motivo, caso se requeira uma capacidade superior a solução passa pela implementação, em paralelo, de vários reactores.

- **Valorga**

Esta é uma tecnologia com forte presença na Alemanha, Bélgica, França, Espanha, Holanda, Itália e Suíça.

O reactor concebido para esta tecnologia apresenta-se dividido em dois compartimentos por um septo posicionado a 2/3 da parede do digestor cilíndrico. Este septo faz a separação entre a zona de entrada e saída do resíduo. O resíduo é introduzido no compartimento de maior dimensão e homogeneizado mediante a injeção de biogás a altas pressões, a cada 15 minutos, através de um sistema de difusores implementado no fundo do reactor. A rotação do septo origina o movimento da massa de resíduo do compartimento agitado até ao não agitado, onde deposita e é extraído.

O sistema em questão opera com uma concentração de sólidos no interior do digestor de 30%. Valores abaixo de 20%, no compartimento agitado, constituem-se um problema uma vez que tendem a depositar provocando o entupimento dos difusores.

A operação pode ocorrer em regime mesofílico ou termofílico, durante aproximadamente 3 semanas.

À semelhança da tecnologia *Dranco*, existe facilidade de ajuste do volume do reactor ao pretendido, sendo que este também não deve ser superior a 3300 m³.

Embora as três tecnologias anteriormente expostas sejam aplicáveis na denominada digestão seca e como tal à mistura em estudo, tanto *Kompogas* como *Valorga* são restritas a valores de sólidos na ordem dos 20%. Neste aspecto, a tecnologia *Dranco* torna-se mais apelativa uma vez que permite uma maior flexibilidade de operação (15-40%), o que, no caso em estudo, pode ser particularmente importante dada, não só, a incidência de resíduos com um teor de sólidos elevado (farinhas e gorduras, especialmente) como também a sazonalidade de um dos substratos a incluir, as águas ruças. No que respeita às temperaturas de funcionamento e ao tempo de retenção não existem diferenças significativas pelo que, as três tecnologias são igualmente válidas.

O facto de os sistemas de mistura assentarem em processos mecânicos, além do consumo de energia implícito ao seu funcionamento constante, acabam por surgir problemas resultantes da sua operação ao longo do tempo, como sejam corrosão, entupimentos e outras interferências. Também neste aspecto as tecnologias *Kompogas* e *Valorga* não se evidenciam pela positiva. Associado a isto, existe ainda na primeira a limitação do volume, que só pode ser solucionada pela aplicação em paralelo de vários reactores o que tem implicações financeiras. Assim, pelos motivos mencionados esta tecnologia foi excluída.

Embora, a recirculação de uma mistura com um teor de sólidos de 40%, valor máximo referido para *Dranco*, possa ser problemática acabou por se optar por aplicação desta tecnologia.

Definida a tecnologia a adoptar e após a extrapolação dos valores obtidos pelos ensaios com a ferramenta Biogas Driver foi possível esquematizar a instalação.

5.2. Definição do Sistema

Uma estação centralizada de co-digestão anaeróbia deve ser composta de uma série de elementos que, quando em funcionamento simultâneo, permitam o processamento adequado das matérias-primas e dos produtos resultantes do processo. Naturalmente que, as formas de gestão e as soluções técnicas a implementar variam de acordo com a situação local do sistema, o seu enquadramento regional, as exigências ambientais, entre outros aspectos.

Por este motivo, de seguida apresenta-se uma caracterização sumária dos aspectos mais relevantes na definição da solução colectiva de tratamento e valorização de resíduos orgânicos estruturada neste trabalho.

5.2.1. Transporte dos Resíduos

Os resíduos considerados chegam à unidade de tratamento e valorização em viaturas próprias ou subcontratadas pela unidade caso seja esta a suportar os custos de transporte ou em alternativa, em transporte a cargo dos produtores.

Caso se opte pela primeira opção, o transporte dos resíduos foi pensado em função da natureza dos mesmos. O transporte de resíduos líquidos, como as águas ruças, deve ser feito em camião cisterna para evitar possíveis derrames. Os resíduos de natureza sólida, como as farinhas, as borras de café e os restantes podem ser transportados em camiões, devidamente cobertos por uma tela própria para o efeito.

A recolha deve ser planificada no sentido de otimizar o tempo e os recursos dispendidos nessa operação. Simultaneamente, deve ser o mais frequente possível, de forma a evitar a degradação dos resíduos nos locais de origem. Nesta operação, e com particular incidência nos chorumes animais devem ser garantidas as condições sanitárias que reduzam os riscos de propagação de doenças. Neste sentido, é recomendável que as superfícies exteriores dos veículos sejam lavadas regularmente e o interior dos camiões lavado e desinfectado entre cada transporte.

Ao chegar à UCDA, está instalada na entrada principal a portaria. Um espaço de trabalho funcional, com boa visibilidade para a zona de entrada. É a partir deste local que é feito o controlo e vistoria de todas as viaturas que entram na área. Os camiões param na báscula da portaria para controlo, pesagem, registo automático do tipo e origem de resíduos e para verificação das guias (guia de transporte e guia da DGV, consoante a natureza do resíduos) pelo porteiro. Deste modo é evitada a descarga de resíduos perigosos ou outros não permitidos.

Depois de conferida a documentação e feitos os registos necessários, os camiões são direccionados para um pavilhão onde procede à descarga.

5.2.2. Área de Descargas e Armazenamento

Destina-se à recepção e armazenamento dos resíduos afluentes à instalação. Uma área específica para operações desta natureza deve ser considerada, salvaguardando a facilidade de acessos e de operação. Por este motivo, o edifício deve ser colocado numa zona de instalação onde seja facilitado o acesso e manobras aos veículos pesados.

Simultaneamente, a criação deste espaço facilita o controlo e mitigação dos odores daí resultantes pelo que, o edifício deve ser dotado de extracção de ar para um sistema de desodorização que elimine ou reduza os odores.

No que respeita aos tanques de armazenamento, estes devem ser adequados ao tipo de resíduos que vão receber, fazendo-se a separação entre tanques de líquidos (silos) e tanques para sólidos (contentores). A separação das diferentes tipologias de resíduos visa facilitar o doseamento e mistura com outros. No armazenamento em silos deve garantir-se que o material usado seja adequado ao conteúdo e que os depósitos possuam certificado de conformidade para o armazenamento (PORTARIA nº 631/2009 de 9 Junho). Por seu lado, o armazenamento em betão convencional deve obedecer, do

ponto de vista construtivo, às regras de edificabilidade e estruturas legisladas no âmbito do Regulamento Geral das Edificações Urbanas (DECRETO-LEI n.º 290/2007 de 17 de Agosto).

Os tanques de armazenamento devem estar dotados de bombas ou sistemas de transferência de resíduos para o tanque de homogeneização e posteriormente deste para o digestor. O sistema escolhido deve ser adequado ao teor de sólidos presente no resíduo. Neste estudo, a transferência será feita através de um tapete (*conveyor*) e de parafusos sem fim.

De acordo com ADENE (2003), a capacidade dos tanques deve ser 3 a 7 vezes o volume diário afluente previsto. No dimensionamento em questão ajustaram-se as capacidades dos tanques, no sentido de minimizar a propagação de odores e simultaneamente, para permitir o funcionamento normal da instalação mesmo na ausência pontual de resíduos. A minimização dos odores revela-se de grande importância, uma vez que é apontada como uma das grandes desvantagens da digestão anaeróbia centralizada.

5.2.3. *Tanque de Mistura e Homogeneização*

A utilização de um tanque de mistura entre o tanque de recepção e o digestor apresenta vantagens, nomeadamente:

- Substrato otimizado para o processo de digestão, devido à mistura, em proporções adequadas, dos diferentes resíduos orgânicos disponíveis;
- Equalização da carga orgânica afluente ao digestor, garantindo-se assim condições de funcionamento sensivelmente constantes;
- Hidrólise e solubilização de sólidos orgânicos inicialmente presentes nos resíduos, tornando-os mais disponíveis para o processo de digestão.

Visando os objectivos mencionados, o tanque de mistura e homogeneização deverá ter uma capacidade de retenção de cerca de 4 horas, ser dotado de um sistema de agitação e transferência e um volume ligeiramente superior ao necessário. Com o intuito de minimizar a propagação de odores este deve ser coberto e equipado com sistema de extracção de gases com encaminhamento para o sistema de desodorização.

5.2.4. *Sistemas de Pré-Tratamento*

Em anos recentes, esforços consideráveis têm sido feitos no sentido de se encontrarem modos de incrementar o desempenho dos digestores que incorporam diferentes resíduos, especialmente sólidos. À realização de pré-tratamento (PT) tem sido associado um incremento significativo. Estes podem ser biológicos, mecânicos ou físico-químicos.

Dentro de cada um destes grupos, as opções disponíveis são inúmeras contudo, algumas delas requerem tecnologias específicas com consequentes encargos financeiros para aquisição e

manutenção. Assim, para efeitos deste trabalho só foi considerada a hipótese de inclusão de um tratamento mecânico por trituração. Este prevê-se que funcione para as gorduras e chorumes animais, nestes últimos devido à presença de fibras de difícil degradação.

A redução no tamanho das partículas apresenta uma dupla vantagem: aumento na produção de biogás e na rapidez do processo de DA. Particularmente no caso dos chorumes animais, a hidrólise (etapa limitante do processo de degradação) é restringida na presença de fibras (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ *et al*, 2008). A trituração tem apresentado resultados favoráveis neste sentido MATA-ALVARÉS E LLABRÉS (2000) citando HARTMANN *et al* (1999) verificou um incremento na produção de biogás a partir de chorumes de 25%, após pré-tratamento num triturador. ANGELIDAKI E AHRING (1999) citados pelos mesmos autores confirmam um acréscimo na produção de biogás de 17% sob tratamento nas mesmas condições. A redução no tempo de digestão decorre do aumento da superfície de contacto entre a biomassa e o resíduo.

A escolha deste pré-tratamento assegura a condição inerente à tecnologia adoptada de que fracção orgânica a introduzir no digestor não deve ter dimensão superior a 40 mm (DE BAERE). Embora haja, tal como reportado, um incremento da eficiência traduzida na produção de biogás a aplicação de um pré-tratamento, ao nível industrial, deve ser balanceada com os encargos daí resultantes.

5.2.5. *Digestor Anaeróbio*

O digestor anaeróbio é o elemento central da linha de tratamento pois aí decorre a maior parte da decomposição da matéria orgânica e produção de biogás. O proposto para a tecnologia adoptada está patente na Figura 5.2 e é comercializado pela *Organic Waste Systems* (OWS).

Por defeito, a aplicação desta tecnologia implica a adopção das condições de temperatura e tempo de retenção preconizadas bem como, o sistema de agitação.

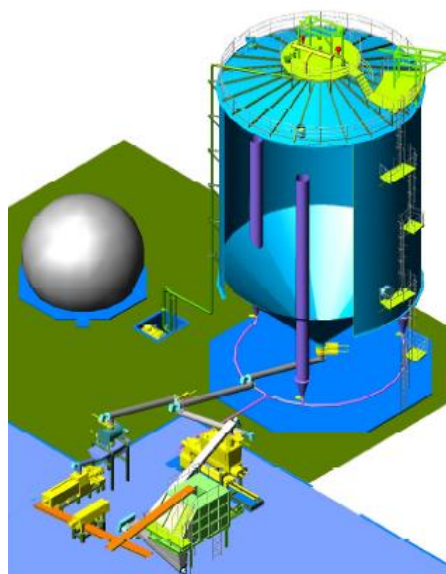


Figura 5.2 - Digestor *Dranco* (DE BAERE)

5.2.5.1 Temperatura

A tecnologia adoptada opera em regime termofílico. Infelizmente, os resíduos a digerir, na grande maioria dos casos, não se encontram a esta temperatura. Assim, é necessário fornecer calor ao digestor por forma a aumentar a temperatura do resíduo e compensar as perdas térmicas.

▪ *Sistemas de Aquecimento do Digestor*

O aquecimento do resíduo fresco e da massa em digestão é conseguido através da utilização de permutadores de calor. A fonte primária de energia para o permutador, face à opção adoptada e descrita em (5.2.9), advém da captação dos gases de escape do motor. Embora também se possa considerar como viável o aproveitamento da água de refrigeração do motor, cuja temperatura ronda os 90 °C.

O permutador deve permitir a transferência eficiente do calor do fluído quente para o conteúdo do digestor.

Os permutadores podem ser externos ou internos. No primeiro caso, o conteúdo do digestor é recirculado através de um permutador externo onde, em contra-corrente, entra em contacto com um fluido quente. No segundo caso, o aquecimento ocorre directamente através de uma serpentina colocada no interior do digestor onde circula água quente.

Existem vantagens e desvantagens associadas a cada uma das opções, o permutador externo é geralmente mais complexo e menos eficiente que o interno, apresentando, no entanto, maior facilidade de manutenção. Os permutadores internos podem, com o decorrer do tempo, acumular incrustações as quais diminuem a sua eficiência térmica. Este tipo de aquecimento deve ser preparado de forma a poder ser retirado para limpeza periódica.

No caso, considerou-se a inclusão de um permutador de calor interno.

▪ *Isolamento Térmico*

Para manter a temperatura de digestão, é fundamental dotar o digestor anaeróbio de um isolamento térmico que permita minimizar as perdas térmicas do sistema. A quantidade de energia pode ser relevante, especialmente em casos como o deste trabalho, em que o nível de superfície exposta do digestor é total.

O reactor *Dranco* é construído em aço e revestido com materiais de origem não especificada, como exemplo o poliuretano, o polietileno ou o poliestireno (origem sintética), ou com lã de vidro, lã de rocha (origem natural). Estes revestimentos são protegidos da luz solar e de outras condições climáticas adversas mediante aplicação de pinturas adequadas ou de um revestimento exterior.

▪ ***Necessidades Térmicas do Digestor***

As necessidades térmicas de um digestor resultam do somatório do calor necessário para:

- aumentar a temperatura da mistura afluenta até à temperatura de digestão;
- compensar as perdas térmicas pelas paredes, fundo e topo do digestor;
- suprir as perdas que possam ocorrer na tubagem entre a fonte de calor e o digestor.

Para a estimativa das necessidades térmicas globais, consideraram-se apenas os dois primeiros factores uma vez que as perdas nas tubagens são reduzidas.

5.2.5.2 Tempo de Retenção Hidráulico

O tempo de retenção hidráulico (TRH) pode ser definido como o tempo médio que um dado volume de resíduos permanece no digestor, podendo ser calculado pela Eq. 5.1.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Eq. 5.1}$$

V – volume do digestor

Q – caudal afluenta ao digestor

Este é descrito como o principal parâmetro que governa o desempenho dos sistemas anaeróbios, embora o seu grau de influência dependa do tipo de reactor e de resíduos afluentes. A temperatura é, por seu lado, o factor que mais tende a influenciar o TRH, verificam-se decréscimos significativos neste, se a temperatura de digestão for elevada.

5.2.5.3 Mistura/Agitação

O contacto entre a biomassa activa e os resíduos no digestor é um dos factores de maior influência no desempenho global dos sistema de DA. Para além disso, uma homogeneidade da temperatura ao longo de toda a massa em digestão e a eliminação de zonas inactivas, são também factores fundamentais para um desenvolvimento estável do processo. Neste contexto, a mistura e agitação são fundamentais (ALVES *et al*, 2007).

O método preconizado pela tecnologia adoptada é o da recirculação dos resíduos. De acordo com OWS ao resíduo fresco na corrente de entrada devem ser adicionados 90% de resíduos recirculados do interior do digestor.

5.2.6. Tanque de Pós-Digestão

Após o tempo de digestão, o digerido deve seguir para um tanque de pós-digestão, onde permanece até ser processado, pelo que este equipamento deve ser dotado de um sistema que facilite esta operação.

Estes tanques são também, regra geral, construídos em betão ou em aço e dimensionados para armazenarem o equivalente a 6 meses de produção.

De acordo com ADENE (2003), estima-se que 10% do biogás produzido possa vir desta via, o que representa uma mais valia significativa em termos de energia recuperada. Pelo que, estes tanques devem dispor de uma cobertura que permita a recolha e eventual armazenamento de parte do biogás remanescente. Além disso, a cobertura minimiza a propagação de odores desagradáveis.

A operação de recuperação do biogás nesta etapa não foi considerada na continuidade do trabalho.

5.2.7. Encaminhamento do Produto Digerido

Devido à natureza do processo o teor de água no digerido é reduzido pelo que não se considerou a hipótese de separação sólido-líquido.

O produto digerido representa um recurso valorizável, composto principalmente por matérias de natureza fibrosa, cuja decomposição anaeróbia é lenta e, por isso, não convertidos em biogás.

No entanto, e de acordo com a legislação portuguesa, a fracção digerida dos processos anaeróbios de tratamento não é passível de ser considerada um subproduto mas sim um resíduo pelo que, deve obrigatoriamente ser submetida a um processo de estabilização adicional, como por exemplo, compostagem. A Tabela 5.1 faz o enquadramento legislativo da questão mencionada.

Tabela 5.1 – Síntese da legislação a aplicar no caso da fracção digerida no processo de DA

Portaria nº 209/2004 <i>Lista Europeia de Resíduos</i>	A categoria 19 06 é referente a <i>resíduos do tratamento anaeróbio</i> nos quais se incluem <i>lamas e lodos de digestores de tratamento anaeróbio de resíduos urbanos e equiparados</i> (19 06 04), <i>de resíduos animais e vegetais</i> (19 06 06).
Decreto-Lei nº 118/2006 <i>Utilização agrícola de lamas</i>	Não é admitida a possibilidade de aplicação da fracção digerida em solo agrícola com o objectivo de manter ou melhorar a sua fertilidade uma vez que esta não está incluída na listagem das <i>lamas de composição similar</i> às de depuração (Artigo 3º b).
Decreto-Lei nº 178/2006 <i>Regime geral da gestão de resíduos</i>	O decreto em questão destaca a obrigatoriedade do produtor de dar destino final útil ao resíduo pelo estabelecimento de princípios: Princípio da Responsabilidade pela Gestão (Artigo 5º), Princípio da Hierarquia das Operações de Gestão de Resíduos (Artigo 7º).
Política dos 3 R's	Um dos destinos adequados, seguindo esta política é a reciclagem por processos de compostagem.

A compostagem envolve a adição de materiais estruturantes e/ou para correcção da relação C/N.

Uma vez que os sólidos já foram pré-digeridos, a compostagem pode, em princípio, ser realizada apenas com recurso a um sistema de pilhas estáticas arejadas mecanicamente. Esta pode ser definida como “a compostagem dos resíduos biodegradáveis depositado em pilhas, que são regularmente

revolvidos através de meios mecânicos, para aumentar a porosidade da pilha e melhorar a homogeneidade dos resíduos. O revolvimento expõe novas superfícies ao processo de degradação” (LIPOR, 2005).

A compostagem em pilhas pode realizar-se ao ar livre, sob um abrigo ou num edifício fechado. É um processo fácil de gerir que requer reduzida mão-de-obra. Implica no entanto:

- uma superfície no solo significativa;
- uma área de compostagem sobre um terreno duro (betão ou asfalto impermeabilizados);
- uma frequência de revolvimento adaptada à actividade biológica da pilha.

O produto final – o composto, deve ter características físicas e químicas melhoradas em relação ao produto digerido pelo que o seu valor comercial será superior.

Dadas as características sazonais da utilização deste tipo de produto, deve incluir-se uma área de armazenamento com capacidade para, no mínimo, o equivalente a 6 meses de produção.

No que respeita à sua comercialização afiguram-se duas hipóteses: a venda a granel e/ou a venda do composto embalado. Também pode ser ponderada a opção de encaminhamento da fracção digerida para uma unidade de compostagem, suportando-se nesse caso os encargos decorrentes.

5.2.8. *Armazenamento do Biogás*

Uma instalação de produção de biogás inclui geralmente um sistema de armazenamento do gás, designado por gasómetro, o qual é útil para equalizar o fluxo de biogás produzido e proporcionar um caudal constante para o sistema de utilização.

Existem diversos tipos de reservatório utilizados para este fim, sendo os mais comuns os de campânula de aço em água e os de tela plástica. A capacidade de armazenamento depende do regime de utilização desejado para a conversão do biogás.

Numa fase posterior, poderá avaliar-se a necessidade prévia de depuração do biogás gerado. A avaliação da concentração de sulfureto de hidrogénio pode ser pertinente uma vez que este, se presente, pode dar origem a compostos corrosivos.

5.2.9. *Conversão Energética do Biogás*

Existem diversas opções para a conversão directa ou indirecta do biogás em energia útil. Seja qual for a opção adoptada, haverá sempre lugar à produção de, pelo menos, uma das seguintes formas de energia: eléctrica e/ou térmica. Nas situações em que essa energia possa ser útil, o biogás irá proporcionar uma poupança de recursos, com um importante valor económico associado.

Fundamentalmente, existem quatro tipos de aproveitamento possível:

- **Combustão directa** – é um método simples para a utilização de biogás que resulta no aproveitamento da energia térmica para o processo de digestão. Também pode ser aplicado no aquecimento ambiente e/ou de águas da própria unidade ou de indústrias próximas.
- **Produção de energia eléctrica e calor (co-geração)** – A tecnologia actual permite sistemas de cogeração com rendimentos elevados e economicamente atractivos. No entanto, antes de se pensar em instalar um sistema deste tipo é necessário saber o que fazer à energia eléctrica e ao calor gerado. Se a utilização e a venda de energia eléctrica não levanta problemas, já o mesmo não se pode afirmar relativamente ao calor.
- **Venda directa do biogás a clientes próximos ou a empresas que comercializam gás natural** – Na primeira situação, o biogás apenas necessita de ser ligeiramente seco, filtrado e depois conduzido, por tubagens, até aos consumidores que deverão situar-se nas imediações da UCDA. Aí pode ser usado para aquecimento com caldeira ou para um dado processo industrial. A inclusão na rede de gás natural também pode ser considerada, avaliando-se para tal as condições mínimas necessárias.

Da análise efectuada às opções de aproveitamento possíveis é de referir que, a venda de biogás ou mesmo água quente a entidades situadas nas imediações da UCDA, não é prática comum em Portugal, devido não só à falta de potenciais clientes como principalmente, de infra-estruturas. Por este motivo esta opção não foi considerada.

A produção combinada de energia e calor afigura-se como a opção mais aliciante, não só porque o calor produzido pode ser aproveitado na unidade para suprir as necessidades térmicas do digestor, como a energia produzida, para além de ser valorizada como proveniente de fonte renovável, tem a venda assegurada.

5.2.10. Bacia de Retenção

Zona destinada à recepção de lixiviados decorrentes do armazenamento dos resíduos e de alguma escorrência do processo de compostagem. Não se prevê que seja muito relevante dado que a zona em questão é coberta.

Estes locais devem ser impermeabilizados na base e nas paredes laterais para se evitarem infiltrações ou derrames que possam originar a contaminação das massas de água superficiais ou subterrâneas. A impermeabilização pode ser natural ou artificial sendo que, independentemente da opção tomada, se assegurem as condições de estabilidade e estanquicidade.

5.2.11. Unidade de Lavagem de Rodados

A UCDA deve estar equipada com uma unidade de lavagem de rodados, para que todos os veículos que abandonem a área passem nela. Esta é composta por duas valas não muito profundas com água. O objectivo é evitar o transporte de pequenos resíduos para o exterior após a deposição.

A Figura E.1, no ANEXO E apresenta algumas imagens que pretendem ilustrar alguns dos aspectos da unidade de co-digestão anaeróbia descritos até ao momento.

5.3. Dimensionamento dos Órgãos Principais

Tal como já mencionado o digestor é o elemento fundamental da unidade. Neste sentido, e face à tecnologia adoptada existia uma limitação máxima de volume 3300 m^3 e um tempo de retenção entre 15 e 30 dias.

O volume útil (V_u) adoptado, isto é o volume disponível para a degradação anaeróbia foi de 2000 m^3 no sentido de tornar o projecto mais exequível. Usando a razão entre volume útil e volume total preconizada por OWS – 0,8 – verificou-se que o volume total do digestor (V_t) será de 2469 m^3 . Dos valores apresentados é possível extrair que existem 469 m^3 disponíveis (V_g) para a acumulação do biogás do processo até captação e encaminhamento e que a relação V_u/V_g é de 4,3.

A altura máxima ($h_{m\acute{a}x}$) deste tipo de digestores deve ser de 25 m, tal como mencionado na descrição da tecnologia. Neste caso, optou-se pelos 24 m. A resolução de um sistema de equações permitiu apurar uma altura para a zona de acumulação de gás de 4,5 m sendo o restante para a zona de digestão, isto é, 19,5 m. Atentando na Figura 5.2, a parte final do digestor é cónica, pelo que foi necessário definir a altura do cone (h_{cone}). Para tal considerou-se uma inclinação mínima (θ) de 45° , valor este que se considera ser suficiente para evitar acumulação de material sólido. Contudo, a sua determinação só foi possível depois de encontrado o diâmetro do digestor. Valor este de 11,4 m. Para efeitos construtivos adoptou-se um diâmetro menos rigoroso de 11,5 m pelo que foi necessário recalcular os volumes: $V_u = 2023 \text{ m}^3$ e $V_t = 2493 \text{ m}^3$. A Tabela F.1 do ANEXO F sintetiza os cálculos descritos.

Conhecido o volume útil do digestor e considerando que, na pior das hipóteses, o resíduo permanece 30 dias no interior do digestor por aplicação da Eq. 5.1 tem-se o volume diário na corrente de alimentação - $V_{di\acute{a}rio} = 67,4 \text{ m}^3$.

Foi sobre este valor que se aplicaram as proporções aferidas e testadas com a ferramenta Biogas Driver (Figura 4.1) determinando-se assim as quantidades a adicionar de cada um dos substratos, nas duas situações até agora consideradas, com e sem águas ruças (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Quantidade de resíduos a adicionar, diariamente, na corrente de alimentação

	Quantidade a adicionar diariamente	
	<i>Sem Águas Ruças</i> (m ³)	<i>Com Águas Ruças</i> (m ³)
<i>Águas Ruças</i>	0,0	14,1
<i>Ch. Bovino</i>	14,8	10,9
<i>Borras de Café</i>	8,9	5,8
<i>Ch. Suíno</i>	9,2	6,0
<i>Gorduras</i>	10,5	7,2
<i>Farinhas</i>	14,8	17,3
<i>Lamas</i>	9,2	6,1

Encontradas as necessidades diárias de substratos procedeu-se ao cálculo dos volumes requeridos de armazenamento. Conforme já mencionado, a capacidade de armazenamento pode variar entre 3 a 7 vezes o volume diário afluente. Neste caso, as capacidades requeridas foram ajustadas em função da natureza do resíduo com o intuito de se reduzirem os odores. Para as águas ruças, chorume bovino, lamas, chorume suíno e borras foi considerada a capacidade máxima sendo que o sistema de armazenamento adoptado para os três primeiros (silos) permite estanquicidade na propagação de odores. No que respeita às farinhas e gorduras, o caso mais problemático, definiram-se capacidades de 3 e 4 vezes o volume diário afluente, para se minimizar a permanência destas na unidade. Estas capacidades crêem-se ser suficientes para fazer face a falhas pontuais sem afectação do sistema.

Os tanques de armazenamento de sólidos devem estar contidos num edifício fechado (laje de betão impermeabilizada e a vedação com painéis em aço) que tenha espaço suficiente de modo a permitir o acesso e descarga dos camiões. Deste modo, estimou-se a necessidade de uma área coberta de 520 m² se não forem incluídas águas ruças e apenas de 400 m² caso estas venham a ser consideradas.

No que respeita ao digestor é ainda necessário estimar as necessidades energéticas deste. Considerou-se para tal, um calor específico dos resíduos de 0,048 kW/m³/°C (SANTOS, 2000) e que na tubagem de recirculação da fracção digerida não ocorrem perdas (T = 55°C) pelo que o calor de aquecimento necessário será apenas para os 67,4 m³ de resíduos alimentados ao digestor diariamente (Q_r), a uma temperatura de 15°C. O valor calculado é de 130 kW.

Por outro, devem ser consideradas as perdas através das paredes dada a total exposição destas. Embora a temperatura média anual de V. N. Famalicão seja estimada em 15°C, os cálculos foram feitos com um valor mais desfavorável, isto é, 5°C. O cálculo do coeficiente global de transferência de calor incluiu apenas a resistência criada pelo isolamento e pelo ar exterior, que se considerou ser calmo na imediação do digestor. Foi desprezada a resistência criada pelo aço face ao seu reduzido valor quando comparado com o isolamento e a resistência criada pelos resíduos no interior do digestor. Para espessura do isolamento adoptou-se 25 mm e uma condutibilidade térmica (k_w) de 0,038 W/m/°C (LAPINUS, 2004). O diâmetro interno do digestor é o já calculado – 11,5 m. As perdas (Q_p) através da parede lateral e fundo cónico do digestor são de 27,1 kW. Face à área exposta pode considerar-se

como aceitável, destacando-se assim o papel fundamental do isolamento. Resumindo, a energia que necessária para suprir o aquecimento dos resíduos e as perdas térmicas é de 157 kW. Os cálculos em detalhe são apresentados na Tabela F.2 do ANEXO F.

Foi também prevista inclusão de um tanque de mistura e homogeneização onde a mistura, já nas devida proporções, permanece durante cerca de 4h. A capacidade deste corresponde a um volume de 12 m³, aproximadamente.

Os restantes órgãos dimensionados estão relacionados com o processo após a digestão.

O tanque de pós digestão, de acordo com OWS, deve ter uma capacidade de armazenamento para cerca de 6 meses. Portanto, face à quantidade estimada seguidamente para o digerido, este deve ter uma capacidade de 2570 m³.

A quantidade de digerido produzida foi calculada considerando a concentração de sólidos no início da co-digestão e a percentagem de remoção alcançada. A Tabela 5.3 apresenta os valores considerados.

Tabela 5.3 – Estimativa da quantidade de digerido

Com Águas Ruças	$C_i = 529 \text{ gST/L}$	40% remoção ST	$C_f = 318 \text{ gST/L}$	$21,4 \text{ ton}_{\text{digerido}} / \text{d}$
Sem Águas Ruças	$C_i = 499 \text{ gST/L}$		$C_f = 299 \text{ gST/L}$	$20,2 \text{ ton}_{\text{digerido}} / \text{d}$

Como a produção obtida foi muito semelhante, não se justificava fazer o restante estudo considerando as duas hipóteses, portanto optou-se pela pior, isto é, aquela em que a produção diária de digerido é de 21,4 ton/d.

Dadas as características estabilizadas do digerido, prevê-se que o tempo necessário à compostagem não seja superior a 21 dias. Contudo, ao material digerido deve adicionar-se, na mesma proporção, materiais estruturantes e/ou materiais para correcção da relação C/N.

A distribuição em pilhas do material a compostar tem como restrições a largura e a altura a aplicar. Estas são definidas pela máquina escolhida. No caso, e face à opção tomada, as pilhas podem ter uma largura de 3 m e altura 2 m. O comprimento assumido foi de 20 m e a densidade do composto tomada como referência foi a do composto Agronat (produzido na ETAR da Maia), isto é 617,6 kg/m³.

Após a compostagem, a mistura obtida é ainda submetida a uma separação dos materiais mais grosseiros para que se melhore o seu aspecto e características. Este processo implica que apenas 30% da quantidade inicial resulte em composto, o que em termos anuais corresponde a 4622 toneladas.

À semelhança dos restantes cálculos estes são apresentados na Tabela F.3 do ANEXO F.

A zona de armazenamento deve ter uma capacidade de armazenamento para 6 meses, devido às já mencionadas dificuldades de escoamento deste produto em determinadas épocas do ano.

A compostagem e o armazenamento devem, para se assegurarem as condições do tratamento e as características do produto final, estar protegidas de efeitos atmosféricos.

Neste sentido, considerou-se a edificação de uma lage de betão impermeabilizada (1200 m^2) e de uma estrutura de cobertura. As laterais estão abertas. Também se deve salvaguardar uma distância entre as pilhas que permita a circulação de pessoas e máquinas (3 m).

A bacia de retenção de lixiviados deve ter no máximo 900 m^2 . Dado que o local de armazenamento dos resíduos bem como o local de compostagem se encontra coberto, apenas se considerou o valor de lixiviado proveniente do resíduo (em função da humidade deste), sem considerar factores como a precipitação, por exemplo. Admitiu-se ainda um tempo de retenção de um mês.

No que respeita à aplicação do biogás esta será num sistema de cogeração. Como os ensaios laboratoriais foram realizados a uma temperatura de 37°C , considerou-se para efeitos de dimensionamento, que a alteração de temperatura não afecta a produção de biogás mas única e exclusivamente o tempo de retenção no sistema e as necessidades energéticas.

Partindo dos valores aferidos nos ensaios de co-digestão para a produção de metano e considerando um poder calorífico deste de $36,5 \text{ MJ/m}^3$, estimou-se a potência instalada pelo sistema. Para tal considerou-se uma eficiência no motor de 35% e no gerador de 95%. Avaliou-se ainda se o aproveitamento dos gases de escape do motor através de um permutador de calor (eficiência de 55%) é suficiente para suprir as necessidades de aquecimento do digestor. O procedimento de cálculo é apresentado no ANEXO F (Tabela F.4). Os valores obtidos variam consoante os substratos a incluir na unidade centralizada, bem como, com a realização ou não de pré-tratamento que se considerou incrementar a produção de metano em 17%.

O fluxograma do processo (Figura 5.3) e a Tabela 5.4 sintetizam os valores até ao momento calculados.

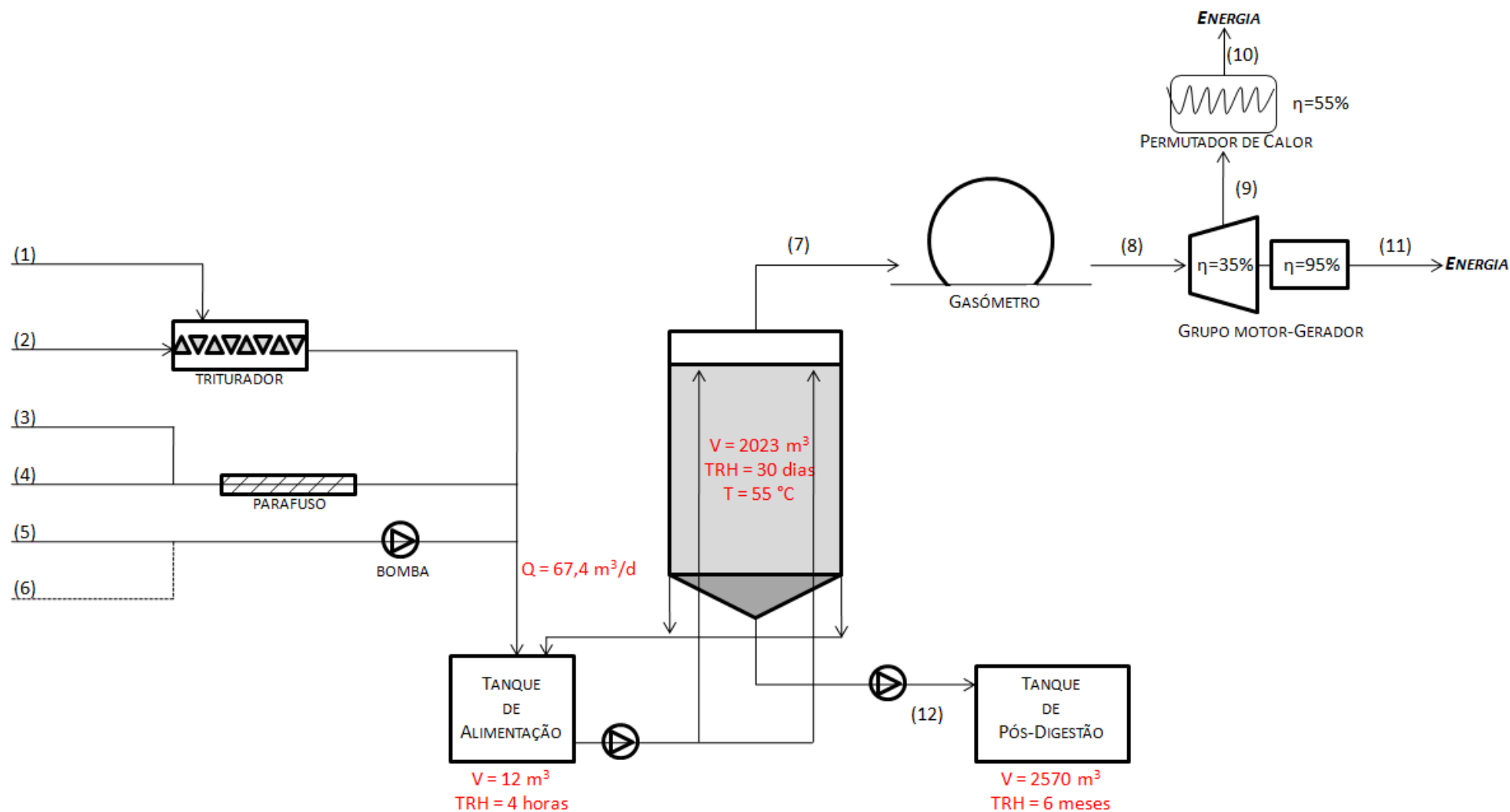


Figura 5.3 - Fluxograma da UCDA

Os caudais nas correntes de entrada (1) a (6) são os definidos na

Tabela 5.2 consoante a unidade opere ou não com o substrato águas ruças (AR). (1) e (2) correspondem especificamente a chorumes e gorduras e (12) à produção de digerido que é de 21,4 toneladas diárias.

Tabela 5.4 – Definição dos fluxos (7) a (11) para as opções possíveis

	(7)		(8)	(9)	(10)	(11)
	Produção Biogás (Nm ³ /d)	% CH ₄	Produção CH ₄ (Nm ³ /d)	P (kW)	P (kW)	P (kW)
Com AR	11 164	75	8 373	3 537	2 299	1264
Sem AR	7 807	53	4 138	1 748	1 136	625
Com AR e PT	13 061	75	9 796	12 415	8 070	4 438
Sem AR e PT	9 133	53	4 841	6 135	3 988	2 193

Conforme se pode verificar a potência dissipada em (10) é suficiente para suprir as necessidades energéticas do digestor previamente avaliadas (157 kW).

A última fase deste trabalho, apresentada no capítulo seguinte, avalia a rentabilidade do projecto após a sistematização dos custos/proveitos inerentes à implementação/exploração do sistema.

5.4. Bibliografia

- ALVES, S., TEIXIERA, J., VASCONCELOS, J., REIS, N., 2007. Mistura in *Reactores Biológicos – Fundamentos e Aplicações*. LIDEL, pp.69-74.
- ADENE – AGÊNCIA PARA A ENERGIA, 2003. Estudo de Viabilidade do Tratamento Centralizado de Resíduos Agro-Pecuários no Concelho de Montemor-o-Novo (disponível em www.cm-montemornovo.pt, consultado em Abril e Maio 2009).
- DE BAERE. La Technologie Dranco: une technologie unique de digestion anaérobie des déchets organiques solides (disponível em: <http://www.ows.be>, acedido em Maio e Junho de 2009).
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., LEÓN-COFRECES, C., GARCÍA-ENCINA, P., 2008. Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology*, Vol. 99, pp. 8710-8714.
- LAPINUS, 2004. Product Catalogue – Technical and Industrial Insulation.
- LIPOR, 2005. Gestão dos resíduos domésticos biodegradáveis: Que perspectivas para as autoridades locais europeias? (disponível em: www.lipor.pt, acedido em Junho 2009).
- MATA-ALVAREZ, J., LLABRÉS, S., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives, *Bioresource Technology* Vol. 74, pp 3-16.
- SANTOS, P., 2000. Guia Técnico do Biogás. *Centro para a Conservação de Energia*.

VANDEVIRE, P. DE BAERE, L. VERSTRAETE, W., 2003. Types of Anaerobic Digesters for Solid Wastes in Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA-Publishing, pp. 91-107.

Capítulo 6

Avaliação da Viabilidade Económica do Projecto



SUMÁRIO

O presente capítulo descreve, numa fase inicial, quais os custos e proveitos tidos em conta na análise económica deste projecto. Seguidamente destacam-se quais os cenários considerados, como foram escolhidos e quais os parâmetros económicos usados para a sua avaliação. A parte final corresponde à interpretação dos resultados obtidos e implicações dos mesmos.

6.1	CUSTOS E PROVEITOS INERENTES À UNIDADE	6.2	DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS	6.3	CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DE
	CENÁRIOS	6.4	RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS	6.5	BIBLIOGRAFIA

6. AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE ECONÓMICA DO PROJECTO

Factor essencial de suporte à decisão de investimento e mesmo de financiamento, a avaliação do projecto, permite às várias entidades interessadas ter conhecimento, à priori dos benefícios do investimento.

Os métodos que permitem avaliar a rentabilidade de um projecto são inúmeros, mas nem todos são passíveis de serem aplicados à informação de que se dispõe: certos critérios exigem dados precisos como resultado da realização de estudos de mercado enquanto outros não necessitam de informação tão discriminada.

Assim a avaliação, na óptica financeira, deste projecto de investimento centrou-se sobre a sua rentabilidade e fez-se utilizando critérios específicos como tempo de retorno do investimento, valor actual líquido, taxa interna de rentabilidade, entre outros.

6.1. Custos e Proveitos Inerentes à Unidade

Os custos associados a um projecto de uma unidade centralizada de digestão anaeróbia incluem o investimento inicial, desenvolvimento do projecto, operação e manutenção e ainda custos com formação de operadores. A Tabela 6.1 sintetiza os aspectos que foram tidos em consideração e dos quais se fez o levantamento de custos. Devido à sua extensão são apresentados no ANEXO G.

Tabela 6.1 - Síntese dos custos considerados

CUSTOS DE INVESTIMENTO

- Aquisição do terreno e arranjos exteriores de modo a minimizar o impacto na envolvente, incluiu-se a criação de uma plantação arbórea com folhagem persistente, que abranja pelo menos 3 m de altura.
- Infra-estruturas: edifício administrativo e portaria, zona de cargas e descargas, tanque de mistura e homogeneização, zona de compostagem, armazém, estruturas de suporte.
- Aquisição dos equipamentos: báscula, silos, parafusos sem fim, triturador, digestor, sistema de desodorização, material de monitorização (sondas de pH e temperatura), gerador, permutador, máquina de compostagem, tractor.

CUSTOS DE DESENVOLVIMENTO DO PROJECTO

- Envolvem essencialmente custos associados a despesas de consultadoria técnica, legal e de planeamento e ainda as licenças necessárias.

CUSTOS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

- Despesas com recursos humanos: salários, seguros de acidentes de trabalho e equipamento de protecção individual (luvas, botas, capacete).
- Encargos associados ao transporte de substratos para o processo ou encaminhamento do digerido para unidade de valorização.
- Consumíveis: de escritório, limpeza, embalamento do composto. E ainda água, luz, telefone e outros.

- Custos de manutenção da totalidade dos equipamentos.
- Seguros de infra-estruturas e equipamentos.
- Análises laboratoriais de monitorização da actividade da biomassa, das características do composto e, eventualmente a realização de testes de biodegradabilidade caso se pretendam incluir novos substratos.

CUSTOS DE FORMAÇÃO

- Os operadores envolvidos devem receber formação sobre uso e operação de equipamentos e sobre procedimentos de segurança.

As principais receitas de um projecto deste tipo são essencialmente provenientes dos produtos da digestão, assim como da cobrança de taxas de deposição. No caso da UCDA, só vão ser cobradas taxas de deposição de gorduras e lamas. Isto porque, segundo o que se conseguiu apurar estes são os únicos substratos actualmente sujeitos a tais taxas. Os valores que foram considerados para a taxa de valorização na unidade foram de 5,5 €/tonelada no caso das gorduras e 10 €/tonelada nas lamas. Estes valores são mais competitivos que os do mercado, e pressupõem que o transporte está a cargo dos produtores. Caso seja a unidade a suportar podem aumentar ligeiramente e atingir os 7,5 e 18-20 €/tonelada, respectivamente, em gorduras e lamas, dependendo da distância e forma de transporte.

No que respeita ao aproveitamento do biogás, a transformação em sistema de cogeração permite a venda à rede de energia eléctrica com tarifa de energia renovável. O DECRETO-LEI nº 225/2007 de 31 de Maio, estabelece uma fórmula de cálculo da tarifa a aplicar, contudo e dada a complexidade da mesma, a Direcção Geral de Energia e Geologia simplifica o processo indicando 0,117 €/kWh para explorações de biogás até 5 MW e 0,115 €/kWh para potências instaladas superiores a 5MW como valores de referência. Estes foram os valores considerados para efeitos da avaliação económica. Nesta admitiu-se que apenas ao fim de 3 anos a unidade estará a produzir biogás na sua capacidade máxima. No primeiro ano atingirá os 50% da capacidade, 60 e 70%, respectivamente, para os anos seguintes.

Quanto ao digerido, conforme se determinou no ponto 5.2.7, a produção anual é muito reduzida pelo que surgem dúvidas relativamente à opção mais rentável. A resposta decorre da avaliação dos diferentes cenários. Ainda assim, considerou-se que caso a UCDA englobe a uma unidade de compostagem nas suas instalações, nos primeiros dois anos a totalidade do composto será fornecido, a granel, aos agricultores que o queiram recolher na unidade. Após este período, considerou-se um custo de venda a granel de 10 €/tonelada. Ao fim do quarto ano incluiu-se, no cenário correspondente, a aquisição de uma máquina de embalagem. A compra desta pressupõe que a maior parte do material (80%) seja escoada desta forma, em detrimento, da venda a granel (20%). A venda do composto ensacado permite um retorno financeiro de 15 €/tonelada.

A definição de custos e proveitos subjacentes a este estudo foi feita numa perspectiva conservadora, conferindo-lhe assim reduzido risco de se vir a tornar pior que o previsto.

6.2. Definição de Cenários

A análise da viabilidade económica da unidade centralizada de co-digestão baseou-se na avaliação de diferentes cenários resultantes da integração de quatro variáveis:

1. Suporte dos encargos financeiros relacionados com transporte dos resíduos;
2. Tipo de resíduos a processar, com repercussões, por exemplo, na quantidade e qualidade dos produtos finais, ou nas infra-estruturas de suporte requeridas;
3. Processamento adicional dos resíduos (pré-tratamento) no sentido de melhorar a sua disponibilidade para degradação anaeróbia;
4. Processamento adicional, valorização e destino final da fracção digerida.

Na tabela seguinte apresenta-se o desdobramento considerado para cada uma das variáveis (24 cenários). Para facilitar uma análise posterior, foi atribuído um número a cada variável e um valor lógico (Sim ou Não) ou uma letra aos resultados possíveis. Desta forma fica estabelecida uma chave que facilita a interpretação de resultados.

Tabela 6.2 - Chave para interpretação das opções consideradas na elaboração dos cenários

Variáveis	Opções	Chave	
1. Transportes	» A cargo da unidade	1	A
	» A cargo dos produtores		B
2. Resíduos a incluir na unidade	» Com águas ruças	2	A
	» Sem águas ruças		B
3. Pré-Tratamento	» Incluir trituração	3	Sim
	» Não incluir trituração		Não
4. Processamento do digerido	» Compostagem e venda a granel		A
	» Compostagem, venda a granel e embalado	4	B
	» Encaminhamento para unidade valorização		C

A integração destas variáveis resultou da criação de um algoritmo para a definição do modelo de funcionamento deste tipo de unidades. Este começou por ser algo genérico (ANEXO H) e continuamente simplificado face às considerações deste trabalho tal como se apresenta na Figura 6.1.

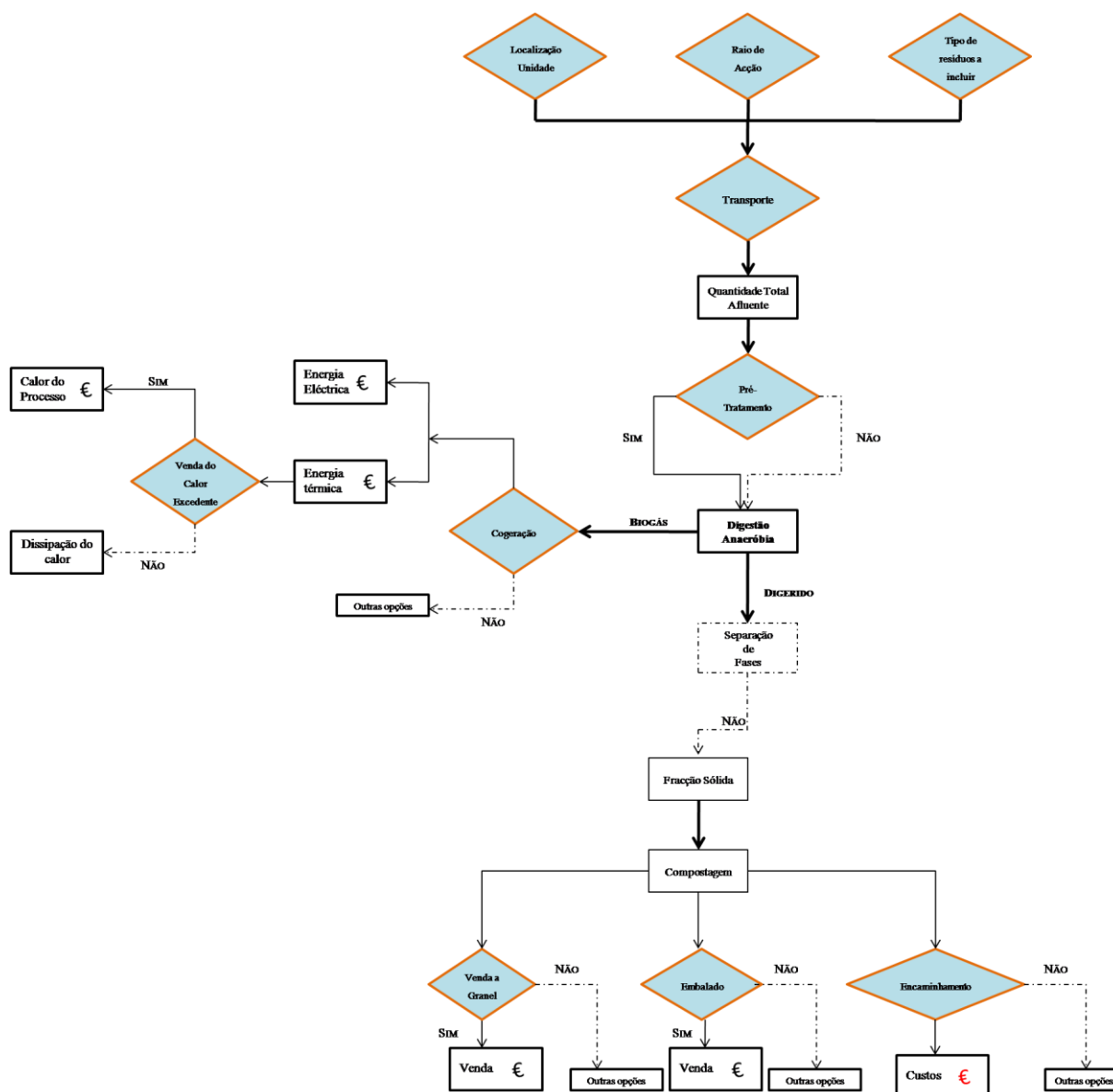


Figura 6.1 – Algoritmo para avaliação de cenários da UCDA

6.3. Critérios para Avaliação de Cenários

A avaliação dos cenários estabelecidos foi feita com base em critérios de desempenho financeiro (BREADLEY E MYRES, 1998 e MARQUES, 2006). Os critérios de avaliação adoptados foram:

- Valor Actual Líquido (VAL)
- Taxa Interna de Rentabilidade (TIR)
- Período de Retorno do Investimento (PRI)

O cálculo destes indicadores foi feito para um período de 10 anos. Período para o qual se prevê uma estabilização dos *cash-flow* e como tal uma avaliação mais precisa. A base de cálculo dos *cash-flow* e dos critérios de rentabilidade, para cada um dos cenários, foi calculada da forma apresentada no ANEXO I.

6.4. Resultados da Avaliação de Cenários

No planeamento da UCDA os cenários obtidos foram avaliados com base nos critérios e pressupostos assumidos, e classificados de acordo com a respectiva viabilidade financeira, expressa em termos de VAL, PRI e TIR.

Na tabela seguinte (Tabela 6.3) apresentam-se os resultados correspondentes aos melhores cenários obtidos. Os 12 cenários excluem os custos com o transporte dos resíduos.

Tabela 6.3 – Melhores cenários de acordo com a avaliação realizada a 10 anos

	Resíduos	Pré-Tratamento	Digerido	TIR (%)	VAL (€)	PRI (anos)
1	A	Sim	A	-4,9%	-4.090.844	>10
2	A	Sim	B	-3,9%	-3.836.761	>10
3	A	Sim	C	-2,4%	-3.353.021	>10
4	A	Não	A	-4,3%	-3.163.980	>10
5	A	Não	B	-4,6%	-3.250.348	>10
6	A	Não	C	-1,7%	-2.097.416	>10
7	B	Sim	A	-13,8%	-5.255.340	>10
8	B	Sim	B	-12,8%	-5.018.112	>10
9	B	Sim	C	-12,0%	-3.871.462	>10
10	B	Não	A	-	-5.627.639	>10
11	B	Não	B	-	-5.765.355	>10
12	B	Não	C	-	-4.673.943	>10

Com base nestes resultados, os custos de transporte dos resíduos terão necessariamente de ser suportados pelos produtores, pois a sua inclusão no balanço financeiro conduz a um agravamento significativo do mesmo. Por exemplo, a sua inclusão no cenário 1 conduzia a um VAL de – 5.381.332 € e a uma TIR de -10,1% o que é manifestamente inoportável. Por estes motivos e dado que para os restantes cenários os valores eram similares a opção de encargo do transporte a cargo da unidade foi excluída. Face ao apresentado, e na fase de arranque do projecto, deve apostar-se na sensibilização dos detentores de resíduos para a colaboração, através do encaminhamento dos mesmos até à unidade. Salientando as mais valias do processo face a outras opções de gestão.

No que respeita aos resíduos a incluir verifica-se que a inclusão de águas ruças tem vantagens consideráveis, embora o valor actual líquido e a TIR se mantenham negativos. Isto significa que os proveitos inerentes a maior produção de biogás (duas vezes superior) ainda assim não são suficientes para suportar o investimento realizado.

A realização de um pré-tratamento aos resíduos, especificamente gorduras e chorumes, embora implique (teoricamente) um incremento de 17% na produção de biogás este não representa diferença significativa em termos dos parâmetros analisados. Analisando comparativamente os cenários 1 a 3 com 4 a 6, verifica-se até uma ligeira diminuição na TIR e VAL.

No que respeita ao encaminhamento da fracção digerida, os resultados comprovam uma realidade que já havia sido questionada, relativamente aos avultados custos que a compostagem requer face aos lucros obtidos de venda de uma fracção pouco significativa de composto (4 622 ton/ano). Em nenhum dos cenários a opção de compostagem resultou na melhoria da TIR ou do VAL pelo que a opção a adoptar será o encaminhamento para uma unidade de compostagem, sendo a UCDA a suportar os custos de transporte do digerido. Os custos com a compostagem e escoamento do composto (venda a granel ou embalado) num cenário em que se considera a inclusão de águas ruças e pré-tratamento agravam em 17% os custos de investimento, como resultado essencialmente do aumento da área de terreno necessária e custos com máquinas e, em 6% os custos fixos. Os proveitos obtidos representam, no máximo, 8%. Entre a opção de vender a granel ou embalado não se verificaram diferenças significativas.

Face ao exposto, os cenários 3 e 6 apresentam-se como os mais favoráveis. De ressaltar que o cenário 6 é o mais realista dado que em 3, o valor considerado para o incremento na produção de biogás como resultado do pré-tratamento não foi testado em laboratório. Os valores referentes aos custos globais de implementação e exploração do sistema e os benefícios obtidos são, para cada um destes cenários, sumariamente apresentados na tabela seguinte.

Tabela 6.4 – Caracterização dos dois melhores cenários

	Ano 0	Ano 1	Ano 2	Ano 3	Ano 4	Ano 5	Ano 6	Ano 7	Ano 8	Ano 9	Ano 10
Cenário 3	CI (€)	6.919.305									
	CF (€)		225.205	224.485	221.785	222.505	226.285	226.285	226.285	226.285	226.285
	A (€)		350.996	350.996	350.996	350.996	350.996	350.996	350.996	343.567	333.700
	P (€)		301.130	402.309	551.692	852.349	848.569	848.569	848.569	848.569	848.569
Cenário 6	CI (€)	5.107.896									
	CF (€)		159.516	158.796	156.516	158.796	160.520	160.520	160.520	160.520	160.520
	A (€)		226.389	226.389	226.389	226.389	226.389	226.389	226.389	226.104	216.237
	P (€)		251.824	338.407	470.493	727.360	728.080	728.080	728.080	728.080	728.080
CI – custos investimento CF – custos fixos A – amortizações P – proveitos											

Os custos de investimento apresentados foram comparados com valores recolhidos da literatura. A estação colectiva de Snertinge (Dinamarca) que deu início à sua actividade em 2000, admite diariamente 66 ton/dia de resíduos para um digestor de 3000 m³. O seu custo de investimento foi de 6.407.000€. No mesmo país, desta feita em Blahoj, a unidade aí criada em 2001, trata 70 ton/dia num digestor de 1320 m³. O custo de investimento reportado foi de 4.477.000€ (BSWA E DNR, 2004). Face ao apresentado, o custo estimado no caso da UCDA é plausível. Os restantes valores não foram comparados uma vez que dependem de forma mais relevante das particularidades de cada um dos sistemas.

Seguidamente, avaliou-se qual a influência do tempo de análise do investimento. Para as mesmas condições de cada um dos cenários escolhidos, fez-se a análise para 20 anos, dando assim origem aos cenários 3' e 6'. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 – Cenários 3 e 6 reformulados para uma análise a 20 anos

	Resíduos	Pré-Tratamento	Digerido	TIR (%)	VAL (€)	PRI (anos)
3'	A	Sim	C	5,1%	-1.319.250	13
6'	A	Não	C	6,7%	-328.452	11

Neste tipo de avaliação é pertinente reflectir sobre até que ponto uma tecnologia em desenvolvimento, como a digestão anaeróbia, poderá ser analisada, com rigor, num período de tempo tão extenso, como 20 anos. A par desta questão e feita a análise, verifica-se uma melhoria de todos os parâmetros, conseguindo-se também um valor para o tempo de retorno do investimento, o que não se verificou inicialmente. O facto do valor actual líquido continuar a ser negativo, reforça mais uma vez o facto de o investimento inicial ser muito avultado face aos lucros obtidos.

Finalmente, na avaliação de cenários considerou-se o impacte da legislação, já abordado, referente à necessidade de compostagem do produto digerido. Neste caso foi explorada a hipótese de, após a digestão, o produto ser vendido directamente ainda que a um preço inferior ao praticado para o composto (em venda a granel), dando assim origem à variável 4 D. Os cenários explorados e os resultados obtidos são os apresentados na tabelas seguintes para 10 e 20 anos, respectivamente.

Tabela 6.6 – Avaliação da influência dos aspectos legislativos na análise a 10 anos

	Resíduos	Pré-Tratamento	Digerido	TIR (%)	VAL (€)	PRI (anos)
13	A	Sim	D	-1,3%	-3.252.496	>10
14	A	Não	D	-0,7%	-1.328.683	>10

Tabela 6.7 – Avaliação da influência dos aspectos legislativos na análise a 20 anos

	Resíduos	Pré-Tratamento	Digerido	TIR (%)	VAL (€)	PRI (anos)
13'	A	Sim	D	5,5%	-1.098.163	12
14'	A	Não	D	6,0%	-634.277	12

Uma análise comparativa dos cenários (13 e 14 com 3 e 6 ; 13' e 14' com 3' e 6') evidencia que embora não viabilize o investimento, a restrição legislativa sobre a necessidade de valorização da fracção digerida implica um agravamento na taxa interna de rentabilidade e no valor actual líquido. Por outro lado, uma análise análoga para 20 anos alcança os melhores valores para todos os parâmetros. Embora a legislação pretenda restringir a disseminação de agentes patogénicos, aquando do espalhamento no solo, o que é de todo legítimo e compreensível, acaba por se criar um contrasenso uma vez que a UCDA é obrigada a fazer análises de qualidade do composto. Se essas análises fossem realizadas directamente no digerido e se verificasse a sua conformidade com o exigido parece

não fazer sentido que exista a necessidade de estabilização adicional. Acresce a este facto que, estudos recentes (GVDR, 2000) atestam que a digestão anaeróbia nas temperaturas consideradas atinge um grau de remoção de 99,99%, pelo que o digerido pode ser aplicado com o mínimo risco de contaminação.

No que respeita ainda a aspectos legislativos, poderá questionar-se a relevância da tarifa aplicada em Portugal para energias renováveis face às praticadas em outros países da Europa, como por exemplo a Alemanha.

De uma maneira geral, pode afirmar-se que os resultados financeiros da avaliação de cenários indiciam que o projecto da UCDA irá assumir características iminentemente ambientais ou seja, não se apresenta, por si só, atractivo como projecto de investimento.

6.5. Bibliografia

BSWA - BLUESTEM SOLID WASTE AGENCY e DNR – IOWA DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2004. *Anaerobic Digestion Feasibility Study* (disponível em www.iowadnr.com, acedido em Junho 2009).

BREADLEY, R. E MYRES, S., 1998. *Princípios de Finanças Empresariais*. McGraw-Hill -5º edição. Lisboa.

GVDR – Greater Vancouver Regional District, 2000. *The Biosolids Report* (disponível em www.gvdr.be.ca, acedido em Junho 2009).

MARQUES, A., 2006. *Concepção e Análise de Projectos de Investimento*. Edições Sílabo – 3ª edição.

Capítulo 7

Conclusões e Trabalhos Futuros



SUMÁRIO

Neste capítulo sintetizam-se as conclusões extraídas ao longo do trabalho e apresentam-se os trabalhos que podem vir a ser desenvolvidos na continuação da investigação sobre unidades centralizadas de digestão anaeróbia – viabilidade técnica e económica.

7.1 CONCLUSÕES 7.2 TRABALHOS FUTUROS

7. CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

7.1. Conclusões

O trabalho reportado neste documento teve por objectivo ampliar as aplicações do produto Biogas Driver. Pretendeu-se que este deixe de estar ligado exclusivamente ao desempenho de reactores anaeróbios para ser uma ferramenta que avalia, simultaneamente, a viabilidade económica de projectos de maiores dimensões, como unidades centralizadas de digestão anaeróbia.

Uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia pressupõe o processamento de diferentes resíduos recolhidos numa determinada área. Neste sentido, a área de estudo considerada foi a região Norte de Portugal. Uma avaliação dos potenciais resíduos a incluir no processo (chorumes animais, borras de café, lamas de ETAR, águas ruças, farinhas e gorduras animais) em termos quantitativos e geográficos indicaram como melhor local para a instalação da unidade centralizada, V. N. Famalicão. Nas imediações desta verificou-se a maior incidência de todos os resíduos excepto águas ruças, optando-se então por restringir a recolha dos resíduos a um raio de 50 km.

Face ao conhecimento adquirido sobre a área de estudo pelo levantamento realizado definiram-se rácios de resíduos orgânicos, testados laboratorialmente de acordo com os procedimentos definidos para a ferramenta em estudo. O resultado dos testes de biodegradabilidade e consequentemente todo processo de definição e dimensionamento da unidade foram condicionados pelo inóculo usado. A capacidade da biomassa produzir metano é importante, porque a remoção da CQO do resíduo a tratar só ocorrerá com a formação de metano. O facto de as *archaea* metanogénicas acetoclásticas do consórcio testado não terem actividade ($< 0,1 \text{ gCH}_4\text{@PTN/gVS}\cdot\text{dia}$) reduz em cerca de 70% o metano gerado pois provém destas. As *archaea* metanogénicas hidrogenotróficas, produtoras de 30% do metano na biodegradação, tinham uma actividade de $0,70 \pm 0,04 \text{ gCH}_4\text{@PTN/gVS}\cdot\text{dia}$.

Nos testes de biodegradabilidade em co-digestão alcançou-se uma taxa de degradação da matéria orgânica de 70% nos ensaios em que se incluiu águas ruças e de 30% quando estas não foram adicionadas. A razão de realização de testes com e sem este substrato deveu-se à produção sazonal do mesmo.

Outro factor que se destacou como relevante foi o teor de sólidos nos resíduos considerados. Estes acabaram por condicionar a escolha da tecnologia a adoptar para a unidade centralizada.

Dos factos apresentados pode concluir-se que um inóculo com boa actividade e a caracterização dos substratos são elementos fundamentais em todo o processo. E, simultaneamente que, Biogas Driver é uma ferramenta útil para aferição destes aspectos.

A extrapolação dos dados laboratoriais, numa perspectiva de definição de uma unidade centralizada, levou à adopção da tecnologia *Dranco*. Esta revelou ser a opção mais flexível em termos operacionais.

O reactor concebido, elemento central na linha de tratamento, apresenta um volume de 2023 m³, um tempo de retenção de 30 dias para uma gama de temperaturas termofílicas. O caudal de resíduos na corrente de alimentação é de 67,4 m³/d. Convém lembrar que embora os ensaios laboratoriais tenham sido realizados a 35°C para efeitos de dimensionamento se considerou que o funcionamento a 55°C não interfere na produção de biogás mas, única e exclusivamente, reduz o tempo de retenção.

A definição de funcionamento do sistema centralizado levou à criação de hipóteses que à partida não podiam ser taxativamente definidas. Devia avaliar-se o seu impacto em termos económicos na viabilidade do projecto. Neste sentido, e após a criação de um algoritmo de auxílio à definição do processo, considerou-se a influência da inclusão de custos de transporte, de águas ruças, de pré-tratamento e escoamento do digerido no balanço financeiro do projecto. Embora existissem outras variáveis que, num caso genérico deveriam ser consideradas como tal, as características deste caso de estudo conduziram a simplificações. A exemplo disso, definiu-se que o biogás gerado seria aplicado num sistema de co-geração dado que as restantes hipóteses ou não eram viáveis em termos financeiros e/ou em termos práticos devido principalmente à falta de infra-estruturas.

A aplicação de critérios de desempenho financeiro (TIR, VAL e PRI) sobre os custos e benefícios aferidos para cada um dos cenários definidos determinou que a opção de funcionamento menos desfavorável do sistema seria com a inclusão de águas ruças no processo, sem a realização de pré-tratamentos adicionais aos resíduos e com o encaminhamento da fracção digerida para uma unidade de compostagem. Para este cenário, e numa avaliação a 10 anos, obteve-se uma taxa interna de rentabilidade de -1,7%, um valor actual líquido de -2.097.416€ e um período de retorno do investimento superior a 10 anos. O custo de investimento de um projecto desta natureza soma os 5.107.896 €.

Os 11.164 Nm³/dia de biogás obtidos nesta opção são aplicados no sistema de co-geração em que o calor dissipado pela queima de gases do motor é aproveitado, e suficiente, para suprir as necessidades de aquecimento do digestor e introduzida na rede eléctrica nacional uma potência de 1,2 MW.

Os valores apresentados indicam que embora se verifique produção de biogás o projecto, por si só, não se apresenta como atractivo. Pelo que, a realizar-se irá assumir características iminentemente ambientais.

Também se verificou que a legislação portuguesa tem, simultaneamente, lacunas e excesso de zelo nas medidas que define com relação à digestão anaeróbia. Por um lado a tarifa aplicada para a produção de energia a partir desta fonte renovável não se apresenta atractiva e, ao que se conseguiu apurar com os resultados deste trabalho, a manter-se não viabiliza a edificação de unidades deste tipo no país. Como se tal não fosse suficiente ainda imputa ao detentor de uma unidade centralizada a obrigação de valorizar a fracção digerida para estabilização adicional. Este aspecto agrava ainda mais os já

avultados custos de investimento pois, além de implicar uma área de terreno consideravelmente superior requer infra-estruturas e máquinas específicas.

7.2. Trabalhos Futuros

Ao longo do trabalho desenvolvido foram formuladas uma série de questões e preocupações que podem ainda ser exploradas. Seguidamente listam-se as mais relevantes.

- Optimização dos resultados laboratoriais obtidos por alteração dos rácios testados ou por inclusão de outros resíduos de produção considerável na região. São exemplos disso, subprodutos da indústria láctea, de conservas de peixe, da produção de vinho e cerveja e outros que, no sentido de limitar a extensão deste trabalho, não foram incluídos.
- Realização de testes laboratoriais com diferentes inóculos verificando-se a influência destes em parâmetros como o volume do digestor e produção de biogás.
- Optimização da ferramenta de cálculo de parâmetros económicos de um projecto centralizado de digestão anaeróbia.

Anexos



ANEXO A: CALIBRAÇÃO DO TRANSDUTOR DE PRESSÃO

ANEXO B: RESÍDUOS DE ORIGEM ANIMAL

ANEXO C: CARACTERIZAÇÃO COMPLEMENTAR DA REGIÃO NORTE

ANEXO D: ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

ANEXO E: DETALHES DA UNIDADE CENTRALIZADA

ANEXO F: DIMENSIONAMENTO – CÁLCULOS

ANEXO G: DESCRIMINAÇÃO DOS CUSTOS CONSIDERADOS

ANEXO H: ALGORITMO PARA A DEFINIÇÃO DE FUNCIONAMENTO DE UNIDADES CENTRALIZADAS

ANEXO I: PARÂMETROS ECONÓMICOS - CÁLCULOS

Anexo A: *Calibração do Transdutor de Pressão*

O factor de calibração do transdutor deve ser determinado sempre que se realiza um teste de actividade. Daí a importância de no decorrer das medições utilizar sempre o mesmo transdutor.

MATERIAIS E EQUIPAMENTOS

- Transdutor de Pressão (*Centroptonics – Model PSI 30*)
- Seringa + Agulha
- Outro material de uso corrente

PROCEDIMENTO

1. Encher completamente um frasco de 70 mL com água destilada;
2. Fechar com uma rolha de borracha e uma cápsula de alumínio;
3. Retirar do interior do frasco selado 10 mL de água;
4. Ventilar o frasco e proceder à leitura em mV da pressão (pressão atmosférica);
5. Injectar 1 mL de ar no frasco e registar o valor da pressão correspondente;
6. Despressurizar o frasco;
7. Os procedimentos anteriores (5 e 6) devem ser repetidos até à diferença entre as duas leituras ser semelhante;
8. Repetir os passos 5 a 7 com volumes de ar diferentes: 2, 4, 6, 8, 10, 16, 14, 16 e 18 mL;
9. Representar graficamente a variação da pressão, em mV, em função da quantidade de ar injectado;

Idealmente, para a injeção de 10 mL de ar no mesmo volume de *headspace*, deve ler-se uma pressão de 100 mV. Contudo, por diversos motivos existem desvios a este valor. Desvios estes contabilizados no factor de calibração. Este factor, obtido pela Eq. A.1, contempla ainda a conversão da temperatura de medição (37 °C ou próximo) para as condições normais de temperatura.

$$FC = \frac{100}{mV_{10\text{ mL}}} \cdot \frac{273}{(273 + 37)} \quad \text{Eq. A.1}$$

Anexo B: *Resíduos de Origem Animal*

A estimativa da produção de chorumes na área de estudo depende do estabelecimento de uma base comum entre os valores da tabela anterior e o definido na literatura. Neste sentido, e de acordo com ESTATÍSTICA ANIMAL (2007) em termos médios os pesos, em quilogramas, dos animais considerados neste estudo são os apresentados na Tabela B.1.

Tabela B.1 - Peso dos Animais			
		Peso (kg)	Observações
Bovinos			
	< 2 anos	155,0	Peso Limpo
	>2 anos	313,3	
	De leite	352,3	
Suínos			
	Reprodutores	63,6	Peso Limpo
	Engorda		
Aves			
	LGP	1,7	Peso Vivo
	Frangos	1,0	
Ovinos		10,2	Peso Vivo
Caprinos		6,1	Peso Vivo

A relação entre peso vivo e peso limpo, de acordo com a mesma fonte, é apresentada na Tabela B.2.

Tabela B.2 - Factores de Conversão		
	Unidade	Equivalência Aproximada
Bovinos	1 kg de peso vivo	0,59 kg de peso limpo
Suínos	1 kg de peso vivo	0,75 kg de peso limpo
Ovinos	1 kg de peso vivo	0,40 kg de peso limpo
Caprinos	1 kg de peso vivo	0,40 kg de peso limpo

Dos valores apresentados há que ressaltar o caso das aves. O efectivo abrangido por este termo (galinhas, patos, perus e outros) é muito diferente em termos de peso, por esse motivo optou-se por fazer um cálculo da proporção média equivalente de cada tipo de efectivo, traduzido em Lugar de Galinha Poedeira (LGP), tal como especificado no CÓDIGO DE BOAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS.

Anexo C: *Caracterização complementar da região Norte*

Após a definição dos raios de acção foram avaliadas as distâncias entre o local escolhido para instalação da unidade centralizada e os concelhos abrangidos pela área de estudo. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela C.1.

Tabela C.1 – Síntese das distâncias entre UCDA e concelhos na zona estudo

Raio de 50 km		Raio de 100 km		Raio de 150 km	
Póvoa do Varzim	32	V. N. Gaia	55	Montalegre	132
Vila do Conde	29	Paredes	55	Boticas	130
Maia	32	Penafiel	66	Vila Real	108
Matosinhos	40	Amarante	74	Sta. Marta Penaguião	120
Trofa	9,5	Marco de Canaveses	84,3	Régua	138
Porto	36	Baião	83,6	Sabrosa	133
Sto. Tirso	16	Ribeira da Pena	81	Chaves	128
Valongo	40	Mondim de Basto	76	Murça	149
Gondomar	42	Mesão Frio	95	Monção	110
Paços de Ferreira	43	V. P Aguiar	93	Melgaço	132
Lousada	50	Terras de Bouro	56		
Felgueiras	49,4	Vieira do Minho	55	Raio de 200 km	
Esposende	48	Cabeceiras de Basto	68	Valpaços	153
Barcelos	26	Celorico Basto	65	Alijó	151
V. N. Famalicão	-	Viana do Castelo	69	Carraceda Ansiães	200
Braga	24	Caminha	91	Vila Flor	193
Vila Verde	37	V. N. Cerveira	89	Mirandela	181
Amares	37	Valença	85	Vinhais	198
Póvoa do Lanhoso	40	Paredes de Coura	83		
Guimarães	20	Ponte de Lima	51	Raio de 250 km	
Vizela	28	Ponte da Barca	66	Mogadouro	244
Fafe	44	Arcos de Valdevez	68	Torre de Moncorvo	220
				Alfândega da Fé	221
				Macedo de Cavaleiros	206
				Bragança	234
				Raio de 300 km	
				Freixo Espada à Cinta	260
				Miranda do Douro	283
				Vimioso	277

Anexo D: *Ensaaios de Biodegradabilidade Anaer6bia*

D.1 - Considerações Preliminares dos Ensaios

Volume de biomassa

De acordo com ANGELIGAKI (2006), o volume de inóculo utilizado nos testes de biodegradabilidade pode variar entre 10 e 80 % do volume total de trabalho, dependendo da actividade e da concentração de biomassa no inóculo. Assim, volumes entre 70 a 80% são usados para uma actividade de 0,1 g CQO-CH₄/gVSS/dia, enquanto que actividades por volta dos 0,5 g CQO-CH₄/gVSS/dia requerem apenas 10 a 20% do volume total.

A rapidez pretendida do teste também influencia a quantidade de inóculo a usar. Uma maior quantidade de biomassa corresponde a uma conversão anaeróbia mais rápida.

Volume de trabalho

O volume de trabalho influencia as quantidades de reagentes, de biomassa e de resíduo a utilizar. Quanto maior for, maiores quantidades são necessárias, o que implica mais gastos. Na definição do mesmo deve usar-se de bom senso. Neste caso utilizaram-se 100 mL.

Volume de reagentes

As quantidades dos reagentes a adicionar aos frascos de teste foram determinadas a partir das concentrações em que existem no laboratório, da concentração pretendida e do volume de trabalho utilizado. No caso do bicarbonato de sódio, este foi adicionado com o intuito de manter, durante a reacção, o meio neutro, evitando a inibição. Como neste caso predominam substratos sólidos, a concentração de bicarbonato deve ser de 5g/L. Para o volume de trabalho considerado, a quantidade a usar de bicarbonato foi de 0,5 g. No que respeita ao volume de Na₂S cada frasco deve ter uma concentração de 0,001 M. Como a solução mãe tinha uma concentração de 0,125 M bastou a adição de 0,8 mL.

Volume de headspace nos frascos de teste

O volume dos frascos disponíveis para os testes deve ser rigorosamente conhecido. Tendo definido qual o volume de trabalho este foi subtraído ao volume dos frascos, obtendo-se o volume de *headspace*.

Quantidades de substrato

Após determinar todos os parâmetros mencionados, e para o volume de trabalho de 100 mL sobram 19,20 mL para os resíduos nas proporções a testar. No caso de resíduos sólidos deve conhecer-se a sua densidade para determinar o volume que ocupam.

Optando por adicionar os 19,20 mL de resíduos (ou o equivalente em massa), deve calcular-se a pressão que originará nos frascos no final da sua digestão, admitindo uma eficiência de 100% na conversão da matéria orgânica em metano. Se a pressão se encontrar dentro da gama dos -200 até +200 mV, podem-se iniciar os ensaios. Mas se a gama de valores for ultrapassada, os volumes dos frascos ou de resíduo a utilizar devem ser reajustados. Geralmente, os valores são ultrapassados no sentido das pressões > +200 mV. Nestas situações foi preferível ajustar o volume do frasco optando por frascos maiores com o mesmo volume de trabalho. Como existe limitação no tamanho dos frascos disponíveis foi-se obrigado a reduzir no volume de resíduo. Ao reduzir o volume de resíduo, para manter os 100 mL de volume de trabalho, perfez-se o restante volume com água destilada. Também neste caso deve usar-se de bom senso, especialmente nos ensaios de co-digestão, para que o valor total de resíduos a adicionar, permita que todos estejam presentes em quantidades representativas, minimizando-se assim erros de pesagem e medição.

Definiu-se uma massa inicial de resíduo a usar e sobre a qual, nos testes de co-digestão se aplicaram as proporções aferidas. No caso dos substratos líquidos, visto que se conhecia a densidade foi feita a conversão para massa.

A cada massa de resíduo corresponde uma quantidade de CQO (Eq. D.1).

$$gCQO = m_{residuo} (g) \times CQO(gO_2/g_{residuo}) \quad \text{Eq. D.1}$$

Estimou-se então, a produção teórica de metano com base na degradação total do substrato. Uma vez que a carência química de oxigénio se define como a quantidade de oxigénio necessária para oxidar uma determinada massa, a reacção de oxidação do metano (Eq. D.2).



permite inferir que 1 mole de CH_4 (16 g) necessita de 2 moles de O_2 (64 g), ou seja o factor de conversão entre CQO e CH_4 é de 0,25 g CH_4 / g CQO. Em condições PTN, 1 mole de gás ocupa 22,4 L pelo que o valor anterior pode ser apresentado como 0,35 L de CH_4 / g CQO convertida ou 350 mL de CH_4 / g CQO convertida.

Assim, o metano produzido a partir da CQO colocada no frasco será (Eq. D.3)

$$mL_{CH_4} = gCQO \times 350 mL_{CH_4}/g CQO \quad \text{Eq. D.3}$$

Os mL de biogás que ocupam 1 mL de *headspace* são dados pela Eq. D.4.

$$mL_{biogás}/mL_{headspace} = \frac{mL_{CH_4} \times 2}{V_{headspace}} \quad \text{Eq. D.4}$$

O coeficiente 2 na equação anterior advém da equação de decomposição da matéria orgânica $C_nH_aO_b + yH_2O \rightarrow xCH_4 + xCO_2$, onde se considera que ambos os gases sejam formados na mesma proporção. Então, o biogás terá duas vezes o volume de metano.

Os mV indicados pelo transdutor de pressão são então (Eq. D.5)

$$mV = mL_{biogás}/mL_{headspace} \times 100 \quad \text{Eq. D.5}$$

100 – factor de conversão dos mL de biogás e o valor lido no transdutor

Finalmente, o volume de água necessário adicionar é dado pela Eq. D.6.

$$V_{água} = V_{trabalho} - V_{biomassa} - V_{Na_2S} - V_{substrato} \quad \text{Eq. D.6}$$

O ajuste destes parâmetros em folha de cálculo conduz à seguinte planificação.

D.2 - Planificação dos ensaios de biodegradabilidade dos substratos isolados

Para um volume de trabalho de 100 mL, definiram-se em duplicado para cada uma das concentrações em teste, as condições de ensaio apresentadas seguidamente (Tabelas D.1 a D.6).

Tabela D.1 – Planificação dos ensaios de ÁGUAS RUÇAS

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	V _{substrato} (mL)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
AR-10 g/L	500	400	80	10	9,1	10,1	1	350	700	175
AR-20 g/L	1000	900	80	20	18,3	0,9	2	700	1400	156

Tabela D.2 – Planificação dos ensaios de CHORUME BOVINO

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	V _{substrato} (mL)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
CB – 15 g/L	330	230	80	15	4,3	14,9	0,15	52,5	105	46
CB – 30 g/L	500	400	80	30	8,6	10,6	0,3	105	210	53
CB – 65 g/L	1000	900	80	65	18,6	0,6	0,65	227,5	455	51

Tabela D.3 – Planificação dos ensaios de BORRAS DE CAFÉ

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	m _{substrato} (g)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
B – 4,1 g/L	330	230	80	4,1	1	18,2	0,41	144	288	125
B – 10,3 g/L	600	500	80	10,3	2,5	16,7	1,03	360	720	144
B – 20,6 g/L	1110	1010	80	20,6	5	14,2	2,06	720	1439	143

Tabela D.4 – Planificação dos ensaios de CHORUME SUÍNO

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	m _{substrato} (g)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
CS – 4,4 g/L	330	230	80	4,4	1	18,2	0,4	154	309	134
CS – 11,0 g/L	600	500	80	11,0	2,5	16,7	1,1	386	772	154
CS – 22,1 g/L	1110	1010	80	22,1	5	14,2	2,2	772	1544	153

Tabela D.5 – Planificação dos ensaios de GORDURAS

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	m _{substrato} (g)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
G – 11,5 g/L	500	400	80	11,5	0,5	18,7	1,15	403	805	201
G – 46,0 g/L	2000	1900	80	46,0	2	17,2	4,60	1610	3220	169

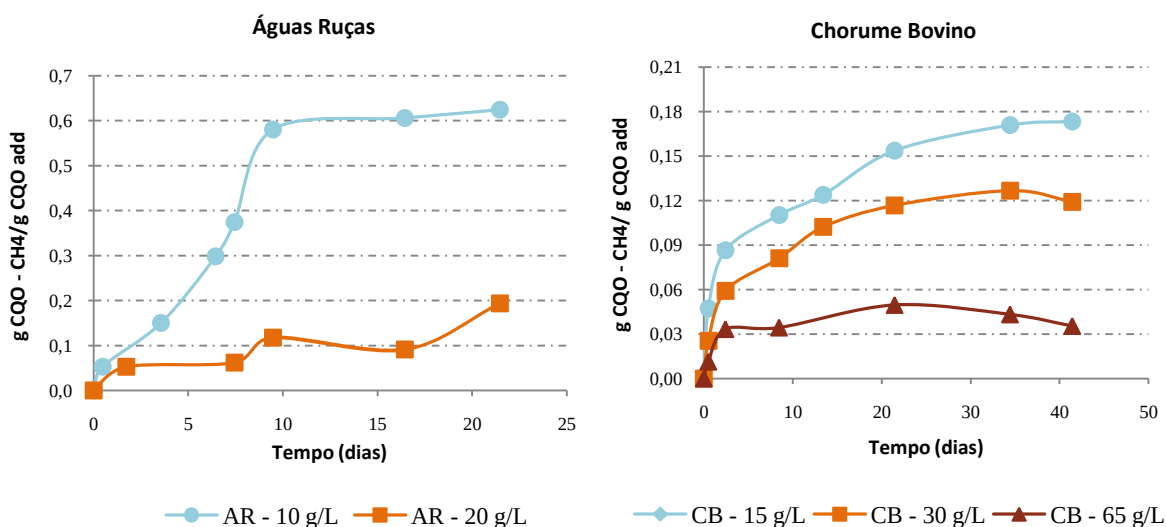
Tabela D.6 – Planificação dos ensaios de LAMAS MISTAS

ID Frasco	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	V _{biomassa} (mL)	CQO (g/L)	m _{substrato} (g)	V H ₂ O (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
L – 1,2 g/L	165	65	80	1,2	1	18,2	0,12	43	86	132
L – 6,1 g/L	600	500	80	6,1	5	14,2	0,61	215	430	86

Além do mencionado adicionou-se 0,5g de bicarbonato de sódio e 0,8 mL de Na₂S a cada um dos frascos.

De ressaltar que, nem todos os resíduos foram testados em três concentrações diferentes (gorduras e lamas) devido a condicionantes impostas pelo material disponível no laboratório aquando do início dos testes face às concentrações pretendidas. No caso das águas ruças foram lançados ensaios em três concentrações, contudo após 7 e 15 dias de ensaios as garrafas acabaram por abrir.

Os gráficos obtidos dos ensaios de biodegradabilidade de cada um dos substratos isoladamente são apresentados nas figuras seguintes.



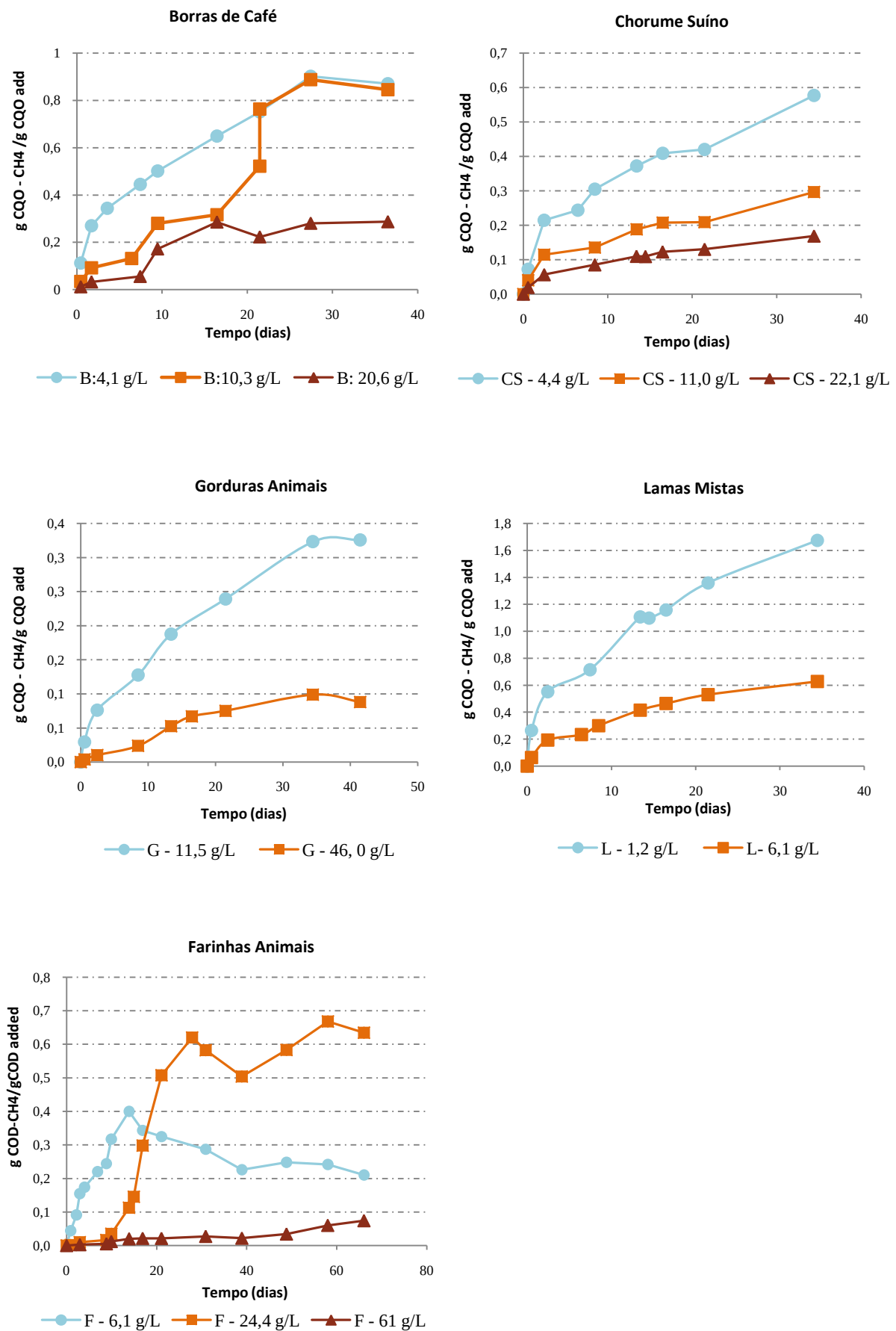


Figura D.1 – Resultados dos ensaios de biodegradabilidade de substratos isolados

Em alguns dos gráficos é evidente uma ligeira descida na quantidade de metano nas últimas medições. Supõe-se que tal se deva a uma perfuração na rolha de borracha, devido às múltiplas amostragens, que acaba por deixar que o gás se escape.

D.3 - Planificação dos ensaios de biodegradabilidade em co-digestão

O procedimento de cálculo é semelhante ao descrito anteriormente. Contudo após a aplicação da Eq. D.1 deve proceder-se à soma das CQO de cada resíduo para obter a CQO da mistura (Eq. D.7).

$$g\ CQO_{mistura} = \sum g\ CQO_{resíduo\ 1} + g\ CQO_{resíduo\ 2} + g\ CQO_{resíduo\ n} \quad \text{Eq. D.7}$$

Após o cálculo da CQO da mistura os cálculos são realizados de forma análoga à descrita em D.1.

Para um volume de trabalho de 100 mL e uma massa total de substrato a incluir de 10 g fez-se a seguinte planificação:

Tabela D.7 – Planificação dos ensaios de CO-DIGESTÃO

	V _{frasco} (mL)	V _{headspace} (mL)	M _{substrato} (g)	CQO (g/L)	CQO _{mistura} (g/L)	V _{biomassa} (mL)	V _{H₂O} (mL)	g CQO	mL CH ₄	mL biogás	mV
Ch. Bovino	3000	2900	2,19	7,64	81	80	9,2	8	2840	5680	196
Borras de Café			1,32	5,43							
Ch. Suíno			1,36	6,00							
Gorduras			1,56	35,88							
Farinhas			2,19	24,51							
Lamas			1,37	1,69							
Águas Ruças	3000	2900	2,09	2,29	69,78	80	9,2	6,98	2442	4884	168,4
Ch. Bovino			1,62	5,65							
Borras de Café			0,86	3,53							
Ch. Suíno			0,89	3,92							
Gorduras			1,07	24,61							
Farinhas			2,56	28,65							
Lamas			0,91	1,12							

À semelhança dos testes anteriores adicionou-se 0,5g de bicarbonato de sódio e 0,8 mL de Na₂S a cada um dos frascos.

Anexo E: *Detalhes da Unidade Centralizada*

A Figura E.1 apresenta algumas imagens que pretendem ilustrar alguns dos aspectos da unidade de co-digestão anaeróbia descritos até ao momento.



Báscula



Unidade Lavagem Rodados



Sistema de Desodorização



Triturador



Digestor Anaeróbio Dranco



Gasómetro



Tapete de Alimentação (*conveyor*)



Maquina revolver pilhas compostagem



Venda a granel do composto



Máquina de embalagem do composto



Permutador de Calor



Grupo Motor-Gerador

Figura E.1 - Detalhes da UCDA

Anexo F: *Dimensionamento - cálculos*

Neste anexo são sintetizados os procedimentos de cálculo que deram origem aos valores apresentados no Capítulo 5 referentes a:

- Digestor – Tabela F.1
- Necessidades Térmicas do Digestor – Tabela F.2
- Quantidade de Composto – Tabela F.3
- Aplicação do biogás – Tabela F.4

Tabela F.1 - Resumo dos cálculos efectuados para definição das dimensões do digestor

VALORES CONHECIDOS/ADOPTADOS	VALORES CALCULADOS
$V_u = 2000 \text{ m}^3 \text{ e } V_u/V_t = 0,8$	
	$V_t = \frac{V_u}{V_u/V_t} \leftrightarrow V_t = 2469 \text{ m}^3$
	$V_g = V_t - V_u \leftrightarrow V_g = 469 \text{ m}^3$
	$\frac{V_u}{V_g} = 4,3$
$h_{m\acute{a}x} = 24 \text{ m}$	
	$\begin{cases} h_u = 4,3 h_g \\ h_{m\acute{a}x} = h_u + h_g \end{cases} \leftrightarrow \begin{cases} h_u = 19,5 \text{ m} \\ h_g = 4,5 \text{ m} \end{cases}$
	$d = \sqrt{\frac{4 \cdot V_t}{\pi \cdot h_{m\acute{a}x}}} \leftrightarrow d = 11,4 \text{ m}$
$d_{adoptado} = 11,5 \text{ m}$	
$\theta = 45^\circ$	
	$h_{cone} = \text{sen}(\theta) \cdot \frac{d_{adoptado}}{2} \leftrightarrow h_{cone} = 4,1 \text{ m}$
	$V_u = \pi \cdot \left(\frac{d_{adoptado}}{2}\right)^2 \cdot h_u \leftrightarrow V_u = 2023 \text{ m}^3$
	$V_t = V_u + V_g \leftrightarrow V_t = 2493 \text{ m}^3$

Tabela F.2 - Resumo dos cálculos efectuados para avaliação das necessidades térmicas do digestor

VALORES CONHECIDOS/ADOPTADOS	VALORES CALCULADOS
$C_{p_{resíduos}} = 1,16 \text{ kWh/m}^3/^{\circ}\text{C}$	
$T_{resíduos} = 15^{\circ}\text{C}$	
$T_{digestão} = 55^{\circ}\text{C}$	
	$Q_r = C_{p_{resíduos}} \cdot V_{diário} \cdot (T_{digestão} - T_{resíduos}) \leftrightarrow Q_r = 130 \text{ kW}$
$T_{ambiente} (+desfavorável) = 5^{\circ}\text{C}$	
$d_{digestor} = 11,5 \text{ m}$	
$e_{isolamento} = 25 \text{ mm}$	
$k_w = 0,038 \text{ W/m/^{\circ}C}$	
	$d_0 = d_{digestor} + e_{isolamento} \leftrightarrow d_0 = 11,525$
	$U = \frac{1}{h_0} + \frac{d_{digestor} \cdot \ln\left(\frac{d_0}{d_{digestor}}\right)}{2 \cdot k_w} \leftrightarrow U = 0,793 \text{ W/m}^2/^{\circ}\text{C}$
Com h_0 em ar calmo dado por	$h_0 = 1,32 \left(\frac{\Delta T}{d_0}\right)^{1/3} \leftrightarrow h_0 = 0,46 \text{ W/m}^2/^{\circ}\text{C}$
	$A_{parede} = 2\pi \cdot \frac{d_{adoptado}}{2} \cdot h_{parede} \leftrightarrow A_{parede} = 557 \text{ m}^2$
	$A_{cone} = \pi \cdot \frac{d_{adoptado}}{2} \cdot \sqrt{\left(\frac{d_{adoptado}}{2}\right)^2 + h_{cone}^2} \leftrightarrow A_{cone} = 127 \text{ m}^2$
	$A = A_{parede} + A_{cone} \leftrightarrow A = 684 \text{ m}^2$
	$Q_p = U A \Delta T \leftrightarrow Q_p = 27,1 \text{ kW}$
	$Q = Q_r + Q_p \leftrightarrow Q = 157 \text{ kW}$

Tabela F.3 - Cálculos referentes à compostagem

VALORES CONHECIDOS/ADOPTADOS	VALORES CALCULADOS
<i>Produção de digerido</i> = 21,4 ton/d	
$T_{compostagem} = 21 \text{ dias}$	
	$Quantidade \text{ a compostar} = 21,4 \times 2 = 42,8 \text{ ton/d}$
	$Quantidade \text{ a compostar} = 42,8 \times 30 = 1284 \text{ ton/mês}$
$h_{pilha} = 2 \text{ m}$	
$l_{pilha} = 3 \text{ m}$	
$c_{pilha} = 20 \text{ m}$	
$Densidade = 617,7 \text{ kg/m}^3$	
	$n^{\circ} pilhas = \frac{(Quantidade \text{ compostar}/Densidade) \times 1000}{c_{pilha} \times l_{pilha} \times h_{pilha}} \leftrightarrow n^{\circ} pilhas = 17$
	$Quantidade \text{ composto} = Quantidade \text{ a compostar} \times 0,3$
	$\leftrightarrow Quantidade \text{ composto} = 385 \text{ ton/mês}$

Tabela F.4 - Cálculos referentes à aplicação do biogás

VALORES CONHECIDOS/ADOPTADOS	VALORES CALCULADOS
<i>Produção de CH₄</i> (m ³ /d)	
	$\dot{v}(\text{m}^3/\text{h}) = \frac{CH_4 (\text{m}^3/\text{d})}{n^{\circ} \text{ horas funcionamento}}$
	$\dot{v} (\text{m}^3/\text{s}) = \frac{\dot{v}(\text{m}^3/\text{h})}{3600}$
$PCI = 36500 \text{ kJ/m}^3$	
	$Q_{gás} (\text{kW}) = \dot{v}(\text{m}^3/\text{s}) \times PCI$
$\eta_{motor} = 35\%$	
$\eta_{gerador} = 95\%$	
	$P_{instalada} (\text{kW}) = Q_{gás} \times \eta_{motor} \times \eta_{gerador}$

Anexo G: *Descriminação do Custos Considerados*

Os valores apresentados para cada um dos grupos de custos mencionados seguidamente são, salvo referência em contrário fornecidos pela Ambisys e em base anual. As amortizações foram determinadas de acordo com informações da Câmara dos Técnicos Oficiais de Contas. No caso do custo fornecido não incluir o transporte ou a descarga, este foi incluído no custo final.

Tabela G.1 – Listagem detalhada dos custos de investimento considerados

CUSTOS DE INVESTIMENTO

» Aquisição do terreno (valor fornecido pela Sociedade de Mediação Imobiliária Carvalho e Passos em Vila Nova de Famalicão: 75 a 100 €/m ²)	
- Com águas ruças e compostagem	€ 2.196.000
- Sem águas ruças e compostagem	€ 2.440.000
- Com águas ruças e sem compostagem	€ 1.464.000
- Sem águas ruças e sem compostagem	€ 1.220.000
» Arranjos exteriores (valores fornecidos pelo Horto da Bela Vista – Centro de Jardinagem, Lda)	
<i>Amortização: 10 anos</i>	
- Com águas ruças e compostagem	€ 1.812
- Sem águas ruças e compostagem	€ 1.932
- Com águas ruças e sem compostagem	€ 1.452
- Sem águas ruças e sem compostagem	€ 1.332
» Mobiliário Escritório para edifício administrativo e portaria	
	€ 5.000
<i>Amortização: 8 anos</i>	
» Edificação de lajes de betão, edifício administrativo, armazém e estrutura de suporte da báscula	
<i>Amortização: 20 anos</i>	
- Com águas ruças	€ 585.000
- Sem águas ruças	€ 630.000
» Cobertura da zona de compostagem	
	€ 18.000
<i>Amortização: 10 anos</i>	
» Equipamentos	
- Báscula	€ 18.600
<i>Amortização: 8 anos</i>	
- Silos	€ 43.540
<i>Amortização: 20 anos</i>	
- Parafusos sem fim	€ 50.000
<i>Amortização: 8 anos</i>	
- Triturador	€ 50.000
<i>Amortização: 7 anos</i>	

CUSTOS DE INVESTIMENTO

- Digestor (a)	
- Civil	€ 388.000
	<i>Amortização: 20 anos</i>
- Equipamento Electro-Mecânico	€ 2.085.500
	<i>Amortização: 8 anos</i>
- Sistema de Desodorização	
	<i>Amortização: 8 anos</i>
- Com águas ruças	€ 5.333
- Sem águas ruças	€ 6.933
- Material de monitorização (sondas de pH e temperatura)	€ 2.000
	<i>Amortização: 7 anos</i>
- Gerador (valores da SimLis disponíveis em www.aprh.pt)	
	<i>Amortização: 15 anos</i>
- Com águas ruças	€ 393.471
- Sem águas ruças	€ 151.524
- Com águas ruças e pré-tratamento	€ 2.153.794
- Sem águas ruças e pré-tratamento	€ 829.416
- Tractor	€ 60.000
	<i>Amortização: 6 anos</i>
- Máquina de Compostagem	€ 25.000
	<i>Amortização: 8 anos</i>
- Crivo de Sólidos	€ 65.000
	<i>Amortização: 8 anos</i>

(a) Os valores apresentados para o digestor incluem concepção, dimensionamento, transporte, montagem e arranque do sistema, isto é, bomba e um parafuso doseador, tapete, tanque homogeneização e bomba de alimentação, bomba e parafuso de extracção, circuitos hidráulicos, gasómetro, tubagens, válvulas, isolamento, plataformas de trabalho; sistema de controlo e supervisão: computador com *software* e painel de visualização; instalação eléctrica; inertização do digestor, transporte do inóculo, formação da equipa de trabalho durante uma semana, manual de operação e manutenção; trabalho de construção civil: tanque de armazenamento do digerido, fundações, terraplanagens, acabamentos, sistemas de protecção contra incêndios, terramotos e trovoadas.

Tabela G.2 – Listagem detalhada dos custos de desenvolvimento do projecto

CUSTOS DE DESENVOLVIMENTO DO PROJECTO

» Licenças	
- Licenciamento industrial	€ 3.000
- Licenciamento, autorização ou aprovação de sistemas individuais de gestão de resíduos (valor fornecido pela Agência Portuguesa do Ambiente)	€ 10.506

Um projecto desta natureza, por se tratar de uma unidade técnica de tratamento, encontra-se sujeito a um processo de autorização e licenciamento (Decreto-Lei nº 178/2006, artigo 23º). Contudo, os procedimentos a executar não estão claramente definidos. O Decreto-Lei nº 197/2005, referente à

Avaliação de Impacte Ambiental (AIA), lista as actividades sujeitas a tal contudo, e embora uma unidade centralizada não conste nos anexos definidos para o efeito, o Artigo 2º deste destaca que quaisquer projectos “que sejam considerados, por decisão da entidade licenciadora ou competente para a autorização do projecto, susceptíveis de provocar impacte significativo no ambiente em função da sua localização, dimensão ou natureza” devem ser sujeitos a licenciamento. A entidade competente, no caso a Direcção Geral de Energia e Geologia, quando contactada afirmou não se poder pronunciar neste sentido por falta de um pedido formal de avaliação.

Neste sentido, e considerando que efectivamente a unidade está sujeita a AIA deve também requerer um licenciamento industrial, nos termos do Decreto-Lei nº 209/2008.

Na avaliação dos custos foi, também aqui, considerado o pior cenário. Caso nenhuma das leis anteriormente elencadas vigorasse, apenas seria necessário um licença de operação de gestão de resíduos.

Tabela G.3 – Listagem detalhada dos custos de operação e manutenção

CUSTOS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

» Recursos Humanos	
- Valor líquido dos salários	€ 79.700
- Engenheiro Responsável	€ 18.200
- Técnico	€ 12.600
- Contabilista	€ 12.600
- Operadores (2)	€ 14.000
- Administrativo	€ 6.300
- Porteiro (2)	€ 11.200
- Limpeza (em regime de prestação de serviços)	€ 4.800
- Valor Finais (com Encargos: Segurança Social, 13º mês, etc)	€ 119. 550
- Seguro acidentes de trabalho (150€/mês por funcionário)	€ 16.200
- Equipamentos de protecção individual (80 €/funcionário)(a)	€ 720
» Transporte	
- Substratos	
- Com águas ruças	€ 259. 318
- Sem águas ruças	€ 265. 402
- Digerido (encaminhamento para unidade valorização)	€ 44.512
» Consumíveis (água, luz, telefone, sacos para embalagem do composto, etc)	€ 1.200
» Custos de Manutenção de Equipamentos(b)	Variáveis
» Seguros de Infra-Estruturas e Equipamentos	
- Responsabilidade civil (1‰ sobre o volume de facturação)	
- Avaria de máquinas (3,8 ‰ sobre o custo aquisição de equipamentos fixos por ano)	
- Báscula	€ 70
- Triturador	€ 190

CUSTOS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

- Digestor	€ 1.520
- Gerador	
- Com águas ruças	€ 1.495
- Sem águas ruças	€ 575
- Com águas ruças e pré-tratamento	€ 8.184
- Sem águas ruças e pré-tratamento	€ 3.151
- Máquina de Ensacamento	€ 95
- Crivo	€ 247
- Casco máquinas (2% sobre o custo aquisição de equipamentos móveis por ano)	
- Máquina de compostagem	€ 50
- Tractor	€ 120
- Circulação na via pública do tractor	€ 150
- Multiriscos	
- Riscos Electrónicos	
- Riscos de Cobertura	
» Análises Laboratoriais	
- 1º ano (6 testes de actividade, 3 de toxicidade, 2 biodegradabilidade e 1 composto)	€ 4.000
- 2º e 3º ano (3 testes de actividade, 1 de toxicidade e 1 composto)	€ 1.300
- Anos seguintes (3 testes de actividade, 1 de toxicidade e 4 composto)	€ 1.300

(a) Considerou-se que os equipamentos de protecção individual são adquiridos a cada dois anos.

(b) Os custos de manutenção de equipamentos foram avaliados em 1% do custo de investimento em todos os equipamentos, excepto no digestor, uma vez que a proposta de empresa fornecedora do mesmo definia 3 % sobre o investimento. O montante global dos custos de manutenção varia de acordo com o cenário considerado.

Não foram atribuídos valores para os custos de formação da equipa de trabalho uma vez que, tal como apresentado, este está incluído nos custos do digestor.

Anexo H: *Algoritmo para Definição de Funcionamento
de Unidades Centralizadas*

O funcionamento de uma unidade centralizada de forma otimizada pressupõe a rejeição gradual das várias hipóteses possíveis para um compromisso entre viabilidade técnica e económica da unidade. A figura seguinte ilustra quais as hipóteses que devem ser consideradas.

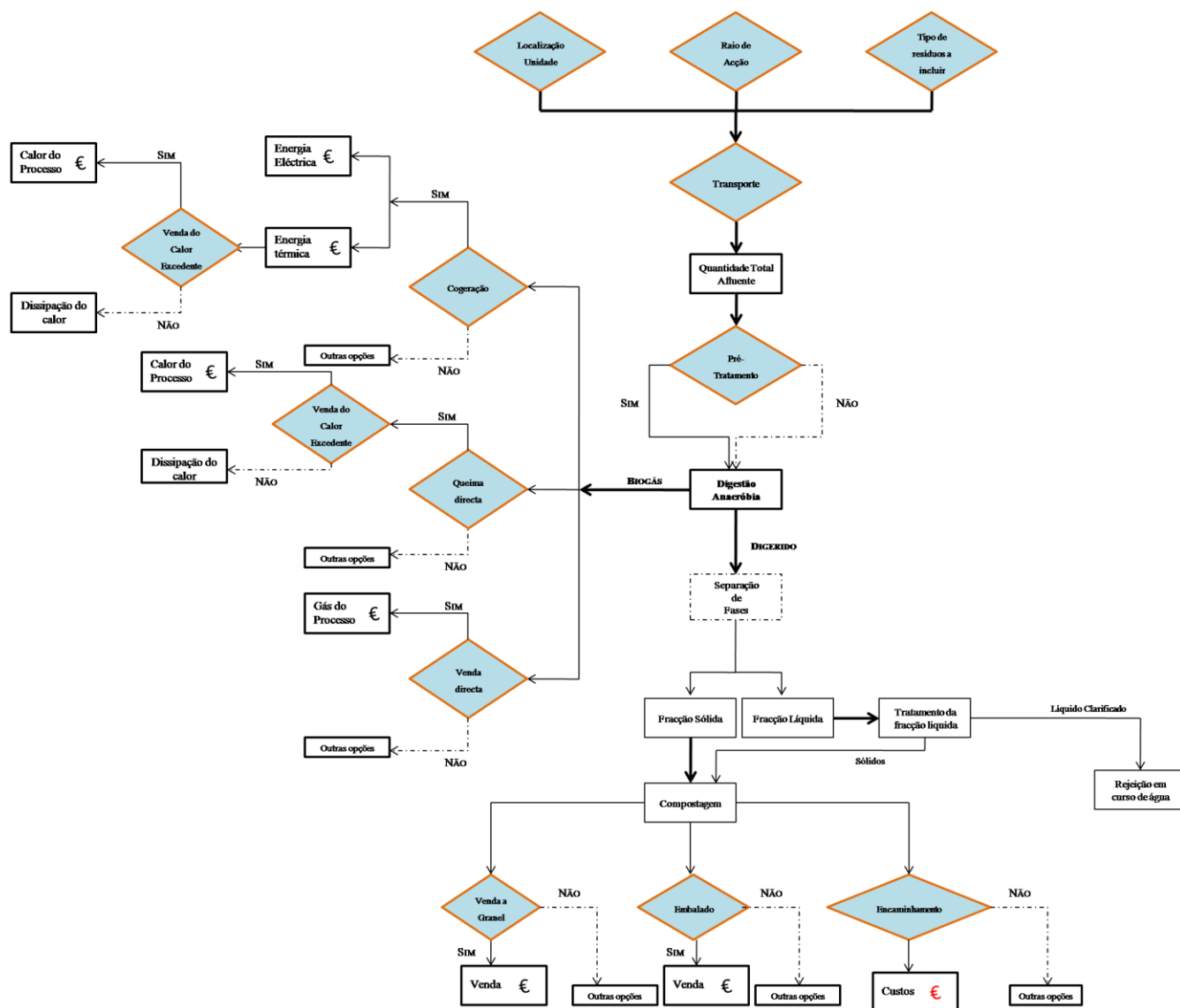


Figura H.1 – Ferramenta auxiliar para a definição do modelo de funcionamento de uma unidade centralizada

De destacar que a separação de fases embora não seja apresentada como uma decisão a tomar para a definição de unidade, a sua eventual realização é definida pelos resíduos a incluir.

Anexo I: *Parâmetros Econômicos - Cálculos*

A determinação dos valores para cada um dos critérios de avaliação adoptados (VAL, TIR e PRI) foi feita com base na seguinte sequência de cálculos.

Passo 1 – Aferição do valor do investimento a realizar (CI_t)

A totalidade do investimento será realizada no Ano 0, excepto nos casos em que se considera o embalamento do composto. Aí, no 4º ano haverá um investimento correspondente ao valor da máquina.

Passo 2 – Contabilização dos proveitos

Os proveitos neste projecto decorrem da injeção de energia eléctrica na rede e, nos casos em que se considerou a compostagem, da venda de composto a granel ou embalado.

Passo 3 – Consumo de matérias-primas

Especificamente, só existem neste campo os consumíveis relacionados com o composto (sacos ou outros). Neste projecto, considerou-se que os resíduos para o processo são fornecidos a custo zero bem como, o material estruturante para a compostagem.

Passo 4 – Outros custos fixos

O valor deste resulta da soma das despesas com salários, seguros, análises, manutenção, água, entre outros.

Passo 5 – Amortizações (A_t)

As *amortizações*, embora não correspondam a despesas efectivas de cada ano e, portanto, não impliquem saídas de caixa, são consideradas custos a exploração para efeitos fiscais e apuramento dos impostos a pagar. Ao serem admitidas como custos de exploração, beneficiam de um tratamento fiscal especial, fazendo diminuir os lucros e os correspondentes impostos.

Estas são estimadas pelo quociente entre o custo de investimento de uma determinada máquina e o número de anos em que é amortizada.

Passo 6 – Resultados antes de impostos (RAI_t)

Este valor é obtido pela aplicação da seguinte equação (Eq. I.1).

$$RAI_t = +P_t - C_t - S_t - A_t \quad \text{Eq. I.1}$$

P_t – Proveitos no ano ou período t

C_t – Custos de fixos de exploração no ano ou período t

A_t – Amortizações

Passo 7 – Resultados líquidos ou resultados após impostos (RL)

Os impostos sobre os lucros não são custos de exploração em termos fiscais, uma vez que são determinados em função dos lucros brutos. Contudo devem ser considerados para efeito de resultados líquidos (Eq. I.2).

$$RL_t = RAI - I_t \quad \text{Eq. I.2}$$

I - Impostos

Passo 8 – Free Cash-Flow

$$Free\ Cash_Flow = RL_t + A_t \quad \text{Eq. I.3}$$

Em termos de projecto, pensa-se sempre em termos de presente, fazendo a respectiva correcção ou actualização de valores. Para isso utilizaram-se fórmulas de capitalização e actualização.

Como taxa de capitalização utilizou-se um valor fixo e de referência para a Ambisys, a partir do qual se calculou um coeficiente de actualização (Eq. I.3).

$$Coef. Actualização_t = Coef. Actualização_{t-1} \times (1 + Taxa Capitalização) \quad \text{Eq. I.3}$$

Conhecidos estes valores para cada um dos anos da análise (10 anos) foi possível calcular os restantes parâmetros.

▪ **Valor Actual Líquido (VAL)**

Quando se calcula o valor actual líquido ou *cash-flow* (CF) actualizado de um projecto está a equacionar-se se o projecto vale mais do que custa. Assenta na comparação, através de uma diferença, entre os fluxos de caixa gerados pelo investimento depois de actualizados em função de uma taxa de actualização e capital inicial investido. A fórmula de cálculo é apresentada na Eq. I.4.

$$VAL = \sum_0^t Free\ Cash_Flow\ actualizados - \sum_0^t CI_t \quad \text{Eq. I.4}$$

▪ **Taxa Interna de Rentabilidade (TIR)**

Por definição, a taxa interna de rentabilidade de um investimento é a taxa de actualização para a qual de anula o VAL. Assim, a taxa interna de rentabilidade de um investimento mede a taxa de juro efectivamente proporcionada durante o seu período de vida útil pelo conjunto dos capitais nele aplicados ou, por outras palavras, o rendimento anual produzido durante o período de vida útil do investimento, depois de recuperados os respectivos custos por unidade de capital aplicado.

A vantagem da taxa interna de rentabilidade como indicador deriva do facto de ser independente da taxa de actualização e ter as dimensões de uma taxa de juro.

A Tabela I.1 apresenta uma síntese que auxilia a interpretação dos resultados.

Tabela I.1 – Interpretação dos resultados possíveis para VAL e TIR		
VAL < 0	TIR < k	Os CF gerados são insuficientes para pagar o investimento feito e o retorno exigido.
VAL = 0	TIR = k	Os CF correspondem exactamente ao investimento feito mais o retorno exigido.
VAL > 0	TIR > k	Os CF gerados são superiores ao exigido.
k – taxa de rentabilidade para comparação		

▪ ***Período de Retorno do Investimento (PRI)***

Este critério atende ao período de tempo que o projecto demora a recuperar os capitais investidos. Privilegia o tempo de recuperação do investimento, em detrimento da sua rentabilidade. Matematicamente, corresponde ao momento em que os fluxos de caixa acumulados igualam os fluxos de caixa do investimento.

Este método de avaliação não considera o valor do dinheiro no tempo e ignora as diferentes velocidades de recuperação que os projectos apresentam, sendo por isso “falso” nas suas conclusões. No entanto, é um método útil para se ter a percepção de quanto tempo lava a ser recuperado o investimento inicial. Aceita-se um projecto quando o PRI é menor que o período de vida útil do projecto.