

RECICLAGEM DESCENTRALIZADA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS INDUSTRIAIS ATRAVÉS DO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM CHORUMES DE SUINICULTURA

TESE APRESENTADA PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR
EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

LUÍS JORGE MARTÍNEZ FERREIRA

ORIENTADOR: Doutora Elizabeth da Costa Fernandes d'Almeida Duarte

COORIENTADOR: Doutor Raúl Filipe Xisto Bruno de Sousa

JÚRI:

Presidente: Reitor da Universidade de Lisboa

Vogais: Doutor Raul Filipe Xisto Bruno de Sousa
Professor Catedrático aposentado
Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Maria Madalena dos Santos Alves
Professor Catedrática
Escola de Engenharia da Universidade do Minho;

Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte
Professor Catedrática
Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Benilde Simões Mendes
Professora Associada com agregação
Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa;

Doutor Vasco Manuel Fitas da Cruz
Professor Associado
Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora;

Doutora Maria Alcina Alpoim de Sousa Pereira
Professora Auxiliar
Escola de Engenharia da Universidade do Minho.

Agradecimentos

Este trabalho teve um percurso que foi longo, muito desafiante e muitas vezes só avançou porque não estive só nesta caminhada e outros também acreditaram. Tive a felicidade no decorrer deste trabalho de ser acompanhado por muitas pessoas a quem tenho que expressar os meus sinceros agradecimentos.

Dirijo-me em primeiro lugar à minha orientadora a Professora Elizabeth d’Almeida Duarte que desde o primeiro instante me apoiou quando decidi iniciar um período de licença sem vencimento para abraçar este trabalho, e a quem devo um especial agradecimento pela amizade, pelos ensinamentos, pelas soluções de colaboração com outros departamentos do ISA e pela total confiança que sempre demonstrou.

Ao Professor José Filipe Santos Oliveira, de quem guardo com muita saudade a sua enorme humanidade e a nossa amizade, nunca esquecerei a sua disponibilidade e gesto de confiança em ter aceitado ser coordenador do projeto “CODIGANDES”, permitindo que o financiamento deste trabalho fosse possível.

Ao meu coorientador Professor Bruno de Sousa, agradeço o esforço em proporcionar-me as melhores condições de trabalho.

Ao Eng^o António Vidal, responsável da produção na Soc. Agropecuária Vicente Nobre, S.A, o meu profundo agradecimento pela confiança, pelo apoio ao projeto “CODIGANDES” e pelo empenho na mobilização de recursos necessários para assegurar que a coordenação dos trabalhos era efetiva.

Ao Sr. Manuel Leitão, serralheiro e encarregado da estação de tratamento de efluentes na Soc. Agropecuária Vicente Nobre, S.A, o meu sincero reconhecimento pelo seu entusiasmo e dedicação na vigilância da operação da instalação piloto e por ter sido tantas vezes “o meu primeiro olhar” em situações delicadas. Não esquecerei o seu contributo inestimável para que os ensaios piloto tenham sido bem sucedidos.

Não poderei deixar de agradecer ao Domingos de Figueiredo, técnico analista do DQAA que seguiu as caracterizações dos substratos e ensaios, com quem estreitamente trabalhei e não consigo imaginar conseguir fazer este trabalho sem a sua ajuda.

À Cláudia Marques dos Santos Cordovil, minha colega de gabinete e em alguns trabalhos, o meu agradecimento pela tolerância na partilha do seu gabinete, por vezes bastante perturbadora, durante uma boa parte deste trabalho e pelo interesse em avançar no estudo da aplicação de digeridos.

A todos quantos me ajudaram com o seu tempo, entusiasmo e conhecimento, no desenvolvimento do dispositivo experimental para levar a cabo os ensaios piloto, o meu reconhecido agradecimento em particular ao Sr. Dias da A. Dias construções aço inox, ao Sr. Luís Alves da Hidromethos, ao Sr. António Augusto da Metalúrgica da Gandra, ao Sr. Américo da Comecont e ao Eng. Lopes do Rego da AR. Não poderei esquecer o contributo do Diamantino, o melhor electricista que podia ter tido e da sua disponibilidade para falarmos horas sobre melhorias a introduzir no futuro, sobre instrumentação.

À Eng^a Patrícia Henriques, da Sardinal e ao Eng^o Nuno Franco, da Frubaça o meu reconhecimento pelo seu empenho pessoal no garante dos fretes dos cossubstratos.

Ao Jorge Tavares o meu agradecimento pelas ajudas que generosamente me deu na logística e preparação de substratos para a instalação piloto e pelo companheirismo em tantos momentos de recolha de amostras.

A todos os funcionários e colegas do DQAA agradeço a camaradagem e as palavras de encorajamento, recordando com carinho especial a Lurdes Moreira, a “Lurdinhas”, e as nossas trocas de boa disposição matinal no laboratório.

Á minha mulher Inês, agradeço-lhe o seu apoio incondicional desde o primeiro dia, o incentivo e a ilimitada compreensão em todos os momentos.

Aos meus pais, Jorge e Helena, a quem devo ter chegado aqui, agradeço-lhes o seu apoio e as muitas palavras amigas de incentivo. Aos meus irmãos, cunhados, sobrinhos e amigos agradeço a amizade, a alegria de estarmos juntos e a compreensão pelas minhas ausências.

Finalmente à Agência de Inovação, na pessoa do Prof. Emídio Gomes, agradeço por me ter sido concedida uma licença sem vencimento de modo a poder desenvolver este trabalho.

Resumo

O presente trabalho visou contribuir para o conhecimento sobre o desempenho e eficácia de processos de codigestão anaeróbia aplicados a soluções descentralizadas de gestão de fluxos residuais de agropecuárias, agrícolas e de agroindústrias.

Deste modo, considerou-se a possibilidade de codigerir anaerobiamente dois fluxos de resíduos orgânicos produzidos numa mesma região geográfica onde se desenvolve atividade de suinicultura, numa lógica de abordagem de ecologia industrial. Para o modelo base de trabalho escolheram-se os resíduos de peras e maçãs (RPM) não conformes de câmaras de armazenamento de uma central fruteira e o exsudato de cozedura de sardinha (ECS) produzido em bruto no processo de uma fábrica de conservas de peixe, como cossustratos na digestão anaeróbia com chorumes de suinicultura (ChS).

Foi realizado um estudo exaustivo do uso da água e da produção de chorumes em suiniculturas de modo a concluir acerca da qualidade média dos chorumes de suinicultura produzidos em Portugal. Dos vários ensaios desenvolvidos, conclui-se que os resíduos de peras e maçãs após um pré-tratamento por bioconversão (BRPM) são um excelente cossustrato. Com uma composição %v/v BRPM:ChS de 30:70 e de 66:34, foi possível aumentar respetivamente 3 e 3,6 vezes, a produtividade do digestor quando comparando com a utilização unicamente de chorumes. A codigestão de BRPM com ChS deu origem a uma patente nacional. O estudo da utilização de ECS como cossustrato revelou ser possível com uma mistura %v/v ECS:ChS de 5:95, aumentar 3,7 vezes a produtividade do digestor quando comparada com a obtida unicamente com ChS.

Foi projetada uma instalação piloto de digestão anaeróbia numa unidade móvel e desenvolvidos ensaios semelhantes *in situ*, numa suinicultura. Esta unidade móvel de digestão anaeróbia, deu origem também a uma patente nacional. O estudo piloto demonstrou a possibilidade técnica de desenvolver processos de codigestão anaeróbia de chorumes de suinicultura com resíduos de peras e maçãs de centrais fruteiras e com exsudato de cozedura de sardinha, e gerir de forma descentralizada estes fluxos ao longo do ano.

Palavras-chave: Bioprocessos, codigestão anaeróbia, resíduos orgânicos industriais, chorumes de suinicultura, valorização matéria orgânica, produção descentralizada de biogás, unidade piloto, uso eficiente da água.

Decentralised recycling of industrial organic wastes through the anaerobic co-digestion process with pig slurry

Abstract

This study aimed to conclude about the performance and effectiveness of co-anaerobic digestion solutions applied to decentralised management of residual flows of livestock production, agricultural and agro-industries.

Therefore, it was considered the anaerobic co-digestion of two waste streams produced in the same geographic area within an intensive pig production region, with a logical approach to industrial ecology. For the working base model of co-digestion with pig slurry (ChS), it was chosen the waste stream of pears and apples (RPM) from the rejection and selection processes of centralised fruit storage and distribution facilities, and the oily exudate from the industrial cooking process of sardines (ECS) of a sardine cannery factory.

A comprehensive study of water use and production of manure on pig farms was conducted in order to conclude about the average quality of pig slurry produced in Portugal. From the several trials developed, it was concluded that residues of pears and apples after a bioconversion pre-treatment (BRPM) are an excellent co-substrate. With a composition (v/v %) BRPM:ChS of 30:70 and 66:34, it was increased respectively 3 and 3,6 times the productivity of the digester, when compared with the performance achieved only with pig slurry. The anaerobic co-digestion of BRPM in with ChS resulted in a national patent. From the experiments that used wasted sardine oil (ECS) as co-substrate it was concluded that a mixture composition (% v/v) ECS:ChS of 5:95, could increase in a 3,7 fold the productivity of the digester, when compared with the one achieved only with pig slurry.

In order to transpose these studies to more realistic conditions, a mobile pilot plant was designed in order to develop in natural operation conditions similar assays in a pig farm. This anaerobic digestion mobile unit was also patented. The pilot study demonstrated the technical feasibility to develop anaerobic co-digestion processes using the waste stream of pears and apples and the exudate from the industrial cooking process of sardines with pig manure, and to manage it in a decentralised model throughout the year.

Key words: Bioprocess, anaerobic co-digestion, industrial organic wastes, pig slurry, organic matter valorization, decentralised biogas production, pilot unit, efficient water use

Índice geral

Pág.

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	iii
Abstract.....	v
Índice geral.....	vii
Índice de figuras.....	x
Índice de tabelas.....	xi
Lista de abreviaturas e símbolos.....	xii

Capítulo I

Introdução	1
1.1 Enquadramento e oportunidade do tema.....	3
1.2 Justificação e objetivos da tese.....	8
1.3 Organização da tese.....	10

Capítulo II

Revisão bibliográfica	15
2.1 A tecnologia de digestão anaeróbia.....	17
2.2 Aspetos teóricos da biometanização.....	18
2.2.1 <i>O processo biológico de digestão anaeróbia.....</i>	<i>18</i>
2.2.2 <i>Considerações ambientais</i>	<i>20</i>
2.3 A codigestão anaeróbia	23
2.3.1 <i>A codigestão anaeróbia de chorumes de suinicultura</i>	<i>24</i>
2.4 A produção de chorumes de suinicultura e dos cossustratos em Portugal.....	28
2.4.1 <i>Produção de chorumes de suinicultura.....</i>	<i>28</i>
2.4.2 <i>Produção dos cossustratos.....</i>	<i>29</i>

2.5 Gestão descentralizada de efluentes pecuários e de resíduos orgânicos	33
2.5.1 Modelos típicos de implementação de instalações de digestão anaeróbia baseadas em recursos agrícolas	33
2.5.2 Sistemas descentralizados de digestão anaeróbia de chorumes com recurso à codigestão.....	34
2.5.3 Modelos de reciclagem de matéria orgânica com base em princípios de ecologia industrial	36
2.6 Enquadramento legal e normativo em Portugal para instalações de produção de biogás em sistemas descentralizados de codigestão anaeróbia de chorumes	39
2.7 Identificação dos avanços de investigação a desenvolver face ao estado da arte	40

Capítulo III

Materiais e métodos.....41

3.1 Origem dos materiais	43
3.2 Dispositivos experimentais	45
3.3 Métodos analíticos.....	48

Capítulo IV

Resultados e discussão.....49

4.1 A importância da gestão integrada da água - Novos desafios para a gestão ambiental no setor suinícola.....	51
4.2 Anaerobic codigestion of pig manure with fruit wastes - Process development for the recycling in decentralized farm scale plants	67
4.3 Fruit wastes bioconversion for anaerobic codigestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralized farm scale plants	73
4.4 Utilization of fruit wastes as co-substrate for pig manure anaerobic codigestion – The COD:N:P balance	82
4.5 Anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – On site operation with a mobile pilot plant.....	92
4.6 Utilization of wasted sardine oil as co-substrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm	104

4.7 Determinação das emissões (para o ar e para a água) no setor da Suinicultura Nacional.	111
4.8 Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua codigestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agropecuárias e retiradas de fruta do mercado	115
4.9 Instalação semiautomática, móvel e transportável, para a produção de metano a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos.....	125
4.10 Referências do capítulo IV	139

Capítulo V

Conclusões e perspectivas de trabalho futuro147

5.1 Conclusões	149
5.2 Perspetivas de trabalho futuro	154

Capítulo VI

Referências155

Índice de figuras

	Pág.
Figura 1. Produção de energia primária de biogás na Europa em 2010 e 2011 (tep/ 1000 hab) e a posição de Portugal neste setor. Dados do <i>Biogas Barometer</i> (Euroserv'ER, 2012).....	6
Figura 2. Distribuição relativa das origens da produção de energia primária de biogás na Europa em 2010 e 2011 (1- Municipais e industriais; 2- Instalações descentralizadas agrícolas, Instalações municipais de biogás a partir de resíduos sólidos, Instalações centralizadas de biogás). Dados do <i>Biogas Barometer</i> (Euroserv'ER, 2012).	6
Figura 3. Decomposição do processo de digestão anaeróbia. As principais etapas e reações biológicas.	18
Figura 4. Modelos de implementação de instalações de biogás e de gestão integrada de chorumes e de resíduos orgânicos agrícolas e da indústria agroalimentar. (<i>Adaptado de Al Seadi, 2003</i>).....	34
Figura 5. Representação esquemática do ciclo sustentável da codigestão de chorumes e resíduos orgânicos de modo descentralizado. (<i>Adaptado de Al Seadi, 2003</i>).....	36
Figura 6 (a-d). Substratos e cossustratos	44
Figura 7 (a-b). Dispositivos experimentais laboratoriais	45
Figura 8 (a-e). Instalação piloto	47

Índice de tabelas

	Pág.
Tabela 1. Rendimento máximo teórico de metano para a matéria orgânica	24
Tabela 2. Produção de Pera no mundo em 2011 e a posição de Portugal (ton/ano)	30
Tabela 3. Produção de Maçã no mundo em 2011 e a posição de Portugal (ton/ano)	31
Tabela 4. Princípios de ecologia industrial aplicados a sistemas descentralizados de produção de biogás.....	38
Tabela 5. Relação de cada publicação com os resultados alcançados	152

Lista de abreviaturas e símbolos

AB – Alcalinidade em bicarbonatos

AGVCC - Ácidos gordos voláteis de cadeia curta

AGCL - Ácidos gordos de cadeia longa

AGV-T – Ácidos gordos voláteis totais

ATK – Azoto total Kjeldahl

BRICS – Brasil, Rússia, Índia, China, África do Sul

BRPM – Resíduos de pera e maçã bioconvertidos

C/N – Razão carbono/azoto

ChS – Chorumes de suinicultura

CQO-S - Carência química de oxigénio solúvel

CQO-T – Carência química de oxigénio total

CSTR – “Continuous stirred-tank reator” - reator tanque agitado contínuo

DA – Digestão anaeróbia

ECS – Exsudato de cozedura de sardinha

PCIP – Prevenção e Controlo Integrados da Poluição

RPM – Resíduos de pera e maçã

ST – Sólidos totais

SV – Sólidos voláteis

UE – União Europeia

Capítulo I

Introdução

1.1 Enquadramento e oportunidade do tema

O modelo de desenvolvimento adotado pelos designados países desenvolvidos, leva as sociedades modernas a gerarem enormes quantidades de resíduos orgânicos que constituem uma preocupante ameaça ao ambiente e à saúde pública e animal.

Para prevenir e controlar esta ameaça, um leque de diferentes tecnologias de tratamento e formas de disposição são utilizados. A escolha da tecnologia deverá ser norteadada pela máxima segurança, mínimo impacte ambiental e sempre que possível que os produtos finais possam ser reciclados.

Uma das orientações das atuais políticas de gestão de resíduos é a redução dos fluxos de resíduos a depositar em aterro e se possível a reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes no solo agrícola.

Admitindo que a qualidade dos resíduos orgânicos a tratar, não exige por razões de perigosidade, outro tipo de tratamento, a forma mais correta de alcançar este objetivo é através dos processos biológicos de compostagem e de digestão Anaeróbia (DA). As características físico-químicas dos fluxos a tratar determinam e condicionam a aplicabilidade de uma ou de outra tecnologia.

A DA também conhecida pelo processo de produção de biogás, tem sido largamente utilizada pelas sociedades modernas para estabilizar lamas primárias e secundárias em estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Este processo tem sido também aplicado no tratamento de chorumes animais, quase sempre associado à recuperação de energia e quando possível à reciclagem dos nutrientes da biomassa digerida na agricultura.

O modelo de desenvolvimento que tem sido seguido pelos países “desenvolvidos”, parece não deixar dúvidas que a economia mundial será dominada pela escassez crescente de recursos e sobretudo de energia e alimentos (Domingos, 1995).

É agora amplamente reconhecido que os sistemas de produção de alimentos e da cadeia alimentar, em geral devem tornar-se totalmente sustentáveis (Royal Society of London, 2009). O princípio da sustentabilidade implica a utilização de recursos a taxas que não excedam a capacidade da Terra para substituí-los. (Godfray *et al.*, 2010).

Cerca de um terço da produção mundial de cereais é administrada aos animais (FAO, 2006). Um dos principais desafios para o sistema alimentar é a crescente procura por carne e

produtos lácteos que levou, ao longo dos últimos 50 anos, a um aumento de aproximadamente 1,5 vezes nos números globais de bovinos, ovinos e caprinos, com aumentos equivalentes de aproximadamente 2,5 e 4,5 vezes para suínos e aves, respetivamente. Isto é principalmente atribuível ao aumento da riqueza dos consumidores em todos os lugares e, mais recentemente, em países como China e Índia (FAOSTAT, 2009).

No contexto da mudança ambiental global, a eficiência de uso de azoto também emergiu como um alvo chave. A atividade humana já mais do que duplicou a quantidade de azoto (N_2) atmosférico fixado anualmente, o que levou a impactos ambientais, tais como o aumento da poluição da água, e da emissão de gases de efeito estufa, como o óxido nitroso. Os vários contributos de azoto, estão cada vez mais a ser geridos, por uma legislação que limita o uso de fertilizantes na agricultura. O aumento do custo de energia significa que os fertilizantes são agora geralmente o maior custo da despesa para os agricultores (Tester e Langridge, 2010).

A atividade pecuária é uma importante fonte de azoto reativo no ambiente. De todo o NH_3 e N_2O libertado no ambiente devido à atividade humana, estima-se que respetivamente cerca de 70% e 30%, têm origem a partir da pecuária (Van Aardenne *et al.*, 2001). A produção pecuária tem como objetivo converter glúcidos e proteínas na alimentação animal para abastecer as fontes de alimentos humanos. No entanto, apenas 5 a 30% de N da ração animal geralmente satisfaz este objetivo. O resto é excretado pelos animais e pode escapar para o ambiente (Kohn, 2005).

Numa revisão sobre o futuro da produção animal Martinez *et al* (2009), ilustrou a importância estratégica da otimização da gestão de chorumes e dejetos, e a necessidade de usá-los como um recurso e um fertilizante orgânico. A população mundial de suínos produz cerca de 1,7 giga toneladas / ano de chorume, que pode, a uma taxa de aplicação de 40 t / ha, fertilizar cerca de 45 milhões de hectares de terra por ano (Choudhary *et al.*, 1996). A qualidade e nível de alimentação, regime alimentar, o consumo de água, tamanho do animal e o ambiente das instalações, têm impacto sobre o teor de nutrientes e o volume produzido do excreta de suínos (Smith *et al.*, 2000). Um uso ineficiente da água dentro da exploração suinícola, tem implicações negativas diretas sobre a utilização dos nutrientes contidos no chorume, como fertilizante orgânico.

Enquanto no plano global os cenários de aumento da produção primária e produção de carne por parte das economias emergentes, serão uma realidade, este aumento vai determinar que estas produções terão que cada vez mais seguir padrões com requisitos de sustentabilidade, em direção a uma economia de baixo carbono. Neste sentido as necessidades de melhor utilizar os recursos, induzirão de forma crescente a valorização e gestão eficiente de fluxos de resíduos orgânicos nas regiões produtoras.

O desenvolvimento futuro do biogás a partir da codigestão de estrume incluirá a utilização de novos tipos de matérias-primas, tais como subprodutos da indústria de processamento de alimentos, frações biológicas provenientes da indústria de processamento de biocombustíveis, bem como a degradação biológica de resíduos orgânicos tóxicos das indústrias farmacêuticas, etc. (Holm-Nielsen *et al.*, 2009)

Do ponto de vista do desenvolvimento da bioenergia e da redução de CO₂ a visão da IEA (International Energy Agency) aponta no seu roteiro (IEA, 2012) para 2012-2050, que no médio prazo, uma transição para tecnologias mais eficientes (em termos de eficiência elétrica), incluindo a gaseificação de biomassa e produção de biometano para uso em instalações a gás natural de ciclo combinado, serão necessárias para atingir as metas deste roteiro. O biometano em particular poderá beneficiar da produção em rápida expansão e uso de gás não convencional, o qual em certas regiões está a induzir novos investimentos em infraestrutura (incluindo o armazenamento de gás).

Em Portugal a produção de biogás tem uma expressão muito reduzida quando comparada no contexto Europeu. Na Figura 1, podem observar-se os dados do observatório do biogás e perceber que a posição relativa da produção de energia primária de biogás em Portugal é das mais baixas. Por outro lado relativamente ao biogás produzido importa observar a sua origem. A Figura 2 mostra a distribuição das origens desta produção em cada país Europeu. Verifica-se que em Portugal até 2011, a quase totalidade da produção de biogás tem origem nos aterros sanitários. Em 2011 a produção de biogás com origem em instalações dedicadas ao tratamento/valorização de fluxos de resíduos e/ou chorumes foi de aproximadamente 2%, ocupando a última posição de toda a Europa em conjunto com o Reino Unido e a Estónia.

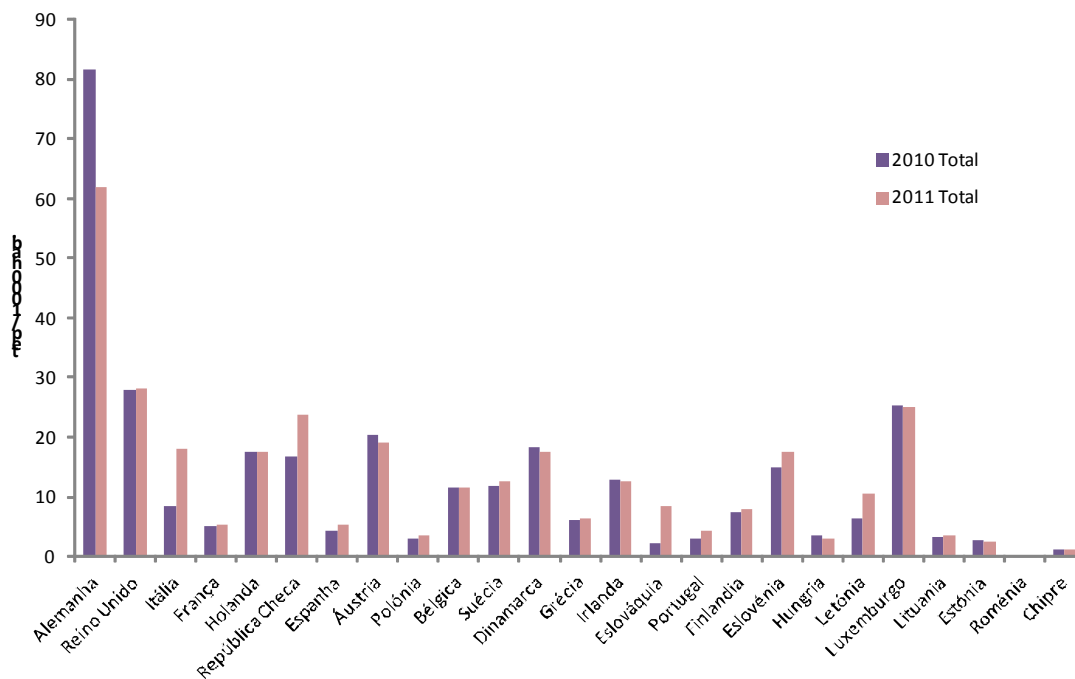


Figura 1. Produção de energia primária de biogás na Europa em 2010 e 2011 (tep/ 1000 hab) e a posição de Portugal neste setor. Dados do *Biogas Barometer* (Eurobserv'ER, 2012)

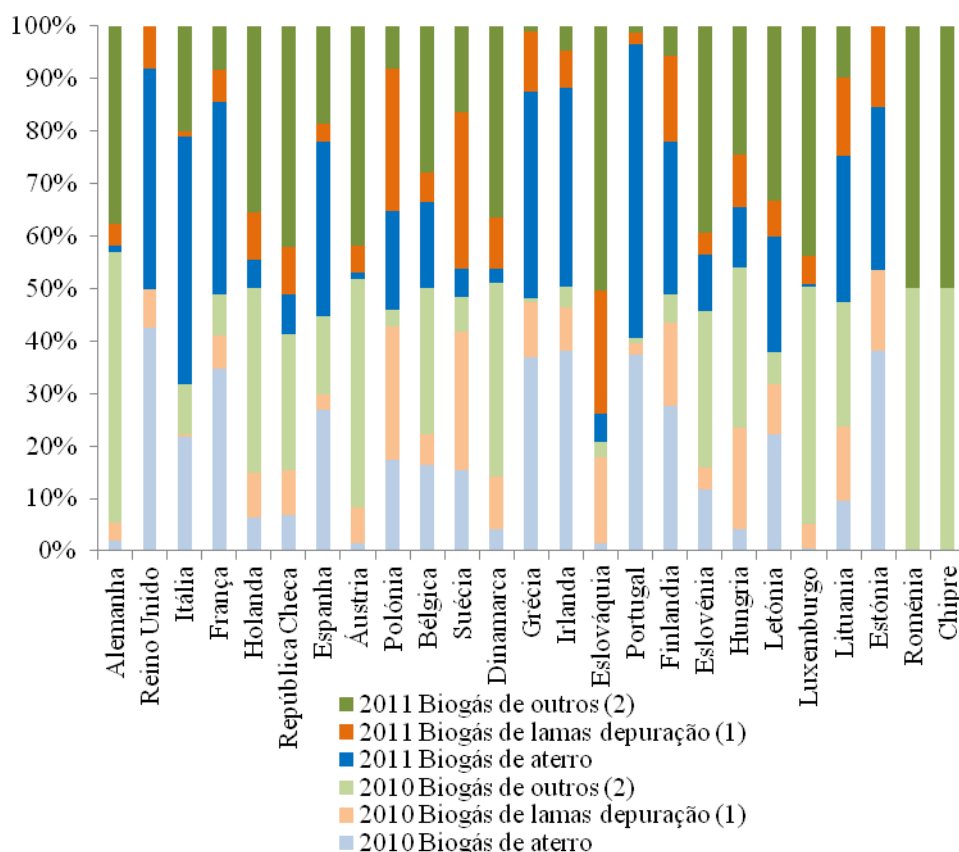


Figura 2. Distribuição relativa das origens da produção de energia primária de biogás na Europa em 2010 e 2011 (1- Municipais e industriais; 2- Instalações descentralizadas agrícolas, Instalações municipais de biogás a partir de resíduos sólidos, Instalações centralizadas de biogás). Dados do *Biogas Barometer* (Eurobserv'ER, 2012).

Num levantamento efetuado por um grupo de trabalho europeu (Korner *et al.*, 2010), foi possível concluir que em Portugal existiam em 2008, unicamente 15 unidades produtoras de biogás que efetuavam a sua conversão em eletricidade e destas, somente duas produziam a partir de efluentes agropecuários. Este mesmo levantamento concluiu ainda que a utilização direta de digerido na agricultura é uma prática que não é comum.

Se os chorumes e os resíduos orgânicos agrícolas e da indústria agroalimentar forem encarados como recursos, a sua correta gestão deverá orientar-se para a criação de valor. Em fase de incerteza, é de elementar bom senso adotar um planeamento flexível, em que a trajetória possa ser ajustada se necessário e sem grandes custos. Infraestruturas de gestão destes resíduos, de larga escala, fortemente monopolizadores de recursos e cuja viabilidade depende de previsões a muito longo prazo, numa multiplicidade de setores, são obviamente de ponderar, sobretudo se a finalidade visada se consegue com menor risco, e muito maior flexibilidade.

Atendendo à descrição das necessidades e desafios que se colocam no contexto global, ao cenário de pouca expressão da produção nacional de biogás e à inexistente aplicação da tecnologia de codigestão anaeróbia em unidades descentralizadas de produção de biogás, a oportunidade de explorar o tema e de desenvolver este trabalho encontra plena justificação.

1.2 Justificação e objetivos da tese

Este trabalho tem como principal objetivo estudar o desempenho e eficácia de processos de codigestão anaeróbia aplicados a soluções descentralizadas de gestão de fluxos residuais de agropecuárias, agrícolas e de agroindústrias. Neste caso pretendeu-se estudar a utilização de resíduos de fruta e do exsudato de cozedura de sardinha, como cossustratos na digestão anaeróbia com chorumes de suinicultura.

Deste modo, considerou-se a possibilidade de codigerir anaerobiamente dois fluxos residuais produzidos numa mesma região geográfica onde se desenvolve atividade de suinicultura, numa lógica de abordagem de ecologia industrial. Para isso, selecionaram-se dois cossustratos (muito distintos no que respeita às suas características físico-químicas, origem de produção, necessidades de pré-tratamento e sazonalidade) a retirada de pêras e maçãs não conformes de câmaras de armazenamento de uma central fruteira e o exsudato bruto produzido no processo de cozedura de sardinha de uma fábrica de conservas de peixe.

No sentido de justificar os trabalhos realizados, um conjunto de hipóteses base foram previamente formuladas de modo a definir os objetivos específicos deste trabalho:

Hipótese 1- O diferente modo de utilização da água no maneo de unidades produtivas de suinicultura em ciclo fechado, torna diferentes as características físico-químicas médias dos chorumes produzidos, quando comparados com os produzidos em unidades produtivas de crescimento e acabamento.

Hipótese 2- Os chorumes de suinicultura em Portugal têm teores de sólidos totais médios que tornam a sua valorização energética através de digestão anaeróbia desinteressante.

Hipótese 3- A utilização como cossustrato, de resíduos de retirada de peras e maçãs não conformes de câmaras de armazenamento, pode aumentar muito consideravelmente a produtividade de um digestor que unicamente processa chorumes de suinicultura.

Hipótese 4- Após uma operação mecânica de polpagem, a rápida fermentação dos resíduos de retirada de peras e maçãs não conformes de câmaras de armazenamento, influencia consideravelmente o desempenho do processo de codigestão com chorumes suinícolas.

Hipótese 5- O produto da bioconversão dos resíduos de retirada de peras e maçãs não conformes de câmaras de armazenamento, é estável e adequa-se a ser utilizado como o substrato principal num processo de codigestão de chorumes suinícolas.

Hipótese 6- A utilização como cossustrato, do exsudato bruto produzido no processo de cozedura de sardinha, pode aumentar muito consideravelmente a produtividade de um digestor que unicamente processa chorumes de suinicultura.

Hipótese 7- Atendendo à natureza das características dos chorumes e dos cossustratos, o dispositivo experimental laboratorial influenciará os resultados dos ensaios de codigestão anaeróbia, pelo que os mesmos ensaios se realizados em condições de operação natural¹, terão melhores resultados.

Este trabalho visa a otimização do processo de produção de biogás, através da codigestão de chorumes de suinicultura com estes cossustratos.

¹ Entende-se por condições de operação natural, aquelas que se aproximam das que seriam utilizadas numa instalação à escala natural, ou seja os substratos não sofrem qualquer outro tipo de manipulação antes de serem utilizados.

1.3 Organização da tese

Esta tese está organizada ao longo de seis capítulos, tal como se descreve de seguida

Capítulo I – Introdução

Neste capítulo é apresentado o contexto da matéria estudada a nível mundial e nacional. Tem como principal função apresentar os principais fatores que se consideram determinantes para suportar a oportunidade do tema da tese, bem como justificar os objetivos propostos e a identificação das hipóteses investigadas. Ainda é apresentado neste capítulo a organização da tese que tem a particularidade de ter os seus resultados apresentados através de artigos e publicações.

Capítulo II - Revisão bibliográfica

Neste capítulo é realizada uma revisão bibliográfica sobre o tema, orientada para descrição do estado da arte fundamentalmente sobre, os aspetos teóricos da biometanização, o processo de codigestão anaeróbia, a produção de chorumes de suinicultura e dos cossustratos em Portugal, o modelo de gestão descentralizada de efluentes pecuários e de resíduos orgânicos. Considerou-se útil incluir ainda um breve enquadramento legal e normativo para instalações de produção de biogás em sistemas descentralizados de codigestão anaeróbia de chorumes. Por último são identificados os contributos para o avanço da investigação nesta temática.

Capítulo III - Materiais e métodos

Neste capítulo é efetuada a descrição dos materiais e suas origens, os métodos analíticos empregues e os dispositivos experimentais utilizados no desenvolvimento experimental desta dissertação.

Capítulo IV - Resultados e discussão

Os resultados e a sua discussão são apresentados ao longo da seguinte sequência de seis artigos, um relatório técnico e duas patentes nacionais.

Artigo 1

Ferreira, L., Duarte, E., Tavares, J., Fitas da Cruz, V., (2007). A importância da gestão integrada da água - Novos desafios para a gestão ambiental no setor da suinicultura. In *Atas AGROINGENIERÍA 2007- IV Congreso Nacional y I Congreso Ibérico*. Albacete, ES. pp. 104 -116. ISBN 978-84-690-7894-5.

Artigo 2

Ferreira, L., (2006). Anaerobic codigestion of pig manure with fruit wastes. Process development for the recycling in decentralized farm scale plants. In Petersen, S. O. (ed.). *DIAS report Plant production no. 122: 12th Ramiran International Conference – Technology for recycling of manure and organic residues in a whole-farm perspective*. Tjele, DK, Danish Institute of Agricultural Sciences. Vol. I, pp. 127-130. ISBN 87-88976-99-8, ISSN 139-9884.

Artigo 3

Ferreira, L., Duarte, E., Silva, C., Malfeito-Ferreira, M., (2007). Fruit wastes bioconversion for anaerobic codigestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralized farm scale plants. In *Biogas production from agricultural residues and organic wastes - Proceedings of International Conference Progress in Biogas*. Stuttgart, DE. Vol. I, pp.135-140. ISBN 978-3-940706-00-3.

Artigo 4

Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D., (2011). Cofermentation. Utilization of fruit wastes as cossubstrate for pig manure anaerobic codigestion – The COD:N:P balance. In Renjie, D. & Raninger, B. (Eds.), *Biogas Engineering and Application*. (Vol. 1, pp.156-163). Beijing: China Agricultural University Press. ISBN 978-7-5655-0497-6.

Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D., (2011). Utilization of fruit wastes as cossubstrate for pig manure anaerobic codigestion – The COD:N:P balance. In *International ORBIT 2009 CHINA Conference on Biomass and Organic Waste as Sustainable Resources*, Beijing, China, 18-21 November 2011. pp.161.

Artigo 5

Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D., (2012). Cofermentation and Additives. Anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – On site operation with a mobile pilot plant. In Renjie, D. & Raninger, B. (Eds.), *Biogas Engineering and Application*. (Vol. 2, pp. 176-184). Beijing: China Agricultural University Press. ISBN 978-7-5655-0190-6

Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D., (2011). Anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – On site operation with a mobile pilot plant. In *International ORBIT 2009 CHINA Conference on Biomass and Organic Waste as Sustainable Resources*, Beijing, China, 18-21 November 2011. pp. 162.

Artigo 6

Ferreira, L., Duarte, E., Figueiredo, D., (2012). Utilization of wasted sardine oil as cossubstrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm. *Bioresource Technology*, **116**: 285-289.

Relatório técnico

Ferreira, L., Tavares, J., Bernardo, R., Duarte, E., (2006). Determinação das emissões (para o ar e para a água) no setor da Suinicultura Nacional. Agência Portuguesa do Ambiente: http://www.apambiente.pt/_zdata/Instrumentos/PRTR/Relatorio%20Unico/Formulario%20PRTR/IA_Relatorio%20final_2006_final_V1.pdf

Patente 1

Ferreira, L. Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua codigestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agropecuárias e retiradas de fruta do mercado. Portugal patente PT n. 103676 (A), 2007 Mar 08.

Patente 2

Ferreira, L. Instalação semiautomática, móvel e transportável, para a produção de metano a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos. Portugal patente PT n. 103675 (A), 2007 Mar 08.

Capítulo V - Conclusões gerais e perspectivas de trabalho futuro

Neste capítulo são apresentadas as conclusões do trabalho e algumas propostas para desenvolvimentos futuros de investigação nesta área do conhecimento.

Capítulo VI - Referências

Este capítulo apresenta as referências bibliográficas deste trabalho, complementares às citadas no capítulo IV.

Capítulo II

Revisão bibliográfica

2.1 A tecnologia de digestão anaeróbia

A Digestão Anaeróbia é uma tecnologia que tem sido utilizada há mais de um século e sobretudo aplicada com sucesso para estabilizar as lamas orgânicas produzidas a partir de estações de tratamento de águas residuais municipais (ETAR) e para a depuração de águas residuais da indústria agroalimentar e efluentes pecuários. Recentemente, o interesse em utilizar esta tecnologia para o tratamento de outros sólidos orgânicos (ex. resíduos orgânicos e culturas energéticas) tem vindo a crescer rapidamente, graças ao impulso imprimido por nova regulamentação mais rigorosa em matéria de eliminação de resíduos orgânicos, bem como pela necessidade de encontrar novas fontes de energia alternativa aos combustíveis fósseis (Lema e Omil, 2001; Lettinga, 2001).

O uso de DA para o tratamento e valorização de fluxos materiais orgânicos é apropriado por várias razões, que envolvem desde aspetos económicos a ambientais (Lettinga, 2001; Barton *et al.* 2008). Esta tecnologia não só reduz o volume de material a ser disposto, como evita a poluição do solo e das águas subterrâneas, mas também disponibiliza uma energia renovável e de baixo custo (o biogás) que ao contrário dos combustíveis fósseis, mantém estável na atmosfera o equilíbrio de gases de efeito estufa, como o CO₂.

Além disso, a DA de fluxos materiais orgânicos pode representar um sistema acessível de baixo custo e tecnologia para fornecer energia para áreas rurais em países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos, onde a principal causa do atraso no seu desenvolvimento económico e social pode ser razoavelmente atribuída à falta de uma adequada fonte de energia. Paralelamente ao biogás que é já utilizado com sucesso para produzir eletricidade e calor, bem como para alimentar redes de gás (Bekkering *et al.* 2010), o digerido é um coproduto de valor produzido pelo processo de DA de sólidos orgânicos, que graças ao seu elevado teor de nutrientes pode ser utilizado na agricultura diretamente como fertilizante, ou transformado em composto para aumentar a sua qualidade (Tambone *et al.*, 2009, Rehl e Muller 2011).

2.2 Aspectos teóricos da biometanização

2.2.1 O processo biológico de digestão anaeróbia

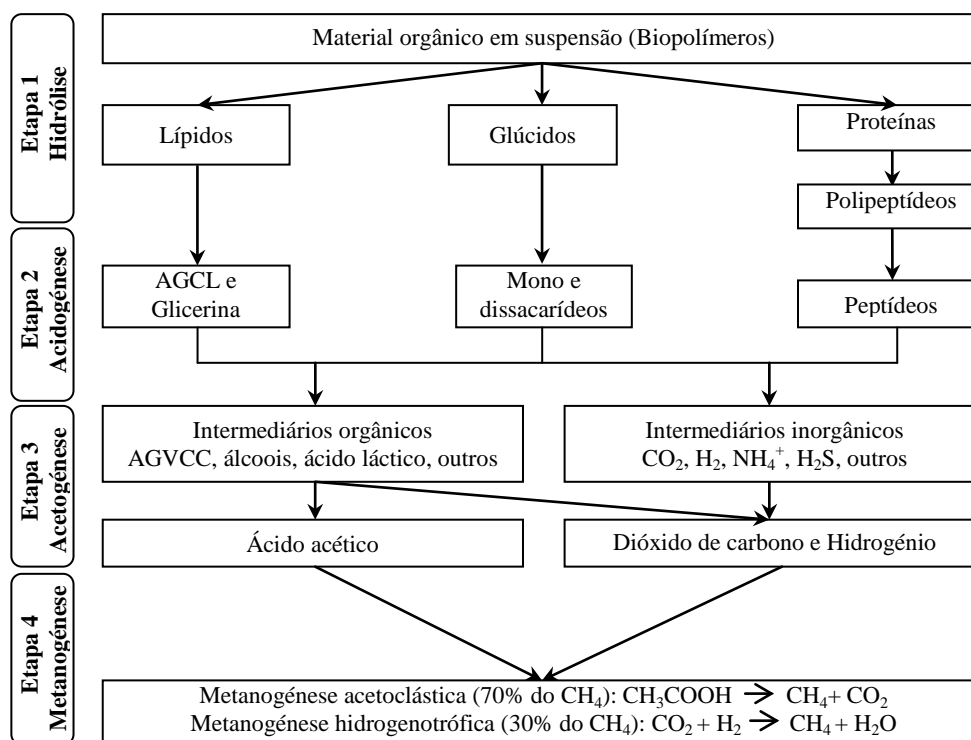


Figura 3. Decomposição do processo de digestão anaeróbia. As principais etapas e reações biológicas.

A produção biológica de metano é um processo complexo, que pode ser dividido em quatro fases: hidrólise, acidogénese, acetogénese / desidrogenação, e metanogénese (Fig. 3). As etapas individuais de degradação são levadas a cabo por diferentes consórcios de micro-organismos, os quais parcialmente permanecem em interrelação sintrófica e colocam diferentes exigências ao ambiente deste particular ecossistema (Angelidaki *et al.*, 1993). Os microorganismos hidrolíticos e fermentativos são responsáveis pelo ataque inicial aos polímeros e monómeros, pela produção principalmente de acetato e hidrogénio e pela variação das quantidades de ácidos gordos voláteis, tais como o propionato e butirato. Estes micro-organismos excretam enzimas hidrolíticas, por exemplo, celulasas, celobiasas, xilanases, amilases, lipases e proteases.

Um consórcio complexo de microorganismos participa na hidrólise e na fermentação do material orgânico. A maioria das bactérias é anaeróbia estrita tais como *Clostridia*, *Bifidobacteria*. Contudo alguns anaeróbios facultativos, como *Streptococos* e *Enterobacter*

também participam. Os ácidos gordos de cadeia longa (AGCL) são convertidos em acetato e hidrogénio pelas bactérias acetogénicas produtoras obrigatórias de hidrogénio.

As bactérias acetogénicas produtoras-hidrogénio não estão bem caracterizadas. Em contraponto das bactérias homoacetogénicas, que oxidam o dióxido de carbono utilizando o hidrogénio como dador de eletrões, são típicas as espécies *Acetobacterium woodii* e *Clostridium aceticum*. A acumulação de hidrogénio pode inibir o metabolismo das bactérias acetogénicas. A manutenção de uma pressão parcial de hidrogénio extremamente baixa é, portanto, essencial para as bactérias acetogénicas e produtoras de H₂. Embora muitos detalhes dos caminhos metabólicos de um consórcio metanogénico não sejam claros, o conhecimento atual sugere que o hidrogénio pode ser um substrato limitante para os organismos metanogénicos (Bagi *et al.*, 2007).

Este pressuposto baseia-se no facto de que a adição de bactérias produtoras de H₂ ao consórcio natural de produção de biogás aumenta a produção diária de biogás. No final da cadeia de degradação da matéria orgânica, dois grupos de arqueas metanogénicas produzem metano a partir de acetato, ou de hidrogénio e dióxido de carbono. Estas bactérias são anaeróbias estritas e requerem um menor potencial redox para o crescimento do que a maioria das outras bactérias anaeróbias. Apenas algumas espécies são capazes de degradar acetato em CH₄ e CO₂, por exemplo, *Methanosarcina barkeri*, *Metanomonococcus mazei* e *Methanosaeta concilii*, ao passo que todas as arqueas metanogénicas são capazes de usar o hidrogénio para formar metano.

O primeiro e segundo grupos de microrganismos, assim como o terceiro e quarto grupos estão ligados intimamente uns com os outros (Schink, 1997). Portanto, o processo pode ser realizado em duas fases. Um processo de digestão anaeróbica equilibrada exige que em ambas as fases as taxas de degradação devem ser da mesma grandeza. Se o primeiro passo da degradação for demasiado rápido, a concentração de ácido aumenta, e o pH cai abaixo de 7,0, o que inibe as arqueas metanogénicas. Se a segunda fase decorre muito rapidamente, a produção de metano é limitada pela fase de hidrólise.

Assim, o passo limitante desta taxa está dependente dos compostos do substrato que é utilizado para a produção de biogás. Os compostos não dissolvidos, como celulose, proteínas, ou gorduras são fracionados lentamente em monómeros num espaço de vários dias, enquanto

a hidrólise de glúcidos solúveis ocorre em poucas horas. Portanto, o design do processo deve estar bem adaptado às propriedades do substrato para atingir uma degradação o mais completa possível sem falhas no processo. É difícil descrever todo o processo, através de cinéticas fiáveis uma vez que a hidrólise de substratos insolúveis complexos depende de muitos parâmetros diferentes, tais como o tamanho das partículas, a produção de enzimas, pH e temperatura. Uma descrição sistemática de modelos cinéticos complexos é dada em alguns trabalhos pioneiros sobre a digestão de resíduos orgânicos (Angelidaki *et al.*, 1999; Gavala *et al.*, 2003). Em relação aos resíduos sólidos, vários modelos cinéticos foram desenvolvidos para a digestão mesofílica e termofílica (Andara e Esteban 1999; Linke 2006; Biswas *et al.* 2007, Espósito *et al.*, 2011a,b)

2.2.2 Considerações ambientais

A temperatura

A produção de metano tem lugar logo a temperaturas acima dos 0 °C (intervalo psicrófilico 0–25 °C). Todavia é nos intervalos de temperatura mesofílicos (25-45 °C) e termofílicos (45-60°C) que se desenvolvem a maioria dos processos industriais. Muitos autores têm sugerido que a temperatura ótima para a produção mesofílica de metano é cerca de 35°C e que acima de 42°C a produção de metano diminui drasticamente, sendo cerca de 55 °C a temperatura ótima para processos termofílicos. É importante manter uma temperatura constante durante o processo de digestão, pois alterações ou flutuações de temperatura poderão afetar negativamente a produção de biogás. Na maioria dos casos, a diversidade metanogénica é menor nas instalações que operam a temperaturas termofílicas (Karakashev *et al.*, 2005; Leven *et al.*, 2007). Por este motivo, os processos termofílicos são mais sensíveis às flutuações de temperatura e requerem mais tempo para se adaptarem a uma nova temperatura. As bactérias mesófilas toleraram oscilações de temperatura de +/- 3 °C, sem redução significativa na produção de metano. A taxa de crescimento de arqueas metanogénicas é maior a temperaturas termofílicas tornando o processo mais rápido e mais eficiente. Portanto, um digestor termofílico a funcionar bem pode ser alimentado com uma maior carga ou operado com um menor tempo de retenção hidráulico (TRH) do que em condições mesofílicas. Mas um processo operado a temperaturas termofílicas resulta num maior grau de desequilíbrio e um maior risco de inibição por amoníaco. A toxicidade ao amoníaco aumenta com o aumento da temperatura, e pode ocorrer o “washout” da população microbiana (Angelidaki, *et al.* 2003,. Dornack, 2009). É especialmente a forma não dissociada do amoníaco que é considerada como sendo responsável pela inibição do processo em

concentrações superiores a 80 mg/l (Kroiss, 1985). Quando o processo é inibido por amoníaco, um aumento da concentração de ácidos gordos voláteis (AGV) conduzirá a uma diminuição do pH que irá parcialmente neutralizar o efeito de amoníaco. Nielsen e Agelidaki (2008) estudaram e avaliaram estratégias para a recuperação da eficiência em biogás após a inibição por amoníaco, para a digestão anaeróbia de excreta animal juntamente com resíduos industriais orgânicos.

O pH e estabilidade do processo

A formação de metano está limitada a um intervalo de pH situado aproximadamente entre 5,5-8,5. Em digestões mesofílicas o intervalo ótimo situa-se entre 6,5-8,0, sendo o processo severamente inibido se o pH for inferior a 6 ou superior a 8,3 (Ahring *et al.*, 1996)

O valor do pH aumenta por acumulação de amoníaco durante a degradação de proteínas, enquanto a acumulação de AGV diminui o valor de pH. A acumulação de AGV, resultará muitas vezes numa diminuição do pH, embora nem sempre, devido à capacidade tampão do substrato. Os chorumes animais têm um excedente de alcalinidade que estabiliza o valor do pH se existir acumulação de AGV. Os AGV são um intermediário chave no processo, e em concentrações elevadas, têm a possibilidade de inibir a metanogénese. O ácido acético está geralmente presente em concentrações mais elevadas do que os outros ácidos gordos, mas os ácidos propiónico e butírico têm uma ação inibitória mais efetiva nos organismos metanogénicos (Wang *et al.* 1999;. Mosche e Jördening 1999). A inibição está claramente associada com a forma não dissociada. Portanto, o efeito de inibição de AGV é muito maior em sistemas de baixo valor de pH.

Macro e micro-nutrientes

Para o crescimento e sobrevivência dos grupos de microrganismos específicos, são necessários vários macro e micro-nutrientes. Os macro-nutrientes são carbono, azoto, fósforo e enxofre. A necessidade de nutrientes é muito baixa devido ao facto de que não é desenvolvida muita biomassa, desta forma uma proporção de nutrientes de C: N: P: S = 600:15:5:1 é suficiente (Weiland, 2010). Oligoelementos como ferro, níquel, cobalto, selénio, molibdénio e tungsténio são importantes para a taxa de crescimento de microrganismos e devem ser adicionados se necessário, como por exemplo na utilização de culturas energéticas como único substrato para a produção de biogás (Abdoun e Weiland 2009; Jarvis *et al.*, 1997). O níquel é geralmente requerido para todas as arqueas metanogénicas porque é necessário para a síntese do componente celular cofator F430, que está envolvido na formação

de metano. A função de selênio, molibdênio, tungstênio não é completamente evidente, e só o crescimento de apenas alguns organismos metanogénicos depende destes oligoelementos. A concentração necessária para os micro-nutrientes é muito baixa e na gama entre 0,05-0,06 mg.l⁻¹, sendo o ferro o micro-nutriente que necessita uma concentração mais elevada numa gama de entre 1 e 10 mg/l (Bischoff, 2009). Para a fermentação mono substrato de culturas energéticas, a adição de micro-nutrientes é absolutamente necessária para atingir as condições de processo estáveis e cargas elevadas (Friedmann e Kube 2008). A utilização de chorumes animais assegura uma boa cobertura de micro-nutrientes, mas mesmo em processos com uma quota de 50% de chorume, a adição de micro-nutrientes pode ser benéfica aumentando a taxa de conversão anaeróbica (Preissler *et al.*, 2009). Para um crescimento ótimo, as células necessitam de cobalto para construir o corrinóide fator III (Weiland, 2010).

2.3 A codigestão anaeróbia

Resultados interessantes de trabalhos de DA têm sido obtidos pelo processamento simultâneo de vários fluxos de materiais orgânicos, tanto sólidos como líquidos. Este processo é vulgarmente conhecido como codigestão anaeróbia e tem sido estudado durante os últimos 15-20 anos (Cecchi *et al.*, 1988; Rintala e Ahring 1994; Pohland 1996; Hamzawi *et al.*, 1998; Sosnowski *et al.*, 2003). Os resultados mostram a existência de um efeito sinérgico. Em particular a mistura de vários substratos orgânicos pode resultar na produção de um fluxo de alimentação com uma relação C/N incluído no intervalo ideal de 20/1-30/1, tal como relatado na literatura (Hawkes 1980). Outras vantagens do processo de codigestão são: (1) diluição dos potenciais compostos tóxicos eventualmente presentes em qualquer um dos substratos envolvidos, (2) ajuste do teor de humidade e pH, (3) fornecer a necessária capacidade tampão para a mistura (4); aumentar o teor de material biodegradável, (5) alargar o leque de estirpes bacterianas que participam o processo.

Todos estes benefícios concorrem para uma melhor estabilidade e desempenho do processo e para um aumento da produção de biogás e energia (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

No que diz respeito aos processos físicos e bioquímicos que prevalecem num sistema de codigestão, apenas alguns aspetos foram investigados e outras questões necessitam ser mais bem estudadas, tais como o efeito da temperatura sobre o desempenho do processo; a necessidade de pré-tratamentos, os sistemas de alimentação de misturas sólidas ou semissólidas, o efeito do teor de humidade das misturas sólidas e a definição do óptimo de agitação da mistura no bioreactor (Esposito, 2012).

Todos os tipos de biomassa contendo glúcidos, proteínas, lipídios, celulose e hemicelulose, como principais componentes, são adequados para serem utilizados como substratos para a produção de biogás.

Lamas do tratamento aeróbio de águas residuais, chorume e estrume animal, resíduos de colheitas agrícolas, resíduos orgânicos do processamento de produtos agrícolas, resíduos industriais do processamento de carne e peixe, resíduos de laticínios, resíduos de alimentos, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos recolhidos em mercados e habitações e as culturas energéticas são os substratos vulgarmente utilizados para alimentar digestores anaeróbicos.

O rendimento teórico de gás associado a cada um dos tipos de biomassa varia de acordo com o teor de glúcidos, proteínas e lípidos. Os lípidos conferem o rendimento em biogás mais elevado, mas requerem um tempo de retenção longo devido à sua biodegradabilidade lenta, enquanto os hidratos de carbono e as proteínas apresentam taxas de conversão mais rápidas mas menores rendimentos em biogás. Na tabela 1 podem observar-se os rendimentos teóricos de metano para cada uma das frações da matéria orgânica.

Tabela 1. Rendimento máximo teórico de metano para a matéria orgânica

Substrato	Biogás (Nm ³ /t ST)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
Glúcidos ¹	790-800	50	50
Proteína bruta	700	70-71	29-30
Gordura bruta	1200-1250	67-68	32-33
Lenhina	0	0	0

¹Só polímeros a partir de hexoses, não inulinas e hexoses simples. Adaptado de Baserga U., 1998.

A aplicação da DA em regime de codigestão como técnica de gestão inteligente de resíduos orgânicos oferece muitas vantagens. É expectável que a codigestão seja menos dispendiosa que os correspondentes sistemas de tratamento considerados separadamente, em especial pelas economias de escala proporcionadas por instalações de maior dimensão (Ferreira, 2002).

2.3.1 A codigestão anaeróbia de chorumes de suinicultura

A digestão anaeróbia de efluentes pecuários e em particular aplicada aos chorumes de suinicultura tem sido estudada e praticada desde há décadas. Todavia a sua implementação à escala industrial tem tido sempre fortes limitações devido à grande variabilidade das características dos chorumes, nomeadamente o seu teor de sólidos. A sua maior expressão está sobretudo associada a sistemas tecnológicos de produção de biogás simples e de baixo custo (ex. lagoa coberta), em latitudes geográficas que podem oferecer temperaturas ambientes adequadas à operação e em circunstâncias onde o digerido não é gerido com critérios de sustentabilidade ambiental.

Num trabalho recente Nasir, *et al.* (2012) reviu o potencial da DA para a produção de biogás a partir de efluentes pecuários e comparou resultados de operação e do desempenho de várias

configurações de processos anaeróbios. Os resultados relativos aos chorumes de suinicultura, confirmam que estes fluxos são caracterizados por uma elevada percentagem de água, normalmente acima dos 96% e um elevado teor de azoto, de onde resulta uma acumulação de amoníaco durante a DA. Fenómenos de inibição devido a elevada concentração de amoníaco foram relatados por Hansen, *et al.* (1999). Nasir, *et al.* (2012), concluíram que o rendimento típico dos chorumes de suinicultura está no intervalo de 0,1-0,44 m³ CH₄.kg⁻¹ SV adicionados. Concluíram ainda que pode haver muitas vantagens em codigerir chorumes de suinicultura com diferentes substratos orgânicos, pela melhoria do equilíbrio de nutrientes e capacidade tampão que confere à mistura, resultando num aumento da produção de biogás.

Como foi visto até agora a diversidade de fontes de biomassa sejam fluxos de resíduos ou outros, adequadas para alimentar digestores anaeróbicos é vasta. Muitos destes fluxos são normalmente caracterizados por elevadas cargas orgânicas não estabilizadas e em muitos casos com características físicas e químicas que requerem soluções tecnológicas para o seu eficiente manuseamento e tornar acessíveis os seus constituintes.

Num recente estudo Wu *et al.* (2010) indicaram que um considerável aumento da produção volumétrica de biogás pode ser conseguido pela utilização de resíduos agrícolas ricos em carbono, como talos de milho, palha de aveia e palha de trigo no processo de co digestão com chorumes de suínos. As quantidades de resíduos vegetais adicionados a dejetos de suínos foram calculadas de modo a experimentar o efeito de diferentes relações C/N, 16/1, 20/1 e 25/1, onde o azoto foi calculado como azoto Total Kjeldahl. O melhor desempenho do reator anaeróbio em termos de produtividade de biogás foi obtido com uma relação C/N igual a 25/1.

Os chorumes são uma excelente matriz como substrato base para o processo, com a qual esta biomassa pode ser codigerida. As razões que conferem aos chorumes a reconhecida adequabilidade, para serem utilizados como substrato base, são as seguintes:

- ⇒ A grande quantidade de água que está contida nos chorumes, atua como solvente dos resíduos tipicamente mais secos, resolvendo problemas de bombagem e de tratamento mecânico dos resíduos sólidos.
- ⇒ A elevada capacidade tampão dos chorumes, protege o processo contra perturbações devido a abaixamentos de pH, quando a concentração de ácidos gordos voláteis aumenta.

⇒ Os chorumes são ricos numa grande variedade de nutrientes, necessários a um crescimento bacteriano adequado.

Combinando com os chorumes, diferentes tipos de resíduos orgânicos agrícolas e industriais, pode ser obtido um rendimento muito maior em biogás nos mesmos digestores. Isto resulta do facto destes fluxos orgânicos serem mais facilmente biodegradados e apresentarem um potencial de biogás mais elevado, do que os chorumes. Como a maior parte dos resíduos orgânicos industriais, têm rendimentos em biogás associados que variam de 30-500 m³ biogás /ton, estes constituem um cossubstrato muito atractivo, para estações de biogás. Ferreira (2005), concluiu a partir de resultados da exploração de estações centralizadas de biogás, que com a incorporação de 25% de resíduos orgânicos industriais em chorumes, se pode, nalguns casos, duplicar a produção de metano. Relativamente à economia das instalações de biogás, a sua viabilidade (no caso particular de unidades centralizadas) só é atingida com limiares de rendimentos da biomassa a digerir, no mínimo de 25 m³ biogás/ ton biomassa (Ferreira, 2002), ou de cerca de 30-35 m³ biogás/ ton biomassa (Hjort- Gregersen, 2010).

A informação experimental sobre a utilização de resíduos de maçãs e pêras como cossubstrato em processos de codigestão anaeróbia é muito limitada e ainda mais em sistemas com chorumes de suinicultura. Lane, (1984), Contreras Lopez e Lopez Bobo, (1992) investigaram a DA de resíduos de maçãs em digestores em contínuo. À semelhança destes, Llana Coalla *et al.* (2009) investigaram à escala laboratorial (CSTR de 10 l) a DA de polpa de maçã a qual foi codigerida com resíduos de matadouro. Dentro da mesma lógica Callaghan *et al.* (2002) aumentaram o rendimento em metano de 0,23 para 0,45 m³/kg SV utilizando incrementos na composição de uma mistura de frutas e vegetais de 20% para 50% durante a codigestão com chorume de bovinos, mas também se assistiu que uma maior concentração de AGV foi produzida quando a proporção da mistura de frutas e vegetais atingiu os 30% ou mais.

São vários os trabalhos experimentais contemporâneos ao desta tese que estudaram a utilização de resíduos de frutas e vegetais produzidos em mercados para produzir biogás. Bouallagui *et al.* (2003) e Bouallagui *et al.* (2004) investigaram a digestão em contínuo deste fluxo em ensaios laboratoriais com a duração de 30 dias e com o substrato conservado a 4° C antes de utilizado. Concluíram que o processo sofre uma rápida acidificação inicial e exige um controlo da alimentação para não induzir fenómenos de inibição. Concluíram ainda que o processo teria vantagem em desenvolver-se com separação de fases, contudo o efluente digerido teria ainda que sofrer um pós tratamento para poder ser descarregado num meio recetor natural. Bouallagui *et al.* (2009), exploraram ainda a codigestão de resíduos de peixe,

resíduos de matadouros e lamas de ETAR, com resíduos de fruta e vegetais como fontes de azoto para melhorar a razão C/N.

A utilização de óleos e gorduras como cossustratos em codigestão com chorumes de suinicultura, tem ainda poucas referências na literatura. Num trabalho recente de revisão sobre a utilização de óleos e gorduras, incluindo gorduras separadas em dispositivos, como cossustratos em codigestão, Hunter *et al.* (2012) descrevem o elevado potencial deste fluxo orgânico e as vantagens relativamente à sua utilização em codigestão, quando comparadas com alternativas como a produção de biodiesel ou a incineração. Este trabalho de investigação concluiu que relativamente à utilização de óleos e gorduras como cossustrato em processos de codigestão com lamas de ETAR, são ainda necessários testes experimentais adicionais em laboratório e à escala piloto, para determinar o efeito que uma mistura de óleos e gorduras terá na inibição da codigestão anaeróbia e como esta inibição pode variar com a configuração dos reatores.

São conhecidos dos trabalhos de Zitomer *et al.* (2008), Neves *et al.*, (2009), Parry *et al.* (2009), Creamer *et al.* (2010), que resultaram codigestões bem-sucedidas de óleos e gorduras (na sua maioria testes realizados com amostras de ácidos gordos puros, ex. ácidos oleico, esteárico, palmítico, ou uma combinação destes) e outros resíduos ricos em gordura, com estrume de bovinos, estrume de suínos e resíduos alimentares.

Daquilo que é o nosso conhecimento, nenhum estudo anterior investigou a codigestão de resíduos de maçã e pera com chorumes de suinicultura (Álvarez *et al.*, 2010 citam alguns dos resultados desta tese, comparando a utilização deste cossustrato fresco e após um processo de bioconversão como pré-tratamento, bem como também comparando os desempenhos do processo em contínuo em laboratório e em testes piloto). Acresce que relativamente ao outro cossustrato utilizado neste trabalho, o exsudato de cozedura de sardinha, a informação experimental sobre a sua utilização em codigestão anaeróbia é inexistente (Foi dado destaque ao trabalho realizado com este cossustrato, pela empresa Canadiana Renewable Energy Global Innovations², ISSN 2291-2460).

² <http://reginnovations.org/category/uncategorized/>

2.4 A produção de chorumes de suinicultura e dos cossustratos em Portugal

2.4.1 Produção de chorumes de suinicultura

Variadas razões, desde as que se prendem com as características climáticas do país, que condicionam a arquitetura dos edifícios de estabulação, às relacionadas com as práticas de manejo nas explorações, que não consideram ainda o uso eficiente da água como um fator estratégico para a sustentabilidade da atividade de produção animal e o recurso a estábulos sem camas, contribuem para que de uma maneira geral os chorumes em Portugal sejam muito diluídos.

Por outro lado, apresentam uma grande variabilidade quanto ao teor de sólidos (tipicamente 1-5% sólidos totais em suínos e 5-9% sólidos totais em bovinos, dependendo do manejo praticado em cada exploração). Para além disso, os chorumes contêm, de uma maneira geral, uma significativa fração fibrosa de origem lenhocelulósica e de fibras animais. Esta fração de fibras é altamente recalcitrante à degradação biológica, e passa normalmente através do digestor, sem ser praticamente digerida. O elevado teor em água a adicionar ao elevado teor de fibras, é a principal razão para os reduzidos rendimentos em metano associados, aos chorumes, que são tipicamente da ordem dos 5 -20 m³ CH₄/ton de chorume digerido. Nasir, *et al.* (2012) de acordo com o que apuraram de investigações de vários autores, indicam que o típico rendimento para chorumes de suínos se situa no intervalo de 0,1 - 0,44 m³ metano kg⁻¹ SV adicionados.

A principal consequência destas características é que impossibilita o desenvolvimento de um processo mesofílico eficiente de digestão anaeróbia, pois as necessidades de calor, sobretudo nos meses de inverno (onde as temperaturas dos chorumes podem ser inferiores a 13° C) não podem ser satisfeitas, o que limita muito a economia da instalação.

O setor da suinicultura caracteriza-se por um efetivo em Portugal que tem vindo a oscilar nos últimos anos. Num levantamento efetuado em 2007, segundo fonte do Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas era de 2 454 200 indivíduos (MAOTDR, 2007), e em 2011 este efetivo, após ter sofrido um decréscimo importante, cifrava-se em 1 985 000 (OMAIAA, 2011). O efetivo encontra-se distribuído sobretudo nas regiões do Ribatejo e Oeste (44%), Beira Litoral (22%) e Alentejo (20%) (MAOTDR, 2007). A Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais salienta a particularidade de que cerca de 1/3 do efetivo se concentra num conjunto de explorações altamente especializadas (cerca de

1,1% do total) que detêm cada uma 200 ou mais animais. Outra característica da maior relevância neste setor, é o facto de as explorações não terem de uma maneira geral área agrícola associada. Isto condicionou os produtores a orientar as suas opções de gestão de chorumes quase em exclusivo para soluções incompletas, como o tratamento por sistemas de lagunagem e o espalhamento no solo.

2.4.2 Produção dos cossustratos

Produção nacional de maçã e pera

A produção de maçã em Portugal é da ordem das 247 000 toneladas por ano (FAO, 2013), sendo a região do Ribatejo e Oeste a principal região produtiva com cerca de 42% da produção nacional (GPP, 2007a). A situação da produção nacional de pera reportada em 2011 foi de 230.447 toneladas por ano (FAO, 2013), estando concentrada na região do Ribatejo e Oeste cerca de 90% da produção nacional (GPP, 2007b).

A campanha da maçã, decorre entre 15 de julho do ano *n* até 15 a 30 de julho do ano *n+1* graças ao poder de conservação dos frutos em estruturas de frio, convencional (que se estende desde a colheita até Abril) e em atmosfera controlada (que se estende desde a colheita até julho). A campanha das peras de conservação, decorre de agosto do ano *n* até junho do ano *n+1*, graças ao poder de conservação dos frutos em estruturas de frio, convencional e em atmosfera controlada. Após a colheita, as maçãs e as peras são normalmente conduzidas para as centrais fruteiras, onde são armazenadas em câmaras de frio. A comercialização vai-se processando até se esgotarem os stocks, o que leva 10 a 12 meses, dependendo da campanha e da região. Em muitos dos produtores da região do Oeste é comum a partir de maio-junho, já terem as câmaras de conservação vazias. Durante o ciclo de comercialização, são rejeitadas diariamente ao longo do ano quantidades apreciáveis de resíduos de fruta. Segundo Terry, *et al.* (2011), as perdas durante o armazenamento são da ordem dos 3 - 4%.

Produção mundial de maçãs e pêras

Segundo dados da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2013), o cenário das principais produções mundiais (incluindo os países BRICS) de pêras e maçãs, está apresentado respetivamente na tabela 2 e tabela 3, podendo observar-se a posição de Portugal em cada uma destas produções.

A produção mundial de pera foi liderada em 2011 pela China com cerca de 16 milhões de toneladas, o que corresponde a cerca de 66,5 % da produção mundial naquele ano. A União Europeia ocupou a segunda posição dos maiores produtores, com cerca de 3 milhões de toneladas e a produção de Portugal em 2011, correspondeu a cerca de 1% do total mundial.

A produção mundial de maçã é caracterizada por um grande produtor, a China, e vários produtores menores. A China produziu cerca de 35 milhões de toneladas de maçã em 2011, o que corresponde a 47,6 % da produção mundial naquele ano. Os Estados Unidos, segundo maior produtor, foram responsáveis por 5,7% do volume de maçã produzido em 2011. Na América do Sul os principais produtores são, nessa ordem, Brasil, Chile, Argentina, embora nenhum dos três tenha produzido mais de 2% do total mundial em 2011.

Tabela 2. Produção de Pera no mundo em 2011 e a posição de Portugal (ton/ano)

Região	2011	
Argentina	691.270	Im
Brasil	20.532	
Chile	176.685	Im
China	15.945.013	
Índia	334.774	Im
Portugal	230447	
Federação Russa	53.600	*
África do Sul	350.527	
Estados Unidos da América	876.086	
União Europeia (Total)	2.952.464	A
Mundo (Total)	23.952.157	A

* = Dado não oficial | [] = Dado oficial | A = Agregado, pode incluir oficial, semioficial ou valor estimado | Im = Dados FAO baseados em metodologia de imputação.
Fonte: (FAOSTAT, 2013)

Tabela 3. Produção de Maçã no mundo em 2011 e a posição de Portugal (ton/ano)

Região	2011	
Argentina	1.115.951	Im
Brasil	1.338.995	
Chile	1.169.092	Im
China	35.986.667	
Índia	2.891.000	
Portugal	247.229	
Federação Russa	1.200.000	*
África do Sul	781.124	
Estados Unidos da América	4.275.108	
União Europeia (Total)	11.604.807	A
Mundo (Total)	75.484.671	A

* = Dado não oficial | [] = Dado oficial | A = Agregado, pode incluir oficial, semioficial ou valor estimado | Im = Dados FAO baseados em metodologia de imputação.
 Fonte: (FAOSTAT, 2013)

Produção de exsudato de cozedura de sardinha

A Pesca da sardinha e de conservas é uma indústria tradicional em Portugal e entre 70.000-80.000 toneladas/ano de sardinhas são capturados pela frota de pesca Portuguesa (Stratoudakis e Silva, 2001). Quase metade desta quantidade é processada pela indústria conserveira (Castro e Melo, 2010). Uma operação importante do processo de conservas de sardinha, consiste na cozedura a vapor (Pires, 2006). Uma vez as sardinhas estando no interior das latas, o próximo passo consiste em cozinhar a carne. Aqui, as latas abertas são introduzidas num cozedor automático a vapor, através do qual as latas são mantidas invertidas enquanto passam em transportadores perfurados para permitir a entrada simultânea do vapor de água e da drenagem do condensado e de óleo exsudados a partir da carne.

À mistura de óleos e gorduras, que são coletados a partir da água residual da cozedura, designa-se de “exsudato de cozedura de sardinha” e representa um subproduto do processamento da sardinha (Ockerman *et al.*, 1988). Com base em informação industrial³, estima-se que se produzam cerca de 1 m³ de exsudato de cozedura de sardinha por cada cinco toneladas de sardinha. Algumas empresas podem recuperá-lo e depois vender a fração refinada para a indústria de alimentos ou para outros transformadores de subprodutos, no entanto, há unidades que não podendo fazê-lo com uma garantia de qualidade mínima, têm que o dispor adequadamente. Entre os destinos possíveis encontram-se as unidades de produção de biogás.

³ Entrevista concedida pela Eng^a Patrícia Henriques, da Sardinal, Peniche (PT), ao investigador Luís Ferreira, doutorando do ISA, em 20.06.2007.

2.5 Gestão descentralizada de efluentes pecuários e de resíduos orgânicos

2.5.1 Modelos típicos de implementação de instalações de digestão anaeróbia baseadas em recursos agrícolas

A intensificação da produção animal na Europa teve por consequência natural o aumento da densidade de chorumes por hectare. Isto desencadeou o aparecimento de modelos em que a DA é utilizada na sua gestão, que foram induzidos e estimulados por políticas ambientais e energéticas articuladas e enquadrados por regulamentos mais restritivos relativamente ao manuseamento, armazenamento, distribuição e aplicação no solo de chorumes e de resíduos. Por outro lado estes modelos desenvolveram-se num contexto socioeconómico diferente do Português, onde a produção animal está muito mais associada à produção agrícola.

Em Portugal devido ao enquadramento legislativo, sobretudo o ambiental, mas fundamentalmente pelas características da produção animal intensiva que não tem de uma maneira geral área agrícola associada, condicionaram o setor a orientar as suas opções de gestão de chorumes quase exclusivamente baseadas no tratamento (no caso da suinicultura, por sistemas de lagunagem) e no espalhamento no solo. Contudo durante os anos 80 e 90, os incentivos ao investimento, para a produção de energia a partir do biogás, estimularam o aparecimento de inúmeros digestores de chorumes, nas explorações pecuárias (sobretudo em suiniculturas e boviniculturas), bem como uma instalação coletiva digerindo chorumes de suínos.

Os países da UE onde as instalações de DA baseadas em recursos agrícolas estão mais desenvolvidas são a Alemanha, Dinamarca, Áustria e Suécia. Existem basicamente dois modelos para a implementação de instalações de DA agrícolas na UE (Holm Nielsen *et al.*, 2009):

- O modelo de instalações coletivas: «**Unidades centralizadas de produção de biogás**» tipicamente codigerindo estrume de animais recolhido de vários produtores animais, juntamente com os resíduos orgânicos da indústria e municípios. Estas instalações são geralmente de grande escala, com capacidades de digestores que variam de algumas centenas a vários milhares de metros cúbicos.
- O modelo de instalações individuais: «**Unidades descentralizadas de produção de biogás**» na própria exploração agropecuária, utilizando a codigestão de estrume animal e, cada vez mais, as culturas bioenergéticas e alguns resíduos orgânicos, envolvendo por vezes, duas ou três explorações vizinhas menores. Este segundo

modelo é normalmente implementado em grandes explorações de suínos ou explorações leiteiras (Wilkinson, 2011).

Na Figura 4 estão representados os dois sistemas, onde podem ser observadas as suas principais características quanto à forma de produção de energia e à utilização e condicionamento dos fluxos residuais.

Ambos os modelos podem ainda desenvolver variantes, no que diz respeito a necessidades de operações de pós tratamento do digerido.

O biogás produzido pode ser utilizado em unidades de produção combinada de eletricidade e calor. O excedente da energia elétrica e eventualmente também da térmica, relativamente às necessidades do processo, poderão ser transacionadas ou consumidas localmente.

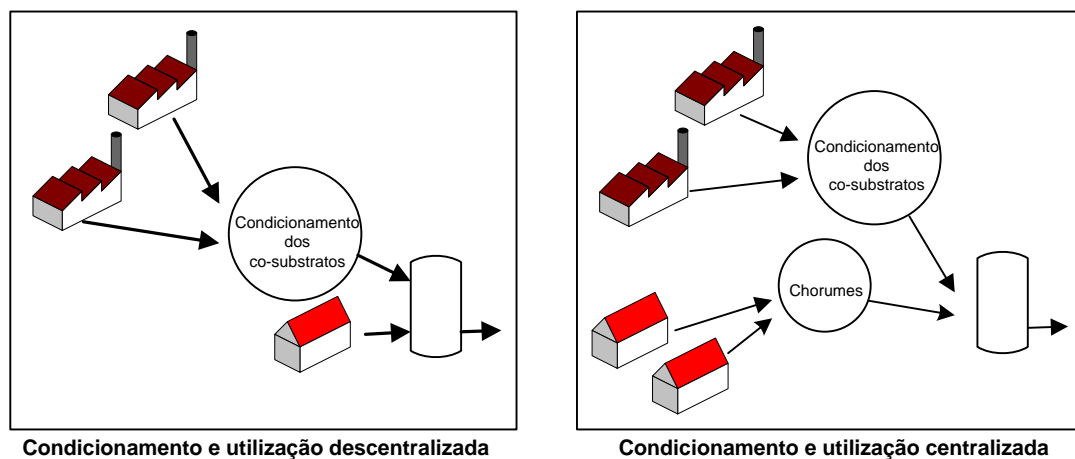


Figura 4. Modelos de implementação de instalações de biogás e de gestão integrada de chorumes e de resíduos orgânicos agrícolas e da indústria agroalimentar. (Adaptado de Al Seadi, 2003)

2.5.2 Sistemas descentralizados de digestão anaeróbia de chorumes com recurso à codigestão

O interesse económico desta tecnologia reside no aumento de produção de gás, nas possíveis receitas provenientes dos contratos de tratamento de resíduos orgânicos e na utilização do digerido (nutrientes) como fertilizante em substituição de fertilizantes minerais.

Basicamente, todos os resíduos orgânicos são potenciais cossustratos na medida em que não contenham substâncias recalcitrantes ou inibitórias, metais pesados ou materiais de risco. No entanto deverão ser privilegiados resíduos que para além de terem associado um elevado rendimento em metano, não obriguem a medidas de higienização adicionais e de preferência com custos elevados de disposição. Haverá vantagem em não ficar dependente de um só

resíduo. A digestão de vários resíduos confere uma maior flexibilidade da produção, para fazer face a variações sazonais.

Estes sistemas descentralizados têm a vantagem de que os chorumes não necessitam de ser transportados e o calor da cogeração (caso esta se adequar) pode ser utilizado na própria exploração pecuária, para aquecer no inverno e para arrefecer no verão.

Através da Figura 5 pode observar-se pela dinâmica dos fluxos de materiais e de energia envolvidos neste conceito, o papel chave que a codigestão anaeróbia desempenha na redução de emissões de gases de efeito de estufa. Papel este que designamos por “Redução de triplo efeito”:

- A produção de energia elétrica e de calor a partir da conversão do biogás é neutra relativamente à emissão de CO₂.
- São reduzidas consideravelmente as emissões de metano e de óxido nítrico, nas estruturas de armazenamento.
- A possibilidade de substituir fertilizantes minerais, por digerido, pode contribuir diretamente para a poupança de energia fóssil, uma vez que 1 kg de N mineral consome na sua produção, cerca de 2 kg de petróleo (Kottner, 2003). No caso do fósforo a monetização da poupança, deverá ainda considerar que se trata de um recurso não renovável.

Cordovil, *et al.* (2012), estudaram a aplicação agronómica de digeridos produzidos neste trabalho, concluindo que estes conduziram a um efeito positivo quando comparado com fertilizantes minerais.

Num contexto de interesse em utilizar os nutrientes contidos no digerido como fertilizante, cresce a necessidade de utilizar estruturas de armazenamento que melhor garantam um compromisso entre os requisitos de *stock* e a minimização das perdas por volatilização (sobretudo de N). Estas estruturas sendo muito dispendiosas, tornam os investimentos em instalações de biogás como parte da solução do seu financiamento, pelas receitas que esta pode gerar.

Em Portugal, será de considerar que este conceito esteja particularmente vocacionado para ser desenvolvido em explorações pecuárias que já possuam digestores em condições de boa operação e que tenham possibilidade de ser reabilitados para codigerir outras frações orgânicas. No entanto a sua economia e estabilidade operacional estão muito dependentes da

dimensão da instalação, organização profissional, capacidade de escoamento do efluente digerido e grau de utilização do calor.

A título de exemplo na Alemanha cerca de 4000 instalações descentralizadas de biogás estão em operação e o governo Alemão tem a ambição de expandir estes números, de modo a atingir a meta de 30% de produção de energia renovável em 2020. Para tal é esperado que o número de instalações aumente para cerca de 10000 a 12000 (Weiland, 2009).

É de salientar contudo que a experiência de países como a Alemanha, Dinamarca, Áustria e Luxemburgo onde foram implementados sistemas de incentivos à produção de biogás como o preço mínimo garantido para o kWh elétrico por um período de 20 anos (0,102 Euros), bem como incentivos através de esquemas de subsídios e de financiamento ao investimento na construção estações de biogás, mediante empréstimos bancários de longo prazo com juros reduzidos), revela que estes foram determinantes para o estímulo do estabelecimento de unidades descentralizadas de produção de biogás (Kottner, 2002).

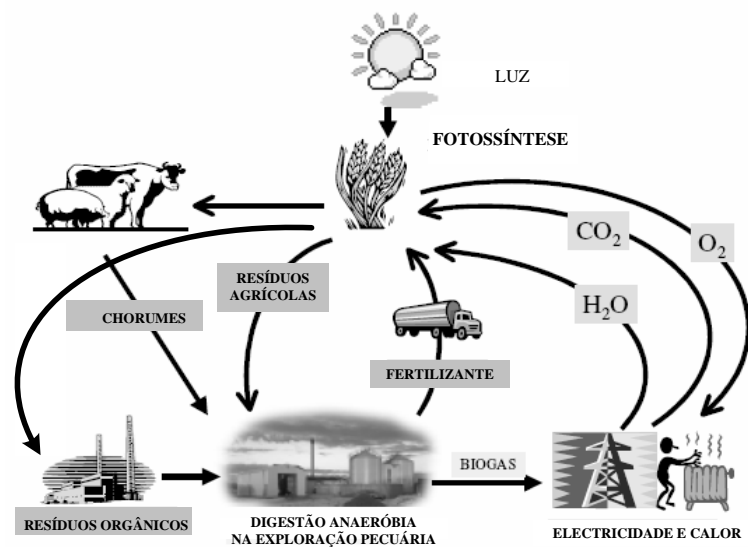


Figura 5. Representação esquemática do ciclo sustentável da codigestão de chorumes e resíduos orgânicos de modo descentralizado. (Adaptado de Al Seadi, 2003)

2.5.3 Modelos de reciclagem de matéria orgânica com base em princípios de ecologia industrial

A Ecologia Industrial (EI) é uma área interdisciplinar que procura entender e abordar os impactos de sistemas industriais sobre o ambiente através de uma abordagem de sistemas. A EI oferece um novo quadro conceptual para a análise das interações físicas, químicas e biológicas entre sistemas industriais e ecológicos (Garner e Keoleian, 1995). Um sistema

industrial é ecológico se os recursos e ativos do sistema não são mal utilizados (Frosch e Gallopoulos, 1989).

A Simbiose industrial, como parte deste campo emergente da ecologia industrial, requer uma decisiva atenção para o fluxo de materiais e energia através de economias locais e regionais. Esta envolve indústrias tradicionalmente separadas, numa abordagem coletiva para a vantagem competitiva que envolve troca física de materiais, energia, água e/ou subprodutos. As chaves para a simbiose industrial são a colaboração e as possibilidades de sinergias oferecidas pela proximidade geográfica (Chertow, 2000). Sinergia do grego Syn-ergo, significa trabalho em conjunto, onde o resultado final é superior à soma das partes.

A natureza específica das relações entre empresas participantes numa simbiose industrial pode assumir muitas formas. Van Berkel classificou-os como segue: "sinergias dentro de uma única cadeia de suprimentos, as sinergias de uso compartilhado de serviços públicos, e as sinergias de uso local de subprodutos, energia, ou resíduos" (Chertow, 2004).

Com este tipo de trocas em mente, é fácil ver as possibilidades de ambos os benefícios económicos e ambientais. Os benefícios económicos podem incluir a gestão de resíduos reduzida, trocas de sub-produtos, incluindo a compra de bens abaixo do preço de mercado, redução de custos de infraestrutura, melhoria da eficiência do processo, e os benefícios de empreendimentos cooperativos, como compras conjuntas e de resposta a desastres (Kapur e Graedel, 2004).

Os fluxos de matéria orgânica, que fazem parte da composição de resíduos ou sub-produtos produzidos numa região, deverão ser geridos do ponto de vista da sustentabilidade o mais próximo do local de produção. No caso de resíduos ou sub-produtos da produção da fileira agroalimentar, quase todos estes fluxos têm à partida interesse do ponto de vista do potencial de metanização associado, serem reciclados através de bioprocessos, em unidades produção de biogás.

Numa exploração pecuária um sistema de produção de biogás dedicado ao tratamento e valorização de chorumes, pode do ponto de vista da ecologia industrial ser considerado uma unidade industrial com a qual se podem desenvolver sinergias de uso local de subprodutos, energia, ou resíduos. Para que tal possa estabelecer-se, é preponderante a tecnologia de codigestão anaeróbia, pois permite integrar num processo de produção de biogás uma multiplicidade de fluxos orgânicos produzidos na região.

O processo de digestão anaeróbia e a biometanização em particular é também um sistema sinérgico pois ao longo do processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica, populações de diferentes micro-organismos estabelecem trocas metabólicas de substratos e energia.

Uma efetiva transferência de elétrons interespecies é necessária em ecossistemas metanogénicos (Stams e Plugge, 2009, McInerney *et al.* 2008). Para que a matéria orgânica complexa possa ser convertida em metano e dióxido de carbono, a comunidade microbiana que metaboliza uma multiplicidade de compostos carbonáceos diferentes de acetato requer um dissipador de elétrons. Os micro-organismos metanogénicos podem funcionar como este dissipador, consumindo os elétrons na redução do dióxido de carbono para metano (Morita, 2011).

Assim é possível utilizando a tecnologia de codigestão anaeróbia, desenvolver modelos para a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes constituintes de resíduos e chorumes animais, adotando princípios de ecologia industrial. Na tabela 4 são indicados alguns destes principais princípios.

Tabela 4. Princípios de ecologia industrial aplicados a sistemas descentralizados de produção de biogás

Critérios	Princípio de ecologia industrial	Geração avançada de biogás
Substratos	Utilizar resíduos ou subprodutos de outras unidades produtivas dentro da região	Deverão não competir com ciclos das cadeias alimentares; fluxos de resíduos deverão ser preferencialmente incluídos.
Emissões	Reduzidas ao nível mínimo possível	Pegada de carbono deve ser reduzida para atingir um balanço positivo de emissões desde a origem dos substratos até à exaustão e utilização do digerido.
Descargas	Não deverão estar presentes	Deverão ser evitadas
Saúde e segurança	Irrepreensível	Seguro
Resíduos	Isento	Digerido tornado em coproduto.
Energia	Autossuficiente	Balanço energético positivo

2.6 Enquadramento legal e normativo em Portugal para instalações de produção de biogás em sistemas descentralizados de codigestão anaeróbia de chorumes

Considerou-se útil incluir neste capítulo uma descrição sumária relativamente ao contexto legal e normativo associado a unidades de produção de biogás em Portugal.

Se a unidade laborar com base em efluentes pecuários, chorume e estrume, a autorização de exercício da atividade é atribuída no âmbito do Regime do Exercício da Atividade Pecuária (REAP), Dec. Lei nº 81/2013 de 14 de junho e a Portaria nº 631/2009 de 09 de junho.

- Se o reator possuir capacidade superior a 100 m³, será considerada uma atividade de Classe 1. É sujeito a **Autorização de Instalação** e depois a pedido de “**Licença de Exploração**” (Autorização em 2 fases).
- Se o reator possuir capacidade inferior a 100 m³, terá um procedimento de Classe 2 com um processo de “**Declaração Prévia**” e será atribuído um título de exploração.
- A entidade competente é em ambos os casos a Direção Regional de Agricultura e Pescas da região.

As CAE da atividade envolvidas poderão ser a 01620 – Atividades dos serviços relacionados com a produção animal, exceto serviços de veterinária, ou 01630 – Compreende as atividade de preparação de produtos agrícolas para os mercados primários.

No caso de utilização de cossustratos como, outros subprodutos animais (ex. óleo de peixe, farinhas de carne, etc.), deverão ser observadas:

- Portaria nº 631/2009 – Gestão de Efluentes Pecuários – Art.º 6;
- Dec. Lei 122/2006 (Aplicação do Regulamento 1774/2002);
- Regulamento nº 1069/2009 (revogou o Regulamento 1774/2002) – Art.13º, 14º e 32º;
- Regulamento nº 142/2011 – Art. 10º e Anexo V.

Se for prevista a utilização de resíduos então o processo de licenciamento da gestão de resíduos tem o enquadramento do Dec. Lei 73/2011 de 17 junho.

2.7 Identificação dos avanços de investigação a desenvolver face ao estado da arte

Os resultados da revisão bibliográfica apontam, para que o estado do conhecimento atual nesta temática, necessite ser aprofundado ao nível da codigestão de resíduos de maçã e pera (RPM) com chorumes de suinicultura (ChS). Acresce que relativamente ao outro cossustrato utilizado neste trabalho, o exsudato de cozedura de sardinha (ECS), a informação experimental sobre a sua utilização em codigestão anaeróbia é inexistente.

Pode por consequência afirmar-se, que o contributo desta tese se centra no desenvolvimento experimental e otimização de processos de produção de biogás, através da codigestão de chorumes de suinicultura com estes dois cossustratos. Não existindo referências sobre trabalhos de investigação experimental à escala laboratorial de sistemas de codigestão anaeróbia RPM-ChS e ECS-ChS, outro contributo é a sua experimentação em condições de operação natural.

Capítulo III

Materiais e métodos

3.1 Origem dos materiais

O chorume de suinicultura (ChS) foi obtido numa exploração de ciclo fechado com cerca de 1000 porcas reprodutoras, localizada no concelho de Rio Maior (80 km Norte de Lisboa, Portugal) e foi utilizada a fração tamizada (fração líquida resultante da operação de um tamizador) que alimenta os digestores que operam na instalação de biogás da suinicultura.

Para a realização dos ensaios laboratoriais em regime descontínuo e contínuo, foram recolhidas amostras de chorume de acordo com um protocolo, de modo a obterem-se amostras compostas representativas da produção semanal.

Os resíduos de pera e maçã (RPM) foram obtidos numa central fruteira do concelho de Alcobaça e correspondem à retirada de fruta não conforme à saída das câmaras de conservação e armazenamento. Os RPM foram triturados num moinho de fruta semi industrial, com 5 mm de crivo, resultando desta operação uma polpa de maçã e pera. Bateladas de polpa de fruta (aproximadamente 500 litros) foram ainda bioconvertidas num reservatório de 1000 litros desenvolvendo uma fermentação espontânea controlada. Durante este processo, a pressão interna foi aliviada para libertar o CO₂ produzido. Após cerca de 10 dias, e a fermentação cessar, os agora RPM bioconvertidos (BRPM), foram considerados prontos para utilizar como cossustrato.

O exsudato de cozedura de sardinha (ECS), corresponde a uma mistura de condensados e de óleos e gorduras, que são rejeitados a partir do processo de cozedura. Foi obtido numa fábrica de conservas de peixe do Município de Peniche, situada a cerca de 50 km da suinicultura, durante as primeiras semanas de agosto, durante a época do ano em que o peso vivo da sardinha tem um conteúdo de gordura mais elevado (maio a dezembro).

A Figura 6 (a-d), ilustra os vários tipos de substratos e cossustratos utilizados e as operações que lhes deram origem.

Todas as amostras foram analisadas em triplicado e sempre que possível são apresentados os resultados médios das respetivas medições.



6a)



6b)



6c)



6d)

Figura 6 (a-d). Substratos e cossustratos

a - Chorume de suinicultura; b - Produção de resíduos de pera e maçã; c e d- Produção de exsudato de cozedura de sardinha

O inóculo foi obtido de um digestor de lamas mesofílico (35 °C), de uma estação de tratamento de águas residuais urbanas do município de Leiria, com uma concentração média de 4.0% ST e 2.9% SV.

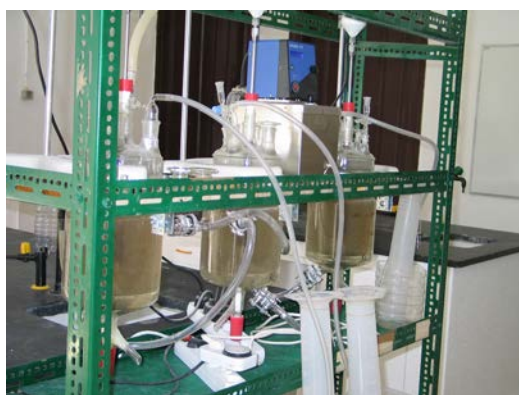
3.2 Dispositivos experimentais

Laboratoriais

Os ensaios laboratoriais em regime descontínuo para determinação do potencial de biogás de cada um dos substratos foram realizados em reatores de vidro de 2 litros, incubados a $37\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ durante 50 dias. O biogás produzido foi medido através de um dispositivo de medição de volume de gás baseado no princípio do deslocamento de água.

Nos ensaios laboratoriais em regime contínuo, foi utilizado um reator de aço inox, de mistura completa com agitação mecânica (CSTR), de 11 litros de volume útil e a temperatura de operação foi de $37 \pm 4\text{ °C}$. O volume de biogás produzido foi medido e analisado em contínuo. Para cada condição experimental, o reator foi operado em contínuo durante dois tempos de retenção, a partir dos quais se considerou terem sido atingidas condições de estado estacionário.

O desempenho da operação do reator foi avaliado por meio da monitorização do efluente e das características de produção de biogás. Numa base diária foram medidos, a entrada e saída do fluxo hidráulico, a temperatura do reator e a taxa de produção de biogás (l / h). Duas vezes por semana, foi medido no efluente, os parâmetros de pH, alcalinidade, ácido gordos voláteis totais (AGV-T), N-NH_4^+ , os sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), CQO total (CQO-T), CQO solúvel (CQO-S) e no biogás, a composição em metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e sulfureto de hidrogénio (H_2S). A Figura 7 (a-b) ilustra cada um dos dispositivos utilizados.



a)



b)

Figura 7 (a-b). Dispositivos experimentais laboratoriais

7a- Dispositivo para ensaios em descontínuo; 7b – Dispositivo para ensaios em contínuo

Instalação Piloto

Esta instalação consiste num dispositivo móvel semiautomático, equipado com um reator contínuo dotado de agitação mecânica (CSTR) e aquecimento como digestor ($V_{\text{trabalho}} = 1,6 \text{ m}^3$), construído em aço inox, corpo cilíndrico, fundo cónico e topo copado. O fluxo é ascendente, pelo que a alimentação da biomassa a digerir tem entrada pelo fundo numa tubagem, ao nível do impulsor do agitador.

A instalação compreende ainda, um tanque de mistura, reservatórios para armazenamento de chorume e para substratos bombeáveis, todos equipados com os respetivos sistemas de mistura e grupos de bombagem. Está ainda equipada em linha, com um contador de biogás do tipo tambor e um analisador de biogás. Esta instalação foi projetada e implantada no interior de um contentor marítimo que foi adaptado para o efeito e deu origem a uma patente nacional. De modo a desenvolver os ensaios em condições de operação natural⁴, a instalação piloto foi colocada na exploração suinícola de ciclo fechado no recinto da unidade de tratamento por DA, tendo sido efetuada uma interceção do circuito de alimentação dos digestores, de forma a alimentar a instalação piloto com o mesmo chorume que é processado na instalação industrial. Foi implementado relativamente aos RPM e ECS uma logística de aprovisionamento da instalação, sendo os RPM moídos e bioconvertidos no local.

O desempenho da operação do reator foi avaliado segundo um procedimento semelhante ao descrito para os ensaios laboratoriais em regime contínuo. A Figura 8 (a-e) ilustra alguns dos principais detalhes da instalação piloto e do dispositivo experimental em condições de operação natural.

⁴: Entende-se por condições de operação natural, aquelas que se aproximam das que seriam utilizadas numa instalação à escala natural, ou seja os substratos não sofrem qualquer outro tipo de manipulação antes de serem utilizados.



a)



b)



c)



d)



e)

Figura 8 (a-e). Instalação piloto

8a- Localização na unidade de tratamento da suinicultura; 8b – Operação em condição natural da unidade piloto; 8c – Órgãos da instalação e linha de processo; 8d – Medição da produção de biogás; 8e – Armazenamento e ponto de amostragem para controlo da qualidade de biogás.

O digester foi previamente inoculado com lama de um digester de lamas mesofílico (35 °C), de uma estação de tratamento de águas residuais urbanas do município de Leiria, com uma concentração média de 4.0% ST e 2.9% SV. A bomba e o electroagitador de alimentação foram temporizados para trabalharem 3 vezes por dia. O electroagitador do digester foi sincronizado para operar com atraso de modo a promover a retenção de biomassa ativa no interior do digester.

3.3 Métodos analíticos

O pH, carência química de oxigénio total (CQO-T), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), azoto total Kjeldahl (ATK), azoto amoniacal (N-NH_4^+), ácidos gordos voláteis totais (AGV-T), alcalinidade em bicarbonato (AB) foram determinados de acordo com *standards methods* (APHA, 1998).

O conteúdo em gordura foi analisado através do equipamento de extração Soxtec TM 2050 (Foss Denmark). O teor de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e sulfureto de hidrogénio (H_2S), foi determinado através de um analisador GAS DATA LMSxi adaptado para realizar medições automáticas em linha.

O volume de biogás produzido foi medido através de contadores de gás do tipo tambor Schlumberger.

A razão C/N foi calculada dividindo o conteúdo em carbono pelo conteúdo em azoto (razão massa) e assumindo que o conteúdo em carbono dos substratos são 55% da fração de sólidos voláteis (Adams et al., 1951). Quando o CQO era o parametro mais adequado utilizar, considerou-se $C = \text{CQO}/3$ (ASAE, 1997).

Os caudais de água consumida nas explorações de suinicultura foram determinados através de contadores de água Bruno Janz, calibrados e adaptados às várias secções das instalações de produção. Os caudais de chorume produzido em cada exploração de suinicultura, foram determinados por cubicagem de valas de dejeção e utilizando conta-horas associados ao funcionamento de grupos bomba.

Capítulo IV

Resultados e discussão

4.1 A importância da gestão integrada da água - Novos desafios para a gestão ambiental no setor suinícola

Ferreira, L., Duarte, E., Tavares, J., Fitas da Cruz, V.

(2007) Atas do *AGROINGENIERÍA 2007- IV Congreso Nacional y I Congreso Ibérico*, pp. 104 - 116.

A IMPORTÂNCIA DA GESTÃO INTEGRADA DA ÁGUA Novos desafios para a gestão ambiental no sector suinícola

Luís FERREIRA¹(*), Elizabeth DUARTE², Jorge TAVARES³, Vasco Fitas da CRUZ⁴

Abstract: The intensive livestock sectors, such as pig facilities above a given threshold size, requires the adoption of a General Binding Rules of good practice to manage their environmental effects. A relevant aspect is the water management taking in account the animal water requirements and the global water consumption.

A farm scale field study was set up to evaluate the water consumption and slurry production in six pig farms, two of Growing-finishing and four of Farrow-to-finish. The monitoring of the water consumption and slurry production associated to the different production stages was done during eighteen months. The influence of the different housing systems, feeding and drinking water devices in the water consumption and slurry production were also evaluated.

Based on these results it was possible to establish water consumption and slurry production ratios per animal according to housing, drinking and feeding equipment systems. A potential of 50% reduction in water consumption was achieved.

Keywords: Water management, slurry production, housing and equipments.

Resumo

O trabalho desenvolvido teve como principal objectivo a avaliação do uso da água pelo sector suinícola e da consequente produção de chorume, com vista à actualização dos valores de referência utilizados em Portugal; pretendeu-se ainda estudar, a influência de diferentes sistemas de alojamento e dispositivos de abeberamento/alimentação, no consumo de água e produção de chorume.

Foi realizado um estudo de campo envolvendo seis unidades de produção, duas de crescimento/acabamento e quatro de ciclo fechado, durante 18 meses. Durante este período foram monitorizados e comparados os consumos de água e produção de chorumes associados às diferentes fases fisiológicas de produção e observadas as diferenças entre as épocas de Primavera-Verão e Outono-Inverno.

Palavras-chave: Gestão de água, produção de chorume, estabulação e equipamentos.

1. INTRODUÇÃO

A intensificação da actividade suinícola nos últimos anos e os crescentes constrangimentos ambientais desta actividade têm conduzido a uma maior pressão ao nível da utilização da água como recurso. Por outro lado se este não for bem gerido, pode no futuro tornar-se cada vez mais escasso e a sua qualidade afectada, colocando em risco a sustentabilidade da actividade, sobretudo nos países em que a sua escassez poderá vir a acentuar-se. Sendo a água um dos factores produtivos mais importantes na actividade pecuária, a racionalização do seu consumo torna-se obrigatória no sentido de minimizar impactes ambientais e custos de gestão com os chorumes. A água configura-se assim como um recurso estratégico para o desenvolvimento das empresas pecuárias.

Segundo o documento de referência BREF (EC, 2003), as principais medidas de minimização de consumo consistem na redução dos desperdícios no abeberamento dos animais e em todas as outras restantes operações não directamente relacionadas com a nutrição dos animais. A

¹ Investigador; Departamento Química Agrícola e Ambiental; Instituto Superior de Agronomia; Universidade Técnica de Lisboa;
*Email: lferreira@isa.utl.pt

² Professora Catedrática; Departamento Química Agrícola e Ambiental, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa;

³ Estudante Engenharia Zootécnica e Colaborador no Departamento Química Agrícola e Ambiental; Instituto Superior de Agronomia; Universidade Técnica de Lisboa;

⁴ Professor Associado; Departamento de Engenharia Rural da Universidade Évora.

este propósito, convém referir que o consumo de água é influenciado na actividade de produção por diversos factores, onde, de seguida se destacam os principais:

- *Fisiologia do animal* (fase fisiológica de produção, peso, genética): com o aumento de peso do animal, verifica-se de um modo geral que o consumo de água e a quantidade de chorume produzida aumentam, diminuindo no entanto, a quantidade de matéria sólida presente (EC, 2003).
- *Condições e tecnologia de abeberamento e alimentação*: a quantidade de água desperdiçada e a quantidade de chorumes são influenciados pela pressão da água, pelos diversos tipos de abeberamento e tipo de comedouro (EC, 2003; Ferreira *et al*, 2004). Uma dieta contendo excesso de proteína, resulta num aumento da utilização de água pelos animais (Shaw, 2003).
- *Construção e práticas de higiene*: consoante a exploração considerada, a água de lavagem constitui uma parte significativa da água consumida num ciclo de produção (Ferreira, *et al*, 2004). Apesar de ser reconhecida a influência do tipo de piso e grelha utilizados, é difícil estabelecer uma relação com consumos de água (EC, 2003).
- *Condições ambientais de salas e pavilhões*: Entre outros a temperatura, humidade relativa e a taxa de renovação de ar através da ventilação, influenciam o consumo de água pelos animais.

No contexto da Directiva de Prevenção e Controlo Integrado de Poluição (PCIP) o conhecimento dos consumos de água é muito importante porque por um lado a água é um recurso cada vez mais escasso e necessita ser preservado. Atendendo a um efectivo suinícola no país de um milhão e oitocentos mil cabeças e considerando um consumo diário de 10 litros, Ribeiro *et al.*, (2002) estimou em $6,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ de água o consumo anual na actividade suinícola intensiva em Portugal. Por outro lado a produção de efluentes suinícolas é uma das principais preocupações ambientais do sector, pela multiplicidade de funções associadas à sua gestão. Atendendo ao potencial de emissões de poluentes para a água, ar e solo assim como ao valor fertilizante associado aos chorumes, caberá a cada operador face às suas circunstâncias, desenvolver o sistema de gestão de efluentes mais adequado. Porém o consumo de água reflectir-se-á necessariamente no dimensionamento de unidades de tratamento de águas residuais, bem como nas áreas agrícolas e capacidade de armazenamento, necessárias para proceder à sua correcta valorização agronómica.

Ainda neste âmbito, a actual Lei da Água, prevê um conjunto de taxas que vão incidir directa ou indirectamente sobre a utilização da água nas explorações, pelo que este factor de produção, deverá vir progressivamente a constituir um custo cada vez mais a ter em atenção nas explorações suinícolas, incentivando a optimização e racionalização do seu uso e a preservação dos recursos hídricos.

O abastecimento de água às explorações é efectuado sobretudo a partir de furos próprios. A qualidade da água é contudo semelhante à que é fornecida para consumo humano. Brumm, (2006) reconhece que o registo diário do consumo de água de abeberamento, pode servir de ferramenta de previsão do estado de saúde dos animais.

O problema da poluição associada aos chorumes (Câmara, *et al.*, 2001), surge em virtude do ciclo da água dentro das explorações, nas suas diferentes funções, interceptar o ciclo alimentar dos animais. A água não serve unicamente necessidades fisiológicas, mas também necessidades industriais.

A figura 1, ilustra as típicas utilizações de água por funções, numa exploração suinícola de ciclo fechado e as que dão origem à produção de chorumes.

Verifica-se que existem outras utilizações de água, para além da água disponibilizada e directamente utilizada pelos vários tipos de animais em cada estágio de produção. Assim pode entender-se que do consumo total de água, haverá uma fracção que dará origem à produção de chorumes e outra associada a outras utilizações que é desviada para fossas sépticas e que se infiltra nos terrenos e/ou se evapora. Acresce que cada um destes outros tipos de utilização de água, pode variar o seu padrão de consumo, entre as explorações.

Ferreira, *et al.*, (2004), observaram que os consumos com estas outras utilizações podem ser muito significativos e que estão mais directamente relacionados, com a dimensão da exploração, com aspectos construtivos e sua integridade, “lay-out” da exploração, nº de trabalhadores, com a cultura da empresa e valores seguidos pelo pessoal, do que propriamente com aspectos relacionados com os ciclos produtivos.

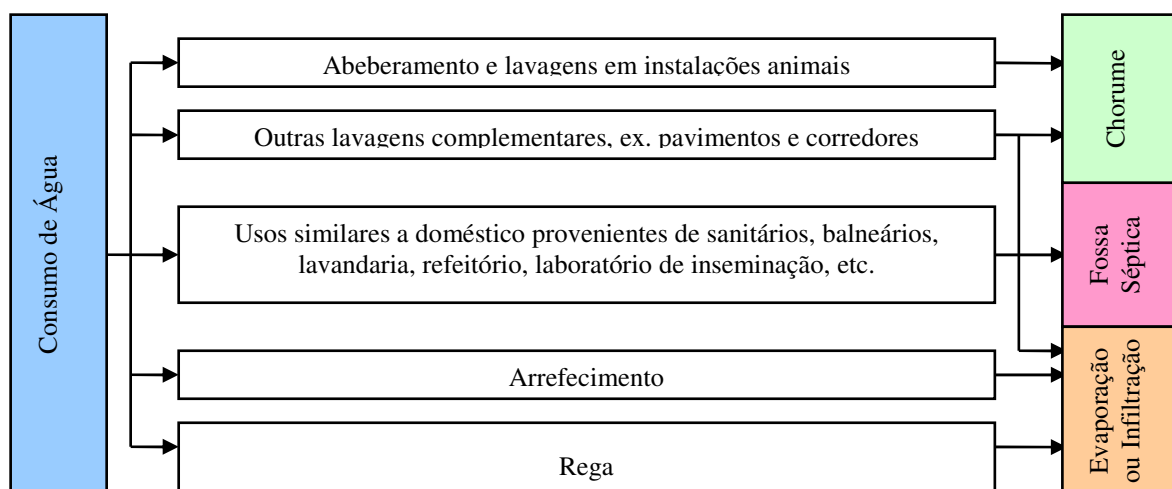


Figura 1.

OBJECTIVO

O trabalho desenvolvido teve como principal objectivo avaliar o uso da água pelo sector suinícola e a consequente produção de chorume, com vista à actualização dos valores de referência utilizados em Portugal. Pretendeu-se também estudar a influência de diferentes sistemas de alojamento e dispositivos de abeberamento/alimentação, no consumo de água e produção de chorume.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Atendendo aos principais objectivos deste estudo, foi desenvolvido um estudo de campo em explorações suinícolas comerciais. Este estudo de campo envolveu seis unidades de produção, duas de crescimento/acabamento (CA) e quatro de ciclo fechado (CF), durante 18 meses, entre 2005-2006. Durante este período foram monitorizados e comparados os consumos de água e produção de chorumes associados às diferentes fases fisiológicas de produção e observadas as diferenças entre as épocas de Primavera-Verão e Outono-Inverno.

A figura 2, descreve a metodologia do trabalho de campo, suportada na hipótese de que os consumos de água e a produção de chorume global, atribuídos a um animal equivalente, são o somatório ponderado dos consumos de água e das produções de chorume de cada um dos tipos de animais, existentes numa exploração (o esquema representa o trabalho desenvolvido

numa exploração de ciclo fechado (CF), pelo que as explorações de crescimento e acabamento (CA), serão casos particulares deste.

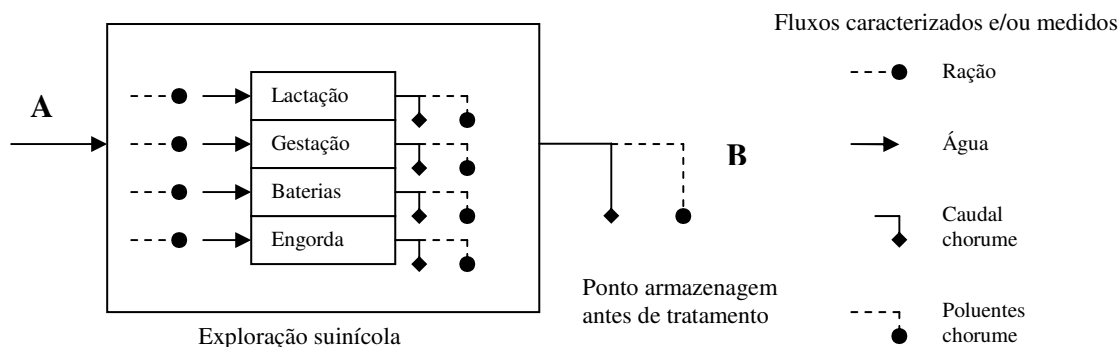


Figura 2 - Esquema global das intervenções realizadas em cada suinicultura de ciclo fechado (CF). O caso da suinicultura de crescimento e acabamento (CA), é um caso particular deste (Fonte: Ferreira, et al., 2004).

A tabela 1, apresenta a estrutura do efectivo de cada uma das unidades suinícolas. Na tabela 2 pode observar-se de forma sistematizada, para cada suinicultura, a informação relativa à população de animais e salas/parques, envolvidos no estudo e sua distribuição pelos diferentes estádios de produção.

Tabela 1. Efectivo médio anual - N.º indivíduos instalados baseado na contagem física de cada exploração

Tipo animal / peso vivo		CF1	CF2	CF3	CF4	CA1	CA2
Porcas	Lactação	60	88	149	223	b)	b)
	Gestação	205	331	776	781	b)	b)
Porcos	<7 kg	459	661	1521	1632	b)	b)
	7-30 kg	609	738	1606	1754	b)	b)
	30-105 kg	963	1074	1044	a)	2000	3478
Total		2296	2892	5096	4390	2000	3478

a) Exploração sem engorda

b) Explorações de crescimento – acabamento (engorda)

Foi desenvolvido para cada uma das explorações um plano de monitorização dos consumos de água, produção de chorume, para cada um dos estádios de produção (Maternidade, Gestação, Baterias e Engordas) e cobrindo o ciclo operacional de cada um destes.

Tabela 2. Resumo da informação com interesse estatístico relativo às medições de consumo de água e produção de chorume

<i>Tipo de animal/Características</i>		<i>CF1</i>	<i>CF2</i>	<i>CF3</i>	<i>CF4</i>	<i>CA1</i>	<i>CA2</i>
<i>Maternidade</i>	<i>N.º total de porcas</i>	60	88	149	223	b)	b)
	<i>N.º porcas/sala</i>	15	12	12	16	b)	b)
	<i>População de porcas estudada</i>	15	12	12	16	b)	b)
	<i>N.º salas utilizadas pela população estudada</i>	1	1	1	1	b)	b)
<i>Bateria</i>	<i>N.º total de animais (PV 7-30kg)</i>	609	738	1606	1754	b)	b)
	<i>N.º animais/sala</i>	69	156	90	249	b)	b)
	<i>População de animais estudada</i>	69	156	90	249	b)	b)
	<i>N.º salas utilizadas pela população estudada</i>	1	1	1	1	b)	b)
<i>Gestação</i>	<i>N.º total de porcas</i>	205	331	776	781	b)	b)
	<i>N.º porcas/sala</i>	205	331	373	191	b)	b)
	<i>População de porcas estudada</i>	205	331	73	191	b)	b)
	<i>N.º salas utilizadas pela população estudada</i>	1	1	1	1	b)	b)
<i>Engorda</i>	<i>N.º total de animais (PV > 30kg)</i>	963	1074	1044	a)	2000	3478
	<i>N.º animais/sala</i>	174	224	79	a)	447	142
	<i>População de animais estudada</i>	174	224	79	a)	447	142
	<i>N.º salas utilizadas pela população estudada</i>	1	1	1	a)	1	1

a) Exploração sem engorda

b) Explorações de crescimento – acabamento (engorda)

Monitorização dos consumos de água

Em cada exploração foi instalado um contador geral, no circuito de abastecimento de água da exploração. Foram registados diariamente, os consumos durante períodos de cerca de 12 semanas. Foram ainda seleccionadas de acordo com a estrutura do efectivo de cada exploração, salas de animais, correspondentes aos diferentes estádios de produção, nas quais foram instalados contadores destinados a medir o consumo de água, associado ao respectivo ciclo de produção. A frequência dos registos foi diária, tendo sido possível segregar o

consumo associado à utilização de água pelos animais (ingestão + desperdício) do das lavagens ocorridas em cada ciclo produtivo.

Em todos os contadores, foram efectuadas duas leituras por dia, coincidindo com o início e o final do dia de trabalho.

Monitorização da produção de chorumes

Realizou-se uma quantificação diária do chorume global que foi descarregado nos respectivos sistemas de tratamento, de cada exploração, ao longo de períodos de cerca de 12 semanas. Paralelamente, foi quantificado no final do ciclo de cada estágio de produção, a quantidade de chorume acumulado, por cubicagem das respectivas fossas de dejectação.

Para efectivar estas monitorizações, foram preparados mapas, para serem registadas as leituras dos contadores de água existentes nas explorações, bem como de toda a informação relativa a descargas de fossas. Esta informação foi periodicamente fornecida e validada junto dos operadores.

Com base na informação recolhida nos mapas de registo dos contadores de água, foi possível calcular os consumos de água específicos para cada animal, correspondente a cada estágio de produção.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Primeiramente serão apresentados os resultados relativamente aos consumos globais de água e produção de chorume de todas as unidades estudadas e numa fase seguinte será efectuada uma análise aos resultados obtidos para porcas em gestação e porcos de engorda, em que foram comparados diferentes sistemas de alojamento e equipamentos de abeberamento e alimentação.

A tabela 3 apresenta os resultados globais de consumo e de produção de chorumes para todas as explorações suínícolas. São ainda segregados os consumos de água associados ao animal abeberamento (ingestão e desperdício), lavagens das respectivas salas e outros consumos. Não tendo sido possível dissociar o consumo de água desperdiçada pelo animal ao utilizar os bebedouros, sabe-se a partir de trabalhos desenvolvidos em explorações comerciais por outros autores, que em média os porcos podem desperdiçar cerca de 40-60% em bebedouros do tipo chupeta, dependendo ainda do caudal de passagem do bebedouro, (Li, 2005).

Embora os valores apresentados já expressem a média anual dos resultados obtidos, de uma maneira geral pôde observar-se que intra-explorações, no período de Outono-Inverno, os consumos de água e produção de chorume são mais reduzidos que no período de Primavera-Verão. Este resultado está de acordo com o que na prática se observou, no comportamento dos animais, sobretudo naqueles que têm à sua disposição equipamentos de abeberamento separados do comedouro ou com bebedouros de tetina envoltos em concha, que é um maior desperdício de água para fins de arrefecimento, no período de Primavera-Verão.

Pode no entanto verificar-se que entre unidades produtivas há diferenças muito significativas no que diz respeito ao consumo de água, sobretudo entre explorações de ciclo fechado (CF). Os resultados obtidos mostram que a diferença de consumo associada aos animais, pode atingir diferenças de cerca de 100 %. Em grande medida estas diferenças devem-se sobretudo a condições de alojamento diferentes, (onde se incluem a integridade das instalações) e diferentes equipamentos de abeberamento e alimentação. Diferenças ao nível do manejo

seguido, são também responsáveis por diferenças encontradas, no que diz respeito a água consumida em lavagens complementares e outras utilizações.

Os resultados obtidos nas unidades de crescimento e acabamento, parecem indicar que é previsível ter um padrão de consumo global e de produção de chorumes, mais aproximado. Em muito contribuiu o facto de estas duas explorações terem os parques de engorda equipados com sistemas de abeberamento instalados no alimentador, o que como se verificará adiante, é vantajoso para evitar o desperdício de água e conseqüente produção de chorume.

Outro aspecto que importa realçar nestes resultados é a importância para as explorações de ciclo fechado da água consumida em lavagens, lavagens complementares e outras utilizações, ao contrário das explorações de crescimento e acabamento, onde esta é muito menos relevante.

As referências nacionais disponíveis, relativamente a captações de chorume global produzido em suiniculturas intensivas, são praticamente inexistentes. No entanto a referência de captação, para a estimativa de caudal de chorume produzido por um animal equivalente (peso vivo médio 45 kg), mais frequentemente utilizada em Portugal são 12 l animal.dia⁻¹. Os resultados obtidos vêm demonstrar que esta referência apesar de poder retratar a realidade de algumas explorações, sobretudo onde a gestão da água não é eficiente, não deverá ser representativa da indústria em geral e muito em particular, de unidades de crescimento e acabamento.

Na tabela 4, pode observar-se que globalmente, o padrão médio diário de produção de chorume, foi relativamente constante quando comparado com o consumo diário de água. A existência desta relação é importante, pois a medição regular do consumo de água, pode entre outras aplicações, servir para de uma forma simples, estimar a produção de chorume.

Tabela 3. Consumo global diário de água ($l/animal.d^{-1}$) e produção global de chorume ($l/animal.d^{-1}$) de cada exploração suinícola

Tipo de Consumo	CF1	N.º de Observações	CF2	N.º de Observações	CF3	N.º de Observações	CF4	N.º de Observações	CA1	N.º de Observações	CA2	N.º de Observações
Consumo Animal ⁽¹⁾	16,05	112	10,45	110	8,03	125	9,90	168	5,40	110	5,97	91
<i>Abeberamento</i>		duração de 16 semanas		duração de 15-16 semanas		duração de 18 semanas		duração de 24 semanas		duração de 15-16 semanas		duração de 13 semanas
<i>Lavagem</i>	1,05		0,88		2,67		0,19		0,29		1,31	
<i>Total</i>	17,10		11,33		10,70		10,19		5,69		7,28	
<i>Lavagens complementares e outros usos afins, usos similares a usos doméstico, banhos e rega, rupturas</i>	2,84		1,93		10,74		nc		nc		nc	
<i>Total do consumo</i>	19,94		13,26		21,44		nc		5,69		7,28	
<i>Produção de chorume</i>	11,12	1 ciclo - duração 13-14 semanas	7,43	1 ciclo - duração 15-16 semanas	10,55	1 ciclo - duração 15-16 semanas	nc	nc	2,70	1 ciclo - duração 17 semanas	5,38	1 ciclo - duração 13 semanas

(1) – Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção

nc – não foram contabilizados consumos e produções no período em estudo

Tabela 4. Razão Produção de Chorume/Consumo de Água de cada exploração

<i>Exploração</i>	<i>CF1</i>	<i>CF2</i>	<i>CF3</i>	<i>CF4</i>	<i>CA1</i>	<i>CA2</i>
<i>Consumo Geral (l/ animal.d⁻¹)</i>	19,94 / 15,79 ^(a)	13,26 / 11,11 ^(a)	21,44 / 15,38 ^(a)	–	5,69	7,28
<i>Consumo animal (l/ animal.d⁻¹)</i>	17,10/ 13,67 ^(a)	11,33 / 7,50 ^(a)	10,70 / 7,51 ^(a)	10,09 / 6,34 ^(a)	5,69	7,28
<i>Produção de chorume (l/ animal.d⁻¹)</i>	11,12 / 8,79 ^(a)	7,43 / 6,22 ^(a)	10,55 / 7,63 ^(a)	–	2,70	5,38
<i>Razão produção de chorume/ consumo geral de água</i>	0,56	0,56	0,49	–	0,47	0,74
<i>Razão produção de chorume/ consumo animal</i>	0,65 / 0,64	0,66 / 0,83	0,99 / 1,02	–	0,47	0,74

a) Valor que tem em conta o efectivo total animal, incluindo os leitões com PV < 7Kg

Tabela 5. Porcas Gestantes - consumo de água e produção de chorume (l/animal.d⁻¹)

GESTAÇÃO		Estabulação: Individual – Baias		Estabulação: Grupo – Parques	
		G1 ^(a)	G2 ^(b)	G3 ^(b)	G4 ^(c)
<i>Equipamento de Abeberamento</i>					
<i>Consumo Animal⁽¹⁾</i>	<i>Abeberamento</i>	17,58	16,34	23,99	9,65
	<i>Lavagem</i>	0,26	0,24	0,64	2,36
	<i>Total</i>	17,84	16,59	24,63	12,01
<i>Produção de chorume</i>		10,90	9,18	11,51	5,3

(1) – Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção

(a) – Abeberamento por chupeta; (b) – Abeberamento por nível constante em pia; (c) – Abeberamento por concha.

Tabela 6. Porcos Engorda - consumo de água e produção de chorume (l/animal.d⁻¹)

ENGORDA		Equipamento de Abeberamento Incorporado no Equipamento de Alimentação			Equipamento de abeberamento separado do Equipamento de Alimentação		
		E1 ^(a)	E2 ^(b)	E3 ^(b)	E4 ^(c)	E5 ^(c)	E6 ^(d)
<i>Equipamento</i>							
<i>Consumo Animal⁽¹⁾</i>	<i>Abeberamento</i>	6,88	5,40	5,97	13,52	19,51	6,14
	<i>Lavagem</i>	0,47	0,29	1,31	0,5	0,16	2,76
	<i>Total</i>	7,35	5,69	7,28	14,02	19,67	8,90
<i>Produção de chorume</i>		3,71	2,70	5,38	8,98	11,80	6,64

(1) – Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção

(a) – Água mistura-se com a ração no comedouro; (b) – Não ocorre mistura de água com ração no comedouro;

(c) – Abeberamento por chupeta; (d) – Abeberamento por concha.

A partir dos resultados do estudo de campo, e de outros trabalhos concluídos no ano de 2004 (Ferreira *et al.*, 2004), foi possível medir diferenças significativas, relativas ao consumo de água e produção de chorume em animais de engorda e em porcas gestantes. Conclui-se que os factores que determinaram estas diferenças, estão directamente relacionados com os diferentes sistemas de alimentação, abeberamento e estabulação.

Nas tabelas 5 e 6, podem observar-se os resultados obtidos nestes estudos respectivamente, para as porcas gestantes e porcos de engorda.

Os resultados relativos às porcas gestantes, indicam que por uma diversidade de factores nomeadamente as porcas disporem de um bebedouro individual (quando estão alojadas em baias), os equipamentos serem mais susceptíveis de avariar ou mesmo pelo menor desperdício associado a diferentes tipos de bebedouro, bem como por diferentes procedimentos de lavagem, existe um potencial de redução na produção de chorume de cerca de 50 %. Outras explicações, que poderão justificar estas diferenças, estão relacionadas com fenómenos comportamentais e de socialização, que naturalmente se desenvolverão de forma diferente numa situação de estabulação em grupo ou individual (Brumm & Gonyou, 2001).

Brumm, (2006), apresentou os valores de 11,37 a 15,16 L, como os requisitos diários de água para porcas em gestação. Se a estes valores adicionarmos o volume de água desperdiçada pelos animais, facilmente se atingem os valores medidos neste estudo de campo.

Verifica-se que os resultados relativos ao consumo de água por porcos de engorda nas unidades onde o equipamento de abeberamento está incorporado no comedouro, encontram-se de acordo com os requisitos diários, 1,89-5,68 L propostos por Brumm, (2006) (atendendo a que há desperdício de água pelo equipamento) e com os 5,3-7,3 L sugeridos por Li, (2005), para a água consumida diariamente pelos animais, contabilizando o desperdício associado ao equipamento. Dos resultados da produção de chorume entre os animais de engorda, pode verificar-se que os equipamentos de abeberamento quando incorporados no equipamento de alimentação, condicionam muito o desperdício de água. Por consequência a produção de chorumes pode reduzir-se em pelo menos, 50 %. Trabalhos anteriores, descrevem que com este tipo de dispositivo de alimentação e abeberamento (comedouros que incluem bebedouros), podem minimizar-se os desperdícios de água e atingirem-se reduções na produção de chorume na ordem dos 50% (Gadd, 1988), de 20-30% (Maton & Daelemans, 1992), ou de 30% (Christianson *et al.*, 2002) quando comparados com sistemas de bebedouro separado do comedouro.

4. CONCLUSÕES

Este estudo permitiu identificar que existem procedimentos e práticas de manejo que acarretam a uma significativa diferença nos consumos de água, bem como na de produção de chorumes. Baseada nestas observações, foi possível concluir que relativamente às suiniculturas de ciclo fechado e no que diz respeito a alguns estádios de produção (gestações e engordas) existe um potencial de redução do consumo de água e produção de chorume de cerca de 50 %.

Foi possível concluir que a referência nacional, de 12 L/animal.d⁻¹, frequentemente utilizada para estimar os volumes de chorume produzidos por suiniculturas intensivas, é desadequado e penaliza em particular as explorações de crescimento e acabamento.

No contexto da aplicação da directiva PCIP, existe a necessidade de realizar o *Benchmarking* da utilização da água, que é um dos primeiros passos no desenvolvimento de técnicas de gestão da água. A identificação de funções operativas onde possa ocorrer um significativo desperdício de água, permite a quantificação do potencial de minimização de consumos e produção de efluentes.

Os chorumes e estrumes animais, representam grandes quantidades de resíduos, que tradicionalmente são aplicados na agricultura, constituindo esta prática uma importante forma de reciclagem de nutrientes, água, matéria orgânica e um contributo positivo para o balanço energético nacional (uma vez que 1 kg de N mineral consome na sua produção, cerca de 2 kg de petróleo). Reduzindo o desperdício de água, reduz-se também o volume de chorumes/águas residuais, a aplicar em superfícies agrícolas, com economias ao nível dos custos de aplicação. Reduz-se ainda as necessidades de investimento em capacidade de armazenamento, bem como os custos associados à operação de unidades de tratamento e/ ou pré-tratamento e de valorização energética.

A Directiva PCIP e a Lei da Água, vieram desencadear nesta indústria um conjunto regras e enquadramentos novos que se constituirão em nosso entender, nos grandes desafios à gestão ambiental, e em particular dos chorumes produzidos nas unidades comerciais do futuro. A gestão integrada da água é o pilar base dos sistemas de gestão de chorumes, na medida em que tem uma influência directa, na dimensão dos custos de todas as funções que o constituem.

O facto deste estudo ter sido desenvolvido à escala real, com a participação de operadores abrangidos pela Directiva PCIP, permitiu que estes se consciencializassem desta problemática. Nalguns deles fez desencadear a adopção de medidas internas, nomeadamente a substituição de equipamentos (comedouros com bebedouros incorporados).

Por outro lado foi possível para estes operadores, utilizarem a informação obtida durante a realização deste estudo, de modo a agilizarem a comunicação com a administração pública com competências em matéria de licenciamento.

5. AGRADECIMENTOS

Neste projecto estiveram envolvidas várias entidades e pessoas, sem as quais não teria sido possível a sua realização e a quem devemos os nossos sinceros agradecimentos;

A todos os operadores que estiveram envolvidos neste projecto, pelos meios humanos e materiais disponibilizados;

Aos encarregados e responsáveis das instalações estudadas, pela disponibilidade e empenho, no acompanhamento e compatibilização de um conjunto alargado de tarefas, em situação de operação real;

Ao Instituto do Ambiente pela estreita colaboração e financiamento do projecto.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brumm, M. C. & Gonyou, H. (2001), *Effects of facility design on behaviour and feed and water intake. Swine nutrition*, 2ª edition, A. J. Lewis & L. L. Southern (eds.), EUA, 499 – 517
- Brumm, C.M. (2006), *Pattern of drinking water use in pork production facilities. Nebraska swine report*. IANR. Ed. Marcia Oetjen, Nebraska, pp.10-13.
- Christianson, S., Lemay, P., Lague, C., Patience, J., Gonyou, H. (2002) *Water usage by grower-finishing pigs using dry and wet/dry feeders. Prairie swine centre annual report*, pp.24. Canada.
- European Commission (2003), *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) – Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. European IPPC Bureau.
- Ferreira, L.; Duarte, E.; Elói, M.; Faria, P. (2004) *Uso da água em explorações suínícolas intensivas, no contexto da directiva PCIP – Implicações associadas à produção de chorumes. 8ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa (Eds), Lisboa, Portugal, Vol. (1), 349-350*
- Gadd, J. (1988), *Mix at trough feeding, a quiet revolution. Pigs: Jan/Fev, 26* (cit. Brumm & Gonyou, 2001)
- Gago da Câmara, E.E.; Duarte, E.; Ferreira, L. (2001) *Overall assessment of environmental impacts of animal production in Portugal. Anais do Instituto Superior de Agronomia, Vol. (XLVIII), pp 9-40.*
- Li, Y., Gonyou, H., Chénard, L., Lemay, S. (2005) *Water intake and wastage at nipple drinkers by growing-finishing pigs. Journal of Animal Science, Vol. (83), iss. 6, pp.1413.*
- Maton, A. & Daelemans, J. (1992) *Third comparative study viz. the circular wet-feeder versus the dry-feed hopper for ad libitum feeding and general conclusions concerning wet feeding versus dry feeding of finishing pigs. Landbouwtijdschr. Rev. l'Agric. 45 (3) - 532*
- Ribeiro, R; et al. (2002). *Uso eficiente da água na suinicultura intensiva.* <http://www.qualidadeonline.com>
- Shaw, Marnie I., Patience, J., Beaulieu, A. (2003) “*Alters water use by diet manipulation*”. *Prairie swine centre*. Canada.

4.2 Anaerobic codigestion of pig manure with fruit wastes - Process development for the recycling in decentralized farm scale plants

Ferreira, L.

(2006) *DIAS report Plant production no. 122: 12th Ramiran International Conference – Technology for recycling of manure and organic residues in a whole-farm perspective*, pp.127-130.

Anaerobic co-digestion of pig manure with fruit wastes. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants

*Luís J. M. Ferreira**

*Department of Environmental and agricultural Chemistry, High institute of Agronomy, Technical University of Lisbon , Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal. *Email: lferreira@isa.utl.pt*

Objective

The main objective was to study the utilization of fruit wastes, rejected from centralised fruit storage and distribution facilities of producers, as a co-substrate for co-digestion with pig manure (PM) in farm scale digesters. This paper presents the results of the lab work developed in batch trials and in continuous trials for the preparation of a site demonstration in a pilot plant of 2 m³ CSTR digester.

Introduction

Fruit wastes (FW) are produced in large quantities in centralised fruit storage and distribution facilities of producers, during the selection and rejection processes before fruit enter into the market. The waste stream targeted by this project was originated from a group of apple and pear producers. During the past few years these wastes have been landfilled and part of it used to produce ethanol, but still they constitute an environmental problem, and producers want to have an alternative.

One of the most promising alternatives for managing these organic wet wastes is anaerobic digestion (AD). A major limitation of anaerobic digestion of FW is a rapid acidification of these wastes decreasing the pH in the reactor, and a larger volatile fatty acids production (VFA), which can stress or inhibit the methanogenic biomass activity (Bouallagui et al, 2005). Decentralised management of these flows in farm scale digesters, could be a solution to avoid this limitation and improve the economy of digester investments already done in the past, and to contribute to the recycling of nutrients in the local agriculture areas.

The location of the fruit production unit is also a region where a strong pig production activity has developed. Pig production units in Portugal generate very dilute slurries, 1.5-2 % total solids (TS) with a total volatile solids (VS) of 67%, and this represents a barrier to establish economically feasible AD processes.

Methods

Origin of materials - The substrates used were screened pig slurry (PS) from a farrow-to-finish pig farm and fruit wastes (FW) characterised by a mixture of refused flows of apples and pears. Samples of pig slurry were collected according to a procedure in order to get weekly composed samples. Fruit waste was pulped with a fruit mill. Inoculum was obtained from a mesophilic (35°C) sewage digester. Characteristics of these materials are presented in Table 1.

Continuous trials - Continuous lab trials using a stainless steel digester (CSTR) with $V= 11$ litres were performed at $37^{\circ} C \pm 4^{\circ}C$. The digestion performance of FW:PS (v:v) composition (5%:95%, 10%:90% and 15%:85%) at HRT=16 d, was tested and compared with pig slurry digestion HRT =15 d (OLR = $0.66 \text{ kg VS/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) and HRT= 11 d (OLR = $0.85 \text{ kg VS/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). For each composition, the influence of the respective organic loading rate (1.0, 1.5, 2.0 and $2.95 \text{ kg SV/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) on the main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H_2S and COD fractions of the digestate) were investigated. Both substrates and mixtures were stored at $-20^{\circ} C$ before use.

Analytical methods - COD, TS, VS, lipids, TK-N, N-NH_4^+ and T-P were determined according to standard methods (APHA, 1992).

Table 1. Initial characteristics of the waste materials

		Pig slurry A	Pig slurry B	Fruit waste pulp
pH		7.77	7.42	3.49
TS	g/l	14.72	38.91	157.58
VS	g/l	10	28.48	154.17
Crude Fibre	g/l	2.53	-	13.97
Crude Fat	g/l	0.42	-	0.45
COD	mg O_2 /l	16398	-	186960
COD soluble	mg O_2 /l	8707	-	166050
TK-N	g/l	1.78	-	0.461
NH_4^+ -N	g/l	1.04	-	0.110
T-P	mg/l	342.92	-	65.49

Results and discussion

It is possible to see from Table 1 the low TS content of pig slurry after the screening operation. In comparison, fruit waste pulp had almost ten times more solids and 98 % of them were volatile. Buffiere et al. (2005) reported very similar characteristics for apple wastes.

Regarding biogas yield obtained from batch trials (50 days), the results were 0.878 l biogas/g VS and 1.051 l biogas/g VS, respectively, for FW and PS. Figure 2 illustrates the increase in the biogas production rate with different OLR. On the other hand, the observed (Table 2) biogas resulting from an increment of FW in the mixture became poor in methane, even for the mix FW15:PS85 (a).

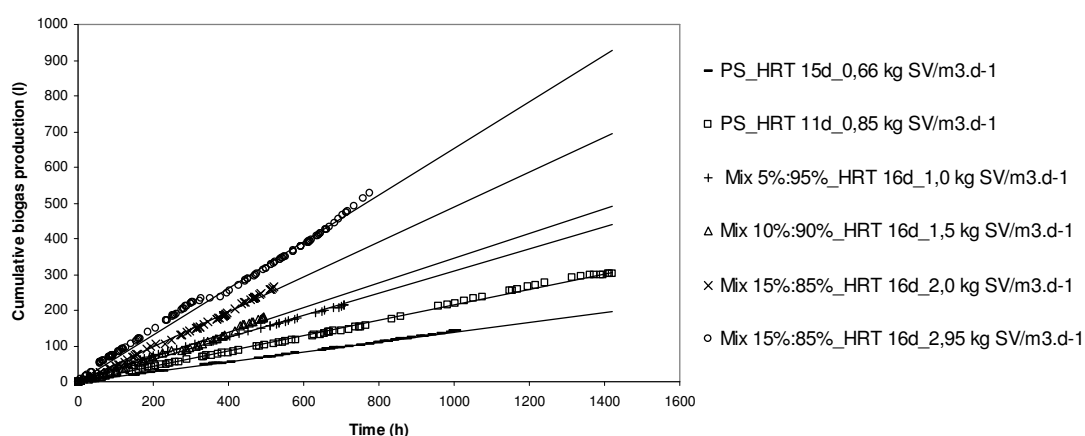


Figure 2. Biogas production rate at different OLR.

Table 2. Operating and performance data for different loading rates.

Mix. FW:PS (% v/v)	HRT	OLR kg SV/ m ³ .d ⁻¹	Biogas l/h	Biogas quality % CH ₄	COD removal %	m ³ biogas/m ³ biomass
0:100	15	0.66	0.139	73	64	4.55
0:100	11	0.85	0.214	73	70	5.14
5:95	18	1.0	0.309	69	68	10.79
10:90	17	1.5	0.347	69	67	12.11
15:85	16	2.0	0.490	58	77	17.11
15:85 (a)	16	2.95	0.653	58	69	22.79

(a) Mixture prepared with pig slurry B.

Conclusions

The utilisation of fruit wastes as a co-substrate during the digestion of pig slurry has a significant effect on the biogas production rate. Further research focused on the biological pre-treatment of the fruit waste is being executed in order to evaluate operating and digestion performance after pre-treatment.

References

APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health association, Washington, DC.

Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J-P., 2005. Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. In proceedings of 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, September 2005, Copenhagen, Denmark.

Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables. *Process Biochemistry* 40: 989-995.

**4.3 Fruit wastes bioconversion for anaerobic codigestion with pig manure.
Process development for the recycling in decentralized farm scale plants**

Ferreira, L., Duarte, E., Silva, C., Malfeito-Ferreira, M.

(2007) *Proceedings of International Conference Progress in Biogas - Biogas production from agricultural residues and organic wastes*, pp. 135-140.

Fruit wastes bioconversion for anaerobic co-digestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants.

Ferreira, Luís¹; Duarte, Elizabeth d'Almeida¹; Silva, Carla²; Malfeito-Ferreira, Manuel²

(1) Department of Environmental and Agricultural Chemistry; (2) Microbiology Laboratory, Department of Botany and Biological Engineering - High Institute of Agronomy, Technical University of Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

lferreira@isa.utl.pt

INTRODUCTION

Fruit wastes (FW) are produced in large quantities in centralised fruit storage and distribution facilities of producers, during the selection and rejection processes before fruit enter into the market. The waste stream targeted by this project was originated from a group of apple and pear producers. During the past few years these wastes have been landfilled, but producers want to have an alternative.

One of the most promising alternatives for managing these organic wet wastes is anaerobic digestion (AD). A major limitation of anaerobic digestion of FW is a rapid acidification of these wastes decreasing the pH in the reactor, and a larger volatile fatty acids production (VFA), which can stress or inhibit the methanogenic biomass activity (Bouallagui et al, 2005). Decentralised management of these flows in farm scale digesters, could be a solution to avoid this limitation and improve the economy of digester investments already done in the past, and to contribute to the recycling of nutrients in the local agriculture areas.

The location of the fruit production unit is also a region where a strong pig production activity has developed. Pig production units in Portugal generate very dilute slurries, 1.5-2 % total solids (TS) with a total volatile solids (VS) of 67%, and this represents a barrier to establish economically feasible AD processes.

On the other hand there are several farm scale digesters where could be possible to introduce other substrates to co-digest with, in order to raise biogas production.

SCOPE

The main purpose of this work was to study the necessary mechanical pre-treatment and bioconversion processes occurring during storage conditions, taking into account the concept that fruit waste (FW) is a valuable resource. In order to determine the biogas potential of FW and bioconverted fruit wastes (BFW) it was performed lab batch tests with two litre reactors. After performing these trials it was setup a dynamic continuous lab trial, using a digester with V= 11 litre (figure 1). The influence of FW:PM and BFW:PM composition was studied and the influence of the organic loading rate on the main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H₂S and COD fractions of the digestate) has also been investigated. In addition, the fermentation kinetics and the microbial fermenting flora were characterised.

MATERIALS AND METHODS

Origin of materials - The substrates used were, screened pig slurry (PS) from a farrow-to-finish pig farm and fruit wastes (FW) characterised by a mixture of refused flows of apples and pears. Samples of pig slurry were collected according to a procedure in order to get weekly composed samples. Fruit waste was pulped with a fruit mill with a 5 mm screen. Inoculum was obtained from a mesophilic (35°C) sewage digester. Characteristics of these materials are presented in Table 1.

Methane potential assays - The methane potential of fresh substrates, were determined in batch experiments, performed in glass reactors of 2 litre, incubated at $37^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ during 50 days. Substrate was added to inoculum in a volumetric ratio of 1:9 (200 ml substrate: 1800 ml inoculum). Three reactors were fed with, 20 ml fruit pulp + 180 ml distilled water (R1), 20 ml distilled water + 180 ml pig slurry (R2), 20 ml bioconverted fruit pulp + 180 ml distilled water (R3). A fourth reactor was set up only with 200 ml of distilled water + 1800 ml inoculum, as the experimental control, in order to subtract biogas yield of inoculum from R1, R2 and R3. The biogas produced was measured by a volume gas counter based on the principle of water displacement.

Continuous trials – Continuous lab trials, using a stainless steel digester (CSTR) with $V= 11$ litre (Figure1) were performed at $37^{\circ}\text{C} \pm 4^{\circ}\text{C}$. The digestion performance of FW:PS (v:v) composition (5%:95%, 10%:90% and 15%:85%) was tested and compared with pig slurry digestion $\text{TRH} = 15$ ($\text{OLR} = 0,66 \text{ kg SV/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) and $\text{TRH} = 11\text{d}$ ($\text{OLR} = 0,85 \text{ kg SV/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Additionally the utilization of bioconverted fruit wastes (BFW) was tested with a mixture BFW:PS 30%:70% and the performance results were also compared. For each composition of FW:PS and BFW:PS the influence of the respective organic loading rate on the main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H_2S and COD fractions of the digestate) has also been investigated. Both substrates and mixtures were stored at $- 20^{\circ}\text{C}$ before used.

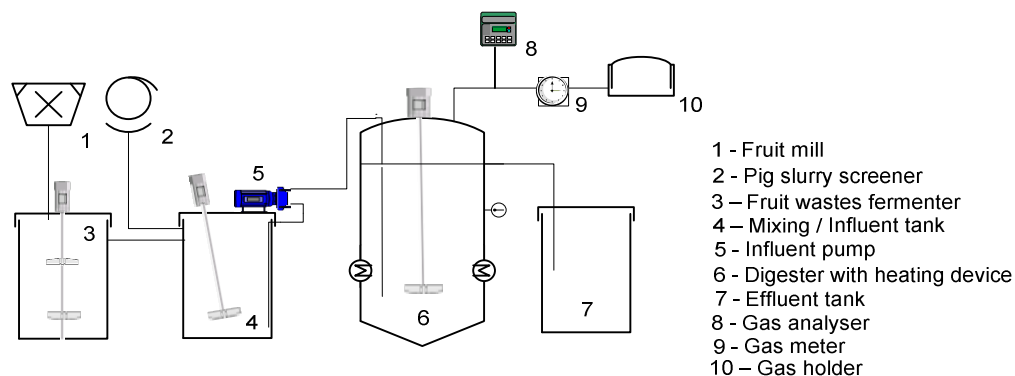


Figure 1. Schematic diagram of the laboratory-scale experimental setup.

Bioconversion process – Fruit pulp (30 litres) was stored in a 50 litre closed vessel with mechanical mixer at environmental temperature, in order to develop a spontaneous fermentation process. During this process, internal pressure was alleviated releasing the CO_2 produced, although due practical reasons it was not possible to measure it. After 10 days of fermentation, the pulp was considered ready to be used as a co-substrate.

Analytical methods – COD, TS, VS, Lipids, N-Kj, N-NH_4^+ , TP, were determined according to standards methods (APHA, 1995). Glucose, fructose, ethanol and organic acids were determined by isocratic HPLC with IR or UV detection.

Microbiological analysis – duplicate samples were periodically taken from the vessel, decimally diluted with peptone water and plated onto plates of GYP with chloramphenicol, for total yeasts, GYP with chloramphenicol and cicloheximide for non-*Saccharomyces* yeasts, MRS with L-cysteine and pymaricin for lactic bacteria and GY with penicillin and pymaricin for acetic bacteria. Colonies were counted and proportions of isolates were based on colony morphology. After purification, bacterial

strains were characterised regarding cellular morphology, catalase reaction and Gram staining. Yeast strains were identified by restriction analysis of the 5.8S-ITS rDNA region using the primers ITS1 and ITS4, or by large subunit rRNA sequencing when restriction patterns were not known (Martorell *et al.*, 2006).

RESULTS AND DISCUSSION

Characterization of waste materials

Characteristics of the different organic wastes tested are reported on Table 1.

Table 1. Initial characteristics of the waste materials

		Pig Slurry A	Pig Slurry B	Fruit Waste	Bioconverted Fruit Waste
pH		7,77	7,42	3,49	3,46
TS	g/l	14,72	38,91	152,70	53,44 ^a
VS	g/l	10	28,48	148,01	48,38 ^b
Crude Fibre	g/l	2,53	n.d	13,97	n.d
Crude Fat	g/l	0,42	n.d	0,45	n.d
COD	mg O ₂ /l	16398	n.d	179280	171500
COD soluble	mg O ₂ /l	8707	n.d	156870	137200
TK-N	g/l	1,78	n.d	0,461	n.d
NH ₄ ⁺ -N	g/l	1,04	n.d	0,110	n.d
T-P	mg/l	342,92	n.d	65,49	n.d
T-VFA	g acetic acid/l	n.d	n.d	5,47	5,99
Glucose	g/l	n.d	n.d	33,06	0
Fructose	g/l	n.d	n.d	75,71	0
Ethanol	g/l	n.d	n.d	0	44,0

a) – Non volatile fraction at 104°C ; b) – Volatile fraction at 550°C of the non volatile fraction at 104°C ; n.d - not determined

It is possible to see from Table 1 the low TS content of pig slurry after the screening operation. In comparison, fruit waste pulp had almost ten times more solids and 98 % of them were volatile. Buffiere *et al.* (2005) reported very similar characteristics for apple wastes.

Batch trials

Regarding biogas yield obtained from batch trials (50 days), the results were 0.725 l biogas/g COD or 0,878 l biogas/g SV for FW, 0,353 l biogas/g COD or 0,579 l biogas/g SV for PS and 0,949 l biogas/g COD for BFW.

Continuous trials

Figure 2 show the raising of biogas production rate with increasing of OLR. On the other hand, Table 2 shows that biogas resulting from an increment of FW in the mixture with pig slurry, became poor in methane, even for the mix FW:PS 15:85 (a). In the same table can be seen that when bioconverted fruit wastes are used as co-substrate and in a higher content BFW:PS 30:70, the biogas quality is improved and biogas production is increased. Process stability was not affected although T-VFA/BA

ratio results indicated that an increase of OLR based on BFW:PS mixture, could become problematic to digester balance (results not shown).

Table 2. Operating and performance data for different loading rates

Mixture (% v/v) FW:PS	HRT	OLR kg SV/m ³ .d ⁻¹	Biogas l/h	Biogas quality % CH ₄	COD removal %	m ³ biogas/m ³ biomass
0:100	15	0,66	0,139	73	64	4,55
0:100	11	0,85	0,214	73	70	5,14
5:95	16	1,0	0,309	69	68	10,79
10:90	16	1,5	0,347	69	67	12,11
15:85	16	2,0	0,490	58	77	17,11
15:85 (a)	16	2,95	0,653	58	69	22,79
BFW:PS	-	kg COD/ m ³ .d ⁻¹	-	-	-	-
30:70	16	4	0,720	67	75	24,31

(a) Obtained with pig slurry B.

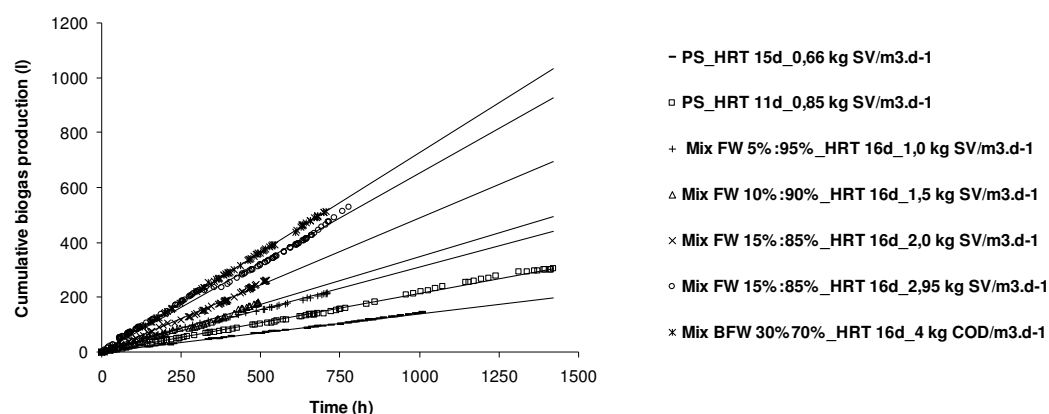


Figure 2. Cumulative biogas production according to different organic loading rates.

Bioconversion process

Between day 8-10 the CO₂ production declined, indicating a low biological activity in the stored material. After day 10, negligible CO₂ production occurred which is supported by the results of the total consumption of the sugars (see figure 3).

Regarding COD evolution during the process, figure 5 shows that a lost of 5% of the initial total COD was obtained which is a good indicator of the energy conservation during this process. Air-tight sealing anaerobic conditions and the microbial conversion of free soluble carbohydrates into acids and ethanol developed a low pH environment, suitable to preserve the organic material (see figure 4).

The yeast species and the bacterial populations recovered during the FW fermentation process are listed in Table 3, and the metabolite variations are shown in figure 3. The isolated microbial populations are consistent with those from fruit

fermentations. At the beginning, apiculate yeasts (*Hanseniapora uvarum*), fermenting yeasts (*Saccharomyces pastorianus*) and lactic acid bacteria predominate. The fermentation is mainly due to *S. pastorianus*. After the end of fermentation, contamination species (*Candida humilis* and *Saccharomyces ludwigii*) appear together with *S. cerevisiae* as predictable in these type of fermented products. Lactic bacteria, after sugar depletion, are responsible for malolatic conversion, as demonstrated by the production of lactic acid. Acetic bacteria appear during storage being, probably, responsible for most production of acetic acid. Other microbial groups (basidiomycetous yeasts and bacteria not consistent with lactic or acetic bacteria reactions) were isolated but we could not ascribe them any technological significance (results not shown).

Table 3. Microbial countings (CFU/ml) during fermentation process and sequent FW storage.

Microorganisms	Time (days)							
	0	2	5	9	15	22	30	62
Yeast species								
<i>H. uvarum</i>	3.9×10^5	5.0×10^5	1.6×10^7	2.0×10^7	-a	-	-	-
<i>S. pastorianus</i>	8.0×10^5	7.1×10^5	1.6×10^8	1.7×10^8	8.3×10^7	5.0×10^7	-	2.7×10^4
<i>C. humilis</i>	-	-	-	-	7.6×10^6	6.6×10^7	6.9×10^6	-
<i>S. ludwigii</i>	-	-	-	-	-	-	-	2.7×10^5
Lactic bacteria ^b	1.2×10^5	-	-	-	-	5.7×10^6	5.5×10^6	-
Acetic bacteria ^c	-	-	-	-	-	$>10^6$	$>10^6$	1.04×10^7

^a Absence of counts in 0.1 g ; ^b Probable lactic bacteria with catalase negative, gram positive reactions ; ^c Probable acetic bacteria with catalase positive, gram negative reactions.

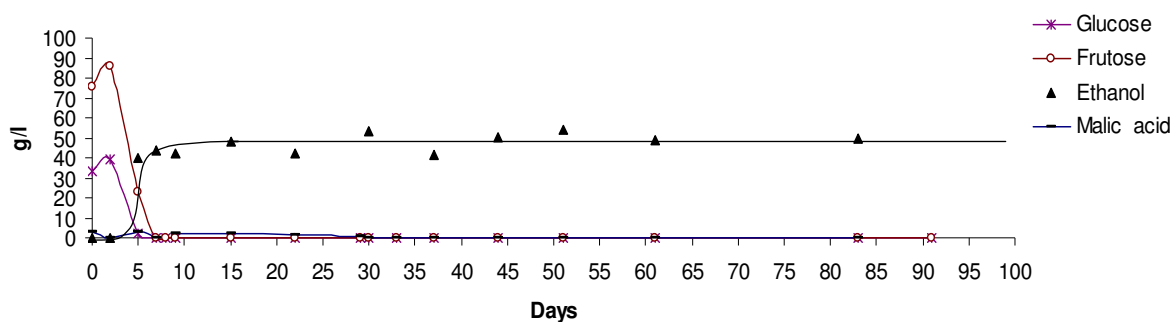


Figure 3. Fermentation of sugars and ethanol production, during the bioconversion process.

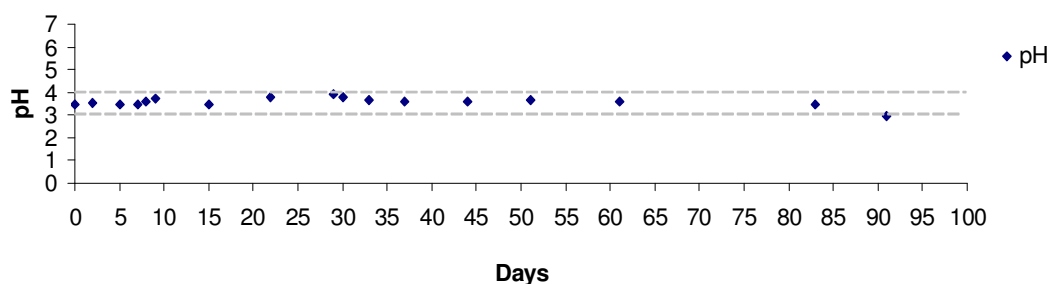


Figure 4. pH evolution during the bioconversion process and storage.

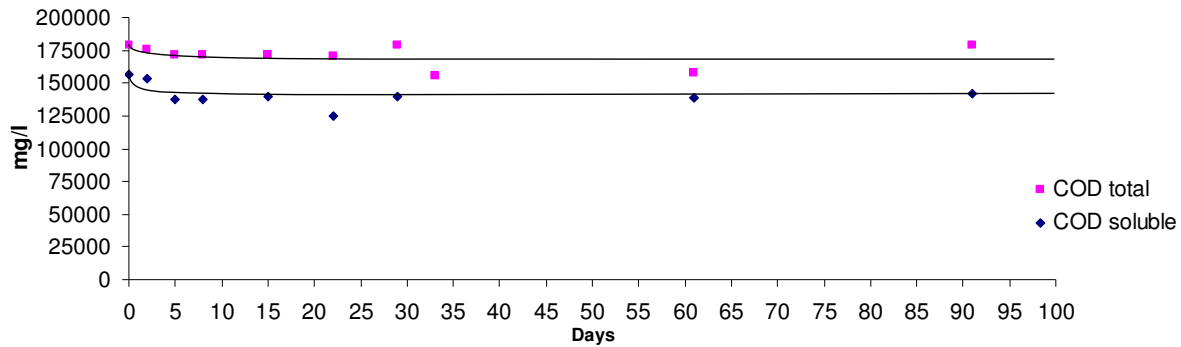


Figure 5. COD evolution during the bioconversion process and storage.

Conclusions

The utilisation of fruit wastes (FW) as a co-substrate during the digestion of pig slurry has a significant effect on the biogas production rate. On the other hand increasing the percentage of FW on the mixture PS:FW, the biogas quality became poor in methane. Performing a pre-fermentation of the fruit waste, as a bioconversion step before co-digestion, was recognised to be advantageous to the co-digestion process once the bioconverted FW doesn't generate the same amount of carbon dioxide, raising the methane production. Other important advantage is the stability level of the bioconverted FW product. The storage capability of this product, for more than 3 months is enough to assure the co-digestion of this waste stream during the all year.

Bioconversion of fruit wastes (apples and pears) was shown to be a feasible manner of conserving methane potential and it is likely to offer a cost efficient solution for biogas production in farm scale biogas plants.

References

- APHA**, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC.
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J-P.**, 2005. *Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties*. In proceedings of 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, September 2005, Copenhagen, Denmark.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M.**, 2005. *Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables*. *Process Biochemistry* 40: 989-995.
- Martorell, P., Barata, A., Malfeito-Ferreira, M., Fernández-Espinar, M., Loureiro, V. and Querol, A.** 2006. *Molecular typing of the yeast species *Dekkera bruxellensis* and *Pichia guilliermondii* recovered from wine related sources*. *International Journal of Food Microbiology*, 106, 79-84.

4.4 Utilization of fruit wastes as co-substrate for pig manure anaerobic codigestion – The COD:N:P balance

Ferreira, L., Duarte, Figueiredo, D.

(2011) Biogas Engineering and Application (Vol.1), Chapter Cofermentation, pp.156-163

UTILIZATION OF FRUIT WASTE AS CO-SUBSTRATE FOR PIG MANURE ANAEROBIC CO-DIGESTION—THE COD : N : P BALANCE

L. M. Ferreira, E. A. Duarte, D. Figueiredo

1. Dpt. of Agricultural and Environmental Chemistry, Superior Institute of Agronomy, Technical University of Lisbon, Portugal

Contact: Researcher, Luís Ferreira, Technical University of Lisbon, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal, lferreira@isa.utl.pt

EXECUTIVE SUMMARY

This particular study was developed within a more extended research work, focused on the utilization of suitable organic waste streams as co-substrates for the development of farm scale decentralised biogas production processes, with pig manure (PM). One of the waste streams studied was fruit wastes (FW), rejected from centralised fruit storage and distribution facilities of producers.

Fruit wastes (FW) are produced in large quantities in these facilities, during the selection and rejection processes before fruit enter into the market. The waste stream targeted by this project was originated from a group of apple and pear producers.

A previous bioconversion process of fruit wastes before feeding a co-digestion process was considered advantageous, once the result of this bioconversion is a stable product in anoxic conditions, more convenient to be stored, handled and improves the stability of the AD process (Ferreira et al., 2007).

The main objective was to evaluate for a similar organic loading rate, the influence of an improved COD : N : P balance on the mixture of bioconverted fruit wastes (BFW) with pig manure (PM). Two mixtures of BFW and PM, with a volumetric composition of 30 : 70 and 66 : 34 were studied for the same organic loading rate of 4.4-4.7 kg COD/(m³ · d).

For each mixture, two dynamic mesophilic (37°C ± 4°C) continuous lab trials were setup, using a digester with V=10 litre. The influence of BFW : PM composition was studied and a HRT=16 days and HRT=27 days were operated respectively for the mixtures BFW : PM, 30 : 70, and 66 : 34. The continuous trial performance using the mixture BFW : PM, 30 : 70 with a previsual COD : N : P=170 : 4 : 1 was compared with the mixture BFW : PM, 66 : 34 with a previsual COD : N : P=500 : 5 : 1. The main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H₂S and COD fractions of the digestate, nitrogen and phosphorous) has also been investigated. Results were obtained considering a steady-state achieved after three reactor volumes.

Was demonstrated with this investigation that for a same digester size, the option to feed a better balanced COD : N : P mixture of BFW:PM, results in a significant increase of the biogas productivity (m³ biogas/ (m³ · d) by 25% , although due to a slightly lower methane content of the biogas, this represents an increase on the methane productivity of 17%. This better performance could be directly related with a much better C/N balance on this composition. The biogas quality regarding the H₂S content improved significantly. The reduction achieved from the digestion of the mixture 66% BFW : 34% PM , results mainly from the low S content of the BFW.

Process stability was not affected, although T-VFA/BA ratio results indicated, that an increase of OLR based on BFW : PM mixture, could become problematic to digester balance.

For this particular combination of streams, the anaerobic co-digestion process can be developed using two distinct approaches, to add fruit wastes to the pig slurry, or to add pig slurry to the fruit wastes. It could be concluded that for a same digester size, and considering no limitation of feedstock, it's better to co-digest pig manure with fruit wastes.

These two approaches can both be very useful in order to develop more adequate strategies for this organic waste streams management on rural areas. Regarding a waste management perspective, in particular the recycling of digestate in agriculture, the digestion of the same volume of BFW, requires a waste management system with aprox. 45% of the arable land.

1 Introduction

This research work was developed in the framework of a three years demonstration project, focused on the decentralised utilization of organic wastes from the food industry and agriculture, to produce biogas in farm scale plants. One of the main goals of the project was to involve the main stakeholders in one hand on the concept adoption and on the other to be aware about the technical and non-technical barriers of farm scale systems, based in anaerobic co-digestion processes for biogas production and organic waste management. The project identified a particular region of Portugal (Alcobaça) where it could be suitable the utilization of fruit wastes (pears and apples) as co-substrates in anaerobic co-digestion process with pig manure, once both economic sectors are well established in the region.

Traditionally fruit producers have always found in the region cattle farmers neighbours available to accept their fruit waste streams or production surplus that could not meet the market requirements, as a way to disposed them. Increasing of fruit production, environmental legislation framework and modern animal production requirements have created the need to find alternatives to dispose correctly this waste streams. Taking into account sustainable criteria, this particular agriculture waste and many other organic wastes (where pig manure is part) should be recycled locally and it is advisable to integrate them in a organic waste management system, where anaerobic digestion plays an important role.

The operation of co-digestion processes is more demanding with regards to technical skills. The research work described in this paper is one part of the component of activities developed to design the co-digestion process with fruit wastes and to optimise the mixture composition with pig manure.

1.1 Background

Fruit wastes (FW) are produced in large quantities in centralised fruit storage and distribution facilities of producers, during the selection and rejection processes before fruit enter into the market. The waste stream targeted by this study was originated from a group of apple and pear producers. This stream is produced from end of August to the end of May.

One of the most promising alternatives for managing these organic wet wastes is anaerobic digestion (AD). A major limitation of anaerobic digestion of FW is a rapid acidification of these wastes decreasing the pH in the reactor, and a larger volatile fatty acids production (VFA), which can stress or inhibit the methanogenic biomass activity (Bouallagui et al. , 2005). Decentralised management of these flows in farm scale digesters could be a solution to avoid this limitation and improve the economy of digester investments already done in the past, and to contribute to the recycling of nutrients in the local agriculture areas.

A previous research work concluded that a bioconversion process of fruit wastes before feeding a co-digestion process with pig manure (PM) was considered advantageous, once the result of this bioconversion is a stable product in anoxic conditions, more convenient to be stored, handled and improves the stability of the AD process (Ferreira et al. , 2007).

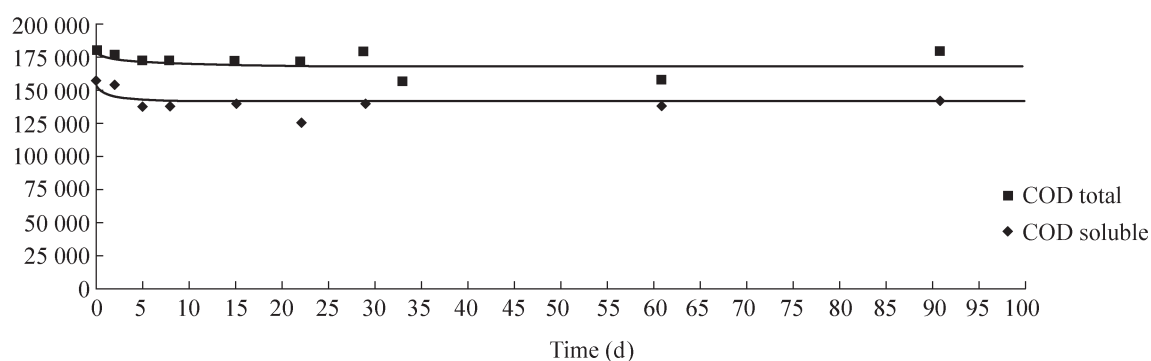


Figure 1 Chemical oxygen demand (COD) mg/L. Evolution during the bioconversion process and storage.

To illustrate these conclusions, *Figure 1* shows the fruit wastes COD (total and soluble) evolution during the bioconversion process and after a long storage period (more than three months). A lost of 5% of the initial total COD was obtained which is a good indicator of the energy conservation during this process.

The same work studied the co-digestion of a mixture of BFW : PM, 30 : 70 (*v/v*) with an organic loading rate (OLR) based on the chemical oxygen demand (COD) of 4 kg COD/(m³ · d), operating at a hydraulic retention time (HRT) of 16 days.

The amount of nitrogen and phosphorous needed to satisfy anaerobic bacterial activity and maintain acceptable digester performance may be achieved through an adequate COD : N : P ratio in the feedstock. Generally 1 000 : 7 : 1 has been used for high-strength wastes (Gerardi, 2003)

Taking this into account, different approaches can be exploited on the utilization of these two organic waste streams. Co-digestion processes can be performed using BFW as a co-substrate with pig manure or utilizing pig manure as the co-substrate with BFW.

This work is a contribution for the assessment and comparison of these approaches.

1.2 Research objectives

The main objective was to evaluate for a similar organic loading rate, the influence of an improved COD : N : P balance on the mixture of bioconverted fruit wastes (BFW) with pig manure (PM). Two mixtures of BFW and PM, with a volumetric composition of 30% BFW : 70% PM and 66% BFW : 34% PM were studied for the same organic loading rate of 4.1-4.4 kg COD/(m³ · d).

2 Methodology

2.1 Strategy

Fruit waste production is seasonable and it was surveyed previously before any trial was conducted. It was identified a period of approximately 3 months along the year where fruit wastes are not produced. Based on the previous research work regarding the advantage of the bioconversion step before co-digestion, it was considered a step forward to investigate the digestion of BFW as the principal substrate.

2.2 Origin of materials

The substrates used were, screened pig manure (PM) from a farrows-to-finish pig farm and fruit wastes (FW) characterised by a mixture of refused flows of apples and pears. Samples of pig slurry were collected according to a procedure in order to get weekly composed samples. Fruit waste was pulped with a fruit mill with a 5 mm screen. Fruit pulp (300 litres) was stored in a 500 litre closed vessel with mechanical mixer at environmental temperature, in order to develop a spontaneous fermentation process. After 10 days of

fermentation, the pulp was considered ready to be used as a co-substrate (BFW). The bioconversion process is a mixed fermentation, alcoholic, malolactic and acetic (Ferreira et al. , 2007).

The anaerobic digestion sludge used as inoculum was obtained from a mesophilic (35°C) sewage digester. Characteristics of BFW and PM are presented in Table 1.

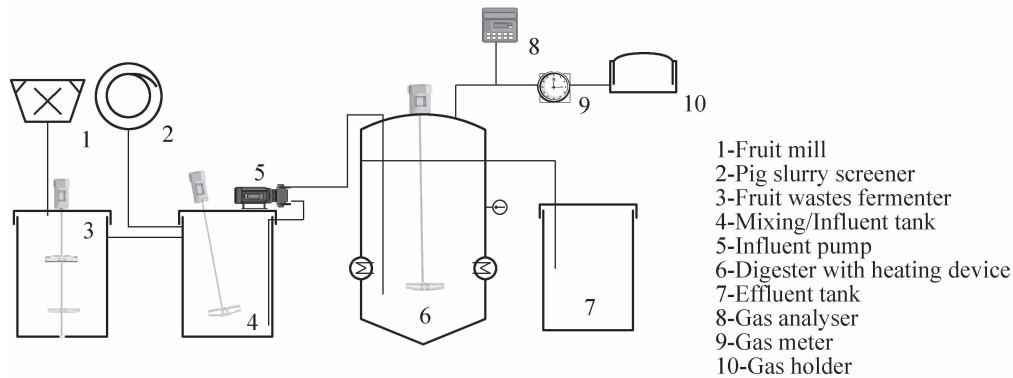


Figure 2 Schematic diagram of the laboratory-scale experimental setup

2.3 Laboratory set-up

A stainless steel digester (CSTR) with $V = 11$ litre, was used to digest the inflow mixture of BFW with PM. Biogas was continuously metered and analysed. Digested effluent was accumulated in a pos-storage tank and monitored (Figure 2).

2.4 Continuous trials

Continuous lab trials, using a stainless steel digester (CSTR) with $V = 11$ litre (Figure 2) were performed at $37^\circ\text{C} \pm 4^\circ\text{C}$.

Considering the proposed goal, two dynamic mesophilic continuous lab trials were setup. In order to significantly improve the COD : N : P ratio ($C/N \geq 25$) of the previous studied mixture of BFW : PM , 30 : 70 (v/v) , keeping approximately the same OLR, it was prepared a mixture of BFW : PM , 66 : 34 (v/v). Therefore both trials were operated at OLR 4.1-4.4 kg COD/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$), which was reached, feeding the mixtures of BFW : PM , 30 : 70 and 66 : 34 with HRT = 16 days and HRT = 27 days, respectively.

The continuous trial performance using the mixture BFW : PM , 30 : 70 with an estimated COD : N : P = 170 : 4 : 1 was compared with the mixture BFW : PM , 66 : 34 with an estimated COD : N : P = 500 : 5 : 1. The main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H_2S and COD fractions of the digestate, nitrogen and phosphorous) has also been investigated. Each trial period lasted approximately 2 000 hours and results were obtained considering a steady-state achieved after three reactor volumes.

Inflow and outflow samples were collected twice a week, during the trial period. Biogas monitoring was performed in a daily basis, twice a day.

2.5 Analytical methods

The pH, chemical oxygen demand (COD), total solids (TS), volatile solids (VS), total Kjeldahl nitrogen (TK-N), ammonia nitrogen (NH_4^+ -N), total phosphorous (TP), total volatile fatty acids (T-VFA), bicarbonate alkalinity were determined according to standards methods (APHA, 1995). Glucose, fructose, ethanol and organic acids were determined by isocratic high performance liquid chromatography (HPLC) with IR or UV detection.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Characterization of waste materials

Although rheological studies were not performed, it is relevant to report as a first practical and predicable observation, that both materials mix themselves very well in a homogeneous and pumpable suspension. It is possible to see from *Table 1* the low TS content of pig manure after the screening operation. In comparison, fruit waste pulp bioconverted has apparently almost 2.5 times more solids and 80 % of them are volatile. Nevertheless due to the high content in volatile compounds of BFW, COD fractions describe better the differences between both substrates taking in account the carbon content and respective biogas potential. Comparing the nutrients content, nitrogen and phosphorous, it can be said that these substrates are complementary in respect to carbon and nutrients. Buffiere et al. (2005) reported very similar characteristics for apple wastes.

Table 1 Initial characteristics of waste materials (average figures)

	BFW	PM		BFW	PM
pH	3.69	7.53	T-P(mg/L)	109.23	582.33
Conductivity(mS/cm)	3.76	17.04	TK-N(mg/L)	641.08	2304.69
TS(g/L)	56.31 ^a	22.35	NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	117.03	1 747.71
VS(g/L)	48.79 ^b	15.07	T-VFA(g acetic acid/L)	5.99	—
COD(mg/L)	168 283.40	33 768.80	Glucose(g/L)	0	—
CODsoluble(mg/L)	132 131.55	15 404.40	Fructose(g/L)	0	—
			Ethanol(g/L)	44.0	—

a: Non volatile fraction at 104°C ;

b: Volatile fraction at 550°C of the non volatile fraction at 104°C ;

3.2 Continuous trials

Table 2 shows the characteristics of both mixtures utilised. It can be observed the real resulting COD : N : P ratio of the mixtures. By other side its also possible to see the difference between both modalities and that a better C/N ratio was achieved in the mixture 66% BFW : 34% PM when compared with 30% BFW : 70% PM. On the other hand the COD_{soluble} of both outflows, seems to show a similar existence of a recalcitrant soluble COD fraction.

Table 2 Characteristics of the mixtures BFW : PM and respective digestates (average figures)

	30%BFW : 70%PM		66%BFW : 34%PM	
	Inflow	Outflow	Inflow	Outflow
pH	6.45	7.71	4.83	7.97
COD(mg/L)	70 593.96	17 507.30	113 196.09	23 896.00
CODsoluble(mg/L)	50 175.08	8 529.76	71 801.04	8 073.00
T-P(mg/L)	427.24	143.08	257.52	180.92
TK-N(mg/L)	1 775.45	1 490.00	1 330.00	1 165.42
COD : N : P	165 : 4 : 1	—	440 : 5 : 1	—

It can be seen on *Table 3*, that quality of biogas resulting from digestion of 66%BFW : 34%PM mixture, became slightly poor in methane. On the other hand the biogas productivity of this mixture is 27% higher. This means that two digesters of the same size, the one that is fed with the mixture 66%BFW : 34%PM,

will produce 20% more methane. This better performance could be directly related with a much better C/N balance on this composition (Gerardi, 2003).

The biogas quality regarding the H₂S content improved significantly. The reduction achieved from the digestion of the mixture 66% BFW : 34% PM, results mainly from the lower S content of the BFW.

Table 3 Operating and process performance for the two mixtures

Mixture BFW:PM (% v/v)	HRT (d)	OLR kg COD/(m ³ · d)	m ³ biogas/m ³ digester/d	Biogas quality (% CH ₄)	Biogas quality (ppm H ₂ S)	COD (removal %)	m ³ biogas/m ³ biomass
30 : 70	16	4.1-4.4	1.57	67	605	75	25
66 : 34	27	4.1-4.4	2	63	152	80	54

Process stability indicators were monitored based on pH, T-VFA and bicarbonate alkalinity. *Figure 3 and Figure 4* illustrate the results from the trial 30% BFW : 70% PM while *Figure 5 and Figure 6* show the results from the trial 66% BFW : 34% PM. The pH in both trials was around the neutrality (7.4-7.8). Nevertheless comparing both trials, it can be seen a slight decrease in the pH value in the trial 66% BFW : 34% from values around 7.6 to values about 7.4.

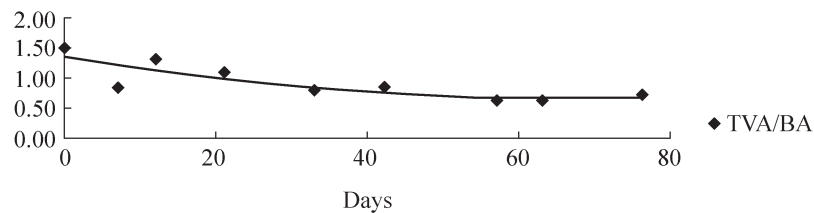


Figure 3 TVA/BA evolution during the lab trial with Mix 30% BFW : 70% PM.

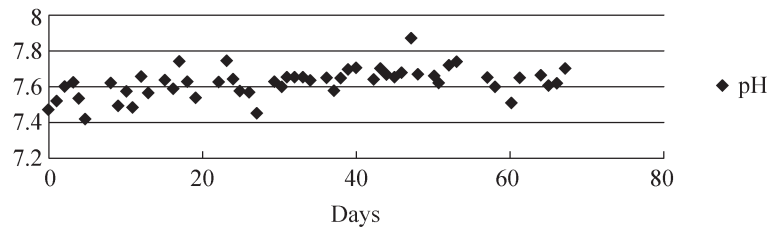


Figure 4 pH evolution during the lab trial 30% BFW : 70% PM.

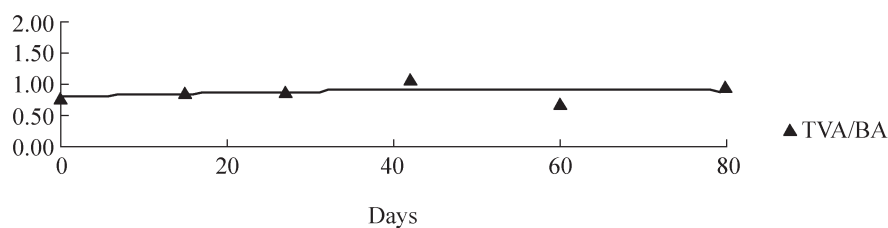


Figure 5 TVA/BA evolution during the lab trial with Mix 66% BFW : 34% PM.

This can be explained by the higher composition in VFA's on the inflow for this modality. There are references where authors indicate a T-VFA/BA ratio of 1, as the limit to start experience an imbalanced process (Scharer, 2007). Although the monitoring results along both trials, show T-VFA/BA ratio around 1, it was not felt in the expected biogas production rate any limitation. The T-VFA/BA ratio

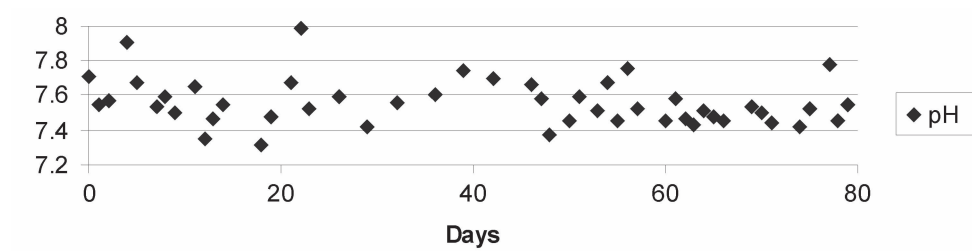


Figure 6 pH evolution during the lab trial 66% BFW : 34% PM.

results, might be indicative that an increase of the OLR based on BFW : PM mixture, could become problematic to the digestion process balance.

Until this phase of the discussion we have been focused on the direct results from the trials and assessing the operational performances of an anaerobic digestion process fed with both mixtures. Taking in account the efficient use of resources in this particular case fruit wastes/BFW, would be worth the discussion of the implications in the design of an industrial process through each of both approaches, for example focused on the digester size.

Considering a certain flow of BFW, $X \text{ m}^3/\text{d}$ to be digested, $F_1 =$ Daily flow of mixture 30% BFW : 70% PM (m^3/d), $F_2 =$ Daily flow of mixture 66% BFW : 34% PM (m^3/d), $V_1 =$ volume of the digester for the process fed with mixture 30% BFW : 70% PM (m^3), $V_2 =$ volume of the digester for the process fed with mixture 66% BFW : 34% PM (m^3).

Therefore, $F_1 = X/0.30$, $F_2 = X/0.66$ and $F_1 = 2.2 F_2$.

Assuming the hydraulic retention time (HRT) performed for each mixture, $\text{HRT} = 16$ days to mixture 30% BFW : 70% PM and $\text{HRT} = 27$ days to mixture 66% BFW : 34% PM, results that $V_1 = 16F_1$, $V_2 = 27F_2$ and consequently $V_1 = 1.3V_2$.

This 30% higher volume can be an important difference between the sizes of both digesters due to capital costs.

Taking into account the relation between F_1 and F_2 on the previous discussion and the characteristics of outflow effluents of both trials, it can be demonstrated that for a same amount of BFW to be digested, there is a higher flow of nutrients (nitrogen forms) to be managed or to utilize as fertilizer, if BFW is co-digested with PM in a mixture of 30% BFW : 70% PM. Consequently and in gross terms it can be estimated that three times more agriculture surface would be needed if these approach was followed.

4 Conclusions

As a generic conclusion, it can be said the objectives of this research work were accomplished. Two approaches for anaerobic digestion of BFW can be followed, to use BFW as a co-substrate with PM, or to use PM as a co-substrate with BFW.

Although some more particular conclusions can be made:

(1) Improving the nutrient balance COD : N : P of a BFW : PM mixture, a direct effect on the digestion process was observed:

- It was possible for a similar OLR to increase 20% methane productivity although biogas quality was slightly poor in methane.
- An effect on the biogas quality regarding H_2S content was achieved with an important reduction

of 75%.

- The results of process stability indicators TVA/BA ratio, suggests that $OLR = 4.1-4.4 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, might be the maximum recommended.

(2)Operational indirect implications can also be envisaged by the consequence of a better nutrient balance COD : N : P, on the mixture of BFW : PM.

- If the purpose is to set up a system to co-digest BFW with PM, is expected a digester volume 30% larger if the same amount of BFW is planed to be co-digested in a mixture of 30% BFW : 70%PM .
- From a waste management perspective, regarding in particular the recycling of digestate in agriculture, the digestion of the same volume of BFW, requires in the case of feeding a mixture of 66% BFW : 34%PM, a waste management system with approximately 1/3 of the arable land when compared with the alternative to feed a mixture of 30% BFW : 70%PM.

Acknowledgements

We would like to thank the support given by the Program AGRO (Project 538- “CODIGANDES”), funded by EU and the Portuguese Institute for Biological Resources (INRB).

References

- APHA, (1995): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC.
- Buffiere P. , Loisel D. , Bernet N. , Delgenes, J-P. , (2005): *Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties*. In proceedings of 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, September 2005, Copenhagen, Denmark.
- Bouallagui H. ,Touhami, Y. , Cheikh R. B. , Hamdi, M. ,(2005): *Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables*. *Process Biochemistry* 40, pp. 989-995.
- Ferreira L. , Duarte E. A. , Silva Carla. , Malfeito-Ferreira, M. , (2007): *Fruit wastes bioconversion for anaerobic co-digestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants*. In *proceedings of the International Conference Progress in Biogas, Stuttgart Germany*. pp.135-140.
- Gerardi, Michael H. , (2003): *The microbiology of anaerobic digesters*. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc.
- Scharer Paul. , (2007): *Operating analytics of biogas plants to improve efficiency and to ensure process stability*. In proceedings of the International Conference Progress in Biogas, Stuttgart, Germany. pp. 135-140.

4.5 Anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – On site operation with a mobile pilot plant

Ferreira, L., Duarte, Figueiredo, D.

(2012) Biogas Engineering and Application (Vol.2), Chapter Cofermentation and Additives, pp. 176-184

猪粪和水果垃圾联合厌氧发酵:移动式中试运行结果

L. M. Ferreira, E. A. Duarte, D. Figueiredo

(葡萄牙里斯本科技大学农学院农业与环境化学系, Lisboa)

【摘要】葡萄牙的生猪生产(特别是从产崽到出栏方式)的特点是产生大量稀释了的粪污,总固体(TS)含量为1.5%~2.5%,其中挥发性固体(VS)占67%。这种情况影响了厌氧发酵工艺的经济性。因此在一些大规模沼气工程中,采用其他底物与猪粪废水联合发酵以提高产气率有着重要的意义。而大部分发酵罐的使用时间较长,产气率也较低,其主要是由于使用者技术的缺乏,发酵罐设计上的不足,或是没有定期进行维护造成的。

为了更好地实现规模化农场中分散式沼气生产和生物垃圾处理,使用联合发酵技术,开发了移动式厌氧发酵中试装置。移动式发酵装置的特点是可以根据不同区域的生物垃圾组成,现场测试并运行不同底物的混合发酵工艺。

本文主要研究内容是利用水果仓库与水果分销系统丢弃的水果垃圾和猪粪废水联合发酵,开发规模化农场的分散式沼气生产工艺。最主要的目标是在实际运行中利用当地生产的水果垃圾(苹果和梨)来生产沼气,并与实验室结果(1),(2)进行比较,最终预测将来大规模应用时可能出现的问题。

移动式厌氧发酵装置可以通过一个标准集装箱式装载货车运输,它包括一个半自动装置,一个配有加热装置和机械搅拌器的不锈钢发酵罐($V=2\text{ m}^3$),一个混合罐和一些用来储存粪污并用泵输送底物和发酵残余物的储罐,每个储罐都配有搅拌系统和输送泵。这套装置可以采用连续发酵工艺全自动运行,平均可运行10 d不需要重新添加底物。

在水力停留时间(HRT)为16 d的连续中温发酵中试条件下,研究了有机负荷为 $1.62\sim 2.27\text{ kg CQO}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的猪粪废水(PS),有机负荷为 $4.8\sim 5.1\text{ kg CQO}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的猪粪废水和水果垃圾(FW)3:7的混合物时的产气情况。

主要监测的工艺运行参数有甲烷、二氧化碳、硫化氢和沼液沼渣中COD、氮、磷的含量。在处理完三个反应器容积底物之后,即系统被认为达到稳定运行状态时,得到运行结果。结果显示,当水果垃圾生物转化液和猪粪废水联合发酵时,容积产气率有明显增加。预计其产气率可以从 $0.56\text{ m}^3\text{ 沼气}/(\text{m}^3\text{ 消化池容积}\cdot\text{d})$ 上升到 $1.84\text{ m}^3\text{ 沼气}/(\text{m}^3\text{ 消化池容积}\cdot\text{d})$,尽管其所产沼液中甲烷含量略有下降,但仍然可达到69%。沼气中的硫化氢含量大幅度降低,其主要原因是水果垃圾生物转化液中硫含量很低。并通过监测pH和总挥发性脂肪酸/碳酸氢盐碱度(T-VFA/BA)来观察工艺的稳定性,结果显示中试试验的稳定性强于之前的实验室实验。

产沼气能力方面,采用同样的混合物进料,中试试验的结果优于之前的实验室实验,其原因可能在实验室的操作、猪粪废水的保存时间、发酵罐的设计、粪污的采样等方面。中试结果显示采用水果垃圾联合发酵,发酵罐产沼气能力可提高300%。

【关键词】厌氧消化;混合发酵;猪粪;水果垃圾

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF PIG SLURRY WITH FRUIT WASTES-ON SITE OPERATION WITH A MOBILE PILOT PLANT*

L. M. Ferreira, E. A. Duarte, D. Figueiredo

Technical University of Lisbon

Contact: Luís Ferreira, Researcher, Dpt. Agricultural and Environmental Chemistry, Superior Institute of

* This paper was initially presented at the Orbit 2009 CHINA. 本文已发表于 Orbit 2009 CHINA.

Agronomy, Technical University of Lisbon, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal, Tel. : +351-2136-53424, E-Mail: lferreira@isa.utl.pt

EXECUTIVE SUMMARY

Pig production units (particularly farrow-to-finish operations) in Portugal are characterized by generating very dilute slurries, 1.5%-2.5% total solids (TS) with a total volatile solid (VS) content of 67%, and this represents a barrier to establish economically feasible Anaerobic Digestion (AD) processes. On the other hand there are several full scale farm biogas plants where could be interesting to introduce other substrates to co-digest with pig slurry, in order to raise biogas production. Most of these digesters are very old and operate in very inefficient conditions due to operators lack of technical skills, inadequate design of the plants or because reinvestments were not done in due time.

To demonstrate on site the capabilities and potential of farm scale co-digestion as a technological key tool for decentralized biogas production and biowaste management it was developed a mobile AD pilot plant. One of the advantages of the mobility characteristic of this plant is the possibility to test and demonstrate on site, the co-digestion process of different substrates according to the biowaste set from the different local economies.

This particular research field work, was focused on the utilization of fruit wastes (FW), rejected from centralised fruit storage and distribution facilities of producers as a co-substrate for the development of farm scale decentralised biogas production processes, with pig slurry (PS). Among other goals, the main objective of this investigation was to evaluate in real operation conditions the interest of the utilization of fruit wastes (FW) produced in the region (apples and pears), for biogas production, and to compare the results from lab scale trials of previous investigations (1), (2) and to anticipate problems for future full scale application.

The mobile AD plant, can be carried in a standard container loading truck, it consists of a semi-automatic device, equipped with a heated stainless steel digester ($V = 2 \text{ m}^3$) with a mechanical mixer, a mixing tank and tanks for slurry, pumpable feedstocks and digestate, all equipped with the respective pumping and mixing systems. This plant can operate continuous processes, fully automatic, during an average period of 10 days, before any refilling of substrates.

Dynamic mesophilic (35-37°C) continuous pilot trials with a HRT = 16 days, were performed with pig slurry (PS) ($\text{OLR} = 1.62\text{-}2.27 \text{ kg CQO}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) and with a mixture of FW:PS with a volumetric composition of 30:70 ($\text{OLR} = 4.8\text{-}5.1 \text{ kg CQO}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$).

The main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H_2S and COD fractions of the digestate, nitrogen and phosphorous) has also been investigated. Results were obtained considering a steady-state achieved after three reactor volumes. Process performance results; show that specific biogas productivity when BFW is codigested with pig manure can be considerably raised. An increase from 0.56 to 1.84 $\text{m}^3 \text{ biogas}/(\text{m}^3 \text{ digester} \cdot \text{d})$ can be foreseen, nevertheless the biogas quality resulting from digestion of 30%BFW:70%PM mixture became slightly poor, although with a percentage in methane of 69%. The biogas quality regarding the H_2S content improved significantly, although the reduction achieved from the digestion of the mixture 30%BFW:70%PM, results mainly from the low S content of the BFW. Process stability was monitored measuring the pH and T-VFA/BA ratio. Both indicators, suggests that the co-digestion process developed in the pilot plant is more robust than the one developed in the lab scale.

With regards to biogas production performance, the pilot trial results were better than those obtained from AD lab trials using the same feedstock mixture of FW;PS. Lab manipulation, slurry conservation and storage period required to feed a continuous lab process, digester design and slurry sampling procedures, are some of the reasons identified that could justify the differences obtained. It was demonstrated the potential to increase the biogas production up to 300% through the use of FW as a co-substrate.

Key words: anaerobic digestion; co-digestion; pig slurry; fruit waste

1 Introduction

This research work was developed in the framework of a three years demonstration project, focused on the decentralised utilization of organic wastes from the food industry and agriculture, to produce biogas in farm scale plants. One of the main goals of the project was to involve the main stakeholders in one hand on the concept adoption and on the other to be aware about the technical and non technical barriers of farm scale systems, based in anaerobic codigestion for biogas production and organic waste management.

The management of different organic waste flows to process in biogas plants requires a proper logistic plan from suppliers and pre-storage, pre-processing and pos-storage facilities. To overcome the failure risks of these operations in an industrial farm plant, it was designed a mobile AD pilot plant capable to perform AD processes in a scale that was real enough to envisage and preview the needs of an industrial system operating in a farm plant.

The research work described in this paper is one part of the component of activities developed to upgrade biogas production.

1.1 Background

Pig production units (particularly farrow-to-finish systems) in Portugal are characterized by generating very dilute slurries, 1.5%-2.5% total solids (TS) with a total volatile solid (VS) content of 67%, and this represents a barrier to establish economically feasible Anaerobic Digestion (AD) processes. On the other hand there are several full scale farm biogas plants where could be interesting to introduce other substrates to co-digest with pig manure (PM), in order to raise biogas production. Most of these digesters are very old and operate in very inefficient conditions due to operators lack of technical skills, inadequate design of the plants or because reinvestments were not done in due time.

Fruit wastes (FW) are produced in large quantities in centralised fruit producers' storage and distribution facilities, during the selection and rejection processes before fruit enter into the market. The waste stream targeted by this project was originated from a group of apple and pear producers.

One of the most promising alternatives for managing these organic wet wastes is anaerobic digestion (AD). A major limitation of anaerobic digestion of FW is a rapid acidification of these wastes decreasing the pH in the reactor, and a larger volatile fatty acids production (VFA), which can stress or inhibit the methanogenic biomass activity (Bouallagui et al, 2005).

A previous research work concluded that a bioconversion process of fruit wastes before feeding a co-digestion process was considered advantageous, once the result of this bioconversion is a stable product (Bioconverted Fruit Wastes-BFW) in anoxic conditions, more convenient to be stored, handled and improves the stability of the AD process (Ferreira et al, 2007). The same authors studied the co-digestion of a mixture of BFW : PM, 30 : 70 (v : v) with an average organic loading rate (OLR) of 4 kg COD/(m³ • d),

operating at a hydraulic retention time (HRT) of 16 days.

A mobile AD pilot plant was developed to demonstrate on site the capabilities and potential of farm scale co-digestion as a technological key tool for decentralized biogas production and biowaste management. One of the advantages of the mobility characteristic of this plant is the possibility to test and demonstrate on site, the co-digestion process of different substrates according to the biowaste set from the different local economies.

1.2 Research objectives

Among other goals, the main objective of this investigation was to evaluate in real operation conditions the interest of the utilization of fruit wastes (FW) produced in the region (apples and pears), for biogas production. Furthermore, to compare the lab scale trials results from previous research work and to anticipate problems for future full scale application.

2 Methodology

2.1 Strategy

Before starting operating the mobile pilot plant, it was developed and studied at lab scale the anaerobic co-digestion process of fruit wastes with pig manure. It was concluded that a bioconversion process of fruit wastes before feeding a co-digestion process would be advantageous and a mixture (% v/v) of 30% of it with 70% pig manure would be advisable.

2.2 Origin of materials

The substrates used were screened pig manure (PM) from a farrow-to-finish pig farm and fruit wastes (FW) characterised by a mixture of refused flows of apples and pears. To perform the lab trials, samples of pig slurry were collected according to a procedure in order to get weekly composed samples. Fruit waste was pulped with a semi-industrial fruit mill with a 5 mm screen. Batches of fruit pulp (aprox. 500 L) were stored in a 1 m³ closed vessel with mechanical mixer at environmental temperature, in order to develop a spontaneous fermentation process. During this process, internal pressure was alleviated releasing the CO₂ produced, although due practical reasons it was not possible to measure it. After aprox. 10 days of fermentation, the pulp of bioconverted fruit wastes (BFW) was considered ready to be used as a co-substrate (*Figures 1a-1c*).

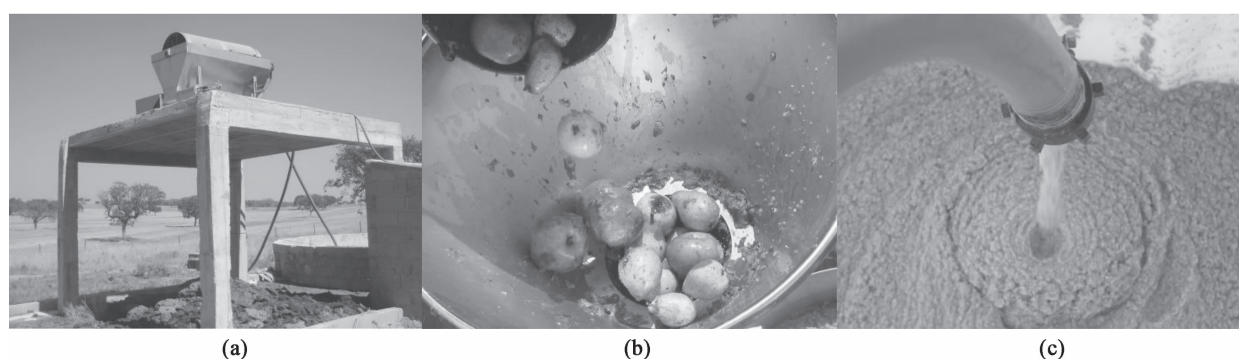


Figure 1 (a) Pig slurry rotating screener; (b) Refused apples and pears being pulped with a fruit mill/pulper with 5 mm screen; (c) Feeding fruit pulp to fermenter

Inoculum was obtained from a mesophilic (35°C) sewage sludge digester. Characteristics of BFW and PM are presented in *Table 1*.

Table 1 Initial characteristics of waste materials

	Lab trial		Pilot trial	
	PM	BFW	PM	BFW
pH	7.13-7.70	3.53-3.69	7.06-8.79	2.71-3.24
Conductivity (mS/cm)	10-15	3-4	16-20	3-4
TS (g/L)	15-21	56-59 ^a	20-29	49-56 ^a
VS (g/L)	10-14	49-57 ^b	13-22	46-51 ^b
COD (g/L)	17-36	168-206	25-36	161-181
CODsoluble (g/L)	9-23	132-164	13-15	119-141
T-P (mg/L)	342-668	106-109	525-552	107-120
TK-N (g/L)	1.8-1.9	0.64-0.71	2.07-2.34	0.62-0.69
NH ₄ ⁺ -N (g/L)	1.04-1.34	0.12-0.14	1.52-1.71	0.11-0.13
T-VFA (g acetic acid/L)	n. d	5.5	n. d	6.0
Glucose (g/L)	n. d	0	n. d	0
Fructose (g/L)	n. d	0	n. d	0
Ethanol (g/L)	n. d	45.0	n. d	44.0

Note: n. d-not determined; ^a Non volatile fraction at 104°C;

^b Volatile fraction at 550°C of the non volatile fraction at 104°C

2.3 Lab and pilot set-up

Continuous lab trials, used a heated stainless steel digester (CSTR) with V = 11 L. Pilot scale trials were performed on site, in a farrow-to-finish pig farm. The mobile AD plant, was carried in a standard container loading truck, and it consists of a semi-automatic device, equipped with a heated stainless steel digester (V = 2 m³) with a mechanical mixer, a mixing tank and tanks for slurry, pumpable feedstocks and digestate, all equipped with the respective pumping and mixing systems (*Figure 2*). This plant could operate the continuous process autonomously, fully automatic, during an average period of 10 days.

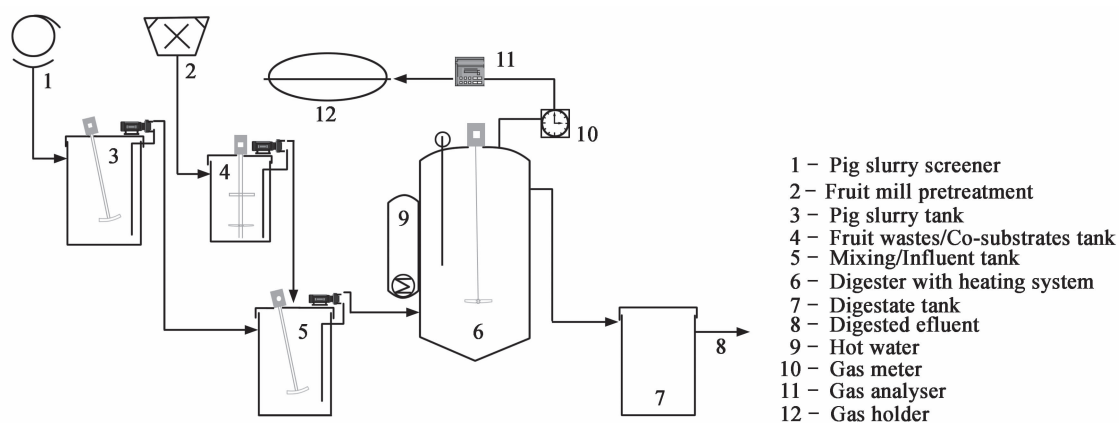


Figure 2 Diagram of the mobile pilot plant setup

2.4 Continuous trials

Considering the goals proposed, dynamic mesophilic (35-37°C) continuous lab and pilot-scale trials were

performed. Pig manure AD lab trials operated with a OLR = 1.4-1.5 kg CQO/(m³ · d) and a HRT=11 d, nevertheless it was possible to reach OLR = 1.6-2.3 kg CQO/(m³ · d) with a HRT=16 d, on pilot plant trials. With regards to co-digestion trials with a mixture of FW : PM, a volumetric composition (% v : v) of 30 : 70 was used. Lab trials were operated at OLR = 3.8-4.2 kg CQO/(m³ · d), although it was possible to reach na OLR = 4.8-5.0 kg CQO/(m³ · d) with a HRT=16 d, on pilot plant trials. The main process operational parameters (methane, carbon dioxide, H₂S and COD fractions of the digestate, nitrogen and phosphorous) has also been investigated. Results were obtained considering a steady-state achieved after three reactor volumes.

2.5 Analytical methods

The pH, chemical oxygen demand (COD), total solids (TS), volatile solids (VS), total kjeldahl nitrogen (TK-N), ammonical nitrogen (NH₄⁺-N), total phosphorous (TP), total volatile fatty acids (T-VFA), Bicarbonate alkalinity were determined according to standards methods (APHA, 1995).

Glucose, fructose, ethanol and organic acids were determined by isocratic high performance liquid chromatography (HPLC) with IR or UV detection.

3 Results and discussion

3.1 Characterization of waste materials

Table 1, show the characteristics of the substrate flows used and differences can be observed on TS content of the pig manure used on the lab trials when compared with pig manure obtained on site during pilot scale trials. Composed sampling procedures and lab manipulation could be the reason for such differences. In comparison, fruit waste pulp had almost ten times more COD and 80% of it is soluble. Buffiere et al. (2005) reported very similar characteristics for apple wastes.

It can be foreseen that a better C/N ratio was achieved in the substrate mixture 30% BFW:70% PM when compared with 100% PM digestion. On the other hand *Figure 3*, shows the fruit wastes COD evolution during the bioconversion process and after a long storage period. A lost of 5% of the initial total COD was obtained which is a good indicator of the energy conservation during this process.

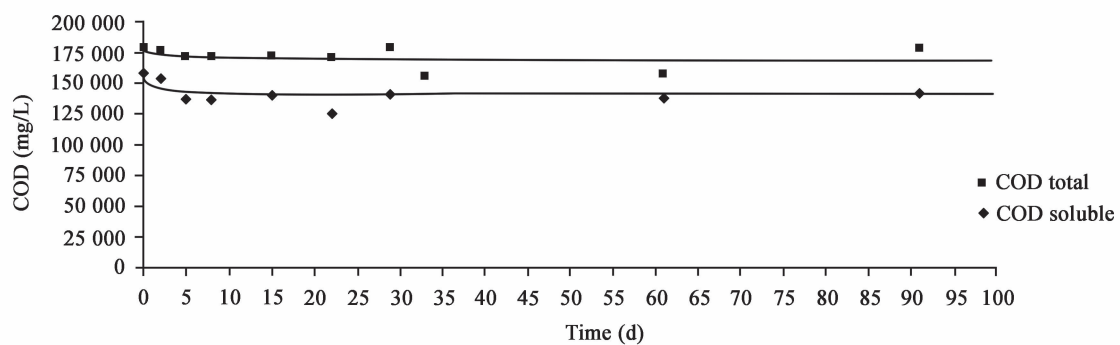


Figure 3 Chemical oxygen demand (COD) mg/L. Evolution during the bioconversion process and storage.

It can be discussed from *Table 2* in one hand the operating and process performances obtained between lab and pilot plant trials and on the other the results from the co-digestion of BFW with PM. The performance results obtained in the pilot plant were considerable better than those produced in lab scale. Some operational reasons could be argued, but the main reason is deeply related with the lower OLR achieved for the lab trials, conditioned by the PM quality. On site operation, enabled the use of pig manure on real

conditions, avoiding sampling and lab manipulation interferences.

Process stability was monitored measuring the pH and T-VFA/BA ratio (*Figures 4a-b, 5a-b*). A comparison between the results from lab trials and from pilot plant operation indicates a higher T-VFA/BA ratio was reached at lab scale, which would suggest a more stressed process. It was reported that without enough buffer capacity, values higher than 0.5 indicate stability problems in anaerobic digestion processes and this ratio should not be higher than 1 (Gerardi, 2003; Scharer, 2007). Both indicators, pH and T-VFA/BA ratio, suggests that the co-digestion process developed in the pilot plant is more robust than the one developed in the lab scale.

Table 2 Operating and process performance obtained from lab and pilot plant trials

Mixture BFW : PM (% v : v)	HRT (d)	OLR (kg COD/(m ³ · d))	m ³ biogas/ (m ³ digester · d)	Biogas quality % CH ₄	Biogas quality ppm H ₂ S	COD removal (%)	m ³ biogas/ m ³ biomass
0 : 100 ^a	11	1.4-1.5	0.47	73	>1 500	70	5.14
0 : 100 ^b	16	1.6-2.3	0.56	75	>1 500	70	9.6
30 : 70 ^a	16	3.8-4.2	1.57	67	605	75	24.31
30 : 70 ^b	16	4.8-5.1	1.84	69	950	80	31.2

Note: ^a Lab trial; ^b Pilot plant trial

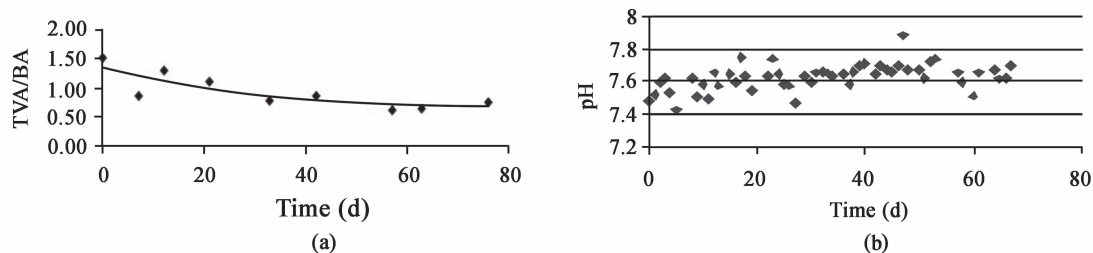


Figure 4 (a) TVA/BA evolution during the lab trial; (b) pH evolution during the lab trial

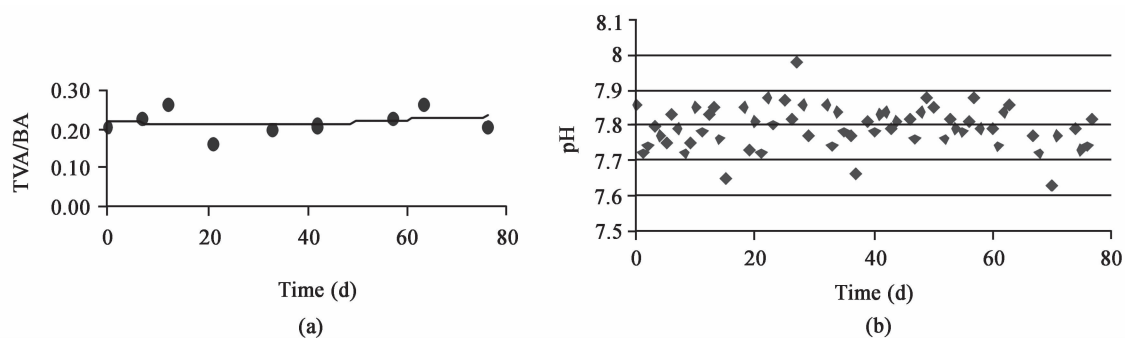


Figure 5 (a) TVA/BA evolution during the pilot-scale trial; (b) pH evolution during the pilot-scale trial

Process performance results; show that biogas productivity when BFW is codigested with pig manure can be considerably raised. An increase of 300% can be foreseen (*Figure 6*), nevertheless the biogas quality resulting from digestion of 30% BFW:70% PM mixture became slightly poor in methane. The biogas quality regarding the H₂S content improved significantly, although the reduction achieved from the digestion of the mixture 30%BFW:70%PM, results mainly from the low S content of the BFW (results not shown).

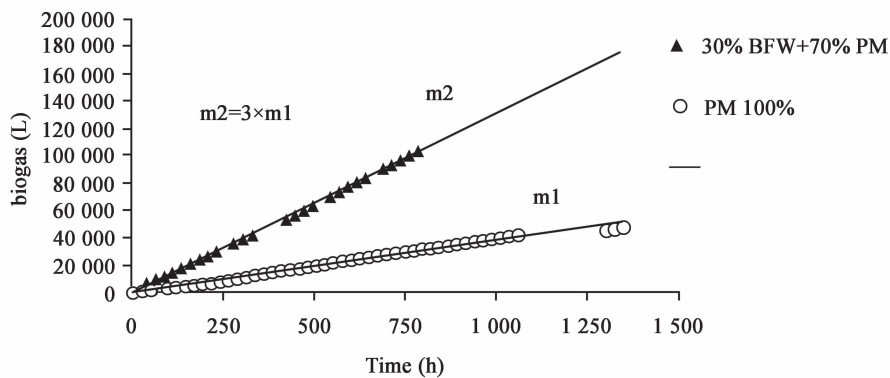


Figure 6 Biogas production rates performed during the pilot plant operation with the mixture of BFW:PM and PM

4 Conclusions

It was demonstrated the potential to increase the biogas productivity up to 300% through the use of bioconverted fruit wastes (BFW) as a co-substrate in anaerobic co-digestion processes with pig manure. Bioconversion of fruit wastes (apples and pears) was shown to be a feasible way of conserving methane potential and it is likely to offer a cost efficient solution for biogas production in farm scale biogas plants. The possibility to develop on site co-digestion processes, using versatile mobile pilot plant, enabled to obtain more realistic performance results than those obtained from lab scale trials. Particularly important were the results regarding process stability indicators measured, therefore the pilot plant operation was very useful to demonstrate the following:

- (1) Conclusions concerning the process stability supported on the results from the lab scale co-digestion trials of a similar feedstock mixture of 30% BFW:70% PM were not definitive.
- (2) The process was not unstable and it's robust enough to allow raising the OLR.

Lab manipulation, slurry conservation and storage period required to feed a continuous lab process, digester design and slurry sampling procedures, are some of the reasons identified that could justify the differences obtained.

Acknowledgements

We would like to thank the support given by the Program AGRO (Project 538- 'CODIGANDES'), funded by EU and the Portuguese Institute for Biological Resources (INRB).

References

- APHA, (1995): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Buffiere P. , Loisel D. , Bernet N. , Delgenes J. P. , (2005): *Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties*. Proceedings of 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, September 2005, Copenhagen, Denmark.
- Bouallagui H. , Touhami, Y. , Cheikh R. B. , Hamdi M. , (2005): *Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables*. *Process Biochemistry* 40, pp. 989-995.
- Gerardi M. H. , (2003): *The microbiology of anaerobic digesters*. Hoboken, NJ; John Wiley & Sons, Inc.

- Ferreira L. , Duarte E. A. , Silva C. , Malfeito-Ferreira M. , (2007): *Fruit wastes bioconversion for anaerobic co-digestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants*. Proceedings of the International Conference Progress in Biogas, Stuttgart, Germany, 2007, pp 135-140.
- Scharer P. , (2007): *Operating analytics of biogas plants to improve efficiency and to ensure process stability*. Proceedings of the International Conference Progress in Biogas, Stuttgart, Germany, 2007, pp. 135-140.

4.6 Utilization of wasted sardine oil as co-substrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm

Ferreira, L., Duarte, Figueiredo, D.

(2012) *Bioresource Technology* **116**, 285-289



Utilization of wasted sardine oil as co-substrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm

L. Ferreira*, E. Duarte, D. Figueiredo

Department of Agricultural and Environmental Chemistry, Superior Institute of Agronomy, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 November 2011
Received in revised form 17 March 2012
Accepted 20 March 2012
Available online 5 April 2012

Keywords:

Biogas
Anaerobic co-digestion
Pig slurry
Pilot experience
Wasted sardine oil

ABSTRACT

This work aimed to demonstrate in a pig farm and in real conditions, the possibilities to co-digest wasted sardine oil (WSO) and pig slurry (PS) at farm scale. A biogas mobile pilot plant, was set up in the farm and operated in real conditions during 4 months. Dynamic mesophilic (35–37 °C) continuous pilot trials were performed during four different periods of time. In each period a different organic loading rate (OLR) based on the chemical oxygen demand (COD) was operated sequentially, with pig slurry (PS) (OLR = 1.6 kg COD/m³ d⁻¹) and with mixtures of WSO:PS with a volumetric composition (% v/v) of 2:98 (OLR = 3.0 kg COD/m³ d⁻¹), 3:97 (OLR = 3.7 kg COD/m³ d⁻¹) and 5:95 (OLR = 5.2 kg COD/m³ d⁻¹). Biomass adapted very fast in metabolise the WSO and biogas productivity was raised substantially for different compositions of WSO:PS. Process stability indicators pH and Total volatile fatty acids/bicarbonate alkalinity (T-VFA/BA) ratio, suggests that the co-digestion process was robust. It was concluded that WSO could be easily co-digested in farm scale biogas plants.

© 2012 Published by Elsevier Ltd.

1. Introduction

Sardine fishing and canning is a traditional industry in Portugal and between 70.000 and 80.000 ton/year of sardines are captured by the Portuguese fish fleet (Stratoudakis and Silva, 2001). Almost half of this quantity is processed by the canning industry (Castro e Melo, 2010). One important operation of the sardine canning process, consists of steam cooking (Pires, 2006). Once the sardines are inside cans, the next step consists of meat cooking. Here, the open cans are fed into an automatic steam cookers, through which the cans pass while being held inverted on perforated conveyors to allow simultaneous entry of the steam and drainage of the condensate and oil exuded from the flesh.

The mixture of oils and grease that are collected from the cooking wastewater, will be designated as wasted sardine oil (WSO) (Ockerman and Hansen, 1988). Some companies can recovering it and then selling the refined fraction to the food industry or to other by-product producers, nevertheless there are others that can not do it with a guaranty of minimum quality.

Pig slurry (PS) is characterized by a high water content, together with a high fraction of fibers. This is the main reason for the low methane yield per weight. However, PS is an excellent substrate to combine in anaerobic digestion of concentrated industrial wastes due to its high buffering capacity and its content of a wide

variety of nutrients, necessary for optimal bacterial growth (Angelidaki and Ellegaard, 2003). On the other hand, wastes from food industry, and especially lipid containing waste streams, have a high methane potential which can contribute to increase biogas production and consequently to improve the plant economy (Salminen and Rintala, 2002). Therefore biogas production from the anaerobic co-digestion of PS (as a “matrix”) with WSO as a co-substrate, could be an alternative to WSO valorization and help to reduce the amount of grease and oils entering the final wastewater stream. WSO, according to the Regulation (CE) n.º 1774/2002, of 3rd October (European Commission, 2002), is classified as an animal sub product of category 3 and it can be processed in a biogas plant.

Exploitation of the biogas potential of lipids is difficult, because lipid containing wastes often have low content of nutrients, low alkalinity (Angelidaki and Ahring, 1997a,b) and, mainly, due to their toxicity towards the anaerobic digestion process (Hanaki et al., 1981; Hwu et al., 1996; Rinzema et al., 1994). During long time it was reported in the literature, an inhibitory phenomena related with the concentration of long chain fatty acids (LCFA), specially in digesters with a continuous feeding (Angelidaki et al., 1990; Hwu et al., 1998; Pereira et al., 2003). Adsorption of LCFA onto the microbial surface has been suggested as the mechanism of inhibition, affecting transportation of nutrients to the cell (Alves et al., 2001a,b; Hwu et al., 1998). Nevertheless, Fernández et al. (2005) referring to a co-digestion system with simulated organic fraction of municipal solid waste, reported that fats from animal

* Corresponding author. Tel.: +351 213 653 424; fax: +351 213 653 431.
E-mail address: lferreira@isa.utl.pt (L. Ferreira).

and vegetable origin could be almost completely converted, confirming the possibility of lipids digestion. The studies of Pereira et al. (2005) demonstrated the mass transfer limitations caused by LCFA accumulation onto anaerobic sludge and how this problem can be overcome. Fortunately, inhibition caused by LCFA is a reversible process; neither syntrophic acetogenic nor methanogenic activities were irreversibly damaged, since the rate of methane formation increased dramatically within a short time after the LCFA-biomass associated degradation had recommenced (Pereira et al., 2003, 2005).

The most abundant LCFA's normally found in sardine oil are palmitic acid (16:1), oleic acid (18:1), eicosapentanoic acid (20:5) and docosahexanoic acid (22:6), respectively in a percentage on the total fatty acids of 19%, 14%, 20%, and 12% (Gámez-Mezaa et al., 1999; Shiraia et al., 2002).

In the same region where the canning plant is located, there are several pig farms with farm scale biogas plants. These biogas plants have never digested any other substrate than pig slurry, therefore there is an interesting opportunity to introduce other substrates to co-digest with pig slurry, in order to raise the economic performance of biogas plants. The purpose of this work was to demonstrate in a commercial pig farm with a biogas plant and in real conditions, the possibilities to co-digest WSO and PS at farm level. Anaerobic digestion is one of the most adequate technologies to manage this type of industrial organic waste streams (Chowdhury et al., 2009), and the decentralized operations of organic waste management for biogas production have many advantages but also a number of uncertainties that must be evaluated (Weiland, 2006; Raven and Gregersen, 2007).

Since it was the first time that in Portugal such an experience was done, the production of technical information to the veterinary authorities was a secondary goal, due to their deep involvement in the permit process.

2. Methods

2.1. Origin of materials

Pig slurry (PS) and wasted sardine oil were used as substrates. PS was obtained in a 1000 sow farrow-to-finish pig farm, located in the municipality of Rio Maior (80 km north from Lisbon, Portugal) and it was used the screened slurry fraction that feeds the operating farm digesters. An interception of the feeding circuit was done in order to supply the pilot plant on site. WSO was originated from a fish canning factory, located in the municipality of Peniche (around 50 km from the pig farm) during the early weeks of August, within the season of the year when sardine body weight fat content is higher (May–December). The WSO was collected from the exudate rejection stream of the steam cooking process. Sludge from a mesophilic sewage sludge digester of a wastewater treatment plant located in the municipality of Leiria (neighbour region), with an average concentration of 4.0% TS and 2.9% VS, was used as the inoculum for experiments. Table 1 summarizes the characteristics of substrates used in the continuous trials. All samples were collected in triplicate, and the average data of the measurements were presented.

Table 1
Characterization of the co-substrates (results are given as means of triplicates).

Waste	Pig slurry (g/l)	WSO (g/l)
Total solids (TS)	22.60 ± 7.50	876 ± 7
Volatile solids (VS)	15.40 ± 5.80	831 ± 6
Chemical oxygen demand (COD)	25.70 ± 2.90	1159 ± 26
Total Kjeldahl nitrogen (TKN)	2.50 ± 0.70	0.63 ± 0.29
Fat content	–	805 ± 29

2.2. Experimental set up

2.2.1. Pilot experiment

Pilot scale trials were performed on site, in the farrow-to-finish pig farm, with a biogas mobile pilot plant, previously designed in a standard shipping container (Ferreira, 2007; Ferreira et al., 2008). This plant consists of an automatic device, equipped with a heated stainless steel continuous stirred tank reactor (CSTR) as digester ($V_{\text{work}} = 1.6 \text{ m}^3$) with a mechanical mixer, a mixing tank and tanks for slurry, pumpable feedstocks and digestate, all equipped with the respective pumping and mixing systems. The plant is equipped online with a drum gas meter and a gas analyser (Fig. 1 describes all the components of the mobile pilot plant).

Digester was previously inoculated with 0.8 m³ of anaerobically digested sewage sludge from a mesophilic anaerobic digester of a wastewater treatment plant. The feeding pump and stirrer were temporised to work simultaneously three times per day. The digester stirrer was synchronised to operate with a delay in order to promote the retention of active biomass inside the digester.

Dynamic mesophilic (35–37 °C) continuous pilot trials with a hydraulic retention time (HRT) of 16 days, were performed during 122 days, divided in 4 steps (period I, II, III and IV). On the first step (period I) pig slurry (PS) was digested as mono-substrate with a OLR = 1.6 kg COD/m³ d⁻¹. Mixtures of WSO:PS with a volumetric composition (% v/v) of 2:98, OLR = 3.0 kg COD/m³ d⁻¹, 3:97, OLR = 3.7 kg COD/m³ d⁻¹ and 5:95, OLR = 5.2 kg COD/m³ d⁻¹, were digested respectively on periods II, III and IV.

For each experimental condition, the reactor was continuously operated for two consecutive HRT's to achieve steady state conditions. Reactor operation performance was assessed by monitoring the effluent and the biogas production characteristics. On a daily basis inlet and outlet hydraulic flows, reactor temperature and biogas production rate (l/h) were measured. Twice a week it was measured in the effluent, the parameters pH, alkalinity, T-VFA, NH₄⁺-N, total solids (TS), volatile solids (VS) total COD (T-COD) and in the biogas, the composition in methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and hydrogen sulphide (H₂S). Table 2 describes for each of the assay periods, the respective loading compositions.

2.3. Analytical methods

The pH, total chemical oxygen demand (T-COD), total solids (TS), volatile solids (VS), total kjeldahl nitrogen (TKN), ammoniacal nitrogen (NH₄⁺-N), total volatile fatty acids (T-VFA), bicarbonate alkalinity (BA) were determined according to standards methods (APHA, 1998). The fat content was analyzed by the Soxtec TM

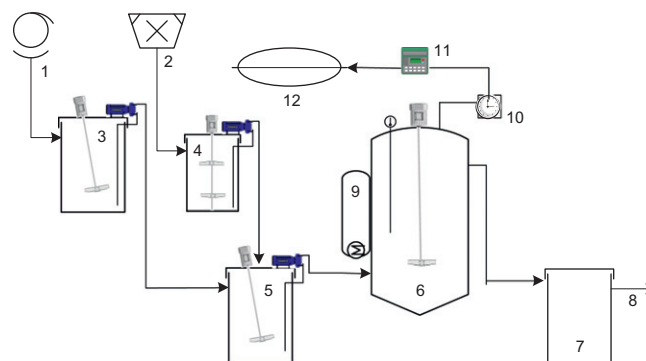


Fig. 1. Flow diagram of the process and components of the mobile pilot plant. (1) Pig manure screener, (2) physical conditioner of co-substrates, (3) pig slurry tank, (4) co-substrates tank, (5) mixing/influent tank, (6) digester with heating system, (7) digestate tank, (8) digested effluent, (9) hot water, (10) gas meter, (11) gas analyser, (12) gas holder.

Table 2
Trials description and loading compositions (with standard deviations).

Period (day)	PS:WSO (% v/v)	kg COD/m ³ d ⁻¹	(kg SV/day)		(kg COD/day)	
			PS	WSO	PS	WSO
I: (1 to 25)	100:0	1.6	1.54	0	2.57	0
II: (26 to 57)	98:2	3.0	1.51	1.66	2.52	2.32
III: (58 to 89)	97:3	3.7	1.49	2.49	2.49	3.48
IV: (90 to 122)	95:5	5.2	1.46	4.16	2.44	5.80

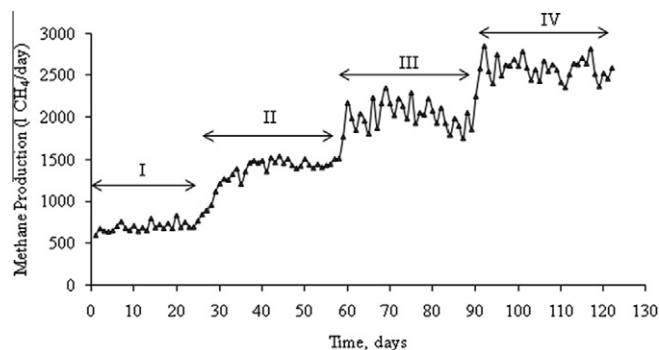


Fig. 2. Time course of methane production for the four periods (l CH₄/day).

2050 extraction equipment (Foss, Denmark). CH₄, CO₂ and H₂S, content were determined by a Gasdata analyser LMSxi adapted to perform automatic measurements online. Biogas volume produced was measured by a Schlumberger drum gas meter. The C/N ratio was calculated dividing the carbon content by nitrogen content (weight ratio) and assuming the carbon content of substrates are 55% of the volatile solids fraction (Adams et al., 1951).

3. Results and discussion

Characterization of WSO (see Table 1) indicates a very high VS and COD content and good complementarities with PS, concerning nutrients balance. Gerardi (2003) suggested for optimal biogas production in anaerobic digestion processes, a C/N ratio at least 25:1. Many researchers have reported varying optimum C/N ratios for maximum methane production for swine manure, for example Sievers and Brune (1978) found a C/N ratio of 15.5–19 was optimum. Shanmugam and Horan (2009), found for the co-digestion of leather fleshing waste with municipal solid waste, the optimum conditions with a blend that provided a C/N ratio of 15. Therefore the strategy purposed in this work to blend pig slurry (C/N ratio of 3,4) with WSO (C/N ratio of 725) demonstrated the complementary of these substrates. The combination of the two streams resulted, according to the loading compositions, in an improvement of the feedstock C/N ratio from 3,4 (period I) to 7, 9 and 13, respectively on period II, period III and period IV.

Regarding WSO characteristics, there is not much available information in the literature about this particular stream of this industry. The available data is not comparable because the fat content of sardines is not reported neither the steam cooking process described.

Table 3
Biogas and methane production (results are given as means of observations with standard deviations).

Period (day)	Biogas (l/day)	Methane (l/day)	Methane (l/kg SV)	Methane (kg COD-CH ₄ /day)
I: (1 to 25)	961 ± 74	692 ± 53	450 ± 35	1.98 ± 0.15
II: (26 to 57)	1937 ± 255	1356 ± 178	428 ± 56	3.87 ± 0.50
III: (58 to 89)	2863 ± 254	2004 ± 178	503 ± 45	5.73 ± 0.51
IV: (90 to 122)	3691 ± 174	2571 ± 134	458 ± 24	7.35 ± 0.38

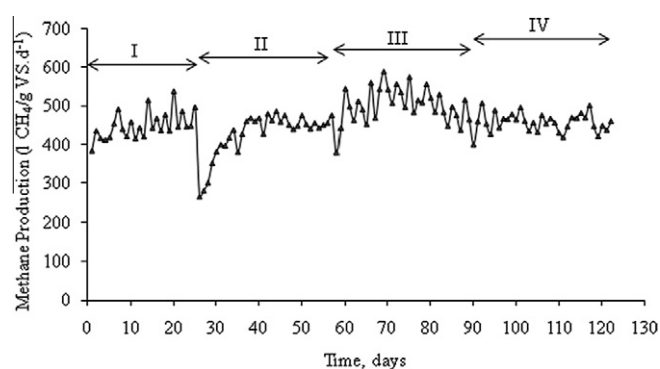


Fig. 3. Time course of specific methane production for the four periods (l CH₄/g VS d⁻¹).

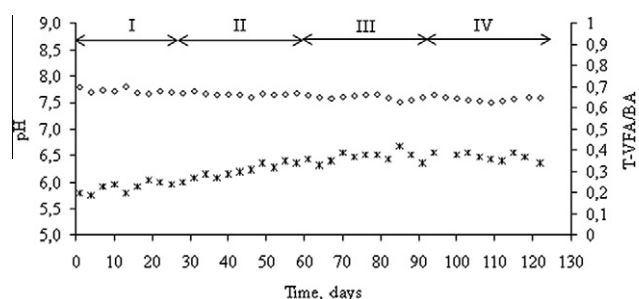


Fig. 4. Process stability indicators, monitored in the digestate during the four periods, (—○—) pH, (×) T-VFA/BA (both T-VFA and BA were determined as mg/l CaCO₃).

The time course of the daily methane production of the dynamic experiment is depicted in Fig. 2 for periods I, II, III and IV. Table 3 summarizes the obtained average production for each period. Following the methane production results, it can be seen from the period II (PS:WSO – 98:2) production profile, that biomass needs a period to adapt to the new substrate. Although after a period of about 10 days the production became stable. On the other hand after biomass have already used WSO as co-substrate, the first time in period III (PS:WSO – 97:3) and after in period IV (PS:WSO – 95:5), the response of the system to an increase on the WSO loading rate was characterised by a rapid conversion. A similar type of response to fish oil waste pulses was obtained in a co-digestion system with a continuous feeding of cow manure with food waste (Neves et al., 2009).

Table 4
Operating and process performance obtained from pilot plant trials.

Mixture PS:WSO (% v/v)	HRT days	OLR kg COD/ m ³ d ⁻¹	m ³ methane/m ³ digester d ⁻¹	Biogas quality % CH ₄	Biogas quality ppm H ₂ S	COD removal %	m ³ methane/m ³ feedstock
100:0	16	1.6	0.43	72	>1500	77	7
98:2	16	3.0	0.85	70	>1500	80	14
97:3	16	3.7	1.25	70	>1500	93	20
95:5	16	5.2	1.61	70	>1500	90	26

The specific methane production is represented in Fig. 3. It can be observed in each of the periods where WSO was co-digested, the different patterns of SV conversion by the system. The respective average figures measured in ICH₄/kg VS are presented in Table 3. The results of the periods II, III and IV show some differences that can be explained in one hand due to in period II, biomass was not acclimatized to WSO. On the other hand the highest methane conversion rate recorded in period III might suggest a complete mineralization of the WSO added.

Although during period IV the average daily methane production kept a stable pattern and raised in relation to period III about 28%, nevertheless a reduction on the average specific methane production of 9% was obtained. Taking into account the daily loading of WSO into the digester, it's equivalent to a concentration of 3,63 g COD_{oil}/l_{reactor}. Supported in the conclusions of Neves et al., 2009, this figure is almost five times less than the 18 g COD_{oil}/l_{reactor} capable to induce a persistent inhibition of the process. Pereira et al., 2005 described this inhibition due to a physical phenomena of adsorption and entrapment in the sludge that become "encapsulated" by a LCFA layer. On the other hand process stability was monitored measuring the pH and T-VFA/BA ratio (see Fig. 4). It was reported that without enough buffer capacity, values higher than 0.5 indicate stability problems in anaerobic digestion processes and this ratio should not be higher than 1 (Gerardi, 2003; Schärer, 2007).

Although it was observed that T-VFA/BA ratio raises along the experiment with the introduction of WSO in the feeding composition, the results obtained from both indicators, pH and T-VFA/BA ratio, suggests that the co-digestion process developed was robust. Therefore the most likely explanation for the apparent different performance between average specific methane production, might be related with a loss of efficiency in the mixing operation of the two substrates in the mixing tank, taking in account that a larger amount of WSO had to be mixed. A more exhaustive monitoring work of the soluble COD in the effluent is recommended to be done in future research work, to clarify this issue.

Operational results are summarized in Table 4. The quality of biogas produced during period I with regards the methane and H₂S content is characteristic of a anaerobic digestion process of pig slurry. However in comparison with periods II, III, IV, it can be observed that utilising WSO as a co-substrate according to the loading rate performed, could not significantly influence the methane content (% CH₄ about 70) either the H₂S content (>1500 ppm). H₂S measurements on the biogas produced within these periods, were strongly influenced by the typical high content of sulfur (protein fraction) of pig slurry. Therefore an eventual foreseen reduction on H₂S, was not detected by the gas analyser, due to the limit of detection has been 1500 ppm.

It can be observed that increasing the percentage of WSO in the composition of feedstock, was possible to raise the methane productivity from 0.43 to 1.61 m³ methane/m³ digester d⁻¹. This represents an yield gain of the system of almost four times. A high quantity of active biomass, 112 kg SV with a global methanogenic activity of 0.07 g COD/g VS d⁻¹, was possible to keep inside the digester, due to the reduced mixing periods of the digester. This level of activity is according to other authors, on the range of the com-

mon values encountered in anaerobic digesters (0.1 and 1.0 g COD/g VS d⁻¹), (Dolfing and Bloemen, 1985; Soto et al., 1993). This explains the capacity of the system to operate with a very high OLR of 5,2 kg COD/m³ d⁻¹.

According to the expectations and taking into account the lipidic fraction of the SWO, the biogas quality didn't suffer substantial changes within the co-digestion experiment.

4. Conclusions

Co-digestion process of pig slurry with wasted sardine oil was performed with a high conversion of the inlet COD. The incremental addition of WSO to a composition (% v:v) of 95:5 enhanced the methane productivity four times, when compared with the same system digesting pig slurry as the mono-substrate.

Pilot experiment showed that WSO could be a food industry waste stream easily to be co-digested at farm scale biogas plants. In the case of this canning plant, a regional waste management solution could be envisaged and the awareness of the competent authorities about this waste management technology alternative was improved.

Acknowledgements

The Authors wish to thank the cortesy of "Sardinal S.A" for his valuable cooperation on the supply of WSO.

We would like to thank the support given by the Program AGRO (Project 538 – "CODIGANDES"), funded by EU and the Portuguese Institute for Biological Resources (INRB).

References

- Adams, R.C., MacLean, F.S., Dixon, J.K., Bennett, F.M., Martin, G.I., Lough, R.C., 1951. The utilization of organic wastes in N.Z.: second interim report of the inter-departmental committee. New Zealand Engineering, 396–424.
- Angelidaki, I., Petersen, S.P., Ahring, B.K., 1990. Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Applied Microbiology and Biotechnology* 33, 469–472.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K., 1997a. Codigestion of oil mill wastewaters together with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation* 8, 221–226.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K., 1997b. Modelling anaerobic codigestion of manure with olive oil mill effluent. *Water Science and Technology* 36, 263–270.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., 2003. Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109, 95–105.
- Alves, M.M., Mota Vieira, J.A., Álvares Pereira, R.M., Pereira, A., Mota, M., 2001a. Effect of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors Part I: biofilm growth and activity. *Water Research* 35 (1), 255–263.
- Alves, M.M., Mota Viera, J.A., Álvares Pereira, R.M., Pereira, A., Mota, M., 2001b. Effect of lipid and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors Part II: oleic acid toxicity and biodegradability. *Water Research* 35 (1), 255–263.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., American Public Health Association, Washington, DC.
- Castro e Melo, 2010. A indústria conserveira em Portugal: constrangimento, oportunidades, desafios e inovação. ANICP <http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/geral/files/castro_e_melo_anicp.pdf>.
- Chowdhury, P., Viraraghavan, T., Srinivasan, A., 2009. Biological treatment processes for fish processing wastewater – a review. *Bioresource Technology* 101, 439–449.
- Dolfing, J., Bloemen, W., 1985. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. *Journal of Microbiology Methods* 4 (1), 1–2.

- European Commission, 2002. Commission Regulation (EC) No. 1774/2002 of 3 October 2002. OJ L 273, 10.10.2002, p. 1.
- Fernández, A., Sánchez, A., Font, X., 2005. Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical Engineering Journal* 26, 22–28.
- Ferreira, L., Duarte, E.A., Figueiredo, D., 2008. Pilot scale experience of anaerobic co-digestion of pig slurry with fruit wastes – on site operation in a pig farm with a mobile plant. In: Proc. 13th Ramiran International Conference–Potential for Simple Technology Solutions in Organic Manure Management, Albena, Bulgaria, vol. 1, pp. 100–104.
- Ferreira, L., 2007. National Patent nº 103675. In *Boletim INPI 122/2007*. Field, J., Sierra, R., Lettinga G., 1988. *Ensayos anaerobios*. In: Forth Symposium on Wastewater Anaerobic Treatment, Valladolid, Spain. pp. 52–81.
- Gómez-Mezaa, N., Higuera-Ciaparab, I., Calderon de la Barcab, A.M., Vázquez-Morenob, L., Noriega-Rodrígueza, J., Angulo-Guerrero, O., 1999. Seasonal variation in the fatty acid composition and quality of sardine oil from *Sardinops sagax caeruleus* of the Gulf of California. *Lipids* 34 (6), 639–642.
- Gerardi, M.H., 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M., 1981. Mechanism of inhibition caused by longchain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology and Bioengineering*, 1591–1610.
- Hwu, S.H., Donlon, B., Lettinga, G., 1996. Comparative toxicity of long-chain fatty acids to anaerobic sludges from various origins. *Water Science and Technology* 34 (5–6), 351–358.
- Hwu, C.-S., Tseng, S.-K., Yuan, C.-Y., Kulik, Z., Lettinga, G., 1998. Biosorption of long-chain fatty acids in UASB treatment process. *Water Research* 32, 1571–1579.
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M.M., 2009. Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technology* 100, 1957–1962.
- Ockerman, H.W., Hansen, C.L., 1988. *Animal by-products processing*. Ellis Horwood Ltd., Chichester, England.
- Pereira, M.A., Cavaleiro, A.J., Mota, M., Alves, M.M., 2003. Accumulation of long chain fatty acids onto anaerobic sludge under steady state and shock loading conditions: effect on acetogenic and methanogenic activity. *Water Science and Technology* 48 (6), 33–40.
- Pereira, M.A., Pires, O.C., Mota, M., Alves, M.M., 2005. Anaerobic degradation of oleic acid and palmitic acids: evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge. *Biotechnology and Bioengineering* 92, 15–23.
- Pires, P.V., 2006. *Tecnologia do pescado*. Instituto de ciências biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto.
- Raven, R.P.J.M., Gregersen, K.H., 2007. Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11, 116–132.
- Rinzema, A., Boone, M., van Knippenberg, K., Lettinga, G., 1994. Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Environment Research* 66, 40–49.
- Salminen, E., Rintala, J., 2002. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. *Bioresource Technology* 83, 13–26.
- Scharer, P., 2007. Operating analytics of biogas plants to improve efficiency and to ensure process stability. In: *Proceedings of the International Conference Progress in Biogas*, Stuttgart, Germany, pp. 135–140.
- Shiraia, N., Terayamab, M., Takedaa, H., 2002. Effect of season on the fatty acid composition and free amino acid content of the sardine *Sardinops melanostictus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 131, 387–393.
- Sievers, D.M., Brune, D.E., 1978. Carbon/nitrogen ratio and anaerobic digestion of swine waste. *Transactions of the ASAE* 21 (3), 537–541.
- Shanmugam, P., Horan, N.J., 2009. Optimising the biogas production from leather fleshing waste by co-digestion with MSW. *Bioresource Technology* 100, 4117–4120.
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J.M., 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research* 27 (8), 1361–1376.
- Stratoudakis, Y., Silva, A., (2001). *A pescaria da sardinha, uma prioridade da investigação*. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar – IPIMAR. Ficha técnica. 16.
- Weiland, P., 2006. Biomass digestion in agriculture: a successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences* 6, 302–330.

4.7 Determinação das emissões (para o ar e para a água) no setor da Suinicultura Nacional.

Ferreira, L., Tavares, J., Bernardo, R., Duarte, E.

(2006) Relatório técnico de referência ao *Anexo sectorial Setor PRTR 7a)ii) e 7a)iii) Suinicultura*, Agência Portuguesa do Ambiente.

Disponível em 04 de Novembro de 2013. Agência Portuguesa do Ambiente:

http://www.apambiente.pt/zdata/Instrumentos/PRTR/Relatorio%20Unico/Formulario%20PRTR/IA_Relatorio%20final_2006_final_V1.pdf

4.8 Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua codigestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agropecuárias e retiradas de fruta do mercado

Ferreira, L.

(2007) Patente Nacional PT103676 (A)

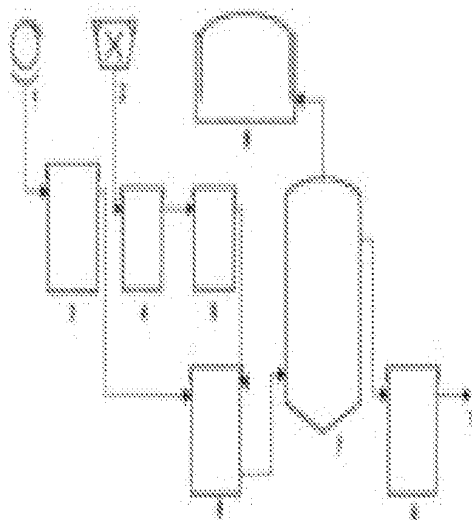
(12) **FASCÍCULO DE PATENTE DE INVENÇÃO**

(22) Data de pedido: 2007.03.08	(73) Titular(es): INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA EDIFÍCIO INOVISA -TAPADA DA AJUDA 1349- 017 LISBOA PT
(30) Prioridade(s):	LUÍS JORGE MARTÍNEZ FERREIRA PT
(43) Data de publicação do pedido: 2007.08.20	(72) Inventor(es): LUÍS JORGE MARTÍNEZ FERREIRA PT
(45) Data e BPI da concessão: 2008.02.13 38/2008	(74) Mandatário:

(54) Epígrafe: **PROCESSO DE BIOCONVERSÃO DE RESÍDUOS DE FRUTA NA SUA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA COM CHORUMES ANIMAIS, PARA UTILIZAÇÃO NA PRODUÇÃO DE METANO E VALORIZAÇÃO AGRONÓMICA DE FLUXOS EFLUENTES DE AGRO-PECUÁRIAS E RETIRADAS DE FRUTA DO MERCADO**

(57) Resumo:

O PRESENTE INVENTO DIZ RESPEITO A UM PROCESSO DE BIOCONVERSÃO DE RESÍDUOS DE FRUTA NA SUA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA COM CHORUMES ANIMAIS, PARA UTILIZAÇÃO NA PRODUÇÃO DE METANO E VALORIZAÇÃO AGRONÓMICA DE FLUXOS EFLUENTES DE AGRO-PECUÁRIAS E DE RETIRADAS DE FRUTA DO MERCADO. O PROCESSO DE BIOCONVERSÃO DECORRE EM FERMENTADORES EM REGIME HIDRÁULICO DESCONTÍNUO COM AGITAÇÃO MECÂNICA (5), EM CONDIÇÕES ANÓXICAS E À TEMPERATURA AMBIENTE. O MEIO FERMENTATIVO CONSISTE ESSENCIALMENTE NUMA MISTURA DE RESÍDUOS DE MAÇÃS E PÊRAS PREVIAMENTE POLPADOS ATRAVÉS DE UM MOINHO DE FRUTA (2). O PROCESSO DE BIOCONVERSÃO FOI CARACTERIZADO, NO QUE DIZ RESPEITO AO TIPO DE FERMENTAÇÕES OCORRIDAS. O DESAPARECIMENTO DOS AÇÚCARES, A PRODUÇÃO DE METABOLITOS PRIMÁRIOS E A ESTABILIDADE DO PRODUTO FINAL FORAM SEGUIDAS AO LONGO DO TEMPO, TENDO-SE CONCLUÍDO QUE O PRODUTO FINAL É ESTÁVEL E SE MANTÉM CONSERVADO POR LONGOS PERÍODOS DE TEMPO, SEM PERDER QUALIDADE. O PASSO DA BIOCONVERSÃO NA UTILIZAÇÃO DOS DITOS RESÍDUOS DE FRUTA, COMO CO-SUBSTRATO NUM PROCESSO DE CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA COM CHORUMES (3), (5), (6), (7), CONFERE ESSENCIALMENTE O GRAU DE NOVIDADE A ESTE INVENTO.



RESUMO

Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua co-digestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agro-pecuárias e de retiradas de fruta do mercado.

O presente invento diz respeito a um processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua co-digestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agro-pecuárias e de retiradas de fruta do mercado.

O processo de bioconversão decorre em fermentadores em regime hidráulico descontínuo com agitação mecânica (5), em condições anóxicas e à temperatura ambiente. O meio fermentativo consiste essencialmente numa mistura de resíduos de maçãs e pêras previamente polpados através de um moinho de fruta (2).

O processo de bioconversão foi caracterizado, no que diz respeito ao tipo de fermentações ocorridas. O desaparecimento dos açúcares, a produção de metabolitos primários e a estabilidade do produto final foram seguidos ao longo do tempo, tendo-se concluído que o produto final é estável e se mantém conservado por longos períodos de tempo, sem perder qualidade.

O passo da bioconversão na utilização dos ditos resíduos de fruta, como co-substrato num processo de co-digestão anaeróbia com chorumes (3), (5), (6), (7), confere essencialmente o grau de novidade a este invento.

DESCRIÇÃO

Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua co-digestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agro-pecuárias e de retiradas de fruta do mercado.

O presente invento insere-se no domínio da valorização de resíduos orgânicos e do tratamento de efluentes agro-pecuários.

O conceito de co-digestão anaeróbia, não é mais do que um método de tratamento/valorização conjunto, através de digestão anaeróbia, de diferentes tipos de substratos. Estes substratos compensam-se, quanto às suas características físico-químicas, mas permitem sobretudo quando combinados, aumentar a produção de biogás, por volume de digestor ocupado.

Combinando com os chorumes, diferentes tipos de resíduos orgânicos agrícolas e/ou industriais, pode ser obtido um muito maior rendimento em biogás dos mesmos digestores. Isto resulta do facto destes fluxos orgânicos serem mais facilmente degradados e apresentarem um mais elevado potencial de biogás, do que os chorumes. Como a maior parte dos resíduos orgânicos industriais, têm rendimentos em biogás associados, que variam de 30-500 biogás m³/ton, estes constituem um co-substrato muito atractivo, para estações de biogás.

Nas centrais fruteiras, geram-se quantidades consideráveis de resíduos de fruta, que têm sobretudo origem nos processos de controlo de qualidade da selecção da fruta que é enviada para o mercado, bem como de fruta rejeitada por se ter degradado durante o processo de armazenagem em frio.

Outra fonte de resíduos de fruta é a designada retirada de fruta do mercado, obrigatório realizar-se quando há excedentes de produção.

Uma das vias para gerir estes fluxos residuais, tem sido o seu encaminhamento para as destilarias, para produção de etanol. No entanto as destilarias não têm tido capacidade de resolver convenientemente o problema ambiental dos destilados de fruta. Pelo que o problema ambiental permanece por resolver. Por outro lado estes resíduos têm pH natural cerca de 4 e fermentam muito facilmente, o que faz diminuir ainda mais o pH no final das fermentações.

A utilização destes resíduos para digestão anaeróbia, obriga a processos de digestão anaeróbia com separação de fases e ao controlo e correcção constante do pH dos digestores, o que complica e onera os processos industriais.

Estes resíduos são produzidos normalmente numa determinada região com apetência para a produção frutícola, pelo que a melhor solução deveria passar por ser de âmbito regional, para evitar agravar os custos de gestão por via do transporte para fora da região.

O presente invento diz respeito à utilização destes resíduos, em processos de co-digestão anaeróbia com chorumes, para a sua valorização energética e agronómica. Para tal desenvolveu-se um processo de bioconversão que de forma controlada, realiza a conversão dos açúcares fermentescíveis em etanol e ácidos voláteis, consistindo num pré-tratamento biológico destes resíduos antes da sua co-digestão com os chorumes.

O presente invento é seguidamente descrito em pormenor, sem carácter limitativo e a título exemplificativo, por meio de uma sua forma de realização preferida, representada pelo diagrama de processo da figura 1.

Descrição da concretização preferida

Fazendo referência à figura, vai ser agora descrita a concretização preferida do invento, em que o processo de bioconversão destes resíduos é um passo novo na sua utilização em co-digestão anaeróbia com chorumes (7), como se descreve.

O processo de bioconversão inicia-se com a operação de polpagem de resíduos de maçãs e pêras provenientes das centrais fruteiras, através de uma unidade de moinho-tegão-bomba, adequado para o efeito (2).

A polpa produzida, pode conter uma composição variável de maçãs e de pêras, em função das existências no mercado. Foram experimentadas várias composições, ora com predominância de maçãs ora com predominância de pêras e o resultado final foi muito idêntico.

A polpa tal qual é bombeada para um fermentador de polpa, dotado de agitação mecânica (4). Esta fermentação dá-se em regime hidráulico descontínuo.

A fermentação ocorre em condições anóxicas e à temperatura ambiente, durante cerca de 7 dias, período em que são consumidos completamente os principais açúcares fermentescíveis presentes nos ditos resíduos de fruta, sobretudo glucose e frutose. A duração deste período está intimamente dependente do teor inicial de açúcares, existente nos resíduos de fruta.

O processo de bioconversão, inicia-se de forma espontânea e consiste essencialmente em fermentações alcoólicas, heteroláticas e ácidas mistas. Este é desencadeado por uma população microbiana mista de leveduras e bactérias fermentativas existentes nos resíduos de maçã e pêra. O processo inicia-se intensamente pela fermentação alcoólica dos açúcares, protagonizado essencialmente pelas leveduras e termina naturalmente quando estes substratos se consomem. O pH no final do processo atinge valores cerca de 2,8-3,5, o que já por si também é um factor limitante para o desenvolvimento de outros processos biológicos.

As características do produto obtido após a bioconversão da polpa de maçã e pêra, permitem que este se possa manter conservado à temperatura ambiente em depósito fechado, durante meses. Uma vez que o processo é anóxico e apesar de se perder alguma matéria orgânica, a carência química de oxigénio (CQO) do produto final é muito semelhante à CQO da polpa dos ditos resíduos de fruta de partida, cifrando-se em cerca de 95% desta.

O produto da bioconversão (5) é misturado com os chorumes de agro-pecuárias (1), (3) no tanque de mistura e alimentação (6), numa composição que pode atingir em v/v, cerca de 30% deste produto e 70% dos ditos chorumes.

Os resultados obtidos na produção de metano (8) e na estabilidade do processo de digestão anaeróbia (7), com a utilização como co-substrato, dos referidos resíduos de maçã e pêra bioconvertidos (5), demonstraram que é possível misturar um volume superior deste produto (5) com os chorumes (3), do que se tratasse dos mesmos resíduos sem serem bioconvertidos (2).

Após a co-digestão (7) do produto da bioconversão dos ditos resíduos de fruta (5) com os chorumes agro-pecuários (3), resulta um novo co-produto designado por digerido, que poderá ser armazenado (9) e valorizado agronomicamente em função da cultura e época do ano (10).

Lisboa, 15 de Junho de 2007

4.9 Instalação semiautomática, móvel e transportável, para a produção de metano a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos

Ferreira, L.

(2007) Patente Nacional PT103675 (A)

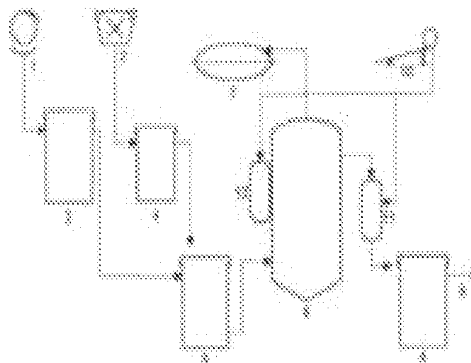
(12) **FASCÍCULO DE PATENTE DE INVENÇÃO**

(22) Data de pedido: 2007.03.08	(73) Titular(es): INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA EDIFÍCIO INOVISA -TAPADA DA AJUDA 1349- 017 LISBOA PT
(30) Prioridade(s):	LUÍS JORGE MARTÍNEZ FERREIRA PT
(43) Data de publicação do pedido: 2007.08.09	(72) Inventor(es): LUÍS JORGE MARTÍNEZ FERREIRA PT
(45) Data e BPI da concessão: 2007.11.06 122/2007	(74) Mandatário:

(54) Epígrafe: **INSTALAÇÃO SEMI-AUTOMÁTICA, MÓVEL E TRANSPORTÁVEL, PARA A PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DE CHORUMES, ÁGUAS RESIDUAIS E RESÍDUOS ORGÂNICOS**

(57) Resumo:

O PRESENTE INVENTO DIZ RESPEITO A UMA INSTALAÇÃO SEMI-AUTOMÁTICA, MÓVEL E TRANSPORTÁVEL, PARA A PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DE ÁGUAS RESIDUAIS, CHORUMES E RESÍDUOS ORGÂNICOS, SENDO ESPECIALMENTE APLICÁVEL COMO INFRA-ESTRUTURA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS, SENDO O CASO MAIS TÍPICO DA SUA APLICAÇÃO A REALIZAÇÃO EM CONTEXTO INDUSTRIAL, DE TESTES PILOTO DE BIOMETANIZAÇÃO, A QUAL COMPREENDE UMA ESTRUTURA FÍSICA PARA SUPORTE E TRANSPORTE DOS RESPECTIVOS ÓRGÃOS, NUM CONTENTOR NORMALIZADO, ONDE NO SEU INTERIOR ESTÃO MONTADOS, UM QUADRO ELÉCTRICO (13) PARA COMANDAR E CONTROLAR O FUNCIONAMENTO DO EQUIPAMENTO ELECTROMECAÂNICO, INSTRUMENTAÇÃO, BEM COMO DOS EQUIPAMENTOS DE SEGURANÇA E CONTROLO REMOTO, UM REACTOR (6) COM VOLUME SUFICIENTEMENTE CAPAZ PARA REALIZAR A DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS SUBSTRATOS, LIGADOS AO DITO REACTOR (6) E MONTADOS ADJACENTEMENTE, UM SISTEMA DE AQUECIMENTO (ELÉCTRICO E SOLAR) POR RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA QUENTE (12), UM TANQUE DE MISTURA E ALIMENTAÇÃO DO DIGESTOR (5), UM TANQUE DE EFLUENTE DIGERIDO (8), UM TANQUE DE HIGIENIZAÇÃO DE EFLUENTE DIGERIDO (11), UM RESERVATÓRIO FLEXÍVEL DE BIOGÁS (7), LIGADOS AO DITO TANQUE (5), UM TANQUE PARA ARMAZENAR ÁGUAS RESIDUAIS (3) E UM TANQUE PARA ARMAZENAR RESÍDUOS ORGÂNICOS POLPADOS (4), PERTO DO DITO TANQUE (4), UM SISTEMA DE POLPAGEM DE RESÍDUOS



ORGÂNICOS (2).

RESUMO

Instalação semi-automática, móvel e transportável, para a produção de **metano** a partir de **chorumes**, águas residuais e resíduos orgânicos.

O presente invento diz respeito a uma instalação semi-automática, móvel e transportável, para a produção de **metano** a partir de águas residuais, chorumes e resíduos orgânicos, sendo especialmente aplicável como infra-estrutura de tratamento de resíduos, sendo o caso mais típico da sua aplicação a realização em contexto industrial, de testes piloto de biometanização, a qual compreende uma estrutura física para suporte e transporte dos respectivos órgãos, num **contentor** normalizado, onde no seu interior estão montados, um quadro eléctrico (13) para comandar e controlar o funcionamento do equipamento **electromecânico, instrumentação**, bem como dos equipamentos de segurança e controlo remoto, um reactor (6) com volume suficientemente capaz para realizar a digestão anaeróbia dos substratos, ligados ao dito reactor (6) e montados adjacientemente, um sistema de aquecimento (eléctrico e solar) por recirculação de água quente (12), um tanque de mistura e alimentação do digestor (5), um tanque de efluente digerido (8), um tanque de higienização de efluente digerido (11), um reservatório flexível de biogás (7), ligados ao dito tanque (5), um tanque para armazenar águas residuais (3) e um tanque para armazenar resíduos orgânicos **polpados** (4), perto do dito tanque (4), um sistema de polpagem de resíduos orgânicos (2).

DESCRIÇÃO

Instalação semi-automática, móvel e transportável, para a produção de **metano** a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos.

O conceito de co-digestão anaeróbia, não é mais do que um método de **tratamento/valorização** conjunto, através de digestão anaeróbia, de diferentes tipos de substratos. Estes substratos compensam-se, quanto as suas características físico-químicas, mas permitem sobretudo quando combinados, aumentar a produção de biogás, por volume de digestor ocupado.

Combinando com os chorumes ou determinadas águas residuais, diferentes tipos de resíduos orgânicos agrícolas e/ou industriais, pode ser obtido um muito maior rendimento em biogás dos mesmos digestores. Isto resulta do facto destes fluxos orgânicos serem mais facilmente degradados e apresentarem um mais elevado potencial de biogás, do que os chorumes. Como a maior parte dos resíduos orgânicos industriais, têm rendimentos em biogás associados, que variam de 30-500 biogás m³/ton, estes constituem um co-substrato muito atractivo, para estações de biogás.

Actualmente a necessidade, por via dos diversos enquadramentos legais existentes, de dar destino a uma quantidade cada vez maior de fluxos orgânicos de diferentes origens, tem desencadeado um cada vez maior interesse no desenvolvimento de sistemas de digestão anaeróbia. Exemplo disto são os crescentes investimentos em novas instalações e na requalificação de instalações existentes, para poderem receber novos resíduos. Por exemplo, digestores que estavam dedicados

a digerir lamas de ETAR ou a digerir chorumes pecuários, podem passar a digerir outros fluxos residuais da indústria agro-alimentar.

A integração de novos resíduos em processos industriais de digestão anaeróbia, requer a realização de testes em regime hidráulico contínuo e de investigação aplicada para que não seja posto em causa a estabilidade do processo. Um dos aspectos a conhecer, são os limites de incorporação dos novos substratos, em que condições e que produção de **metano** acrescida conseguem gerar.

Apesar destes testes poderem ser efectuados em laboratório, em condições aproximadas às condições industriais, não se conseguem evitar os desvios provocados pelos problemas de escala, nem antecipar convenientemente necessidades operacionais associadas à logística de transporte, armazenagem e manuseamento destes novos fluxos residuais.

Por outro lado caso houvesse possibilidade de instalar uma unidade de testes no local, esta normalmente obriga a disponibilidade de espaço e construção de infra-estruturas para receber a unidade.

O presente invento refere-se a uma instalação semi-automática, móvel e transportável para a realização de ensaios de co-digestão anaeróbia de chorumes com outras águas residuais e outros resíduos orgânicos, em contexto industrial real. O seu funcionamento baseia-se nos mesmos princípios de uma instalação industrial, tendo sensivelmente os mesmos órgãos e operações que existem num sistema industrial, mas montados convenientemente no interior de um **contentor** normalizado. Os

requisitos locais para a recepção desta unidade, são unicamente uma tomada eléctrica trifásica, para tomada de potência e um acesso ao esgoto industrial, para a drenagem do efluente digerido.

Esta instalação está particularmente **indicada** para produzir biogás a partir de chorumes pecuários e de resíduos orgânicos semi-sólidos, dada a sua grande adaptabilidade a substratos com elevado teor de sólidos totais e sólidos voláteis.

Consegue-se assim operar em contínuo, num sistema de substrato-co-substrato que já é praticamente igual ao que se irá aplicar industrialmente e nas mesmas condições operacionais.

O presente invento, anula os inconvenientes da logística de amostragens e conservação de substratos dos ensaios laboratoriais, pois permite operar com quantidades muito mais representativas e com substratos com características iguais aos reais.

Outra vantagem, reside no facto de com esta instalação não ser necessário qualquer preparação especial para a receber.

A instalação de acordo com o presente invento compreende uma estrutura física para suporte e transporte dos respectivos órgãos, num **contentor** normalizado, onde no seu interior estão montados, um quadro eléctrico para comandar e controlar o funcionamento do equipamento electromecânico, instrumentação, bem como dos equipamentos de segurança e controlo remoto, um reactor anaeróbio com volume suficientemente capaz para

realizar a digestão anaeróbia dos substratos, ligados ao dito reactor e montados adjacientemente, um sistema de aquecimento (eléctrico e solar) por recirculação de água quente, um tanque de mistura e alimentação do digestor, um tanque de efluente digerido, um tanque de higienização de efluente digerido, um reservatório flexível de biogás, ligados ao dito tanque de mistura e alimentação do digestor, um tanque para armazenar águas residuais e **um** tanque para armazenar resíduos orgânicos polpados, perto do dito tanque para armazenar resíduos orgânicos polpados, um sistema de polpagem de resíduos orgânicos.

Desta forma, a instalação objecto do presente invento, é caracterizada por ser um sistema de reservatórios e meios electromecânicos, concebido especialmente para desenvolver processos industriais de co-digestão anaeróbia de chorumes com outras águas residuais **e/ou** resíduos orgânicos.

O presente invento é seguidamente descrito em pormenor, sem carácter limitativo e a título exemplificativo, por meio de uma sua forma de realização preferida, representada nos desenhos anexos, nos quais:

- a **fig.1a** é uma representação em planta e simplificada de uma concretização da instalação de acordo com o invento; e

- a **fig.1b** é um diagrama das operações e órgãos que integram a instalação; e

- a **fig.2(a-d)** corresponde as vistas exteriores da instalação.
fig.2a - Planta.

fig.2b - Alçado lateral direito.

fig.2c - Alçado lateral esquerdo.

fig.2d - Alçado posterior.

Descrição da concretização preferida

Fazendo referência às figuras, vai ser agora descrita a concretização preferida do invento, em que a instalação é constituída por um conjunto de órgãos representados nas ditas figuras, montados como seguidamente se descreve.

A estrutura de suporte e transporte da instalação é um contentor normalizado, especialmente desenhado para facilitar a ventilação natural no seu interior, por forma a promover a climatização da instalação montada no seu interior e a extracção de gases.

Os órgãos da instalação estão fixos à estrutura do contentor através de diferentes meios de ligação, de forma a que não sejam excedidas as dimensões normalizadas do dito contentor, em qualquer das direcções.

No exterior e ligadas à estrutura do contentor estão montadas quatro estruturas **amovíveis**, especialmente projectadas para desempenharem o seu papel, satisfazendo a função de transportabilidade, permitindo que a instalação possa ser transportada por via rodoviária, ferroviária e marítima. Trata-se do sistema de ventilação natural (14), do sistema de aquecimento solar de água quente (15), do reservatório flexível de biogás (7,16) e da grua giratória (17), que são todas transportadas no interior do contentor, quando a unidade está em trânsito.

O dito sistema de ventilação natural (14), consiste essencialmente por quatro grelhas metálicas fixadas

verticalmente a quatro pilares aparafusados a estrutura do tecto do contentor e uma tampa de cobertura aparafusada aos referidos pilares.

O dito sistema de aquecimento solar de água quente (15), consiste essencialmente por um colector solar e respectivo depósito de água, fixados com elementos de ligação e fecho rápidos a estrutura do tecto do contentor e ligados por tubagem ao sistema de aquecimento (eléctrico e solar) por recirculação de água quente (12).

O dito reservatório flexível de biogás (7,16), é feito de material compatível com o biogás e ligado por meios de fixação rápida a estrutura do contentor e meios de conexão rápida à tubagem de biogás proveniente do reactor anaeróbio (6).

A dita grua giratória (17), é um dispositivo com capacidade de carga de cerca de 500 kg, essencialmente concebido para auxiliar a descarga de resíduos e está ligado a estrutura do contentor com um dispositivo de ligação e fecho seguro e rápido.

A energia eléctrica é fornecida a instalação através de um cabo único exterior também amovível.

O principal órgão da instalação é o reactor anaeróbio (6), que possui um volume suficientemente capaz para realizar a digestão anaeróbia dos substratos e é dotado de agitação mecânica através de electroagitador. Tem por função realizar a digestão anaeróbia da mistura de substratos que são alimentados ao processo. O dito reactor (6), está montado centralmente na parte anterior do contentor e é construído em

metal, mas pode ser feito de plástico, fibra de vidro, madeira ou cerâmica.

Ligado a este reactor (6) por tubagem adequada, encontra-se o tanque de mistura e alimentação do digestor (5), que tem por função fazer a mistura das composições estabelecidas entre os vários resíduos, águas residuais e chorumes e através de um grupo electrobomba alimentar o digestor.

Este reactor (6) é dotado de um sistema de aquecimento (eléctrico e solar) por recirculação de água quente (12) numa camisa de aquecimento. A água pode ser **aquecida** através de resistências eléctricas ou através do referido sistema de aquecimento solar (15) e armazenada numa cisterna com isolamento térmico, adjacente ao referido reactor (6).

O efluente digerido que se produz no reactor (6) após a digestão dos substratos, é conduzido por tubagem adequada, ao tanque de higienização de efluente digerido (11). Aí o efluente digerido é aquecido através de uma camisa de aquecimento com água quente proveniente do referido sistema de aquecimento solar de água quente (15) **e/ou** do sistema de aquecimento (eléctrico e solar) por recirculação de água quente (12), que permite elevar a temperatura do efluente digerido a temperatura desejada de inactivação de microrganismos patogénicos.

O efluente digerido higienizado é conduzido por tubagem adequada ao tanque de efluente digerido (8) adjacente, que tem por função armazenar o produto higienizado da digestão e fazer a sua drenagem para o exterior da instalação.

O biogás produzido no reactor (6) é conduzido através de tubagem adequada a um contador de biogás e posteriormente é armazenado no referido reservatório flexível de biogás (7,16).

O tanque de mistura e alimentação do digestor (5), que é dotado de agitação mecânica através de electroagitador, recebe os fluxos residuais do tanque para armazenar águas residuais (3) e do tanque para armazenar resíduos **polpados** (4), através dos grupos electrobomba instalados em cada um dos tanques.

Os referidos tanques (3) e (4), são dotados de agitação mecânica através de electroagitador e são alimentados do exterior e do sistema de polpagem de resíduos orgânicos (2) respectivamente, por bomba auxiliar móvel. Foram criadas portas de acesso e passagem de tubagem com elementos flexíveis e retrácteis para o interior da estrutura do **contentor**, para efectuar a alimentação destes tanques (3) e (4) e drenagem do referido tanque (8) e reactor (6).

O funcionamento desta instalação é semi-automático, **uma** vez que os tanques (3) e (4) têm que ser alimentados manualmente e repostos o seu nível quando estes se esgotam. No entanto a sua capacidade confere a unidade, uma autonomia para cerca de 15 dias em operação totalmente automática, podendo esta fechar-se para operar isoladamente do acesso a pessoal do exterior.

A instalação está dotada de instrumentação de controlo de processos, nomeadamente sondas de temperatura e de **pH**, no reactor (6), de sondas de nível do líquido nos tanques (3), (4), (5), de sondas de temperatura no dito sistema de aquecimento por recirculação de água quente (12) e no dito tanque de higienização (11) e de sondas de nível de água na cisterna de água quente do dito sistema de aquecimento por

recirculação de água quente (12). Estas sondas comunicam com um autómato que faz a aquisição e armazenagem de dados e pode exportá-los permitindo de forma remota a monitorização destes parâmetros e recepção de alarmes definidos, através de mensagens SMS e através da Internet. Este dispositivo encontra-se instalado no quadro eléctrico e de comando (13).

Para além destas funções este dispositivo, permite o controlo remoto através da Internet do funcionamento de todos os equipamentos electromecânicos da instalação.

A instalação está dotada de um dispositivo de paragem de emergência.

A instalação pode ser utilizada como infra-estrutura de investigação e desenvolvimento, para realizar no local testes piloto de biometanização de resíduos **e/ou** de águas residuais e chorumes na produção de biogás ou como unidade de **tratamento/valorização** de fluxos de excreta humano e resíduos alimentares, produzidos em sistemas separativos de concentrados populacionais pontuais, com aproveitamento de biogás.

Lisboa, 15 de Junho de 2007

4.10 Referências do capítulo IV

- Adams, R.C., MacLean, F.S., Dixon, J.K., Bennett, F.M., Martin, G.I., Lough, R.C., (1951). The utilization of organic wastes in N.Z.: second interim report of the interdepartmental committee. *New Zealand Engineering*, 396–424.
- Alves, M.M., Mota Vieira, J.A., Álvares Pereira, R.M., Pereira, A., Mota, M., (2001a). Effect of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors Part I biofilm growth and activity. *Water Research* 35 (1), 255–263.
- Alves, M.M., Mota Viera, J.A., Álvares Pereira, R.M., Pereira, A., Mota, M., (2001b). Effect of lipid and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors Part II: oleic acid toxicity and biodegradability. *Water Research* 35 (1), 255–263.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K., (1997a). Codigestion of oil mill wastewaters together with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation* 8, 221–226.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K., (1997b). Modelling anaerobic codigestion of manure with olive oil mill effluent. *Water Science and Technology* 36, 263–270.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., (2003). Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109, 95–105.
- Angelidaki, I., Petersen, S. P. and Ahring, B. K., (1990). Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Appl Microbiol Biotechnol*, 33, 469-472.
- APHA, (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC.
- APHA, (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed., American Public Health Association, Washington, DC.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M., (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables. *Process Biochemistry* 40: 989-995.

- Brumm, C.M. (2006). *Pattern of drinking water use in pork production facilities. Nebraska swine report*. IANR. Ed. Marcia Oetjen, Nebraska, pp.10-13.
- Brumm, C. M. & Gonyou, H., (2001). *Effects of facility design on behaviour and feed and water intake. Swine nutrition*, 2^a edition , A. J. Lewis & L. L. Southern (eds.), EUA, 499 – 517
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J-P., (2005). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. In *proceedings of 4 th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste*, September 2005, Copenhagen, Denmark.
- Castro e Melo, (2010). A indústria conserveira em Portugal: constrangimento, oportunidades, desafios e inovação. ANICP
<http://www.drapc.minagricultura.pt/base/geral/files/castro_e_melo_anicp.pdf>.
- Chowdhury, P., Viraraghavan, T., Srinivasan, A., (2009). Biological treatment processes for fish processing wastewater – a review. *Bioresource Technology* 101, 439– 449.
- Christianson, S., Lemay, P., Lague, C., Patience, J., Gonyou, H., (2002). *Water usage by grower-finishing pigs using dry and wet/dry feeders. Prairie swine centre annual report*, pp.24. Canada.
- Dolfing, J., Bloemen, W., (1985). Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. *Journal of Microbiology Methods* 4 (1), 1–2.
- European Commission (2003). *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) – Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs*. European IPPC Bureau.
- European Commission, (2002). Commission Regulation (EC) No. 1774/2002 of 3 October 2002. OJ L 273, 10.10.2002, p. 1.
- Fernández, A., Sánchez, A., Font, X., (2005). Anaerobic codigestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical Engineering Journal* 26, 22–28.

- Ferreira, L., Duarte, E.; Elói, M.; Faria, P., (2004). Uso da água em explorações suinícolas intensivas, no contexto da diretiva PCIP – Implicações associadas à produção de chorumes. *Actas da 8ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal, 1º Volume. pp. 349-350
- Ferreira, L. Instalação semiautomática, móvel e transportável, para a produção de metano a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos. Portugal patente PT n. 103675 (A), 2007 Mar 08.
- Ferreira, L., Duarte, E., Silva, Carla., Malfeito-Ferreira, M., (2007). Fruit wastes bioconversion for anaerobic co-digestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants. In *Biogas production from agricultural residues and organic wastes - Proceedings of International Conference Progress in Biogas*, Stuttgart, DE. Volume I. pp 135-140.
- Ferreira, L., Duarte, E.A. Figueiredo, D., (2008). Pilot scale experience of anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – on site operation in a pig farm with a mobile plant. In: *Proc. 13th Ramiran International Conference–Potential for Simple Technology Solutions in Organic Manure Management*, Albena, Bulgaria, vol. I, pp. 100–104.
- Field, J., Sierra, R., Lettinga, G., (1988). Ensayos anaerobios. In: *Forth Symposium on Wastewater Anaerobic Treatment*, Valladolid, Spain. pp. 52–81.
- Gadd, J. (1988). *Mix at trough feeding, a quiet revolution*. *Pigs*: Jan/Fev, 26 (cit. Brumm & Gonyou, 2001)
- Gago da Câmara, E. E.; Duarte, E.; Ferreira; L., (2001). Overall assessment of environmental impacts of animal production in Portugal. *Anais do Instituto Superior de Agronomia*, XLVIII, 9-40.
- Gámez-Mezaa, N., Higuera-Ciaparab, I., Calderon de la Barcab, A.M., Vázquez- Morenob, L., Noriega-Rodríguez, J., Angulo-Guerreroc, O., (1999). Seasonal variation in the fatty acid composition and quality of sardine oil from *Sardinops sagax caeruleus* of the Gulf of California. *Lipids* 34 (6), 639–642.

- Gerardi, M.H., (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M., (1981). Mechanism of inhibition caused by longchain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology and Bioengineering*, 1591–1610.
- Hwu, C.-S., Tseng, S.-K., Yuan, C.-Y., Kulik, Z., Lettinga, G., (1998). Biosorption of longchain fatty acids in UASB treatment process. *Water Research* 32, 1571–1579.
- Hwu, S.H., Donlon, B., Lettinga, G., (1996). Comparative toxicity of long-chain fatty acids to anaerobic sludges from various origins. *Water Science and Technology* 34 (5–6), 351–358.
- Li, Y., Gonyou, H., Chénard, L., Lemay, S., (2005). Water intake and wastage at nipple drinkers by growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, 83, 1413-1422.
- Martorell, P., Barata, A., Malfeito-Ferreira, M., Fernández-Espinar, M., Loureiro, V. and Querol, A. (2006). Molecular typing of the yeast species *Dekkera bruxellensis* and *Pichia guilliermondii* recovered from wine related sources. *International Journal of Food Microbiology*, 106, 79-84.
- Maton, A., Daelemans, J., (1992). Third comparative study viz. the circular wet-feeder versus the dry-feed hopper for ad libitum feeding and general conclusions concerning wet feeding versus dry feeding of finishing pigs. *Revue de l'Agriculture*, 45, p. 532.
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M.M., (2009). Codigestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technology* 100, 1957–1962.
- Ockerman, H.W., Hansen, C.L., (1988). *Animal by-products processing*. Ellis Horwood Ltd., Chichester, England.

- Pereira, M.A., Cavaleiro, A.J., Mota, M., Alves, M.M., (2003). Accumulation of long chain fatty acids onto anaerobic sludge under steady state and shock loading conditions: effect on acetogenic and methanogenic activity. *Water Science and Technology* 48 (6), 33–40.
- Pereira, M.A., Pires, O.C., Mota, M., Alves, M.M., (2005). Anaerobic degradation of oleic acid and palmitic acids: evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge. *Biotechnology and Bioengineering* 92, 15–23.
- Pires, P.V., (2006). *Tecnologia do pescado*. Instituto de ciências biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto. Raven, R.P.J.M., Gregersen, K.H., 2007. Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11, 116–132.
- Rinzema, A., Boone, M., van Knippenberg, K., Lettinga, G., (1994). Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Environment Research* 66, 40–49.
- Salminen, E., Rintala, J., (2002). Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. *Bioresource Technology* 83, 13–26.
- Scharer, Paul., (2007). Operating analytics of biogas plants to improve efficiency and to ensure process stability. In *proceedings of the International Conference Progress in Biogas*, pp 135-140, September 2007, Stuttgart, Germany.
- Shanmugam, P., Horan, N.J., (2009). Optimising the biogas production from leather fleshing waste by codigestion with MSW. *Bioresource Technology* 100, 4117– 4120.
- Shaw, Marnie I., Patience, J., Beaulieu, A., (2003). Alters water use by diet manipulation. *Annual Research Report, Prairie Swine Centre Inc.* Saskatoon, SK.
- Shiraia, N., Terayamab, M., Takedaa, H., (2002). Effect of season on the fatty acid composition and free amino acid content of the sardine *Sardinops melanostictus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 131, 387–393.

- Sievers, D.M., Brune, D.E., (1978). Carbon/nitrogen ratio and anaerobic digestion of swine waste. *Transactions of the ASAE* 21 (3), 537–541.
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J.M., (1993). Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research* 27 (8), 1361–1376.
- Stratoudakis, Y., Silva, A., (2001). A pescaria da sardinha, uma prioridade da investigação. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar – IPIMAR. Ficha técnica. 16.
- Weiland, P., (2006). Biomass digestion in agriculture: a successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences* 6, 302–330.

Capítulo V

Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

5.1 Conclusões

A realização deste trabalho permitiu numa primeira análise concluir sobre a validade de todas as hipóteses colocadas.

O estudo do uso da água e da produção de chorume em suiniculturas, pelo facto de ter sido desenvolvido em instalações de produção à escala real, permitiu concluir que existem procedimentos e práticas de manejo que acarretam a uma significativa diferença nos consumos de água, bem como na de produção de chorumes. Entre os fatores determinantes que contribuem para estas diferenças estão os tipos de equipamentos de abeberamento e comedouros utilizados. Por outro lado as fases de produção mais críticas, são a gestação e a engorda, pelo que é possível através dos resultados obtidos alcançar um potencial de redução de consumo de água e produção de chorume de cerca de 50 %.

Foi possível concluir que a referência nacional, de 12 l/animal.d⁻¹, frequentemente utilizada para estimar os volumes de chorume produzidos por suiniculturas intensivas, é desadequada e penaliza em particular as explorações de crescimento e acabamento (vulgo “Engordas”). Se estas adotarem, sobretudo em novas explorações, equipamentos de abeberamento incorporado no equipamento de alimentação, valores nominais entre os 3-5 l/animal.d⁻¹ serão os mais adequados.

Os resultados confirmaram que os chorumes de suinicultura (ChS) em Portugal e em particular os produzidos em explorações de ciclo-fechado, têm quanto ao teor de sólidos uma variabilidade elevada que se concluiu poder ser de 20 a 45 g/l de ST. Contudo um teor de 30 g/l de ST e uma razão SV/ST de 67-75% são valores adequados a ter como referência para o teor médio de sólidos totais e sólidos voláteis do chorume global de uma exploração.

Os rendimentos máximos ($B_{0\ 50\ dias}$) obtidos para os ChS de 0,353 l biogás/g CQO_{adicionado} e 0,579 l biogás/g SV_{adicionado} são relativamente baixos, se ainda considerarmos o teor reduzido de SV, constata-se que nas condições climáticas Portuguesas não é economicamente viável, a aplicação de processos de digestão anaeróbia para a produção de biogás, a não ser que estes processos sejam desenvolvidos em regime de codigestão.

A utilização de RPM como cossustrato revelou-se ser uma boa abordagem tecnológica, pois veio complementar o desequilíbrio da razão C/N dos ChS e concluir que o sistema de codigestão RPM-ChS teve um efeito positivo na produção de metano.

Foi possível realizar com sucesso a codigestão de RPM com cargas orgânicas volumétricas até $3 \text{ kg SV/m}^3 \text{ d}^{-1}$, correspondendo a uma mistura RPM:ChS (% v/v) de 15:85, e com incremento da taxa de produção de metano de um fator da ordem de 2,4. Contudo a experimentação revelou que este sistema com o incremento de RPM na composição da mistura, provoca uma redução do teor de metano de 73 para 58 % no biogás produzido. Concluiu-se ser vantajoso aplicar um pré-tratamento aos RPM por bioconversão dos açúcares da fruta, de modo a que a produção de CO_2 por fermentação não ocorresse no interior do digestor.

A fermentação mista espontânea que se desenvolve quando os RPM são transformados numa polpa por ação mecânica, origina um produto resultante da bioconversão (BRPM), com um maior potencial de biometanização comparativamente aos RPM. A elevada estabilidade dos BRPM potencializa o armazenamento e a preservação deste cossustrato durante um período de pelo menos 3 meses. Este processo de pré-tratamento permite conservar a energia dos RPM a converter em biogás e distribuir o aprovisionamento de cossustrato de modo a cobrir os meses em que não há produção nas centrais fruteiras.

Concluiu-se que é possível desenvolver um processo de codigestão de BRPM com ChS, utilizando uma composição BRPM:ChS (% v/v) de 30:70 e uma carga orgânica volumétrica de $4 \text{ kg CQO/m}^3 \text{ d}^{-1}$. Este sistema permitiu aumentar a produtividade em metano do digestor em 300 % quando comparada com a alcançada utilizando o mono-substrato ChS.

O ensaio experimental onde para a mesma carga orgânica volumétrica ($4,1- 4,4 \text{ kg CQO/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), se alterou a composição BRPM:ChS (% v/v) de 30:70 para 66:34, (conferindo à mistura uma melhor razão CQO:N:P) permitiu concluir que a relação de nutrientes do sistema de codigestão BRPM:ChS foi otimizada, conduzindo a ganhos de 20% na produtividade em metano do digestor e não comprometendo a estabilidade do processo.

No que diz respeito à gestão de recursos, BRPM pode ser utilizado como substrato principal, tendo o sistema BRPM:ChS (% v/v) de 66:34 maior eficiência, potencialmente requerendo menos área agrícola para reciclar os nutrientes contidos no digerido.

A experimentação desenvolvida à escala piloto com o sistema BRPM:ChS (% v/v) de 30:70, consolidou as conclusões da experimentação à escala laboratorial. O melhor desempenho dos ensaios piloto, nomeadamente na produtividade do digestor e na estabilidade do processo, quando comparado com os ensaios laboratoriais, deveu-se ao facto de que a experimentação

efetuada em condições de operação natural, ter beneficiado da utilização de ChS com teor de SV mais elevado (carga orgânica volumétrica 4,8- 5,1 kg CQO/m³.d⁻¹) e menos manipulados.

O cossustrato ECS quando digerido com ChS permitiu utilizando uma composição ECS:ChS (% v/v) de 5:95 e uma carga orgânica volumétrica de 5,2 kg CQO/m³ d⁻¹ aumentar a produtividade em metano do digestor em 370 % quando comparada com a alcançada com o mono-substrato ChS.

Os sistemas de codigestão utilizando uma composição ECS:ChS (% v/v) de 5:95 e uma composição BRPM:ChS (% v/v) de 30:70, são equivalentes em termos de desempenho, o que pode ser útil para otimizar a gestão dos fluxos de alimentação numa unidade descentralizada de produção de biogás.

Os rendimentos em biogás (m³ biogás/ m³ substrato) que se atingiram em cada um dos sistemas de codigestão desenvolvidos, BRPM:ChS, Chs:BRPM e ECS:ChS, respetivamente de 31, 54 e 26 e atendendo aos valores de referência de 25 m³/ton biomassa e de 30 m³/ton biomassa para limiares de viabilidade económica das instalações de biogás industriais, são encorajadores quanto a uma perspectiva de exploração económica dos resultados obtidos.

Na Tabela 5.1 são sintetizados os principais resultados específicos alcançados e o seu *nexus* com as publicações apresentadas neste trabalho de dissertação.

Tabela 5. Relação de cada publicação com os resultados alcançados

Publicação:	Principal resultado específico alcançado:
<p>2007, IV Congreso Nacional y I Congreso Ibérico Agroingeniería, pp.104 -116</p> <p>“A importância da gestão integrada da água - Novos desafios para a gestão ambiental no setor da suinicultura”</p> <p>2006, Relatório técnico de referência ao <i>Anexo sectorial Setor PRTR 7a)ii) e 7a)iii) Suinicultura</i>, Agência Portuguesa do Ambiente.</p> <p>“Determinação das emissões (para o ar e para a água) no setor da Suinicultura Nacional”</p>	<p><u>Confirmaram-se as hipóteses 1 e 2.</u></p> <p>Foram produzidas novas referências nacionais para o setor da suinicultura, sobre o consumo de água e produção de chorume, bem como conclusões sobre as consequências do manejo nas características dos chorumes. O grau de diluição envolvido é suficientemente dissuasor à implementação de processos de digestão anaeróbia de chorumes, sobretudo de produções suinícolas em ciclo fechado.</p>
<p>2006, 12th Ramiran International Conference – Technology for recycling of manure and organic residues in a whole-farm perspective, pp.127-130</p> <p>“Anaerobic codigestion of pig manure with fruit wastes. Process development for the recycling in decentralized farm scale plants</p>	<p><u>Confirmou-se a hipótese 3.</u></p> <p>Os resultados de ensaios de codigestão com vários níveis de incorporação de RPM, permitiram concluir que estes podem aumentar consideravelmente a produção de biogás de um processo mono-substrato com chorumes de suinicultura.</p>
<p>2007, International Conference Progress in Biogas – Biogas production from agricultural biomass and organic residues, pp.135-140</p> <p>“Fruit wastes bioconversion for anaerobic codigestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralized farm scale plants”</p>	<p><u>Confirmaram-se as hipóteses 3, 4, 5.</u></p> <p>Foi estudado um processo de pré-tratamento dos RPM através de uma operação mecânica seguida de bioconversão de natureza fermentativa, de modo a obter um produto estável e preservado. Concluiu-se a possibilidade da utilização de BRPM em codigestão com ChS, numa composição % v/v BRPM:ChS de 30:70</p>
<p>2011, Biogas Engineering and Application (Vol.1), pp.156-163</p> <p>Chapter Cofermentation</p> <p>“Utilization of fruit wastes as cossubstrate for pig Manure anaerobic codigestion – The COD:N:P balance”</p>	<p><u>Confirmou-se a hipótese 5.</u></p> <p>Após um processo de bioconversão de RPM, a mistura de BRPM com ChS, pode ser otimizada na relação COD:N:P de modo a que os BRPM possam constituir-se como substrato principal em codigestão com chorumes de suinicultura, numa composição % v/v BRPM:ChS de 66:34.</p>
<p>2012; Biogas Engineering and Application (Vol.2), pp.176-184</p> <p>Chapter Cofermentation and Additives</p> <p>“Anaerobic codigestion of pig slurry with fruit wastes – On site operation with a mobile pilot plant.”</p>	<p><u>Confirmaram-se as hipóteses 4 e 7.</u></p> <p>A adequabilidade e a vantagem da utilização do produto da bioconversão dos RPM como cossubstrato, foi confirmada, e os ensaios de codigestão em condições de operação natural revelaram melhor desempenho.</p>
<p>2012, Bioresource Technology 116, pp.285-289</p> <p>“Utilization of wasted sardine oil as cossubstrate with pig slurry for biogas production – A pilot experience of decentralized industrial organic waste management in a Portuguese pig farm”.</p>	<p><u>Confirmou-se a hipótese 6.</u></p> <p>A utilização de exsudato da cozedura de sardinha como cossubstrato, numa composição %v/v ECS:ChS de 5:95 aumentou a produtividade do digestor em 370%.</p>

Publicação:	Principal resultado específico alcançado:
<p>Publicações de Propriedade industrial</p> <p>2007, Patente Nacional PT103676 (A)</p> <p>“Processo de bioconversão de resíduos de fruta na sua codigestão anaeróbia com chorumes animais, para utilização na produção de metano e valorização agronómica de fluxos efluentes de agropecuárias e retiradas de fruta do mercado”</p> <p>2007, Patente Nacional PT 103675 (A)</p> <p>“Instalação semiautomática, móvel e transportável, para a produção de metano a partir de chorumes, águas residuais e resíduos orgânicos”</p>	<p><u>Confirmaram-se as hipóteses 4, 5 e 7.</u></p> <p>Concluiu-se sobre a novidade do processo de pré-tratamento de RPM desenvolvido com vista à sua codigestão com ChS, e sobre a novidade da instalação projetada para a implementação dos processos de codigestão anaeróbia em condições de operação natural.</p>

5.2 Perspetivas de trabalho futuro

O estudo desenvolvido nesta tese identifica a possibilidade de trabalhos futuros, que se poderão suportar nas seguintes propostas:

- Realizar no contexto da aplicação da diretiva PCIP, o *Benchmarking* da utilização da água nas suiniculturas, que é um dos primeiros passos no desenvolvimento de técnicas de gestão da água e por consequência da gestão dos efluentes pecuários.
- Aprofundar as lógicas de ecologia industrial aplicadas à produção de biogás descentralizada, com análise de custo benefício e análise de ciclo de vida da utilização dos fluxos materiais ChS, RPM e ECS.
- Testar à escala piloto a codigestão de outros sistemas cossustrato:ChS, nomeadamente utilizando chorumes produzidos em explorações de recria e acabamento.
- Investigar as necessidades de higienização do digerido produzido a partir dos sistemas BRPM:ChS e ECS:ChS, de modo a facilitar a sua utilização no âmbito dos regulamentos vigentes.
- Investigar a utilização de digeridos na agricultura, aprofundando os trabalhos até agora realizados (Cordovil, *et al.*, 2012) com os digeridos produzidos neste trabalho.
- Constituir uma base de dados de fluxos orgânicos biometanizáveis e seu rendimento em metano, para suportar o desenvolvimento de soluções descentralizadas regionais.
- Avaliar a possibilidade de aplicar aos processos de codigestão desenvolvidos, técnicas de modelação matemática tendo por base a abordagem seguida no modelo ADM1.

Capítulo VI

Referências

- A. Garner and G. A. Keoleian. (1995). *Industrial ecology: an introduction*. Ann Arbor: National Pollution Prevention Center for Higher Education.
- A. Kapur and T. E. Graedel. (2004). "Industrial ecology," in *Encyclopedia of Energy*, C. J. Cleveland, Ed. New York: Elsevier, pp. 373 – 382. [Online]. Available: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B012176480X00557X>
- Abdoun E, Weiland P., (2009). Optimization of monofermentation from renewable raw materials by the addition of trace elements. *Bornimer Agrartechnische Berichte* 68:69–78
- Adams, R.C., MacLean, F.S., Dixon, J.K., Bennett, F.M., Martin, G.I., Lough, R.C., (1951). The utilization of organic wastes in N.Z.: second interim report of the interdepartmental committee. *New Zealand Engineering*, 396–424.
- Ahring, B. K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992a). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Wat. Sci. Tech.* **25 (7)**, 311-318.
- Ahring, B. K., Garcia, H., Mathrani, I., Angelidaki, I. (1996). Codigestion of manure with organic toxic waste in biogas reactors. Hansen, J.A. (Ed), *Management of Urban Biodegradable Wastes*, Aalborg University, Denmark, 132-140.
- Al Seadi, (2003). The present and future of biogas in Europe. *Proceedings of "The Future Biogas in Europe II"*. University of Southern Denmark, Esbjerg, Denmark, pp.85-90.
- Álvarez, J.A., Otero, L., Lema, J.M. (2010). A methodology for optimising feed composition for anaerobic codigestion of agroindustrial wastes. *Bioresource Technology*, 101, 1153–1158.
- Andara, A.R., Esteban, J.M.B. (1999). Kinetic study of the anaerobic digestion of the solid fraction of piggery slurries. *Biomass Bioenergy*, 17, 435–443.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L, Ahring, B. (2003). Application of the anaerobic digestion process. In: *Biomethanation II*, Adv. Biochem Eng/Biotechnol, Springer, pp 2–33.

- Angelidaki I, Ellegaard L, Ahring BK (1993) A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnol Bioeng* 42:159–166
- Angelidaki I, Ellegard L, Ahring BK (1999) A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. *Biotechnol Bioeng* 63:363–372
- APHA, (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed., American Public Health Association, Washington, DC.
- ASAE (1997). *ASAE Standards 1997. Manure production and Characteristics*, ASAE D384.1 DEC93, In: *ASAE Standards*, 44th Ed., ASAE The Society for Engineering in Agricultural, Food, and Biological Systems, St. Joseph, MI.
- Bagi, Z., Acs, N., Balint, B., Hovrath, L., Dobo K., Perei, KR., Rakhely, G., Kovacs, KL., (2007). Biotechnological intensification of biogas production. *Appl Microbiol Biotechnol* 76:473–482
- Barton JR, Issaias I, Stentiford EI (2008) Carbon-making the right choice for waste management in developing countries. *Waste Manage* 28:69–76
- Baserga U (1998) *Landwirtschaftliche Co-Vergärungs-Biogasanlagen*, FAT-Berichte No. 512, Tänikon/Switzerland
- Bekkering J, Broekhuis AA, van Gemert WJT (2010) Optimisation of a green supply chain-a review. *Bioresour Technol* 101:450–456
- Biswas L, Chowdhury R, Battacharya P (2007) Mathematical modeling for the prediction of biogas generation characteristics of an anaerobic digester based on food/vegetable residues. *Biomass Bioenergy* 31:80–86
- Bouallagui, H., Ben Cheikh, R., Marouani, L., Hamdi, M., (2003). Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresour. Technol.* 86, 85–89.

- Bouallagui H, Haouari O, Touhami Y, Ben Cheikh R, Marouani L, Hamdi M., (2004). Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochem*, 39, 2143–2148.
- Bouallagui, H., Lahdheb, E., Ben Romdan, B., Rachdi, Hamdi. M., (2009). Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, 90, 1844–1849.
- Callaghan, FJ., Wase, DAJ., Thayanithy, K., Forster, C.F., (2002). Continuous codigestion of cattle slurry with fruits and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass Bioenergy*, 27:71–77.
- Cecchi, F., Traverso, PG., Perin, G., Vallini, G., (1988). Comparison of codigestion performance of two differently collected organic fractions of municipal solid wastes with sewage sludges. *Environ Technol Lett* 9:391–400
- Chertow, M. R. (2000). Industrial symbiosis: Literature and taxonomy, *Annual Review of Energy and the Environment*, 25, 313–337.
- Chertow, M. R. (2004). Industrial symbiosis. In C. J. Cleveland, *Encyclopedia of Energy*, (pp. 407 – 415). Ed. New York: Elsevier.
- Choudhary, M., Bailey, L.D., Grant, C.A., (1996). Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. *Waste Management and Research* 14, 581-595.
- Contreras Lopez A., Lopez Bobo, R., (1992). Anaerobic digestion of cider apple residues. *Int J Hydrogen Energy*, 17(12):971–5.
- Cordovil, C. M.S., Basanta, R., Pires, S. O., Ferreira, L. & Kiladze, K. (2012). Application of Fresh and Treated Pig Slurries and a Novel Organic-Mineral Fertilizer in Maize Crop, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43:16, 2126-2141.
- Creamer, K.S., Chen, Y., Williams, C.M., Cheng, J.J., (2010). Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air floatation (DAF) sludge by codigestion with swine manure. *Bioresour. Technol.* 101, 3020–3024.

Domingos, D. (1995). Textos de apoio - Energia e Ambiente. Consultado em 13 Abril de 2005, em Instituto Superior Técnico:

http://jddomingos.ist.utl.pt/AmbienteDesenvolvimento/Energia_e_Ambiente.pdf

Dornack, C., (2009). Stickstoff in Biogasanlagen. VDI-Ber 2057:155–171

Esposito G, Frunzo L, Giordano, A., Liotta F, Panico A, Pirozzi F. (2012). Anaerobic codigestion of organic wastes. *Rev Environ Sci Biotechnol*. DOI 10.1007/s11157-012-9277-8

Eurobserv'ER (2012). Biogas Barometer: <http://www.eurobserv-er.org/default.asp>

FAO, (2006). *World Agriculture Towards 2030/2050: Interim report Prospects for food, nutrition, agriculture and major commodity groups*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy.

FAOSTAT, (2013). Production. Consultado em 30 Março 2013, em Statistics Division of the FAO: <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>.

FAOSTAT, (2009). Production. Consultado em 03 Abril 2009, em Statistics Division of the FAO: <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>.

Ferreira, L. (2002). Valorização dos chorumes suínícolas por codigestão anaeróbia – A Solução centralizada de produção de biogás. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Tecnologia Alimentar e Qualidade, Universidade Nova de Lisboa, FCT, Lisboa, 154 pp.

Ferreira, L. (2005). Potencial do processo de codigestão anaeróbia na valorização de chorumes e resíduos orgânicos industriais. *Revista de Ciências Agrárias* – vol.28–Nº 3/4

Friedmann H, Kube J (2008) Optimierung der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen durch den Einsatz von Mikronährstoffen– ein Erfahrungsbericht. In: Tagungsband 17. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas, Nürnberg, pp 125–130

Frosch, R. A. and N. Gallopoulos. (1989). Strategies for manufacturing. *Scientific American* 261(3): 144–152. (em kovacs, simbiose industrial)

- Gabinete de Planeamento e Políticas. (2007a). Relatório Sub-Fileira: Maçã. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Gabinete de Planeamento e Políticas. (2007b). Relatório Sub-Fileira: Pera. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Gavala HN, Angelidaki I, Ahring BK (2003) Kinetics and modeling of anaerobic digestion processes. In: Biomethanation I, Scheper T, Ahring BK (eds.), Springer, Berlin
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S., Toulmin, C. (2010). Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327, 812-818.
- Hamzawi, N., Kennedy, K.J., Mc Lean, D.D. (1998). Technical feasibility of anaerobic co-digestion of sewage sludge and municipal solid waste. *Environ Technol*, 19, 993–1003.
- Hansen, K. H., Angelidaki, I., Ahring, B. K. (1999). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Res.*, 32, 5–12.
- Hawkes DL (1980) Factors affecting net energy production from mesophilic anaerobic digestion. In: Stratford DA, Wheatley BI, Hughes DE (eds) *Anaerobic digestion*, pp 131–150
- Hjort-Gregersen, K., (2010). Increase and regulation of biogas production. In: Cordovil, C., M., S., & Ferreira, L., (eds.). *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference of the FAO ESCORENA*. Lisbon, Portugal, 12-15 September 1988. pp. 858 -861.
- Holm-Nielsen, J.B., Oleskowicz-Popiel, P., Al Seadi, T., (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology* 100, 5478–5484.
- Hunter, L., Aziz, T.N., de los Reyes III, F.L., Ducoste, J.J., (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease: A review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection* 90, 231-245.
- IEA (International Energy Agency). (2012). *Technology Roadmap – Bioenergy for heat and power*. OECD/IEA, Paris.

- Jarvis A, Nordberg A, Jarlsvik T, Mathisen B, Svensson BH (1997) Improvement of a grass clover silage-fed biogas process by the addition of cobalt. *Biomass Bioenergy* 12:453–460
- Karakashev, D., Bastone, D., Angelidaki, I., (2005) Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Appl Environ Microbiol* 71:331–338
- Kohn, R.A., Dinneen, M.M., Russek-Cohen, E., (2005). Using blood nitrogen to predict nitrogen excretion and efficiency of nitrogen utilization in cattle, sheep, goats, horses, pigs and rats. *J. Anim. Sci.* 83:879–889.
- Korner, I., Amon, B., Bade, O., Balsari, P., Bioteau, T., Dabert, P., Dach, J., Deipser, A., Kupper, T., Fabbri, C., Ferreira, L., Moller, H.B., Schnurer, A., Soldano, M., Ward, A.J. (2010). Anaerobic digestion and digestate utilization in Europe. In *Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management - Proceedings of 14th Ramiran Conference*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal. pp. 511–514.
- Kottner, M. (2002). Biogas in agriculture and industry: potentials, present use and perspectives. *Waste Management World*. Science Publishers, London. pp. 124–133.
- Kottner, M. (2003). Integration of biogas technology, organic farming and energy crops. In *Proceedings of “The Future of Biogas in Europe II”*. University of Southern Denmark, Esbjerg, Denmark, pp.85–90.
- Kovács, Kornél L., Norbert, Á., Kovács, E., Wirth, R., Bagi, Z., Strang, O., Herbel, Z., Rákhely, Gábor., (2012). Changes in the Archaea microbial community when the biogas fermenters are fed with protein-rich substrates. *Bioresource Technology*, **131**: 121–127.
- Kroiss, H., (1985) Anaerobe Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen* 62:65–68
- Lane, A.G., (1984). Laboratory scale anaerobic digestion of fruit and vegetable solid waste. *Biomass*; 5:245–59.

- Lema, J.M., Omil, F. (2001). Anaerobic treatment: a key technology for a sustainable management of wastes in Europe. *Water Sci Technol* 44:133–140
- Lettinga, G. (2001). Digestion and degradation, air for life. *Water Sci Technol* 44:157–176
- Leven, L., Eriksson, A.R.B., Schnürer, A. (2007). Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste. *FEMS Microbiol Ecol* 59:683–693
- Linke, B. (2006). Kinetic study of thermophilic anaerobic digestion of solid wastes from potato processing. *Biomass Bioenergy* 30:892– 896
- Llaneza Coalla, H., Blanco Fernández, J.M., Moris, Morán M.A., Lopez Bobo, M.R., (2009). Biogas generation apple pulp. *Bioresour Technol*, 100:3843–7.
- MAOTDR, (2007). *Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Martinez, J., Dabert P., Barrington, S., Burton, C. (2009). Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource Technology* 100, 5527–5536
- McInerney, M.J., Struchtemeyer, G. C., Sieber, J., Mouttaki, H., Stams, A. J., Schink, B., Rohlin, L., Gunsalus, R. P. (2008). Physiology, ecology, phylogeny, and genomics of microorganisms capable of syntrophic metabolism. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 1125, 58 – 72.
- Morita, M., Malvankar, N., Summers, Z., Giloteaux, L., Rotaru, A., Rotaru, C., Lovely, D. (2011). Potential for Direct Interspecies Electron Transfer in Methanogenic Wastewater Digester Aggregates. *mBio* 2 (4):e00159-11.
- Mösche, M., Jördening, H.J., (1999). Comparison of different models of substrate and product inhibition in anaerobic digestion. *Water Res* 33:2545–2554
- Nasir, I., M., Ghazi, T., M., (2012). Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: A review. *Eng. Life Sci.* 12, No. 3, 258-269.

- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M.M., (2009). Fate of LCFA in the codigestion of cow manure, food waste and discontinuous addition of oil. *Water Res.* 43, 5142–5150.
- Nielsen, H.B., Angelidaki, I., (2008). Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresour Technol* 99:7995–8001
- OMAIAA. (2011). Evolução da balança comercial do setor da carne do suíno. Consultado em 17 de Maio de 2013, em Observatório dos Mercados Agrícolas e Importações Agroalimentares:
http://www.observatorioagricola.pt/rubricas/BC_Su%C3%ADnos_OMAIAA.pdf
- Parameswaran, P., Rittmann, B.E., (2012). Feasibility of anaerobic codigestion of pig waste and paper sludge. *Bioresource Technology*, **124**:163–168.
- Parry, D.L., Vandeburgh, S., Salerno, M.B., Finger, R., (2009). Co-digestion of organic waste. In: *Proceedings of the Water Environment Federation*, pp. 210–229.
- Pohland, F. (1996). Landfill bioreactors: fundamentals and practice. *Water Qual Int* 9:18–22
- Preißler, D., Lemmer, A., Oechsner, H., Jungbluth, T. (2009). Die Bedeutung der Spurenelemente bei der Ertragssteigerung und Prozessstabilisierung. In: Proc. 18. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas, Hannover, pp 123–126
- Rehl, T., Muller, J. (2011). Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resour Conserv Recycl* 56:92–104
- Renewable Energy Global Innovations, (2013). Consultado em 17 de Outubro de 2013, em Renewable Energy Global Innovations, Ontario, Canada:
<http://reginnovations.org/category/uncategorized/>
- Rintala, J., Ahring, B.K. (1994). A two-stage thermophilic anaerobic process for the treatment of source sorted household solid waste. *Biotechnol Lett* 16:1097–1102
- Royal Society of London. (2009). Reaping the Benefits: Science and the Sustainable Intensification of Global Agriculture. Royal Society, London.

- Schink, B. (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiol Mol Biol Rev* 61:262–280
- Smith, K. A., Charles, D.R., Moorhouse, D., (2000). Nitrogen excretion by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 2: pigs and poultry. *Bioresource Technology* 71, 183-184.
- Sosnowski, P., Wiczorek, A., Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Adv Environ Res* 7:609–616
- Stams, A.J.M., Plugge, CM., (2009). Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *Nat. Rev. Microbiol.* 7:568 –577.
- Stratoudakis, Y., Silva, A., (2001). A pescaria da sardinha, uma prioridade da investigação. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar – IPIMAR. Ficha técnica. 16.
- Tambone, F., Genevini, P., D’Imporzano, G., Adani, F. (2009). Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresour Technol* 100:3140–3142
- Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S (1993) *Integrated solid waste management*. McGraw Hill Inc, New York
- Terry, L., Mena, C., Jenney, N., Williams, A., Whitehead, P. (2011). Fruit and vegetable resource maps. Final report. Cranfield University. WRAP, 2011, Resource Maps (RSC-008).
- Tester, M., Langridge, P., (2010). Breeding technologies to increase crop production in a changing world. *Science* 327, 818-822.
- Van Aardenne, J.A., Dentener, F.J., Klijn Goldewijk, C.G.M., Lelieveld, J., Olivier, J.G.J., (2001). A 1°x1° resolution dataset of historical anthropogenic trace gas emissions for the period 1890-1990. *Global Biogeochem. Cycles*, 15, 909-920.
- Wang, Q.H., Kuninobu, M., Ogawa, H., Kato, Y., (1999) Degradation of volatile fatty in highly efficient anaerobic digestion. *Biomass Bioenergy* 16:407–416

- Weiland, P., (2009). Status of biogas upgrading in Germany. In: IEA bioenergy task 37 workshop on biogas upgrading. Tulln, Austria
- Weiland, P., (2010). Biogas production: Current state and perspectives. *Appl Microbiol Biotechnol* 85:849–860
- Wilkinson, K. G., (2011). A comparison of the drivers influencing adoption of on-farm anaerobic digestion in Germany and Australia. *Biomass and Bioenergy*, 35, 1613-1622.
- Wu X, Yao W., Zhu, J., Miller, C. (2010) Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. *Bioresour Technol* 101:4042-4047
- Zitomer, D.H., Adhikari, P., Heisel, C., Dineen, D., (2008). Municipal anaerobic digesters for codigestion, energy recovery, and greenhouse gas reductions. *Water Environ. Res.* 80 (3), 229–237.