



João Miguel Garcia Martins Monteiro Baeta

Valorização de subprodutos de explorações suinícolas por compostagem

Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, orientada pela Professora Doutora Rosa Maria de Oliveira Quinta Ferreira e coorientada pela Doutora Micaela Alexandra da Rocha Soares, apresentada ao Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Coimbra

2016



João Miguel Garcia Martins Monteiro Baeta

Valorização de subprodutos de explorações suinícolas por compostagem

Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, orientada pela Professora Doutora Rosa Maria de Oliveira Quinta Ferreira e coorientada pela Doutora Micaela Alexandra da Rocha Soares, apresentada ao Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Coimbra

Supervisores:

Professora Doutora Rosa Maria de Oliveira Quinta Ferreira

Doutora Micaela Alexandra da Rocha Soares

Coimbra, 2016



UNIVERSIDADE DE COIMBRA

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, de forma muito especial, à Professora Doutora Rosa Quinta Ferreira e à Doutora Micaela Soares, pela orientação prestada ao longo da elaboração desta dissertação, por todos os valiosos e rigorosos comentários e ensinamentos, por todas as horas que me disponibilizaram. Agradeço ainda todo o apoio e toda a paciência que me dedicaram, sempre com vista à melhoria desta investigação.

Agradeço a Ana Raquel Fernandes, Ana Rita Samarra, Cátia Alves, Inês Pinho, Michael Almeida e Patrícia Reis, pelo ânimo que sempre me transmitiram para querer ser melhor e mais empenhado na investigação. E um especial agradecimento a Daniela Lopes, por toda a ajuda e generosidade.

Agradeço a todos os professores, colegas e amigos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que concretizasse o meu objetivo.

Agradeço à CESAB e à DIN, S.A., pela disponibilidade em responderem a quaisquer dúvidas do laboratório.

Agradeço aos meus pais, por todo o incentivo e pelo amor incondicional e sereno que me deram a força necessária para percorrer este caminho. Ao meu pai, em particular, pelos seus conhecimentos na área investigada e pela sua partilha, pelo estímulo que sempre me deu, pelas suas perspicazes correções e pela cedência de material para investigação. Tenho de agradecer ainda ao meu irmão, pelo seu humor e pela sua contribuição nos marcadores discursivos. Agradeço ainda à minha tia Tininha, pela incansável paciência em ler e rever a minha dissertação. O meu muito obrigado também aos meus tios Anita e Luís, por toda a sua generosidade; enfim, por tudo. E porque somos uma família muito unida, tenho que também deixar um agradecimento aos meus avós e aos meus outros tios e tias, sob pena de me punirem se aqui não o fizesse.

A todos, muito obrigado!

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo determinar as frações mássicas ideais de dois resíduos, um proveniente de uma digestão anaeróbia de uma suinicultura e outro de biomassa florestal, para a obtenção de composto orgânico pelo processo de compostagem destes dois resíduos. Outro objetivo é estudar o comportamento das várias frações mássicas ao longo do período de compostagem a nível do teor de humidade, sólidos voláteis, carbono orgânico total, azoto total, fósforo total, densidade *bulk*, *free air space*, índice de germinação e a quantificação de microrganismos, nomeadamente *Salmonella spp* e *E. Coli*.

Verifica-se que o teor de humidade é praticamente constante, apenas havendo um ligeiro aumento quando há uma razão acima de 80% de resíduo de suinicultura no meio. Os sólidos voláteis têm uma tendência decrescente, atingindo a sua diminuição máxima, 8%, no reator com apenas resíduo da suinicultura.

Foi possível observar que a densidade *bulk* e FAS permitem verificar o grau de compactação das misturas reacionais devido à degradação de matéria orgânica, o que provoca um aumento da densidade *bulk* e uma diminuição do FAS. Caso a degradação não seja considerável, há tendência a manter-se constante tanto a densidade *bulk* como o FAS.

O azoto total varia ao longo do processo. No caso do reator 1 (fração mássica de 100% de resíduo de suinicultura), há uma ligeira diminuição do azoto total, apenas 0.1 g N/kg amostra seca. Nos reatores 2 e 3 (frações mássicas de 80 e 50% de resíduo de suinicultura, respetivamente), verifica-se uma concentração de azoto de 28 e 11%, respetivamente, em relação à massa inicial. Por fim, o reator 4 (fração mássica de 20% de resíduo de suinicultura) é o que apresenta um decréscimo de azoto, de 47%, já que a atividade microbiana é muito baixa.

Todos os compostos obtidos apresentam excelentes qualidades de aplicação no solo, uma vez que o índice de germinação se encontra entre 80 e 100%, mostrando assim que não possui compostos fitotóxicos.

A nível de microrganismos, os vários compostos não apresentam *Salmonella spp* que é condição necessária para aplicação no solo de corretivos agrícolas. Quanto a *E. Coli*,

apenas um dos reatores não consegue cumprir os valores legais para tal, uma vez que a temperatura que atinge não é suficiente para a destruição de agentes patogênicos.

Em suma, o resíduo de suinicultura após compostagem apresenta características favoráveis para aplicação como fertilizante agrícola, possibilitando fornecer diversos nutrientes ao solo que são facilmente absorvidos pelas plantas.

Palavras-chave: Compostagem; Suinicultura; Floresta; Corretivo do solo.

ABSTRACT

This study purposes to determine the optimal mass fractions of two residues, one from an anaerobic digestion of pig production and other forest biomass, to obtain organic compound by the composting process of these two residues. Another objective is to study the behavior of the various mass fractions during the composting period at the level of moisture content, volatile solids, total organic carbon, total nitrogen, total phosphorus, bulk density, free air space, germination index and the quantitation of microorganisms, including *Salmonella spp* and *E. Coli*.

It is found that the moisture content is virtually constant, there is only a slight increase when there is a ratio above 80% of pig residue in the reaction system. The volatile solids have a downward trend, reaching its maximum decrease of 8% in the reactor with only residue of pig farming.

It was observed that the bulk density and FAS possible to learn the degree of compaction of the reaction mixtures due to the degradation of organic matter which causes an increase in bulk density and a decrease in FAS. If the degradation is not significant there is a tendency to keep constant both, the bulk density and the FAS.

The total nitrogen varies through the process. In the case of the reactor 1 (mass fraction of 100% of swine residue) there is a slight decrease of total nitrogen, only 0.1 g N/kg dry sample. In the reactor 2 and 3 (mass fractions of 80 and 50% of swine residue, respectively), it is a concentration of nitrogen of 28 and 11%, respectively, relative to the initial mass. Finally, reactor 4 (mass fraction of 20% of swine residue) has a decrease of 47%, because of the microbial activity is very low.

All compounds obtained are excellent application qualities in the soil since germination index is between 80 and 100, thus showing that has no phytotoxic compounds.

The level of microorganisms, various compounds have no *Salmonella spp* which is a necessary condition for soil application of agricultural correctives. The *E. Coli*, only one of the reactors cannot meet the legal values such as the temperature reached is not sufficient to destroy pathogens.

In short, the residue of composted pig has favorable features for use as an agricultural fertilizer, making it possible to provide many nutrients to the soil that are readily absorbed by plants.

Keywords: Composting; Swine; Forest; Soil improver.

ÍNDICE

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	v
Abstract.....	vii
Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas.....	xv
Nomenclatura.....	xvii
1 Introdução.....	1
2 Revisão Bibliográfica de Tratamento de Resíduos	3
2.1 Biomassa Florestal.....	3
2.2 Resíduos Suinícolas	4
3 Agropo - Pecuária da Várzea de Góis	11
3.1 ETAR.....	11
4 Compostagem.....	13
4.1 Principais Objetivos.....	14
4.2 Principais Fatores que Afetam a Compostagem	14
4.2.1 Químicos.....	14
4.2.2 Físicos.....	15
5 Descrição e Operação dos Reatores	21
5.1 Caraterísticas e Dimensões	21
5.2 Parâmetros Analisados <i>Online</i>	22
5.2.1 Temperatura.....	22
5.3 Operação	22
5.3.1 Composição Intermédia.....	24
6 Métodos Analíticos	25
6.1 Humidade e Sólidos Voláteis.....	25
6.1.1 Procedimento	25

6.2	Carbono Orgânico Total (TOC).....	25
6.2.1	Procedimento	25
6.3	Capacidade de Absorção de Água	26
6.3.1	Procedimento	26
6.4	<i>Free Air Space</i> e Densidade <i>Bulk</i>	26
6.4.1	Reagentes Necessários.....	26
6.4.2	Procedimento	26
6.5	Zinco	27
6.5.1	Reagentes Necessários.....	27
6.5.2	Procedimento	27
6.6	Azoto Total em Sólidos	27
6.6.1	Reagentes Necessários.....	27
6.6.2	Preparação de Soluções	28
6.6.3	Procedimento	28
6.7	Fósforo Total em Sólidos.....	29
6.7.1	Reagentes Necessários.....	29
6.7.2	Preparação de Soluções	29
6.7.3	Curva de Calibração	30
6.7.4	Procedimento	30
6.8	Teste de Fitotoxicidade.....	31
6.8.1	Procedimento	31
7	Resultados	33
7.1	Composição dos Resíduos em Estudo	33
7.2	Composição das Misturas Reacionais.....	34
7.3	Evolução Temporal do Processo de Compostagem.....	35
7.3.1	Temperatura.....	35
7.3.2	Humidade / Sólidos Totais	37

7.3.3	Densidade <i>Bulk</i>	38
7.3.4	<i>Free Air Space</i>	39
7.3.5	Sólidos Voláteis e Carbono Orgânico	40
7.3.6	Azoto Total	42
7.3.7	Fósforo Total	45
7.3.8	Zinco.....	46
7.3.9	Pesquisa de <i>Salmonella spp</i>	47
7.3.10	Quantificação de <i>E. Coli</i>	47
7.3.11	Fitotoxicidade	48
7.4	Composição Final dos Compostos.....	50
8	Conclusões e Trabalhos Futuros	53
9	Bibliografia.....	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição do efetivo de suínos por concelho da região centro e oeste..	5
Figura 2 – Diagrama da ETAR da Pecuária da Várzea de Góis.....	12
Figura 3 – Interior do reator anaeróbio.....	12
Figura 4 – Reator anaeróbio totalmente preenchido com biogás	12
Figura 5 – Lagoa anaeróbia 1	12
Figura 6 – Lagoa aeróbia	12
Figura 7 – Fases da compostagem: A – fase mesofílica; B – fase termofílica; C – fase de arrefecimento; D – fase de maturação.	17
Figura 8 – Reator experimental.	21
Figura 9 – Dimensões do reator.....	21
Figura 10 – Termorresistência.	22
Figura 11 – Coletor de dados da termorresistência.	22
Figura 12 – Temperatura nos vários reatores ao longo do tempo	36
Figura 13 – Teor de humidade nos vários reatores ao longo do tempo.....	37
Figura 14 – Densidade <i>bulk</i> nos vários reatores ao longo do tempo	38
Figura 15 – FAS nos vários reatores ao longo do tempo.....	39
Figura 16 – Teor de sólidos voláteis nos vários reatores ao longo do tempo.....	41
Figura 17 – Carbono orgânico total nos vários reatores ao longo do tempo	42
Figura 18 – Azoto total nos vários reatores ao longo do tempo	43
Figura 19 – Fósforo total no início e no fim da compostagem.....	45
Figura 20 – Quantidade de <i>E. Coli</i> nos vários reatores ao longo do tempo	47

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Consumos e previsões de consumo de biomassa florestal em ton de matéria seca.	3
Tabela 2 – Número de explorações e animais por regiões em Portugal em 2007.....	6
Tabela 3 – Referências bibliográficas no tratamento de resíduos suinícolas	7
Tabela 4 – Quantidade retirada de amostra para análise	24
Tabela 5 – Classificação do material consoante o índice de germinação.....	32
Tabela 6 – Composição de cada resíduo estudado	33
Tabela 7 – Razões mássicas em cada reator	34
Tabela 8 – Resultados dos parâmetros para cada mistura	35
Tabela 9 – Azoto total no final do processo em cada reator.....	45
Tabela 10 – Percentagem da redução mássica em cada reator	46
Tabela 11 – Índice de germinação de cada composto final	48
Tabela 12 – Composição final do composto em cada reator.....	50

NOMENCLATURA

APAB – Associação Portuguesa de Agricultura Biológica

BD – *Bulk Density* (Massa Volúmica Aparente)

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio (5 dias)

CE – Comissão Europeia

CQO – Carência Química de Oxigénio

CTB – Central Termoelétrica de Biomassa

DGV – Direção Geral de Veterinária

DNFF – Direção Nacional das Fileiras Florestais

DRARO – Direção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste

ENEAPAI – Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAS – *Free Air Space*

IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis

ISO – International Organization for Standardization

PD – *Particle Density* (Massa Volúmica das Partículas)

TOC – *Total Organic Carbon* (Carbono Orgânico Total)

SRT – Tempo de Retenção Hidráulico

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

WAC – *Water Absorption Capacity* (Capacidade de Absorção de Água)

UFC – Unidades Formadoras de Colónias

1 INTRODUÇÃO

Nos dias de hoje há necessidade de ter um olhar diferente para as questões relacionadas com o ambiente. Cada vez mais, o foco é na utilização de técnicas que permitam a redução ou o tratamento eficaz de poluentes libertados para o solo, recursos hídricos e ar. Grande parte da contaminação dos solos e meios hídricos deve-se, sobretudo, à eliminação de resíduos de sistemas de intensificação agropecuários (APAB, 2011). Em Portugal, o destino final de cerca de 90% destes resíduos é a valorização agrícola, isto é, o efluente é colocado em lagoas onde o resíduo líquido evapora e o resíduo sólido que sedimenta é espalhado nos solos envolventes em altura de limpeza das lagoas. Este tipo de tratamento não assume grande controlo a nível dos parâmetros legais, mas considera-se que é razoável para cumprir os parâmetros legislados (Gouveia, 2011).

De forma a tornar, em particular, o processo de tratamento de resíduos proveniente de suiniculturas mais limpo para o meio ambiente e com valor económico para as pecuárias, a produção de um composto estabilizador de solos a partir dos resíduos sólidos obtidos dos efluentes líquidos pode ser uma possibilidade inovadora para a agricultura biológica.

Por outro lado, a procura atual é a de promover uma agricultura biológica, isto é, a não utilização de adubos de síntese química ou através de organismos geneticamente modificados (APAB, 2011). De acordo com isto, é crucial o desenvolvimento de produtos orgânicos, nomeadamente de um fertilizante orgânico para uma agricultura biológica produtiva e lucrativa para os agricultores. Uma agricultura biológica permite aos consumidores a certeza de um produto sem agentes químicos, benéfico para a saúde e permite ainda a segurança de todos os intervenientes que atuam neste tipo de agriculturas (APAB, 2011).

Em busca desse objetivo e com a junção de um resíduo tratado por digestão anaeróbia da suinicultura – e estando este dentro dos parâmetros legais para deposição no solo –, e de resíduos florestais, procurou-se na compostagem uma forma de otimização desse tratamento e a obtenção de um corretor/fertilizante orgânico com valor comercial, permitindo assim uma valorização de dois resíduos provenientes quer da indústria pecuária quer dos processos de limpeza da floresta de forma a prevenir incêndios florestais.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS

2.1 BIOMASSA FLORESTAL

Para uma renovação da floresta de forma equilibrada e para prevenção de incêndios florestais é necessário proceder à sua limpeza (FORESTIS, 2014). A recolha dos resíduos de biomassa deixada por madeireiros após o corte de árvores tem como principal tratamento final a valorização energética. Outros tratamentos são a produção de *pellets* para produção de calor, produção de biofiltros para remoção de contaminantes de fluídos através de um processo biológico, aplicações de embelezamento paisagístico e produção de etanol e metanol (DNFF, 2010; Forestcorte, 2016). De acordo com a Direção Nacional das Fileiras Florestais, os consumos e previsões de consumos da biomassa florestal produzida no nosso país podem ser observados na tabela 1, onde se destacam como maiores consumidores as centrais termoelétricas de biomassa dedicadas e centrais de cogeração (produção de energia elétrica e calor) das indústrias de produção de pasta e papel, seguidas das unidades de produção de *pellets*, exportação e utilização para queima nas cimenteiras e noutras indústrias (DNFF, 2010).

Tabela 1 – Consumos e previsões de consumo de biomassa florestal em ton de matéria seca. Fonte: DNFF, 2010, modificada.

Consumidores	2010	2012	2015	2020
CTB	1 208 084	2 435 187	3 055 032	3 055 032
Cogeração (fração biomassa)	715 910	715 910	715 910	715 910
Pellets	126 000	169 500	169 500	169 500
Cimenteiras	35 000	35 000	35 000	35 000
Exportação	50 000	50 000	50 000	50 000
Outros (cerâmicas, ...)	50 000	50 000	50 000	50 000
Total	2 184 994	3 435 597	4 075 442	4 075 442

Em Portugal, é difícil saber com exatidão as quantidades produzidas de biomassa, mas estima-se que sejam 3.6 Mton de matéria seca/ano com potencial para combustível, isto é, para produção de energia elétrica. Ao todo, estima-se que existam 5 Mton de matéria seca/ano de biomassa produzida no nosso país, só que não será totalmente utilizada devido à ausência de atividade económica em alguns terrenos florestais. Prevê-se que no ano de 2020 a quantidade necessária de resíduos florestais para as mais diversas funções

referidas atinja os 4.1 Mton de matéria seca, em que cerca de 75% será para produção de energia (DNFF, 2010).

Apesar de nos dias de hoje grande parte da biomassa florestal ser utilizada para aproveitamento energético, pois segundo as regras impostas pela União Europeia devem ser incluídas medidas específicas de exploração de biomassa para produção de energia elétrica renovável, é de salientar que estas medidas fogem à regra de uma gestão da floresta de forma sustentável. Dessa forma, não deve haver utilização de toda a biomassa para aproveitamento energético e, nesse sentido, será necessário devolver uma certa quantidade aos solos (DNFF, 2010).

2.2 RESÍDUOS SUINÍCOLAS

A suinicultura é das atividades mais importantes a nível económico em Portugal, verificando-se maior presença deste setor no oeste do país, nomeadamente nos concelhos de Leiria, Alcobaça e Rio Maior, e no concelho de Palmela, na região da Estremadura (Figura 1 e Tabela 2). A nível internacional, o setor está em claro crescimento, apesar de não se verificar a mesma situação na União Europeia (Gouveia, 2011).

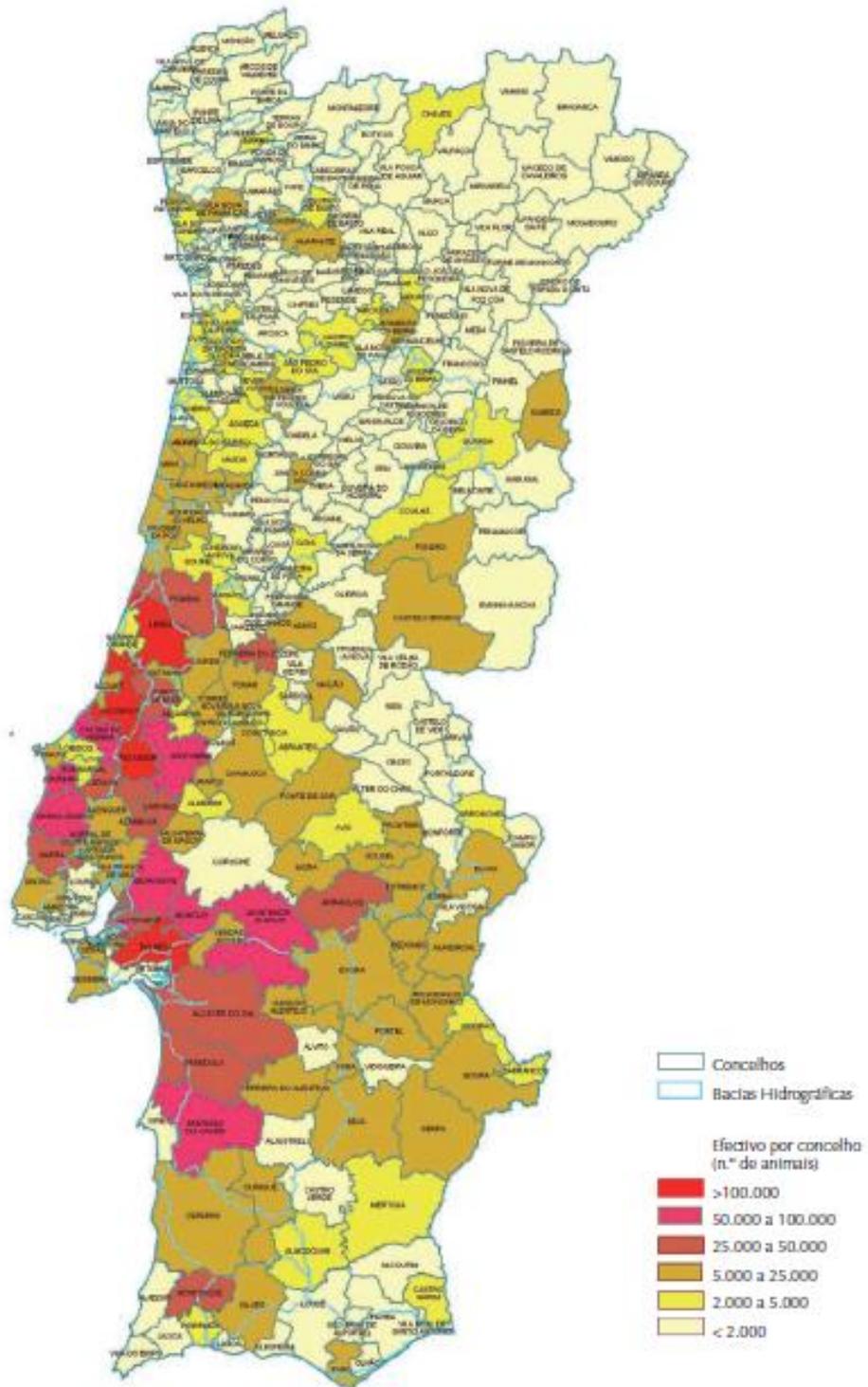


Figura 1 – Distribuição do efetivo de suínos por concelho da região centro e oeste. Fonte: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007, modificado.

Revisão Bibliográfica de Tratamento de Resíduos

Tabela 2 – Número de explorações e animais por regiões em Portugal em 2007. Fonte: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007, modificado.

	Unidades Licenciadas	
	Nº Unidades	Efetivo Animal
Norte	473	89 100
Centro	4 753	471 200
Lisboa e Vale do Tejo	3 921	1 316 000
Alentejo	1 410	514 300
Algarve	273	63 600
Total	10 830	2 454 200

Uma suinicultura de produção intensiva tem produção de elevadas quantidades de resíduos com elevada carga orgânica, azoto e fósforo, sendo estes considerados os segundos maiores poluidores a nível nacional no que toca à produção de animais de forma intensiva, sendo apenas ultrapassado pela bovinicultura. Muitas vezes, o destino final desses resíduos são as linhas de água provocando uma alteração da qualidade do meio hídrico muito grave (Gouveia, 2011).

Os efluentes de suinicultura são sobretudo constituídos por fezes, urina, restos de ração, produtos de higienização das unidades e água. Em rigor, este efluente é constituído por hidratos de carbono, proteínas, gorduras, nitratos, fosfatos, microrganismos, óleos, medicamentos e metais pesados. E, conforme as suas proporções, deve ser dado um tipo de tratamento específico, uma vez que estes resíduos apresentam duas fases – uma líquida e uma sólida –, que devem ser separadas consoante o tratamento aplicado (Souza, *et al.*, 2009; Amaro, *et al.*, 2006; Gouveia, 2011).

Na tabela 3, é possível verificar alguns tipos das técnicas mais utilizadas para o tratamento destes efluentes, destacando-se os tanques de armazenamento – já que são uma prática muito recorrente no nosso país –, que se caracterizam por um tanque sedimentador de sólidos permitindo assim a homogeneização do caudal e concentração dos sólidos, e o sistema com biodigestor anaeróbio líquido e sólido e com duas lagoas de estabilização, já que este permite a produção de biogás e tratamento do efluente com respetiva estabilização.

Tabela 3 – Referências bibliográficas no tratamento de resíduos suínos

Referências	Tecnologia de Tratamento/Processo	Condições de Operação	Principais Conclusões	Eficiência
CE, 2003; Loyon, <i>et al.</i> , 2016	Manipulação da dieta		Modificação na dieta animal que afeta os níveis de azoto, fósforo e outros elementos vestigiais excretados.	
	Instalações eficientes	Remoção frequente dos excrementos; Minimização da área de chão sujo; Arrefecimento dos excrementos armazenados; Lavagem do ar.	A produção de CH ₄ , NH ₃ e N ₂ O é influenciada pelo tipo de chão, sistema de ventilação, temperatura das instalações e das características dos excrementos. Uma boa prática de gestão é a frequente remoção e/ou secagem dos excrementos, através da preservação das condições das instalações.	
Oenema, <i>et al.</i> , 2012; Loyon, <i>et al.</i> , 2016	Bom armazenamento dos excrementos	Redução da área de superfície do líquido exposto através de tampas ou aumento da profundidade do poço; Diminuição do pH; Minimização da mistura.	Redução das emissões de NH ₃ .	
Loyon, <i>et al.</i> , 2016; Webb, J., <i>et al.</i> , 2010	Espalhamento dos excrementos no solo		Há redução dos teores de amoníaco e odores devido ao espalhamento dos excrementos porque há redução da área de contacto com a atmosfera.	
Garzón-Zuñiga, <i>et al.</i> , 2014	Tanque de armazenamento de tratamento ou de depósito	Sedimentação ao ar livre. Tempo de sedimentação: 3h	Homogeneização do caudal e da concentração das descargas intermitentes ao longo do dia.	Produções médias (5000 suínos): Redução de CQO em 38 %; Redução de CBO ₅ em 27 %; Redução de SST em 47 %; Redução de SSV em 49 %; Redução de fósforo total em 70 %.

Tabela 3 – Referências bibliográficas no tratamento de resíduos suínicos (continuação)

Referências	Tecnologia de Tratamento/Processo	Condições de Operação	Principais Conclusões	Eficiência
	Tratamento em depósito com a adição de enzimas	O piso onde se encontram os porcos é uma grade de betão e por debaixo deste há uma fossa que recebe os excrementos, a urina e a água de lavagem. Na fossa adicionam-se enzimas.	Estabilização dos sólidos na qual se reduz substancialmente a geração de amoníaco a partir dos excrementos.	Aumento de CQO em 10 %; Aumento de CBO ₅ em 16 %; Aumento de SST em 23 %; Redução de fósforo total em 6 %; Redução de azoto kjeldahl em 23 %.
	Digestores anaeróbios de líquido e sólidos	SRT ≤ 60 d Opções de aumento de eficiência: Introdução de uma corrente de recirculação e de um sistema adicional com reator de biofilme; Utilização de apenas um reator de biofilme com recirculação interna; Injeção de polímero para separação sólido/líquido, uma etapa de desnitrificação biológica e uma etapa de precipitação de fósforo e desinfecção.	Maximização da produção de biogás e possibilidade da sua reutilização para produção de energia elétrica. Desvantagens: Libertação de biomassa, o que provoca alteração de alguns parâmetros e diminuição da eficiência.	Produções grandes (> 10 000 porcos): Redução de CQO em 97 %; Redução de CBO ₅ em 96 %; Redução dos SST entre 99.6 e 92.5 %; Redução de fósforo total em 70 % (semelhante ao tratamento com depósito) Redução de coliformes fecais em 99 %.

Tabela 3 – Referências bibliográficas no tratamento de resíduos suínocolas (continuação)

Referências	Tecnologia de Tratamento/Processo	Condições de Operação	Principais Conclusões	Eficiência
	Depósito de homogeneização + digestor anaeróbio de líquido e sólidos			<p>No depósito: Redução de CQO em 39 % Redução de CBO₅ em 27 % Redução de SST em 47 % Redução de fósforo total em 70 % Redução de coliformes totais em 1 unidade logarítmica Redução de azoto total em 10 %</p> <p>No digestor: Redução de CQO em 82 % Redução de CBO₅ em 94 % Redução de SST em 76 % Redução de fósforo total em 66 % Redução de coliformes totais em 4 unidade logarítmicas</p> <p>A eficiência de um digestor com depósito antes é menor do que com depósito. Globalmente não há variação do rendimento do processo.</p>
	Digestor anaeróbio de líquido e sólidos + Duas lagoas de estabilização em série		Os sistemas de lagunagem permitem a estabilização do efluente.	
Escalante-Estrada, <i>et al.</i> , 2010; Garzón-Zuñiga, <i>et al.</i> , 2014	Sistema de separação de sólidos suspensos totais, seguido de digestão anaeróbia e com um sistema de lagunagem (duas facultativas e duas de maturação)	SRT Global de 41 d.		

3 AGROPE - PECUÁRIA DA VÁRZEA DE GÓIS

A Pecuária da Várzea de Góis, Lda. é uma empresa sediada na freguesia de Vila Nova do Ceira, no concelho de Góis. É uma empresa familiar e que tem ao seu dispor cinco trabalhadores.

A sua atividade é a suinicultura intensiva e conta com 386 porcas reprodutoras e cerca de 3500 animais em permanência, sobretudo da raça *Piétrain*. Esta raça é originária da Bélgica e esteve quase para se declarar extinta durante a 2ª Guerra Mundial devido à sua falta de gordura. Hoje em dia é uma das raças mais comercializadas na Península Ibérica por ter baixos índices de gordura e, por sua vez, elevados índices de músculo.

A empresa também possui uma fábrica de alimentos compostos para animais, uma unidade de produção de biogás e uma ETAR.

3.1 ETAR

A ETAR da Pecuária da Várzea de Góis é constituída por dois digestores anaeróbios (Figuras 3 e 4), com a capacidade de 320 m³, seguidos de três tanques tampão e, a jusante, é complementada por um sistema de lagunagem (Figura 2). O referido sistema é composto por duas lagoas anaeróbias (Figura 5), uma lagoa facultativa, uma lagoa de maturação (Figura 6) e duas lagoas de macrófitas. É de referir que entre os tanques tampão e o sistema de lagunagem está implementada uma máquina separadora de sólidos, que tem como função evitar que se deposite uma carga exagerada de sólidos nas lagoas.

O sistema de produção de biogás garante uma remoção da carga orgânica do efluente bruto num mínimo de 50%, para além de eliminar uma grande parte dos microrganismos. Este sistema é mesofílico e em regime pistão de alimentação contínua, sendo o volume de efluente bruto a entrar diariamente nos digestores de cerca de 10 m³. O biogás produzido é utilizado sobretudo para aquecimento dos animais da maternidade e também para produção de energia elétrica.

O efluente, após sofrer tratamento, será utilizado em fertirrigação ou descarregado no rio Sótão, afluente do rio Ceira.

Os sólidos provenientes quer da máquina separadora de sólidos quer da limpeza das lagoas são constituídos por matéria orgânica com elevado grau de mineralização, que pode ser usada para adubagem de terrenos agrícolas ou então sofrer uma otimização do

seu tratamento, isto é, compostagem. Calcula-se que a quantidade de resíduos sólidos produzidos na máquina separadora de sólidos seja de 1 m³ por dia.

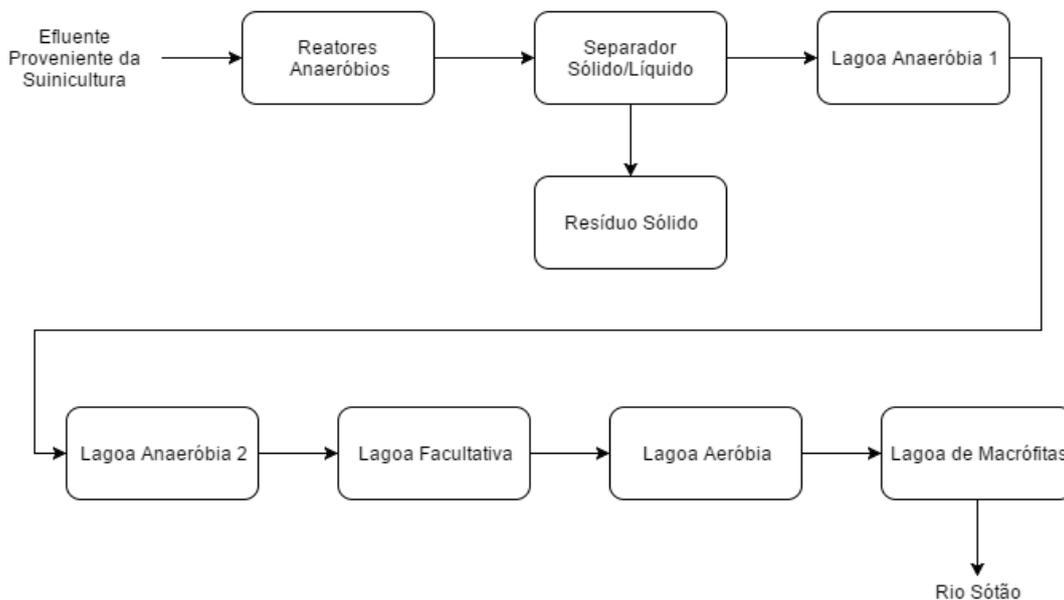


Figura 2 – Diagrama da ETAR da Pecuária da Várzea de Góis



Figura 3 – Interior do reator anaeróbio



Figura 4 – Reator anaeróbio totalmente preenchido com biogás



Figura 5 – Lagoa anaeróbia 1



Figura 6 – Lagoa aeróbia

4 COMPOSTAGEM

A compostagem é um processo biológico que permite a estabilização e decomposição da matéria orgânica em condições aeróbias (Haug, 1993; Gajalakshmi, *et al.*, 2008; Soares, 2015). Nestas condições há desenvolvimento de temperaturas termofílicas que permitem obter um produto húmico estável, sem agentes patogénicos e sementes, e com excelentes propriedades para o solo (Bernal, *et al.*, 2009; Haug, 1993; Mason, *et al.*, 2005; Huang, *et al.*, 2006).

A compostagem pode ser dividida em quatro fases, a fase mesofílica; a fase termofílica; a fase de arrefecimento e a fase de maturação (Soares, 2015).

A primeira fase, fase mesofílica, é caracterizada por um rápido aquecimento, já que há um crescimento da população de microrganismos mesofílicos devido à presença de elevadas quantidades de matéria orgânica biodisponível. Com o aumento de temperatura, os microrganismos mesofílicos tornam-se menos competitivos e são substituídos por microrganismos termofílicos (Soares, 2015).

Na fase termofílica, há degradação e consumo máximo de matéria orgânica e oxigénio, respetivamente. Esta fase também pode permitir o consumo de lenhina através de actinomicetes ou caso as temperaturas não sejam tão elevadas por fungos, já que estes são menos termo-tolerantes. (Soares, 2015).

Com a diminuição da matéria orgânica biodisponível, há diminuição da atividade dos termofílicos, diminuindo assim a temperatura do sistema, permitindo assim o reaparecimento de microrganismos mesofílicos. Esta fase de é denominada por fase de arrefecimento (Soares, 2015).

Por fim, a última fase é a fase de maturação, que é caracterizada pela temperatura do sistema ser igual à temperatura ambiente, e os índices de atividade são muito baixos (Soares, 2015).

Em termos gerais, a compostagem pode ser representada pela seguinte equação química (1):



4.1 PRINCIPAIS OBJETIVOS

Os principais objetivos da compostagem consistem na conversão de matéria orgânica em putrefação num composto estável e na destruição de microrganismos patogênicos (Huang, *et al.*, 2006). Outros objetivos são a capacidade de destruição de sementes, insetos, entre outros. A compostagem permite também diminuir o teor de humidade nos resíduos (Haug, 1993).

4.2 PRINCIPAIS FATORES QUE AFETAM A COMPOSTAGEM

4.2.1 Químicos

4.2.1.1 *Rácio Carbono/Azoto*

Para a decomposição biológica, o carbono e o azoto são de máxima importância (Haug, 1993), isto porque o carbono é um fornecedor de energia e o principal componente – cerca de 50% –, da massa das células dos microrganismos (Richard, *et al.*, 1996; Soares, 2015; Gajalakshmi, *et al.*, 2008). O azoto é o componente principal das proteínas, ácidos nucleicos e aminoácidos, que são indispensáveis para o funcionamento e crescimento celular (Haug, 1993; Richard, *et al.*, 1996; Soares, 2015; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

Para uma compostagem ótima é necessário fornecer uma relação carbono/azoto que permita a diminuição de odores e/ou um crescimento das populações microbianas (Richard, *et al.*, 1996). Para baixas razões, o azoto será fornecido em excesso. Consequentemente, há perda por amónia que provoca odores desagradáveis (Haug, 1993). Para razões altas, não há quantidade de azoto suficiente, logo, não há nutrientes azotados para um ótimo crescimento dos microrganismos e também não haverá temperaturas elevadas, devido à baixa atividade microbiana, o que provocará reações de degradação lentas (Richard, *et al.*, 1996).

A razão ótima encontra-se entre 25 e 30, podendo chegar a valores de 20 a 40 (Soares, 2015; Rynk, *et al.*, 1992), mas depende sempre da biodisponibilidade do carbono e azoto. A biodisponibilidade é menor em compostos com altos índices de carbono, em especial resíduos florestais com elevados teores de lenhina, devido à sua estrutura molecular complexa (Richard, *et al.*, 1996).

4.2.1.2 Oxigénio

Para que a reação com os microrganismos ocorra em condições aeróbias é necessário fornecer oxigénio suficiente para que o processo não se torne anaeróbio (Lu, *et al.*, 2010). Em condições aeróbias, os microrganismos oxidam a matéria orgânica para produção de energia e dióxido de carbono (Richard, *et al.*, 1996; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

Para manter estas condições os microrganismos aeróbios devem ter concentrações de oxigénio superiores a 15%, apesar destes conseguirem sobreviver a condições com concentrações baixas como 5% (Puyuelo, *et al.*, 2010).

Há sistemas que conseguem manter estas condições através de difusão e convecção natural, mas caso isso não seja possível é necessário fornecer oxigénio de forma homogénea à mistura reacional (Richard, *et al.*, 1996).

4.2.1.3 pH

Para os microrganismos, valores de pH entre 5.5 e 8.5 são considerados ótimos para a realização da compostagem (Richard, *et al.*, 1996; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

As bactérias e os fungos libertam ácidos orgânicos devido à digestão de matéria orgânica, provocando acumulação destes compostos e levando a uma queda do pH, podendo este baixar até 4.5. Na maioria dos casos, um bom arejamento é suficiente para a mistura ter os valores de pH aceitáveis, aumentando a quantidade de oxigénio no sistema e oxidando os ácidos orgânicos (Richard, *et al.*, 1996; Brito, *et al.*, 2005).

4.2.2 Físicos

4.2.2.1 Volume do Sistema

O volume do sistema deve ser um parâmetro de especial análise já que este deve prevenir a dissipação do calor e da humidade para o exterior da mistura reacional, e permitir uma boa circulação de ar. Caso o sistema seja pequeno – normalmente reatores experimentais menores que 40 L –, este deve ter em atenção as perdas de calor, logo deve haver um eficiente isolamento do exterior (Richard, *et al.*, 1996).

4.2.2.2 Granulometria

A reação de compostagem ocorre na superfície das partículas orgânicas, portanto, quanto menor forem as partículas, maior será a sua área superficial, o que levará a uma maior atividade de decomposição. No entanto, a mistura reacional será mais compacta, o que

irá provocar uma menor circulação de ar, diminuindo assim a atividade microbiológica (Richard, *et al.*, 1996).

Tendo em atenção as condições do tamanho das partículas, é necessário observar o volume de espaços vazios na mistura (FAS), isto porque é necessário que haja circulação de oxigénio, dióxido de carbono e libertação de calor (Haug, 1993). Quanto menor a porosidade do leito, menor será a capacidade de arejamento (descrito na secção 4.2.2.3. Arejamento). Então, segundo Haug (1993), o FAS deve ser cerca de 30-35%, permitindo assim um maior consumo de oxigénio por parte dos microrganismos levando a um processo de compostagem mais eficaz.

4.2.2.3 Arejamento

Numa digestão aeróbia, é fundamental a presença de oxigénio (Haug, 1993; Gajalakshmi, *et al.*, 2008) e, como descrito anteriormente na secção 4.2.1.2. Oxigénio, para isso é necessário que haja percursos de ar suficientes para que os microrganismos tenham a percentagem de oxigénio adequada para os processos reacionais. É necessário também fornecer ar para promover a diminuição da humidade na mistura (Haug, 1993). Caso haja zonas em que a percentagem de oxigénio diminua abaixo de 5%, há desenvolvimento de microrganismos anaeróbios, causando um ambiente redutor e levando assim à produção de compostos orgânicos incompletamente oxidados, como essencialmente ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular e compostos de enxofre, provocando o aparecimento de odores, o que não é desejável (Richard, *et al.*, 1996; Brito, *et al.*, 2005).

Caso seja necessário fornecer oxigénio através de ar, este não deve ser demasiado elevado, uma vez que provoca o arrefecimento da mistura, o que leva à não obtenção de temperaturas termofílicas (Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

É de acrescentar que na compostagem há produção de água e, por sua vez, aumento da humidade da mistura reacional. A temperatura elevada no reator durante a fase termofílica e/ou a introdução de arejamento forçado permitem a evaporação da água em excesso nessa mistura (Lu, *et al.*, 2010).

Também é importante referir que no decorrer da reação os microrganismos libertam CO₂, diminuindo a concentração de oxigénio na mistura. Parâmetros como a porosidade e a humidade são fundamentais para este fator (Richard, *et al.*, 1996).

4.2.2.4 Humidade

Para uma melhor decomposição da matéria orgânica por parte dos microrganismos é necessário que haja um pequeno filme líquido na superfície das partículas orgânicas para que a decomposição seja mais rápida (Richard, *et al.*, 1996). Neste caso, a humidade da mistura considerada ótima tem valores entre 50-60% (Richard, *et al.*, 1996).

Caso a percentagem de humidade da mistura seja baixa, menor que 30%, a atividade bacteriológica é inibida (Richard, *et al.*, 1996). A situação contrária, de uma percentagem de humidade muito elevada, acima de 65%, resulta numa decomposição lenta e com possibilidade de libertação de odores devido a anaerobiose, isto é, provoca um ambiente redutor provocando a libertação de compostos voláteis que são compostos orgânicos incompletamente oxidados, especialmente, ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular (acético, propiónico, butírico), compostos de enxofre, como o ácido sulfídrico, compostos aromáticos, e aminas. (Haug, 1993; Brito, *et al.*, 2005).

4.2.2.5 Temperatura

A produção de energia depende do volume do sistema, da humidade, do arejamento e do rácio C/N (Soares, 2015).

Uma curva típica de uma pilha não removida tem a evolução representada na figura 7.

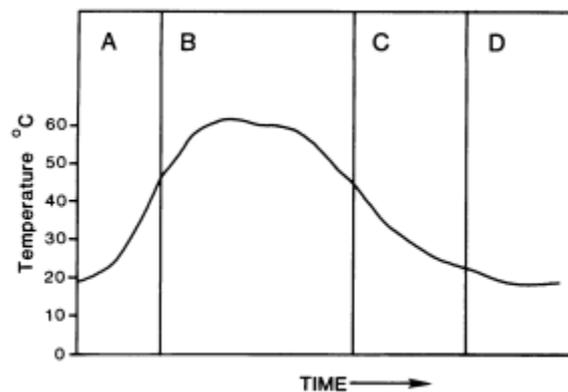


Figura 7 – Fases da compostagem: A – fase mesofílica; B – fase termofílica; C – fase de arrefecimento; D – fase de maturação. Fonte: Soares (2015).

Neste exemplo da figura 7, a pilha não revolvida sofre aquecimento em dois/três dias e pode atingir temperaturas de cerca de 45°C. Esta fase é denominada por mesofílica, devido à presença de bactérias com o mesmo nome e fungos (Richard, *et al.*, 1996).

À medida que a temperatura aumenta, a presença de microrganismos não-termotolerantes vai-se tornando menos competitiva, sendo estes substituídos por

microrganismos termofílicos (Soares, 2015). É neste ponto que se inicia a segunda etapa, a fase termofílica, em que a temperatura pode ser superior a 55°C e pode demorar de algumas semanas a alguns meses dependendo das condições do sistema (Gajalakshmi, *et al.*, 2008). O revolvimento da pilha permite aumentar o acesso a oxigénio dos microrganismos a zonas que ainda não estão completamente decompostas, o que leva à existência de diversos picos de temperatura (Richard, *et al.*, 1996; Gajalakshmi, *et al.*, 2008). O consumo de matéria orgânica e oxigénio é máximo nesta fase (Soares, 2015; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

A penúltima fase inicia-se devido a uma queda da temperatura não se verificando variações significativas de temperatura mesmo havendo revolvimento da mistura, chamada fase de arrefecimento (Soares, 2015; Richard, *et al.*, 1996; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

A fase de maturação começa quando a temperatura da mistura é igual à temperatura ambiente. Esta é caracterizada por níveis de degradação baixos e pela possibilidade de degradação de polímeros resistentes (Soares, 2015; Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

4.2.2.5.1 Mecanismos de Perda de Calor

Em qualquer sistema em que existam diferenças de temperatura, ocorre sempre troca de calor.

A temperatura do sistema depende do balanço energético entre a quantidade de energia produzida pelos microrganismos e a quantidade de energia perdida pelos mecanismos de condução, convecção e radiação (Incorpera, *et al.*, 2008; Richard, *et al.*, 1996).

A perda por condução é a energia perdida por atividade entre os átomos da mistura e os átomos que estão à sua volta (Richard, *et al.*, 1996; Incorpera, *et al.*, 2008).

Por convecção, a perda é essencialmente por movimento das moléculas de fluidos como água e ar (Incorpera, *et al.*, 2008). Em casos em que há arejamento forçado de ar, este parâmetro é mais acentuado (Richard, *et al.*, 1996).

O último mecanismo é a radiação através de ondas eletromagnéticas emitidas quando a temperatura do sistema não está no zero absoluto (Incorpera, *et al.*, 2008).

Para avaliar a perda de calor dos reatores laboratoriais é necessário avaliar o rácio área de superfície do reator/volume: isto significa que quanto maior for este rácio, maior será a perda de calor por condução e radiação (Richard, *et al.*, 1996; Soares, 2015).

Outro fator a ter em linha de conta para a perda de calor é a humidade dado que o calor específico da água é muito superior ao dos outros materiais, o que permite suavizar as mudanças repentinas de temperatura (Richard, *et al.*, 1996).

4.2.2.5.2 Controlo de Agentes Patogénicos

A fase termofílica relatada na secção 4.2.2.5. Temperatura é de máxima importância, uma vez que permite sobretudo a destruição de patogénicos termossensíveis e sementes; isto porque os microrganismos não conseguem sobreviver a temperaturas superiores a 60-65°C (Gajalakshmi, *et al.*, 2008).

No caso de compostagem ao ar livre, alguns invertebrados conseguem sobreviver indo para a superfície da pilha ou ficando inativos. Neste caso, é aconselhável mover ou arejar a pilha para permitir a diminuição da temperatura (Richard, *et al.*, 1996).

5 DESCRIÇÃO E OPERAÇÃO DOS REATORES

Para a realização da compostagem são utilizados quatro reatores de autoaquecimento (Figura 8) em paralelo com convecção forçada de ar. Todos os reatores têm dimensões e características iguais.



Figura 8 – Reator experimental.

5.1 CARACTERÍSTICAS E DIMENSÕES

Os reatores são construídos em PVC e isolados com duas camadas de um material elastômero em borracha. A tampa é composta por um isolante externo – Aeroflex_EPDM® (Soares, 2015).

As dimensões dos reatores encontram-se na figura 9, apresentando um volume de 145 L.

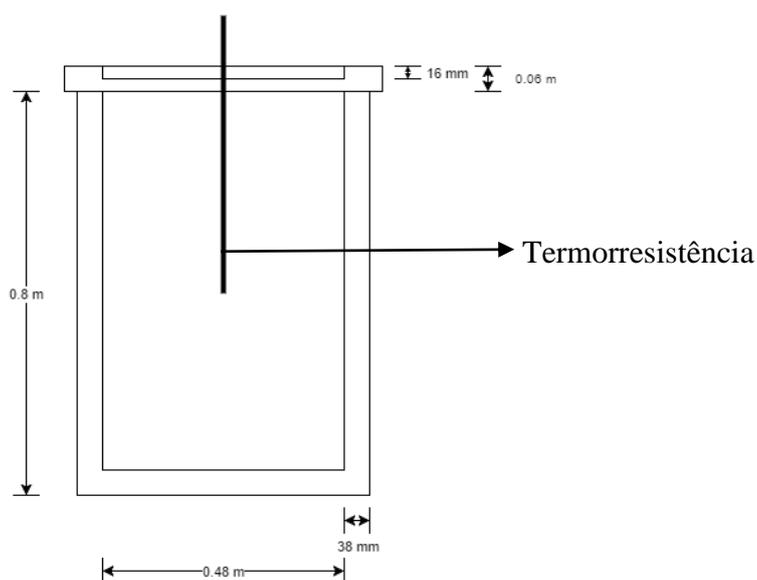


Figura 9 – Dimensões do reator.

Para permitir uma melhor distribuição de ar, existe uma rede em acrílico com 145 saídas com um diâmetro de 5 mm cada. No fundo de cada reator existe uma conexão de ar, permitindo esta também a remoção de lixiviados produzidos durante a compostagem, caso se formem.

5.2 PARÂMETROS ANALISADOS *ONLINE*

5.2.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro controlado *online*, com recolha de dados com um intervalo de 10 min, através de uma termorresistência (Figura 10) inserida no centro do reator, como é possível observar na figura 9. O sistema permite que a termorresistência se mova no eixo dos zz, sendo aconselhável colocá-la no ponto central da mistura.

Os dados relativos à temperatura são recolhidos em intervalos de tempo iguais a 10 min para um cartão de memória para posterior análise.



Figura 10 – Termorresistência.

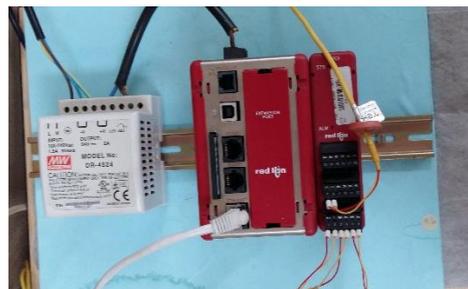


Figura 11 – Coletor de dados da termorresistência.

5.3 OPERAÇÃO

Após a caracterização dos resíduos e das misturas selecionadas através dos métodos descritos no capítulo seguinte, iniciou-se o processo de compostagem nos reatores descritos anteriormente na secção 5.1. Características e Dimensões. Determinou-se que o volume útil de cada reator seria de 90.5 L de forma a ser possível um melhor revolvimento.

Em seguida, foram selecionadas as quantidades de resíduos a serem colocadas em cada reator com o objetivo de observar as possíveis alterações das composições dentro de valores ótimos, de forma a criar um processo industrial contínuo.

Após a sua pesagem, esses resíduos foram colocados em cada reator e foi iniciado o processo de compostagem. Também nesse momento foi colocado o fluxo de ar no reator, tendo sido este constante e igual em todos os reatores. Esse fluxo de ar não deve permitir a diminuição da concentração de oxigênio abaixo de 5%, o que poderá levar a condições anaeróbias dentro do reator. Por outro lado, o caudal de ar não deverá ser excessivo, uma vez que pode levar ao arrefecimento da mistura, não promovendo temperaturas termofílicas. O caudal de ar foi convencionado por Lu *et al.* (2001) e Soares (2015), no qual se considera um intervalo de 0.43-0.86 L.min⁻¹.kg⁻¹.OM. Tendo por base este intervalo, selecionou-se que o caudal de ar seria de 0.5 L.min⁻¹.kg⁻¹.OM, logo, o caudal de ar utilizado foi de 3.0 L.min⁻¹.

Para a medição deste caudal utilizou-se uma proveta graduada modificada, em que se introduziu no fundo o tubo de ar e na sua base água com detergente. Com a ajuda de uma pompete promoveu-se a formação de uma bolha de ar, que é arrastada pelo ar proveniente do tubo. A bolha de ar circula até ao topo da proveta, sendo possível contabilizar o intervalo de tempo que percorreu determinado volume, logo, a razão desse volume com o tempo permite saber o caudal de ar à saída do tubo.

Os reatores não têm mecanismos de homogeneização ou de rotação da mistura e, para evitar perdas de calor com a abertura do reator ou retirada do material do seu interior, este foi colocado na horizontal e manualmente empurrado de forma a promover a rotação da mistura no eixo dos xx e yy numa distância de 25 m. Para homogeneização no eixo zz, foi excepcionalmente aberto o reator e feito o revolvimento com o auxílio de uma pá com movimentos ascendentes e descendentes. Estes mecanismos de homogeneização foram feitos numa periodicidade diária. Neste procedimento foi necessário remover o caudal de ar e o sensor de temperatura, mas no final foram imediatamente repostos, após verificação do caudal de ar.

A pesagem dos reatores foi executada numa periodicidade de sete dias. Para isso foi inicialmente confirmada a inexistência de lixiviados. No momento seguinte e para a pesagem do reator, efetuou-se a remoção da termorresistência, o que permite registar a temperatura, e do tubo de fornecimento do caudal de ar. Após a pesagem, foi recolhida uma amostra para posterior análise, devendo a quantidade recolhida respeitar as regras descritas abaixo no capítulo 6 relativo aos métodos analíticos, secção 5.3.1. Composição Intermédia.

As amostras para análise permitem o acompanhamento do processo, nomeadamente de temperatura, teor de humidade, sólidos voláteis, TOC, FAS, densidade *bulk* e azoto total.

A operação termina quando a temperatura do reator seja igual à temperatura ambiente, ou quando a variação da temperatura não seja alterada aquando do revolvimento do reator.

5.3.1 Composição Intermédia

A recolha das amostras durante todo o período de compostagem não deverá ultrapassar os 16% da massa do composto no momento da sua retirada (Soares, 2015).

As quantidades das amostras retiradas nos diferentes reatores para análise encontram-se descritas na tabela 4.

Tabela 4 – Quantidade retirada de amostra para análise

	Reator 1		Reator 2		Reator 3		Reator 4	
	m _{retirada} (g)	%retirada						
Dia 7	1 114.4	3.7	921.3	3.2	845.3	3.1	811.5	5.8
Dia 14	1 421.7	5.4	1 369.0	5.2	891.6	3.5	748.1	6.1
Dia 21	1 737.1	7.2	1 204.5	5.1	928.3	3.9	639.7	5.9
Dia 28	-	-	1 420.7	6.5	1 282.0	5.7	-	-
Dia 38	-	-	1 170.6	6.1	1 034.9	5.0	-	-

6 MÉTODOS ANALÍTICOS

6.1 HUMIDADE E SÓLIDOS VOLÁTEIS

6.1.1 Procedimento

Colocar aproximadamente 10 g de amostra num cadinho de porcelana. Em seguida, colocar o cadinho numa estufa a 105°C durante 24h. Seguidamente, colocar num exsiccador durante 1h para arrefecer. Após este procedimento, pesar a amostra e determinar a humidade através da equação (2) e o teor de sólidos totais através da equação (3).

$$H(\%) = \frac{m_{\text{inicial de amostra}} - m_{\text{seca a } 105^{\circ}\text{C}}}{m_{\text{inicial de amostra}}} \times 100 \quad (2)$$

$$ST(\%) = 100 - H(\%) \quad (3)$$

No final, colocar a amostra numa mufla a 550°C durante 1h. Retirar a amostra e aguardar 1h num exsiccador e, por fim, pesar a amostra e determinar os sólidos voláteis utilizando a equação (4).

$$SV(\%) = \frac{m_{\text{seca a } 105^{\circ}\text{C}} - m_{\text{mufla a } 550^{\circ}\text{C}}}{m_{\text{seca a } 105^{\circ}\text{C}}} \times 100 \quad (4)$$

Fonte: International Organization for Standardization (1993).

6.2 CARBONO ORGÂNICO TOTAL (TOC)

6.2.1 Procedimento

Colocar cerca de 0.5 g de amostra no barco e iniciar o programa no SSM-5000, seguindo as indicações dadas pelo mesmo. Retirar a área dada pelo programa (variável y), e utilizando a curva de calibração – Equação (5) – e retirar a massa de carbono presente na amostra (variável x).

$$y = 108.9x + 5.3218 \quad (5)$$

Fonte: Carvalho (2014).

6.3 CAPACIDADE DE ABSORÇÃO DE ÁGUA

6.3.1 Procedimento

Colocar uma amostra de aproximadamente 10 g num copo sem base. Encher com água uma bacia em que a altura da água deve ser de 1 cm aproximadamente. Em seguida, colocar o copo sem base dentro da bacia e aguardar 24h. Após este procedimento, colocar os copos sem base no suporte de madeira e aguardar 24h. Por fim, pesar o copo sem base e determinar WAC através da equação (6).

$$WAC (\%) = \frac{m_{final} - m_{inicial}}{m_{inicial}} \times 100\% \quad (6)$$

Fonte: Adhikari, *et al.* (2008).

6.4 FREE AIR SPACE E DENSIDADE BULK

6.4.1 Reagentes Necessários

- Querosene.

6.4.2 Procedimento

Colocar, através de um copo grande e com a ajuda de um funil, uma quantidade da amostra para a proveta graduada. Em seguida, promover o empacotamento da amostra com a queda livre da proveta graduada a uma altura de 15 cm, (com a ajuda de um cilindro sem lados seguro e seguro com um suporte universal com garra, tendo na base um tapete de borracha). Repetir os passos anteriormente descritos mais duas vezes. No final da terceira queda, registrar o volume da amostra e respetivo peso. Calcular a densidade *bulk* – Equação (7) – através da massa e volume retirados.

$$BD = \frac{m_{amostra}}{V_{amostra}} \quad (7)$$

No final, adicionar querosene até que toda a amostra seja preenchida com querosene e sem de bolhas de ar. Retirar o peso do querosene adicionado e calcular a densidade das partículas – Equação (8) – e calcular o FAS através da equação (9).

$$PD = \frac{m_{amostra}}{V_{total} - \frac{m_{Querosene}}{\rho_{Querosene}}} \quad (8)$$

$$FAS = \left(1 - \frac{BD}{PD}\right) \times 100\% \quad (9)$$

Fonte: Soares (2015); Adhikari, *et al.* (2008).

6.5 ZINCO

6.5.1 Reagentes Necessários

- Ácido clorídrico, HCl.
- Ácido nítrico, HNO₃.
- Nitrato de alumínio e cloreto de céσιο *buffer*, Al(NO₃)₃·9H₂O e CsCl.

6.5.2 Procedimento

Colocar aproximadamente 1 a 3 g de amostra num tubo de digestão. Em seguida e com agitação, adicionar 21 mL de ácido clorídrico, seguido de 7 mL de ácido nítrico e aguardar 24h. Depois, elevar a temperatura da amostra lentamente até à ebulição e manter refluxo constante durante 2h, sem deixar secar a amostra.

Logo depois, filtrar a amostra para um balão de 100 mL e colocar 0.01 mL de amostra e perfazer com água destilada ultrapura. Por fim, adicionar à amostra 0.1 mL de solução de Nitrato de Alumínio e Cloreto de Césio *buffer* e 1 mL de ácido clorídrico concentrado, determinando a concentração num espectrômetro de absorção atômica.

Fonte: European Committee for Standardization (2001).

6.6 AZOTO TOTAL EM SÓLIDOS

6.6.1 Reagentes Necessários

- Pó metálico de crómio 100 mesh, Cr.
- Ácido clorídrico, HCl.
- Sulfato de potássio anidro, K₂SO₄.
- Óxido de mercúrio II, HgO.
- Ácido sulfúrico concentrado a 98%, H₂SO₄.
- Hidróxido de sódio, NaOH.
- Ácido bórico, H₃BO₃.
- Vermelho de metilo, C₁₅H₁₅N₃O₂.
- Verde de bromocresol, C₂₁H₁₄Br₄O₅S.

6.6.2 Preparação de Soluções

Solução de Ácido Clorídrico 7%

Num balão volumétrico de 1000 mL, diluir 200 mL de HCl concentrado (36%) em água destilada livre de amónia.

Solução de Ácido Clorídrico 0.2N

Num balão volumétrico de 1000 mL, diluir 16.58 mL de HCl concentrado (37%) em água destilada.

Solução de Ácido Bórico com indicador

Num balão volumétrico de 1000 mL, dissolver 20 g de ácido bórico em 0.8L de água desionizada quente. Em seguida, num balão volumétrico de 100 mL, adicionar 0.1 g de verde de bromocresol e perfazer o volume com etanol. Depois, num balão volumétrico de 100 mL, adicionar 0.1 g de vermelho de metilo e perfazer o volume com etanol. Logo após, adicionar 15 mL de indicador de verde de bromocresol 0.1% e 6 mL de vermelho de metilo a 0.1% e completar o volume do balão com água desionizada.

6.6.3 Procedimento

Colocar aproximadamente 0.5 g de amostra seca e colocar num tubo de digestão. Em seguida, adicionar 0.5 g de pó metálico de crómio 100 mesh e 20 mL de solução de ácido clorídrico 7% e aguardar 5 min com agitação intermitente. Posteriormente, aquecer até à ebulição e manter por 4 min ($T = 110^{\circ}\text{C}$). Deixar arrefecer. Logo após, adicionar 7 g de sulfato de potássio anidro, 100 mg de HgO e 10 mL de ácido sulfúrico.

Digerir a amostra a 420°C por 60 min e seguidamente, deixar o tubo de digestão arrefecer até $50 - 60^{\circ}\text{C}$. Logo após, colocar em posição na unidade de destilação a vapor um erlenmeyer vazio e, na unidade de destilação a vapor, uma amostra digerida. Em seguida, programar o seguinte: NaOH = 70 mL; Tempo de destilação = 3 min; Vapor = 100%, e pressionar “start”.

Após estes procedimentos, adicionar 25 mL de solução de ácido bórico com indicador vermelho de metilo e verde de bromocresol. Por fim, titular com ácido clorídrico 0.2N (1 mL HCl 0.2 N = 2.803 mg N) até mudança de cor (avermelhado).

A implementação prática deste procedimento analítico foi pela primeira vez testada no laboratório do GERSE no âmbito deste trabalho.

Devido a problemas observados na realização deste procedimento, nomeadamente a formação de espuma, realizou-se uma otimização. Essa otimização foi o aquecimento da amostra em rampas de temperatura, em que foi feito um aquecimento até aos 180°C durante 1h e depois um novo aquecimento até aos 210°C por mais 1h. Em seguida, aguardou-se o seu arrefecimento por 12h e depois um novo aquecimento até à temperatura de 420°C. Esta otimização permitiu aumentar a reprodutibilidade do método em 44%.

Fonte: APAT & CNR-IRSA (2004).

6.7 FÓSFORO TOTAL EM SÓLIDOS

6.7.1 Reagentes Necessários

- Molibdato de amónio, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$.
- Dihidrogenofosfato de potássio, KH_2PO_4 .
- Bissulfito de sódio, NaHSO_3 .
- Ácido sulfúrico, H_2SO_4 .
- Persulfato de amónio, $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$.
- Tartarato de potássio antimónio, $\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$.
- Ácido ascórbico, $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$.
- Acetona, $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$.

6.7.2 Preparação de Soluções

Solução de Ácido Sulfúrico 1N

Num balão volumétrico de 250 mL, diluir 3.47 mL de ácido sulfúrico a 96% e perfazer o volume com água destilada.

Solução de Bissulfito de Sódio

Num balão volumétrico de 250 mL, dissolver 13 g de bissulfito de sódio e perfazer o volume com solução de ácido sulfúrico 1N.

Solução de Molibdato de Amónio e Tartarato de Potássio Antimónio

Num balão de 250 mL, dissolver 2 g de molibdato de amónio e 0.05 g tartarato de potássio antimónio em 200 mL de água destilada. Posteriormente, diluir com água destilada até perfazer o volume do balão.

Solução de Ácido Ascórbico

Num balão volumétrico de 100 mL, adicionar 6 g de ácido ascórbico em 80 mL de água destilada. Por fim, adicionar 0.2 mL de acetona e perfazer o volume do balão.

Solução de Ácido Sulfúrico 11N

Num balão volumétrico de 100 mL, diluir 18.06 mL de ácido sulfúrico a 96% e perfazer o volume com água destilada.

6.7.3 Curva de Calibração

Para proceder à curva de calibração é necessário dissolver 0.7465 g de dihidrogenofosfato de potássio seco a 105°C por 1h num balão volumétrico de 1000 mL com água destilada. Seguidamente, pipetar solução padrão em balões volumétricos de 50 mL com os seguintes volumes: 0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 mL. Logo depois, colocar 50 mL de cada padrão num tubo de digestão e adicionar 1 mL de ácido sulfúrico 11N e 0.4 g de persulfato de amónio. Homogeneizar manualmente cada tubo.

Em seguida, efetuar a digestão num DKL Fully Automatic Digestion Units a 100°C durante 30 min e deixar arrefecer durante 10 min. Depois, adicionar 5 mL da solução de bissulfito de sódio e agitar manualmente cada tubo.

Voltar a digerir a 95°C e durante 30 min e deixar arrefecer por 10 min. Logo depois, adicionar 4 mL de solução de molibdato de amónio e tartarato de potássio antimónio e 2 mL de solução de ácido ascórbico, aguardando 5 min para medir as absorvâncias num comprimento de onda de 650 nm e traçar a reta de calibração. Para determinar a concentração para cada volume padrão é necessário utilizar a equação (10).

$$[C_{\text{padrão}}] = \frac{m_{\text{KH}_2\text{PO}_4}(\text{g}) \times 2.276 \times V_{\text{padrão}}(\text{mL})}{V_{\text{balão do passo ii.}}(\text{mL})} \times 10^2 \left(\text{mg P/L} \right) \quad (10)$$

6.7.4 Procedimento

Pesar uma amostra seca (cerca de 35 mg) e colocar num tubo de digestão. Em seguida, adicionar 1 mL de ácido sulfúrico 11N e 0.4 g de persulfato de amónio e homogeneizar manualmente cada tubo de digestão.

Seguidamente, efetuar digestão a 100°C durante 30 min e depois deixar arrefecer durante 10 min. Logo após, filtrar amostra e adicionar 5 mL da solução de bissulfito de sódio e agitar manualmente cada tubo.

Voltar a digerir a 95°C e durante 30 min e deixar arrefecer por 10 min. Logo depois, adicionar 4 mL de solução de molibdato de amónio e tartarato de potássio antimónio e adicionar 2 mL de solução de ácido ascórbico, aguardando 5 min para medir as absorvâncias num comprimento de onda de 650 nm e determinar a concentração de fósforo com auxílio da reta de calibração determinada no capítulo anterior.

Fonte: Santos (2015); APAT & CNR-IRSA (2004).

6.8 TESTE DE FITOTOXICIDADE

6.8.1 Procedimento

Pesar 1.25 g de amostra seca e adicionar água destilada de forma a preparar uma suspensão com uma razão líquido/sólido de 20. Em seguida, agitar a suspensão através de um agitador magnético durante 1h e, a seguir, centrifugar a suspensão durante 20 min. Após estes procedimentos, filtrar a suspensão e preparar uma caixa de petri e colocar papel de filtro.

Adicionar 5 mL do filtrado na caixa de petri e preparar uma caixa de petri para controlo e adicionar 5 mL de água destilada. Logo após, colocar 10 sementes de *Lepidium sativum* nas caixas de petri e fechar as caixas de petri e colocar numa estufa a 25°C durante 48h.

Seguidamente, registar o número de sementes germinadas, N_G , e o comprimento das raízes, L_R , e as suas respetivas médias, $\overline{N_G}$ e $\overline{L_R}$, e registar a caixa de controlo de forma semelhante ao passo x., sendo o número de sementes germinadas, $N_{G,B}$, o comprimento das raízes, $L_{R,B}$, e as suas respetivas médias, $\overline{N_{G,B}}$ e $\overline{L_{R,B}}$.

Por fim e através desse registo, calcular a percentagem relativa de germinação – Equação 11 –, a percentagem relativa do comprimento das raízes – Equação 12 – e o índice de germinação – Equação 13 – e classificar o material consoante a tabela 5.

$$PRG = \frac{\overline{N_G}}{\overline{N_{G,B}}} \times 100 \quad (11)$$

$$PRL = \frac{\overline{L_R}}{\overline{L_{R,B}}} \times 100 \quad (12)$$

$$IG = \frac{PRG \times PRL}{100} \quad (13)$$

Tabela 5 – Classificação do material consoante o índice de germinação

Classificação do material em análise

>100	O material potencia a germinação e o crescimento da raiz das plantas.
80-100	Não fitotóxico; composto maturado.
60-80	Moderadamente fitotóxico.
30-60	Fitotóxico.
<30	Muito fitotóxico.

Fonte: Belo (2011).

7 RESULTADOS

Neste capítulo será possível analisar a composição inicial dos dois resíduos em estudo, bem como as composições em cada reator e a sua caracterização inicial e ao longo do tempo, e, por fim, a caracterização dos vários compostos finais.

7.1 COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS EM ESTUDO

Para a realização de mistura reacional devem-se caracterizar os vários compostos que dela vão fazer parte. Nesse sentido, caracterizaram-se os dois resíduos em estudo (Tabela 6), um resíduo sólido proveniente de uma suinicultura que sofreu um tratamento por digestão anaeróbia, e um resíduo proveniente de um eucaliptal sendo este estilhado.

Tabela 6 – Composição de cada resíduo estudado

	Unidades	Suinicultura	Florestal
Humidade	%	78.7 ± 0.2	57.1 ± 3.6
Sólidos Totais	%	21.3 ± 0.2	42.9 ± 3.6
Sólidos Voláteis	%	83.2 ± 0.4	81.9 ± 6.1
Capacidade de Absorção de Água	%	167 ± 58.2	116 ± 26.4
Densidade <i>bulk</i>	kg/m ³	569 ± 7	239 ± 79
FAS	%	43.3 ± 0.4	84.1 ± 8.0
TOC	g C/kg amostra seca	549.9 ± 21.9	525.4 ± 1.8
Azoto Total	g N/kg amostra seca	17.0 ± 1.9	9.0 ± 0.6
Fósforo Total	g P/kg amostra seca	3.02 ± 1.12	0.59 ± 0.08
Zinco	g Zn/kg amostra seca	N.D.	N.D.
Pesquisa de <i>Salmonella spp</i>	50 g de amostra	Ausência	-
Quantificação de <i>E. Coli</i>	UFC/g amostra	Ausente	-
Razão C/N	-	32.3	58.6

N.D. – Não detetado.

Da análise da tabela é possível verificar que ambos os resíduos apresentam matéria orgânica com possível potencial de degradação por microrganismos, já que apresentam um teor de sólidos voláteis superior a 80%.

Quanto ao teor de humidade, verifica-se que o resíduo da suinicultura apresenta valores superiores aos ótimos, referidos estes no capítulo 4.2.2.4. Humidade e tendo estes o valor máximo de 65%. Apesar desse fator desfavorável, este pode ser compensado com a capacidade de absorção de água do próprio resíduo. Quanto ao resíduo florestal, este encontra-se no intervalo ótimo no que toca ao teor de humidade.

No que concerne ao azoto total, o resíduo da suinicultura é muito superior sendo assim uma maior vantagem, já que este é um nutriente fundamental para o processo de compostagem, tal como referido no capítulo 4.2.1.1. Rácio Carbono/Azoto. Logo, para que o processo seja eficaz é necessário fornecer carbono e azoto que permitam o crescimento biológico. Assim, apenas o resíduo da suinicultura está dentro do intervalo ótimo da razão carbono/azoto, enquanto o resíduo florestal tem um valor muito superior devido às baixas quantidades de azoto que apresenta em relação ao outro resíduo.

Finalizando, ambos os resíduos apresentam um FAS elevado, estando fora do intervalo ótimo. Este facto poderá provocar a libertação de calor, podendo levar a problemas de aquecimento dos resíduos.

7.2 COMPOSIÇÃO DAS MISTURAS REACIONAIS

Tendo os resíduos caracterizados, selecionaram-se as quantidades de resíduos a serem colocadas em cada reator com o objetivo de observar as possíveis alterações das composições dentro de valores ótimos, estando estes presentes na tabela 7.

Tabela 7 – Razões mássicas em cada reator

Razão mássica de resíduo da suinicultura	
Reator 1	100 %
Reator 2	80 %
Reator 3	50 %
Reator 4	20 %

Devido à limitação de tempo e de reatores, foi necessário selecionar apenas quatro composições. Para tentar percorrer diversas composições e destacando-se a presença abundante de resíduo da suinicultura, decidiu-se primeiramente que um dos reatores seria apenas com resíduo da suinicultura (reator 1). Para os restantes três reatores selecionaram-se diversas composições do resíduo da suinicultura (80, 50, 20 %) com resíduo florestal para poder analisar o comportamento da junção destes dois resíduos durante a compostagem e avaliar um composto final ideal.

Depois de selecionadas as quantidades de resíduos, procedeu-se à caracterização de cada mistura, estando os seus resultados apresentados na tabela seguinte.

Tabela 8 – Resultados dos parâmetros para cada mistura

	Unidades	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
Humidade	%	76.6 ± 0.9	70.7 ± 1.8	72.1 ± 4.0	62.1 ± 1.9
Sólidos Totais	%	23.4 ± 0.9	29.3 ± 1.8	27.9 ± 4.0	37.9 ± 1.9
Sólidos Voláteis	%	91.4 ± 2.7	88.5 ± 3.7	84.8 ± 0.6	93.3 ± 3.8
Densidade <i>bulk</i>	kg/m ³	425	336	316	190
FAS	%	57.2	67.3	70.0	83.1
TOC	g C/kg amostra seca	549.9 ± 20.2	577.9 ± 28.7	537.6 ± 16.9	539.6 ± 13.2
Azoto Total	g N/kg amostra seca	14.9 ± 0.7	12.9 ± 4.9	16.8 ± 4.8	10.2 ± 2.3
Fósforo Total	g P/kg amostra seca	3.02 ± 1.12	1.73 ± 0.44	1.69 ± 0.45	1.42 ± 0.26
Zinco	g Zn/kg amostra seca	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Pesquisa de <i>Salmonella spp</i>	50 g de amostra	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Quantificação de <i>E. Coli</i>	UFC/g amostra	950	1500*	480	17
Razão C/N	-	36.9	44.7	32.1	53.2

N.D. – Não detetado.

* Valores acima do valor legal permitido para deposição no solo (Decreto-Lei n.º 276, 2009).

7.3 EVOLUÇÃO TEMPORAL DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

7.3.1 Temperatura

O controlo da temperatura permite de forma indireta monitorizar o sistema reacional e indicar o grau de decomposição da matéria orgânica, já que este é um indicador da atividade biológica. É possível assim analisar o grau de estabilização do composto final quando o sistema não tem variações de temperatura consideráveis sempre que há revolvimento dos reatores (Brito, *et al.*, 2005). Nesse sentido, é possível verificar na figura 12 que os reatores 1 e 4 no final de 21 dias já não têm variação de temperatura, pelo que se poderá concluir que grande parte da matéria orgânica biodegradável foi convertida e o composto poderá ter atingido um nível de estabilidade relevante. Nos restantes reatores isso só acontece a partir do 38º dia de compostagem.

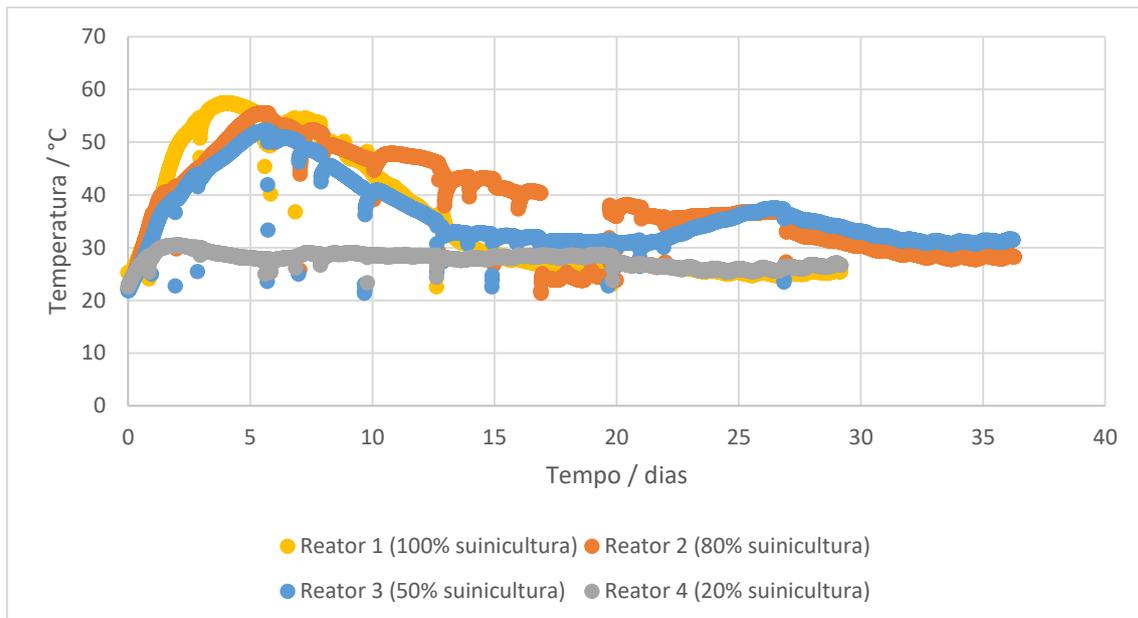


Figura 12 – Temperatura nos vários reatores ao longo do tempo

A interrupção observada no reator 2, entre o dia 17 e o dia 20, deve-se ao facto de, por lapso, a termorresistência não ter sido bem encaixada no reator. Este facto não permitiu assim a leitura da temperatura durante esse período no reator.

No reator 3 há um aumento de temperatura a partir do 21º dia, já que poderá ter havido matéria orgânica que não estaria disponível devido a diversos fatores, nomeadamente a existência de escoamento preferencial de ar no interior da mistura. Um revolvimento nesse dia terá provocado um melhor arejamento de uma ou mais zonas mortas no reator e a partir desse momento terá havido degradação de matéria orgânica e posterior aumento de temperatura. A partir do 26º dia há de novo um arrefecimento, uma vez que há diminuição de matéria orgânica no reator, tal como acontece nos outros reatores, mas em dias diferentes. Este período final permite observar a estabilização do composto, já que a sua temperatura se mantém mais ou menos constante mesmo que haja revolvimento do reator, o que é indicador de cessamento de atividade biológica, a qual poderia ter sido confirmada pela avaliação da taxa de consumo de oxigénio caso houvesse condições logísticas para tal.

O reator 4 não apresenta variação significativa de temperatura, podendo-se afirmar que, apesar de elevadas quantidades de matéria orgânica esta não se encontra biodisponível para compostagem.

7.3.2 Humidade / Sólidos Totais

Nos vários reatores há uma tendência a manter-se o teor de humidade (Figura 13) constante e, como o teor de sólidos totais é o inverso do teor de humidade, estes também têm a mesma tendência.

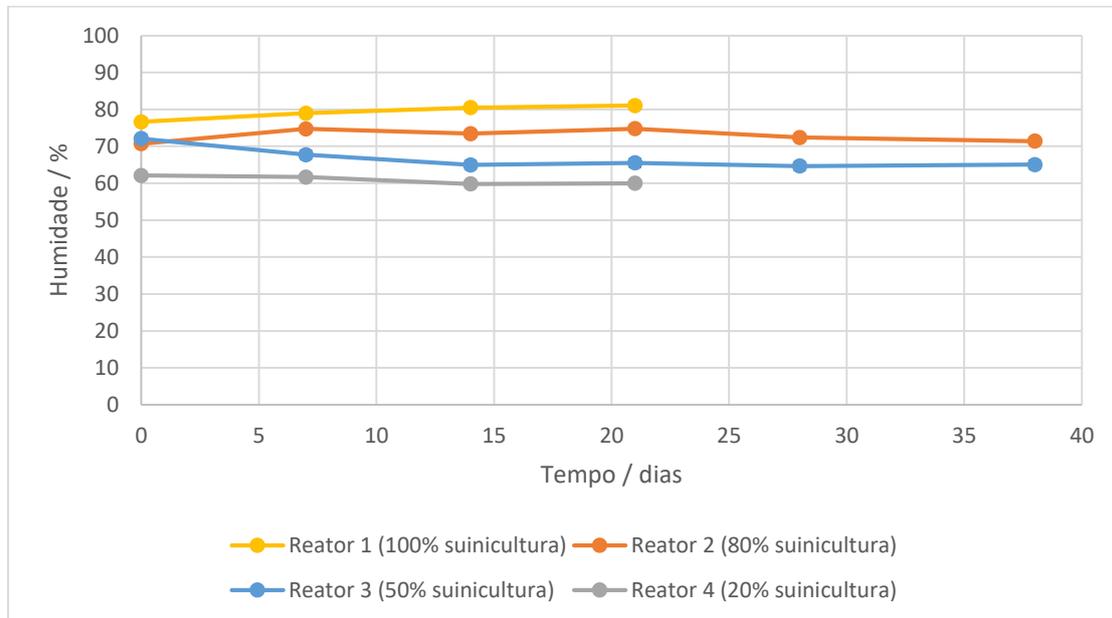


Figura 13 – Teor de humidade nos vários reatores ao longo do tempo. As barras de erro representam o desvio padrão de 3 réplicas

No reator 1, há um ligeiro aumento da humidade que se deve, sobretudo, à formação de vapor de água a partir da água que fica retida nas partículas dos resíduos. Essa água é absorvida por essas mesmas partículas que, apesar de já terem uma concentração de água elevada, não se encontram no limite de saturação e são capazes de absorver, por isso, a quantidade de água formada no reator. Outro facto importante é o excesso do teor de humidade no início da compostagem, tal como descrito na secção 4.2.2.4. Humidade, não sendo aconselhável que seja ultrapassado para não provocar dificuldades no acesso a oxigénio por parte das bactérias, mas não é facto impeditivo de este reator atingir temperaturas elevadas, o que significa a existência de muita matéria orgânica biodisponível.

Nos reatores 3 e 4 há uma ligeira tendência para diminuir o teor de humidade. Esta diminuição deve-se ao facto de haver maior porosidade e menor capacidade de retenção de água dos resíduos em estudo, como é possível observar na tabela 8, o que permite que o vapor de água escape do reator.

7.3.3 Densidade *Bulk*

A densidade *bulk* ao longo do processo (Figura 14) é calculada no próprio reator. Conhecendo-se o diâmetro do reator, é necessário saber a altura da mistura reacional no reator e, neste ponto, sabe-se o volume. Para o cálculo da massa apenas é necessário pesar o reator tal como descrito na secção 5.3. Operação, isto é, sabendo a massa do reator durante o processo e retirando a massa do reator vazio, sabe-se a massa da mistura reacional. Logo, a razão entre a massa da mistura reacional e o seu volume é a densidade *bulk*.

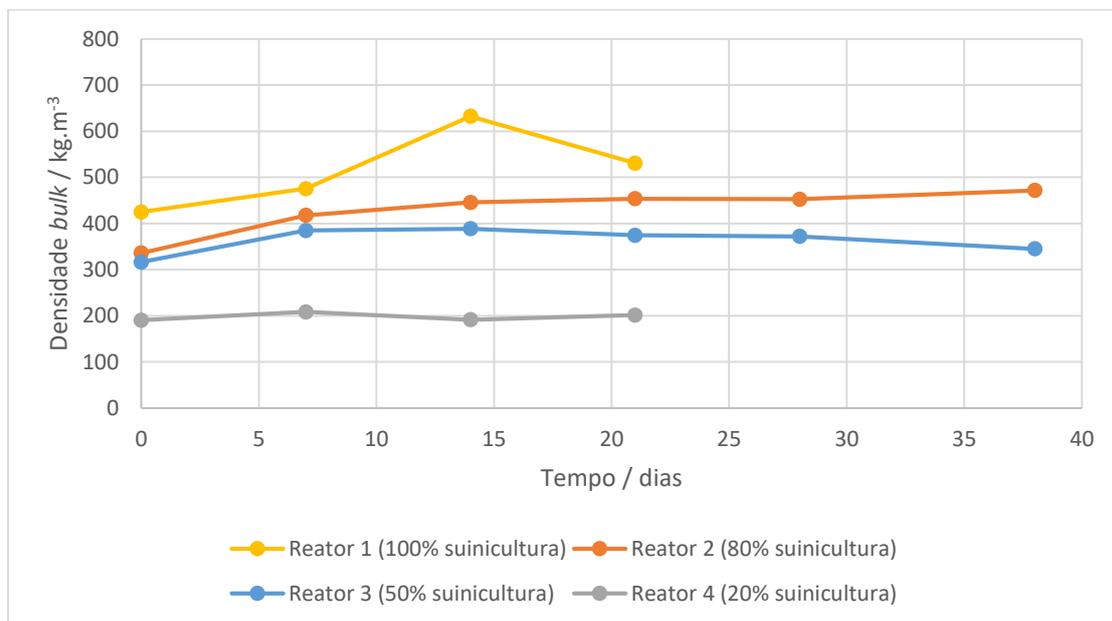


Figura 14 – Densidade *bulk* nos vários reatores ao longo do tempo

No reator 1 há uma maior compactação até ao 14º dia devido a uma rápida degradação da matéria orgânica, aumentando em cerca de 50% a densidade *bulk* do reator, passando de 425 kg/m³ para 632 kg/m³. A partir do 14º dia há uma diminuição da compactação em 16%, o que corresponde à diminuição da atividade microbiana. O revolvimento diário da mistura reacional provoca a alteração da sua altura e, conseqüentemente, a diminuição da compactação, acabando por a densidade do composto final do reator ser de 530.5 kg/m³.

No reator 2 há um aumento de 33% da densidade até ao dia 14. A partir desse dia há uma ligeira diminuição da atividade microbiana refletindo-se numa estabilização da densidade *bulk* neste reator, não havendo grande variação da compactação apesar de um revolvimento diário.

No reator 3 a atividade microbiana é menor em relação aos dois reatores anteriormente descritos. Isto leva a que até ao dia 7 haja um aumento mais acentuado da densidade *bulk* em cerca de 22%, mas que depois até ao dia 14 o aumento seja mais ténue. Até ao dia 14 há apenas um aumento de 23%. A partir deste dia há uma ligeira diminuição da compactação uma vez que há também diminuição em 11%, sendo a densidade *bulk* final neste reator de 345 kg/m³.

No reator 4 a densidade *bulk* é aproximadamente constante, uma vez que não existe praticamente atividade biológica.

Comparando estes valores com a literatura, é possível verificar que quando a atividade biológica é significativa há um aumento da densidade *bulk* devido à maior compactação das partículas em reação, como é possível verificar em Soares (2015).

7.3.4 Free Air Space

O FAS é inversamente proporcional à densidade *bulk*, isto é indicativo do volume de espaços vazios no sistema (Soares, 2015). Na análise à figura 15 é possível verificar a evolução do FAS ao longo do tempo em cada reator.

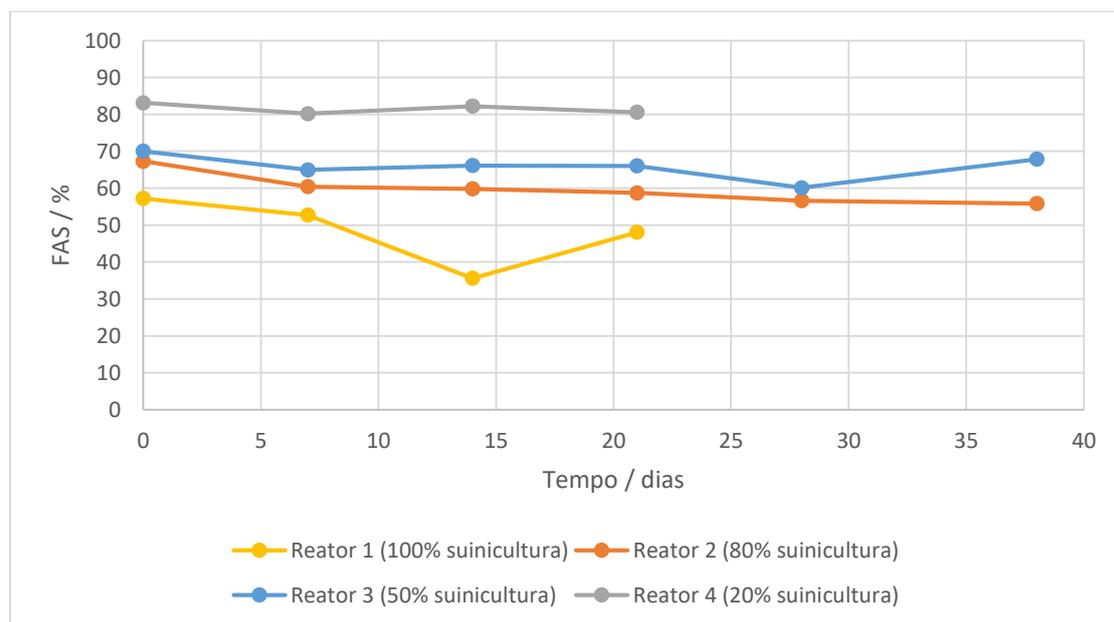


Figura 15 – FAS nos vários reatores ao longo do tempo

Posto isto, é possível afirmar que no reator 1 há um aumento da compactação até ao dia 14, que por sua vez se reflete na diminuição do FAS (diminuição da porosidade). Tal como já referido na secção anterior 7.3.3. Densidade *Bulk*, como há uma rápida

degradação da matéria orgânica, há uma diminuição da porosidade, o que leva a atingir um FAS de 35%.

No reator 2 há um constante aumento da compactação, verificando-se que até ao 7º dia este é o período em que há maior degradação de matéria orgânica, atingindo-se um mínimo de 56% de volume de vazios no sistema apenas no final do período da compostagem.

No reator 3, tal como no reator descrito anteriormente, há degradação mais acentuada até ao 7º dia. Como este reator apresenta menor atividade microbiana que os dois anteriormente descritos, este não atinge valores de FAS tão baixos, verificando-se um mínimo de 60% de volume de vazios no sistema ao 27º dia. Como a partir desse momento há decréscimo mais acentuado da atividade biológica e com o revolvimento diário, verifica-se um aumento do FAS, observando-se um FAS do composto final neste reator de 68%.

No reator 4 não se verifica atividade microbiana significativa, devendo-se isto à baixa transformação de matéria orgânica, apresentando este um FAS praticamente constante de 81%.

Com estes resultados não se verificam dificuldades no arejamento do processo, já que o valor mínimo obtido do FAS é de 35% no reator 1. Na literatura, para evitar problemas de arejamento, é aconselhado que o FAS não seja inferior a 30%, o que pode ser comprovado na secção 4.2.2.2. Granulometria.

Os resultados mostram os esperados na literatura, já que quando a atividade biológica é considerável há uma diminuição do FAS devido à maior compactação da mistura reacional, podendo-se verificar esta afirmação com maior detalhe no trabalho realizado por Soares (2015).

7.3.5 Sólidos Voláteis e Carbono Orgânico

Os sólidos voláteis (Figura 16) permitem verificar a quantidade de sólidos orgânicos de forma indireta. A diminuição dos sólidos voláteis possibilita constatar que há perda de matéria orgânica no sistema reacional.

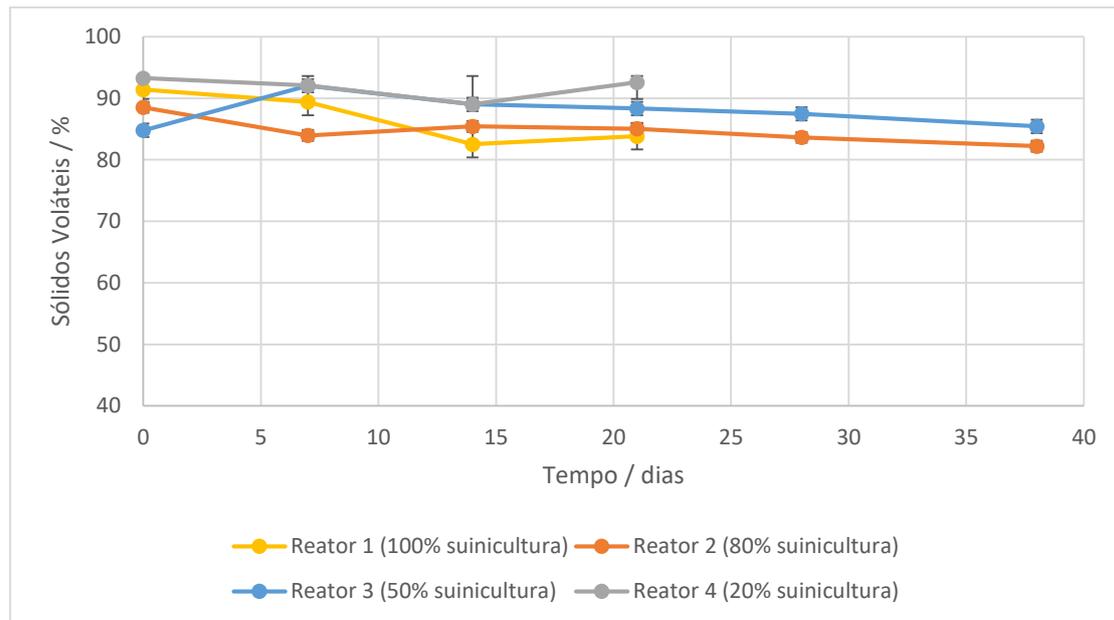


Figura 16 – Teor de sólidos voláteis nos vários reatores ao longo do tempo

O reator 1 tem maior perda de sólidos voláteis, de cerca de 8%, o que significa que há mais degradação de matéria orgânica, o que pode ser facilmente comprovado pela análise do gráfico da temperatura (Figura 12), visto que é o reator que atinge temperaturas mais elevadas.

O reator 2 mostra a mesma tendência do anterior com uma diminuição de sólidos voláteis de 6%, mas como a atividade microbiana é menor, há menor consumo de matéria orgânica.

O reator 3 também apresenta um decréscimo de sólidos voláteis, de cerca de 1.5%, apesar de entre o início e o dia 7 apresentar um aparente aumento de 6%, devendo-se isto ao facto de as misturas serem muito heterogêneas e existir possibilidade de zonas com baixas quantidades de sólidos voláteis. Depois do 7º dia o decréscimo dos sólidos voláteis é de 7%.

O reator 4 é o que apresenta menor perda de sólidos voláteis, porque, contrariamente ao reator 1, atinge temperaturas muito baixas, não havendo degradação significativa. A resposta à baixa atividade microbiana neste reator e à existência de sólidos voláteis deve-se ao facto de os compostos com carbono não possuírem matéria orgânica biodisponível, uma vez que o resíduo em maior quantidade são restos de galhos destrocados, os quais, segundo Brito, *et al.* (2005), talvez possam apresentar uma percentagem de lenhina considerável diminuindo a biodisponibilidade de carbono.

Concluindo, as misturas utilizadas têm grandes quantidades de sólidos voláteis, isto é, elevadas quantidades de matéria orgânica que pode ou não estar biodisponível. No caso do aumento da quantidade de biomassa florestal na mistura reacional, aumenta a não biodisponibilidade de carbono dificultando a decomposição.

A análise da figura 17 permite também confirmar o anteriormente referido acerca da diminuição da matéria orgânica, já que ao longo do tempo há diminuição ténue do carbono orgânico total em todos os reatores.

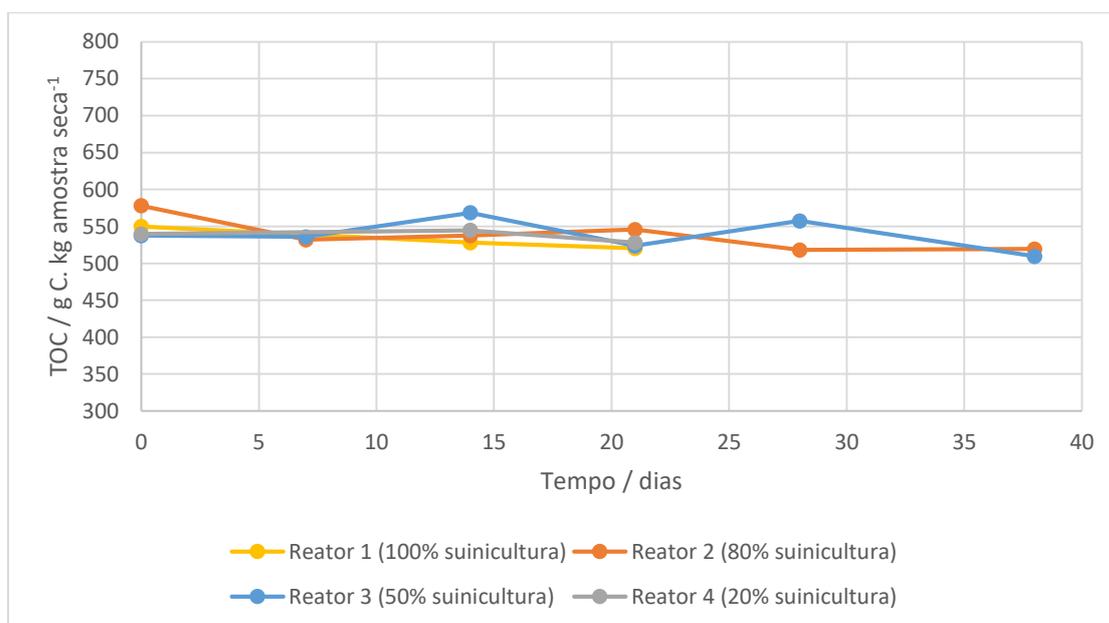


Figura 17 – Carbono orgânico total nos vários reatores ao longo do tempo

Esta técnica, apesar de muito reprodutível, apresenta desvantagens devido à pequena quantidade introduzida para análise, o que, em reatores da dimensão utilizada que apresentam alguma heterogeneidade, diminui o rigor da análise.

7.3.6 Azoto Total

O azoto tem uma importância máxima no processo de compostagem, como já relatado na secção 4.2.1.1. Rácio Carbono/Azoto, já que este é o componente principal das proteínas, ácidos nucleicos e aminoácidos, que são indispensáveis para o funcionamento e crescimento celular (Richard, *et al.*, 1996). Logo, o azoto tem diversas reações paralelas que ocorrem durante a compostagem, na medida em há conversão de azoto orgânico em amónia (NH_4^+), denominando-se mineralização. De facto, esta conversão é reversível, mas normalmente a velocidade de reação da mineralização é maior que a reação contrária. O azoto na forma amoniacal pode ser arrastado para fora do sistema reacional através do fluxo de ar, sendo este o fator principal da perda do azoto no sistema, podendo chegar a

77.4% em resíduos provenientes de fezes e urinas de animais (Zeng, *et al.*, 2012; Sánchez-Monedero, *et al.*, 2001).

Outra transformação possível, mas não tão provável como a produção de amónia, é a que poderá ocorrer através do processo de nitrificação quando a compostagem está perto de finalizar e o composto se encontra na fase de maturação, uma vez que os microrganismos ainda possuem amoníaco e oxigénio e temperatura e pH perto de 35 e 7, respetivamente (Zeng, *et al.*, 2012; Sánchez-Monedero, *et al.*, 2001).

O processo de nitrificação deve-se à oxidação de NH_3 a nitrito (NO_2^-) por bactérias oxidantes de amónia. O nitrito é posteriormente oxidado e transformado por bactérias nitrito-oxidantes em nitrato (NO_3^-) (Zeng, *et al.*, 2012).

Na figura 18 é assim possível observar o comportamento da concentração de azoto total em cada reator ao longo do tempo.

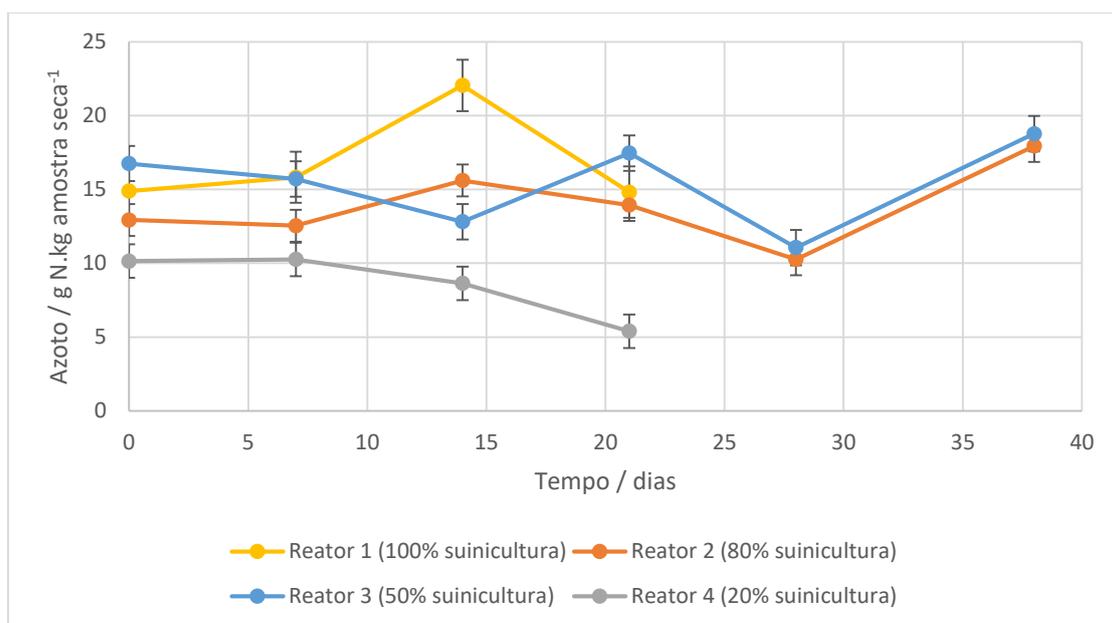


Figura 18 – Azoto total nos vários reatores ao longo do tempo

No reator 1, uma possível explicação para o aumento da concentração de azoto até ao dia 14 é a rápida degradação de matéria orgânica, levando à rápida diminuição de massa, já descrita no capítulo 7.3.3. Densidade *Bulk*, havendo assim uma concentração de azoto, de 48% e sua acumulação na mistura. A velocidade de volatilização da amónia (resultado da transformação de azoto orgânico pelos microrganismos) para fora do sistema reacional é menor que a velocidade de degradação da matéria orgânica na mistura, logo, não há, assim, perdas consideráveis de amónia na mistura. Depois do dia 14, há uma diminuição

da concentração de azoto em 33%, ocorrendo este processo devido a uma redução da atividade microbiana e, assim, a velocidade de degradação diminui em relação à velocidade da libertação de azoto na forma amoniacal.

No reator 2, acontece algo semelhante ao descrito anteriormente, havendo um aumento de 21% na concentração de azoto até ao dia 14. Como apenas a partir do dia 7 há um pico de atividade microbiana, a concentração de azoto somente começa a aumentar a partir desse dia. Antes do dia 7 a concentração é praticamente constante com tendência a diminuir, já que com a presença de resíduo florestal apresenta compostos orgânicos não biodisponível, como já referido no capítulo 7.3.1. Temperatura (Sánchez-Monedero, *et al.*, 2001). A partir do dia 14 e até ao dia 28, há diminuição da concentração de azoto em 34% pelas razões já referidas para o reator 1, isto é, há uma diminuição da velocidade da atividade microbiana e por sua vez a libertação do azoto amoniacal torna-se mais evidente. Do dia 28 ao dia 38 verifica-se novo aumento do azoto total em 75%, porque há produção e acumulação de amónia na mistura reacional e condições reacionais, já relatadas anteriormente, provocam a formação de nitrato.

No reator 3 verifica-se diminuição da concentração de azoto até ao dia 14 em 24%, isto porque a atividade reacional é mais baixa que nos dois reatores anteriormente descritos, podendo ser devido à falta de matéria orgânica biodisponível, logo há menor consumo de azoto (Sánchez-Monedero, *et al.*, 2001). A partir do dia 14, há um aumento de 36% devido à concentração de amónia no reator, já que foi atingido o pico da atividade microbiana. No 21º dia verifica-se diminuição de 37% até ao dia 28, já que há libertação da amónia acumulada no sistema reacional. O segundo pico deve-se ao já referido para o reator 2, isto é, formação de nitrato, levando a um aumento de 70% do azoto total.

No reator 4, como a velocidade de degradação é muito baixa, já que há existência de matéria orgânica não biodisponível, e assim, diminui a quantidade do azoto total consumida.

Em Sánchez-Monedero, *et al.* (2001) é descrito algo semelhante aos casos anteriormente aqui relatados. A concentração final é sempre mais elevada em relação à concentração inicial devido à perda de massa da decomposição de matéria orgânica. Quando há presença de matéria orgânica não biodisponível, verifica-se baixas velocidades de degradação, logo, baixos consumos de azoto, o que leva a diminuição da concentração de azoto total. Nas primeiras semanas, quando a degradação de matéria orgânica é máxima,

a concentração de amónia aumenta devido à mineralização. Com o termino da compostagem, isto é, a diminuição da temperatura, há condições para a produção de nitrato, voltando novamente a provocar um aumento da concentração de azoto total. Neste caso, a única diferença em relação ao estudado nesta dissertação, é que o processo de compostagem é feito em pilhas não revolvidas, o que leva à maior acumulação de amoníaco na mistura reacional que nas pilhas revolvidas.

Concluindo, a concentração de azoto total final em cada reator encontra-se na tabela 9.

Tabela 9 – Azoto total no final do processo em cada reator

	Azoto Total / g N. kg amostra seca ⁻¹
Reator 1	14.8
Reator 2	17.9
Reator 3	18.8
Reator 4	5.4

7.3.7 Fósforo Total

Na compostagem não há consumo de fósforo, logo, não é esperado que haja diminuição deste, uma vez que estes compostos não são lixiviados ou volatilizados (Brito, *et al.*, 2005). De forma a tentar comprovar o facto referido, pode-se analisar a figura 19, onde estão representadas as concentrações de fósforo total (referidas à quantidade de amostra seca) no início e no fim do processo de compostagem para os 4 reatores.

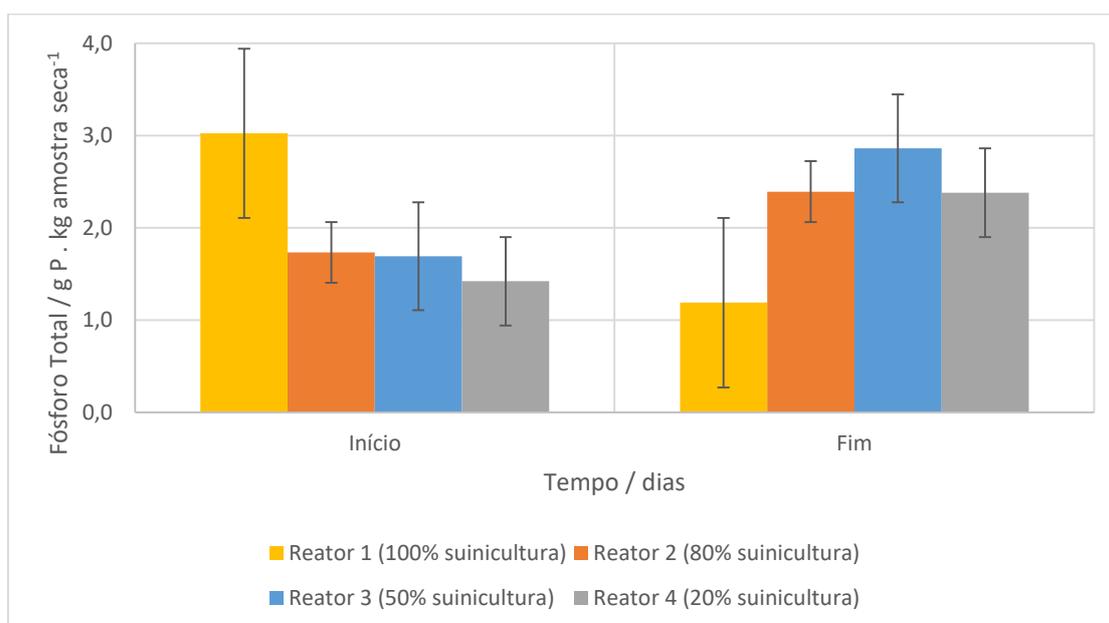


Figura 19 – Fósforo total no início e no fim da compostagem

Nos reatores 2, 3 e 4 o aumento da concentração do fósforo no composto final em cada reator deve-se à diminuição da massa total dos reatores, podendo ser verificado na tabela 10. De facto, é possível assim comprovar o que inicialmente foi referido no início desta secção de que não há diminuição da quantidade de fósforo na mistura reacional.

Tabela 10 – Percentagem da redução mássica em cada reator

	Redução Percentual
Reator 1	13,1
Reator 2	21,0
Reator 3	12,8
Reator 4	9,9

No caso do reator 1 a concentração final deve ser considerada uma limitação analítica do método utilizado para a caracterização do fósforo, uma vez que a amostra tem uma grande quantidade de matéria orgânica. Posto isto, esta limitação leva a que não haja total dissolução do fósforo para a matriz líquida utilizada para análise, verificando-se um abaixamento da concentração de fósforo.

7.3.8 Zinco

A análise ao metal pesado zinco foi feita devido ao facto de ser adicionado óxido de zinco aos animais na sua alimentação por forma a controlar problemas gastrointestinais.

O zinco pertence ao grupo de metais pesados que inibe o crescimento de plantas quando este é aplicado no solo (Brito, *et al.*, 2005). A aplicação deste tipo de fertilizantes orgânicos no solo pode causar aumentos de concentração de metais pesados e tornar o solo tóxico para o crescimento saudável de plantas (Brito, *et al.*, 2005). Devido a este facto, está previsto no decreto-lei nº 103 de junho de 2015 que, para qualquer tipo de adubos orgânicos ou corretores agrícolas não devem ultrapassar os 0.002 % em massa de zinco, e, para isso foi feita uma análise deste metal pesado. As análises realizadas mostram que os resíduos iniciais utilizados para compostagem não detetaram de zinco. No entanto, para comprovar foi realizada no final da compostagem uma nova medição, mostrando esta, de novo, a sua não deteção de zinco.

É de acrescentar que, na compostagem, não há qualquer tipo de transformação de metais pesados. Como tal, mesmo que a amostra inicial tivesse quantidades superiores às previstas por lei, o resíduo não deverá ser utilizado para compostagem.

7.3.9 Pesquisa de *Salmonella spp*

A *Salmonella spp* é dos microrganismos patogénicos mais constantes na natureza e com particular preocupação na alimentação de animais e humanos, já que se alojam nestes seres e se disseminam rapidamente (Shinohara, *et al.*, 2008).

A análise feita à *Salmonella spp* permitiu saber que no início, durante e no final do processo não há qualquer existência deste microrganismo patogénico. Para efeitos legais, este não deve aparecer no composto final para a aplicação no solo (Decreto-Lei nº 103, 2015; Decreto-Lei n.º 276, 2009).

Para a determinação deste parâmetro foi utilizado a ISO 6579:2002.

7.3.10 Quantificação de *E. Coli*

Na maior parte dos reatores há uma tendência decrescente de *E. Coli* (Figura 20).

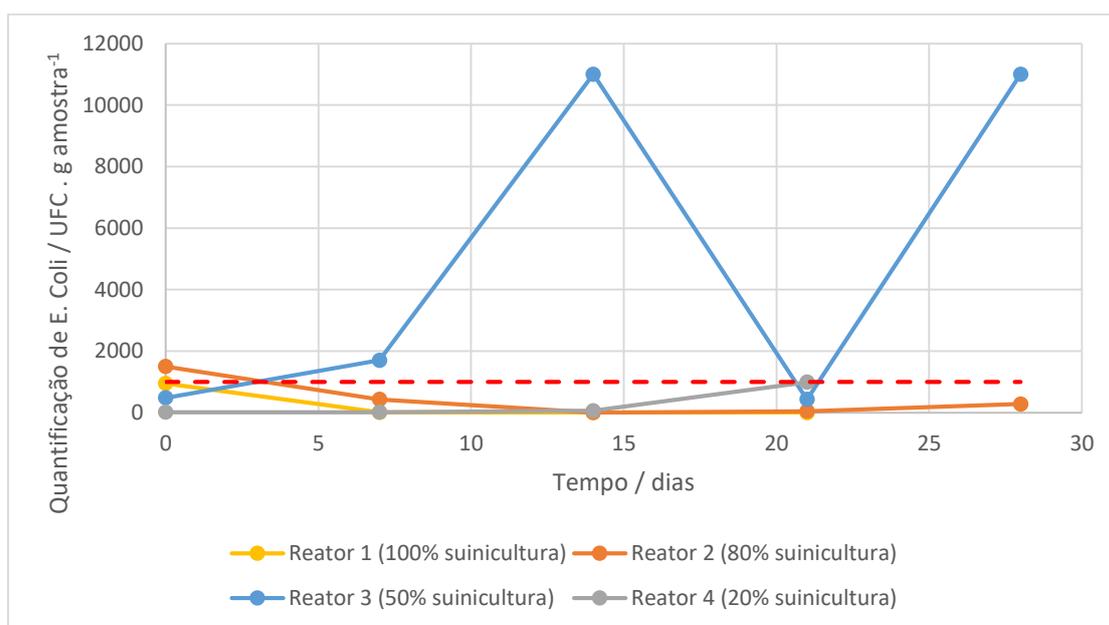


Figura 20 – Quantidade de *E. Coli* nos vários reatores ao longo do tempo

Com o tempo, nos reatores 1 e 2 há perda de microrganismos patogénicos devido às temperaturas obtidas durante a compostagem, sendo a perda de quase 100% no reator 1 e 71% no reator 2.

No reator 3 há dois picos muito elevados de microrganismos, nos dias 14 e 21, o que tem a ver com a heterogeneidade da mistura reacional no reator e o facto de este reator não atingir temperaturas superiores a 55°C.

No reator 4 as quantidades são baixas ou nulas, uma vez que a degradação da matéria orgânica é praticamente inexistente, o que provoca a não proliferação microbiana.

O valor legal deste parâmetro é de 1000 UFC/g amostra (Decreto-Lei n.º 276, 2009; Decreto-Lei n.º 103, 2015), estando este representado na figura 20 no tracejado a vermelho. Este valor apenas é ultrapassado no início da compostagem e no reator 3 no final. Nos restantes reatores o composto final apresenta valores abaixo do valor legal para deposição no solo.

Para a determinação deste parâmetro foi utilizada a ISO 16649-2:2001.

7.3.11 Fitotoxicidade

A fitotoxicidade é um parâmetro importante a analisar nos compostos finais, uma vez que permite avaliar a existência de compostos que possam inibir o crescimento e desenvolvimento de sementes, raízes e plantas, mas também pode avaliar o nível de estabilização do composto (Belo, 2011). Então, quanto maior o índice de germinação, menor será a existência de compostos que inibem o crescimento e desenvolvimento de sementes, raízes e plantas; mas também maior será o estado de estabilização do composto em análise.

Para avaliar o potencial de germinação em plantas e sementes e o estado de estabilização dos compostos finais de cada reator realizou-se este estudo, sendo os resultados apresentados na tabela 11.

Tabela 11 – Índice de germinação de cada composto final

Índice de Germinação	
Reator 1	96
Reator 2	83
Reator 3	98
Reator 4	100

O composto do reator 4 é considerado excelente para a germinação e crescimento das plantas, já que este apresenta um índice de germinação mais elevado, de 100. Apesar de a matéria orgânica ser de difícil degradação para os microrganismos, pode não ser de difícil assimilação para as plantas, já que se trata do composto obtido com 80% de biomassa florestal.

O reator 2 sofreu maior degradação de matéria orgânica que o reator 4 e tem um índice de germinação inferior. Isto porque deverá haver formação de compostos intermédios que as plantas não têm capacidade de absorver e, por isso, o composto final resultante revela ser mais fitotóxico quando comparado com os outros reatores. Outro fator para este resultado deve-se ao facto de a existência de sais de azoto inorgânico no composto inibir o crescimento e germinação das plantas devido ao elevado aumento da pressão osmótica nas membranas celulares (Brito, *et al.*, 2005; Barker, *et al.*, 1970).

Como este teste apenas foi efetuado no composto final, não é possível determinar se os compostos que afetam o crescimento e germinação das plantas já existiam antes do processo ou se foram produzidos durante a compostagem. Estudos feitos mostram que não é possível afirmar com clareza se a inibição do crescimento e desenvolvimento das plantas se deve a compostos inicialmente na mistura ou por falta de estabilização do composto final (Brito, *et al.*, 2005). De facto, como o objetivo do trabalho era determinar uma composição ótima da mistura dos dois resíduos de suinicultura e de biomassa florestal para compostagem e produção de um composto orgânico, não foi efetuado nenhum teste de fitotoxicidade nos resíduos iniciais, sendo, no entanto, de interesse obter estes valores em estudos posteriores.

7.4 COMPOSIÇÃO FINAL DOS COMPOSTOS

De forma a resumir e facilitar a análise dos compostos finais de cada reator, é apresentada a tabela abaixo.

Tabela 12 – Composição final do composto em cada reator

	Unidades	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4	Valores legais
Humidade	%	81.0 ± 0.5	71.4 ± 8.7	65.0 ± 1.0	60.0 ± 1.6	-
Sólidos Totais	%	19.0 ± 0.5	28.6 ± 8.7	35.0 ± 1.0	40.0 ± 1.6	-
Sólidos Voláteis	%	83.8 ± 1.7	82.2 ± 5.6	85.4 ± 2.8	92.6 ± 3.8	***
Densidade <i>bulk</i>	kg/m ³	531	472	345	202	-
FAS	%	48.0	55.8	67.9	80.6	-
TOC	g C/kg amostra seca	520.2 ± 0.6	518.1 ± 14.5	509.4 ± 17.3	528.0 ± 71.4	-
Azoto Total	g N/kg amostra seca	14.8 ± 2.0	17.9 ± 6.3	18.8 ± 1.2	5.4 ± 1.4	***
Fósforo Total	g P/kg amostra seca	1.19 ± 0.25	2.39 ± 0.19	2.86 ± 0.48	2.38 ± 0.11	***
Zinco	g Zn/kg amostra seca	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02
Pesquisa de <i>Salmonella spp</i>	50 g de amostra	Ausência	Ausência*	Ausência*	Ausência	Ausência
Quantificação de <i>E. Coli</i>	UFC / g amostra	Ausente	280*	11000 ^{*/**}	990	1000
Razão C/N	-	35.1	28.9	27.1	97.8	***
Índice de Germinação	%	96 ± 8	83 ± 21	98 ± 8	100 ± 11	-

N. D. – Não detetado

* Devido à impossibilidade de realização da caracterização no final do processo considerou-se o valor anterior analisado.

** Valores acima do valor legal (Decreto-Lei nº 103, 2015).

*** Os parâmetros sujeitos a declaração estando estabelecidos desvios dentro dessa mesma declaração (Decreto-Lei nº 103, 2015).

Analisando a composição dos vários compostos finais de cada reator, verifica-se que os compostos finais têm elevadas quantidades de água destacando-se o do reator 1 que apresenta um valor mais elevado, isto é, 81%, e o reator 4 apresenta o valor mais baixo de 60%. Comparando com alguns dados da literatura, apenas se pode afirmar que não é possível prever o teor de humidade no final da compostagem, pois depende de diversos fatores como a quantidade de humidade inicial dos resíduos, da sua capacidade de absorção de água, o tipo de mistura e tipo de reator utilizado (Soares, 2015; Haug, 1993).

Destaca-se também da leitura da tabela que os compostos finais apresentam uma grande percentagem de sólidos voláteis, isto é, matéria orgânica. Verifica-se assim que, o reator 1 é o que tem menor quantidade de sólidos voláteis, cerca de 84%. No sentido oposto, observa-se que o reator 4 apresenta valores mais elevados de sólidos voláteis, cerca de

93%, não se verificando diferença significativa em relação à composição inicial, o que já era esperado, uma vez que não houve degradação expressiva.

Quanto ao azoto total, verifica-se que o reator 4 é o que tem menor concentração, 5.4 g N/kg amostra seca, um valor mais baixo que o valor inicial (10.2 g N/kg amostra seca). Já o reator com maior concentração é o reator 3, de 18.8 g N/kg amostra seca, neste caso há uma concentração de azoto total em relação ao início (16.8 g N/kg amostra seca). Também se verifica no reator 2 um aumento de concentração de azoto total, 17.9 g N/kg amostra seca, já que este apresenta uma concentração de 12.9 g N/kg amostra seca na mistura inicial. No reator 1 não se verifica uma oscilação considerável relativamente à quantidade inicial, visto que a concentração inicial é de 14.9 g N/kg amostra seca e a final de 14.8 g N/kg amostra seca, podendo esta variação ser explicada devido à diminuição de massa da mistura e, ao mesmo tempo, devido à perda por amónia durante o processo.

Os resultados mostram também um aumento da concentração de fósforo no composto final dos vários reatores, com exceção do reator 1, já discutida na secção 7.3.7. Fósforo Total, em que se verificava um problema do método analítico devido à presença de grandes quantidades de matéria orgânica. Este aparente aumento deve-se ao facto de haver perda da massa total nos reatores, pois, na verdade, a quantidade total de fósforo na mistura reacional é igual à inicial porque não há consumo durante a compostagem (Brito, *et al.*, 2005).

De todos os compostos finais, observa-se que apenas três deles podem ser colocados no solo devido aos limites legais de *E. Coli*, sendo estes os do reator 1, 2 e 4. A nível de *Salmonella spp*, todos os compostos têm ausência destes microrganismos, o que é fator importante para a colocação deste tipo de compostos no solo (Decreto-Lei nº 103, 2015).

A nível do índice de germinação todos os compostos são não fitotóxicos, o que permite o desenvolvimento e crescimento das plantas. O reator 2 apresenta o valor mais desfavorável, uma vez que tem um índice de 83, enquanto o reator 4 apresenta o índice mais elevado, de 100. O facto do reator 4 apresentar um índice mais elevado mostra que, apesar de não haver degradação da matéria orgânica, os resíduos provenientes da biomassa florestal têm melhores propriedades para favorecer o crescimento e desenvolvimento das plantas. Estes resultados permitem também afirmar que os compostos estão estáveis (Brito, *et al.*, 2005).

Deste modo, estes compostos permitem fornecer azoto e fósforo que, apesar de em menor quantidade que nos tradicionais fertilizantes químicos, possibilitam a não sobrecarga dos solos em macronutrientes e assim diminuição de lixiviados devido ao seu excesso. Apesar de não fornecer uma nutrição tão rica, este composto permite ao mesmo tempo que as plantas desenvolvam um sistema de suporte não deficiente e diminuir as quantidades de fertilizantes químicos utilizados (Brito, *et al.*, 2005).

8 CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

Neste trabalho verificou-se que o teor de humidade é praticamente constante durante todo o processo de compostagem. Em maior rigor, verifica-se que para uma maior fração mássica de resíduo proveniente da suinicultura (80% e 100%) há uma tendência para aumentar ligeiramente o teor de humidade, enquanto para uma menor fração (50% e 20%), isto é, precisamente o contrário, há uma diminuição ligeira.

Isto resume-se, então, a que o reator com 100% tenha apenas um aumento de 5 pontos percentuais no final em relação à mistura inicial, enquanto o reator com 20% tem uma diminuição de cerca de 2%. Como o inverso destes resultados são os sólidos totais, pode ainda verificar-se que grande parte são voláteis, o que é um indicador indireto da presença de matéria orgânica, sendo esta tese verificada pelos elevados valores de TOC.

No que diz respeito aos sólidos voláteis, há um decréscimo devido ao consumo de matéria orgânica pelos microrganismos. O maior decréscimo observa-se no reator 1, havendo a diminuição de 8% de sólidos voláteis, seguindo-se o reator 2 com 6%, o reator 3 com 1.2% e o reator 4 apenas com 0.7%. Estes resultados são consistentes com os perfis de temperatura que são uma forma indireta de análise do grau de decomposição da matéria orgânica ao longo do tempo, permitindo assim verificar que a degradação de matéria orgânica é maior no reator 1, seguindo-se o reator 2, o reator 3 e, por fim, o reator 4, que praticamente não tem desenvolvimento de temperatura, indicando que não há degradação da matéria orgânica pelos microrganismos.

A densidade *bulk* e FAS permitem verificar o grau de compactação das misturas reacionais devido à degradação de matéria orgânica, o que provoca um aumento da densidade *bulk* e uma diminuição do FAS. Caso a degradação não seja considerável, há tendência a manter constante tanto a densidade *bulk* como o FAS. Posto isto, nos reatores 1, 2 e 3 há um aumento da compactação, o que se reflete na diminuição do FAS e aumento da densidade *bulk*, sendo o reator 1 o que obtém o valor mínimo de FAS de 35%, e não se verificando qualquer problema de arejamento de acordo com a literatura. Como no reator 4 não se verifica atividade microbiana significativa, o FAS e a densidade *bulk* são praticamente constantes no tempo.

Quanto ao azoto total, verifica-se que varia ao longo do processo. No caso do reator 1, há uma ligeira diminuição de azoto total, apenas 0.1 g N/kg amostra seca, que pode ser

explicada pela perda de massa da mistura reacional, havendo concentração de azoto total. Em simultâneo, há perda por amónia, diminuindo a quantidade de azoto na mistura. Nos reatores 2 e 3 verifica-se uma concentração de azoto de 28 e 11%, respetivamente. Esta concentração deve-se à perda de massa da mistura reacional, como acontece no reator 1, mas, como a atividade microbiana neste reator é menor, as perdas por amónia são menores levando assim à menor perda da quantidade de azoto total em relação ao reator 1. Por fim, o reator 4 é o que apresenta um decréscimo de azoto, de 47%, visto que a atividade microbiana é muito baixa, logo, não havendo formação considerável de amónia.

No fósforo total há um aumento da concentração de fósforo no composto final dos vários reatores, com exceção do reator 1, isto porque se verifica um problema do método analítico devido à presença de grandes quantidades de matéria orgânica. O aparente aumento deve-se ao facto de haver perda da massa total nos reatores, pois na verdade a quantidade total de fósforo na mistura reacional é igual à inicial porque não há consumo durante a compostagem.

Apesar de neste estudo não terem sido detetados metais pesados, nomeadamente o zinco e cobre, sabe-se que, à partida e através de análises realizadas em laboratórios acreditados, há oscilações ao longo do ano na presença de zinco na matéria inicial, não sendo degradada na compostagem (Gouveia, 2011), logo, poderão aparecer pequenas quantidades deste metal. As possíveis pequenas quantidades que poderão aparecer serão benéficas para o crescimento das plantas, porque são consideradas micronutrientes fundamentais (Brito, *et al.*, 2005; Costa, 2014).

Para aplicação no solo deste tipo de compostos é necessário verificar a existência de determinados microrganismos, nomeadamente *E. Coli* e *Salmonella spp*. Inicialmente, as misturas reacionais apresentam elevadas quantidade de unidades de *E. Coli*. Com o elevar da temperatura de reação, estas são destruídas, diminuindo assim a presença deste microrganismo para limites legais aceitáveis. Apenas um reator (reator 3) não apresenta os valores de *E. Coli* dentro desses limites, uma vez que a temperatura que atinge não é suficiente para a destruição destes agentes patogénicos. Quanto à *Salmonella spp*, é ausente em todo o processo de compostagem, sendo esse o valor legal para a utilização de compostos provenientes de compostagem no solo.

Na secção 7.3.11. Fitotoxicidade, verificou-se que nenhum composto final tinha valores de fitotoxicidade que afetasse a germinação e o crescimento das plantas. Logo, para este

parâmetro, todos os compostos finais são possíveis de apresentarem excelentes resultados na agricultura.

Na Península Ibérica, devido às condições meteorológicas, há necessidade de fornecer elevadas quantidades de água aos cultivos agrícolas que poderiam ser minimizadas com a adição de um composto húmico. Com estas características, o composto final do reator 1 apresenta as melhores qualidades para o fornecimento de um solo mais humificado.

A vertente económica também é necessária ter em conta, uma vez que para a empresa o resíduo da suinicultura não tem qualquer custo, já que é um resíduo da própria empresa, enquanto o resíduo florestal é necessário adquirir financeiramente a associações florestais.

Então, o melhor composto final é do reator 1, porque permite fornecer ao solo elevadas quantidades de matéria orgânica, assim como azoto e fósforo. Este tipo de corretor leva quantidades necessárias para o crescimento e desenvolvimento das plantas. e, diminui a longo prazo os lixiviados com macronutrientes provenientes do excesso de fertilizantes agrícolas.

Um composto orgânico é então uma considerável alternativa à minimização dos fertilizantes químicos, já que é uma eficaz solução de tratamento para os resíduos da suinicultura e resíduos da biomassa florestal, tornando os campos agrícolas, florestas e as suiniculturas mais amigas do ambiente.

Com o desenrolar da investigação foram surgindo algumas questões de análise ao trabalho realizado, sendo elas as seguintes:

- Automatização do revolvimento.
- Controlo da composição de gases à entrada e à saída dos reatores, nomeadamente oxigénio e dióxido de carbono.
- Controlo do ar comprimido em cada reator.
- Análise dos tipos de azoto em cada composto final.
- Caracterização da quantidade de enxofre em todos os compostos finais.
- Análise dos perfis de temperatura no eixo dos zz e no eixo radial.

A resposta a qualquer um destes pontos possibilitará uma melhor definição de todos os elementos envolvidos na compostagem.

9 BIBLIOGRAFIA

Adhikari, Bijaya K., et al. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management*. 2008, Vol. 28, pp. 795–804.

Agenzia per la protezione dell’ambiente e per i servizi tecnici (APAT); Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA). 2004. *Metodi analitici per le acque*. Roma : APAT, 2004. 88-448-0083-7.

Amaro, Sónia, et al. 2006. *Aplicação de efluentes de suiniculturas como fertilizantes na agricultura: impacto na qualidade dos meios hidricos*. Figueira da Foz : s.n., 2006. 8º Congresso da Água.

APAB. 2011. Agricultura Biológica. *Associação Portuguesa de Agricultura Biológica*. [Online] 2011. [Citação: 25 de Abril de 2016.] <http://www.agrobio.pt/pt/o-que-e-a-agricultura-biologica.T136.php>.

Barker, A. V., et al. 1970. Ammonium and Salt Inhibition of Some Physiological Processes Associated with Seed Germination. *Physiologia Plantarum*. 1970, Vol. 23, pp. 898–907.

Belo, Sara Rodrigues Santos. 2011. *Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem*. Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Coimbra. Coimbra : s.n., 2011. Dissertação de Mestrado.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. e Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 2009, Vol. 100, pp. 5444–5453.

Brito, L. M., Fernandes, A. S. e Fernandes, A. L. 2005. Manual de Compostagem. [Online] 2005. [Citação: 26 de Julho de 2016.] http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_Compostagem.htm.

Carvalho, Irene Pereira de. 2014. *Valorização de um resíduo da produção de vinagre por digestão anaeróbia*. Instituto Superior de Engenharia de Coimbra. Coimbra : s.n., 2014. Dissertação de Mestrado.

CE. 2003. *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) e Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs.* Bruxelas : Comissão Europeia, 2003.

Costa, Alexandra Rosa da. 2014. *Nutrição Mineral de Plantas Vasculares.* Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora. Évora : Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora, 2014. Apontamentos de Fisiologia Vegetal. 978-989-97060-9-5.

Decreto-Lei n.º 276. 2009. 2009, Diário da República, Vol. 192, pp. 7154-7165.

Decreto-Lei n.º 103. 2015. 2015, Diário da República, Vol. 114, pp. 3756-3788.

DNFF. 2010. *Culturas Energéticas Florestais - Primeira Abordagem do Levantamento da Situação Actual.* Lisboa : s.n., 2010.

Eaton, A. D, et al. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 20º. Washington, DC : American Public Health Association, 1998.

Escalante-Estrada, Violeta Eréndira e Garzón-Zuñiga, Marco Antonio. 2010. Opciones de Tratamiento para aguas residuales de tres granjas porcinas. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas.* 2010, Vol. 2, pp. 87-90.

European Committee for Standardization. 2001. *Soil improvers and growing media - Extraction of aqua regia soluble elements.* Bruxelas : s.n., 2001.

Forestcorte. 2016. Valorizar o Ambiente pelos Recursos Naturais. *Forestcorte.* [Online] 2016. [Citação: 12 de Junho de 2016.]
<http://www.forestcorte.com/valorizacao/valorizacao-energetica-e-ambiental>.

FORESTIS. 2014. *Boas Práticas no aproveitamento da biomassa florestal primária.* 2014.

Gajalakshmi, S. e Abbasi, S. A. 2008. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* 2008, pp. 311-400.

Garzón-Zuñiga, Marco Antonio e Buelna, Gerardo. 2014. Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.* 2014, Vol. 30, pp. 65-79.

- Gouveia, Sandra. 2011.** *Caracterização do sector de suinicultura e Medidas de Acção em curso: Região Hidrográfica do Tejo e Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Oeste.* Departamento Ciências e Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa : s.n., 2011. Dissertação de Mestrado.
- Haug, Roger Tim. 1993.** *The practical handbook of compost engineering.* Torrance : Lewis Publishers, 1993. 0-87371-373-7.
- Huang, G.F., et al. 2006.** Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology.* 2006, Vol. 97, pp. 1834–1842.
- Incorpera, Frank P. e Dewitt, David P. 2008.** *Fundamentos de Transferência de Calor e Massa.* [trad.] Eduardo Mach Queiroz e Fernando Luiz Pellegrini Pessoa. 6°. s.l. : LTC - Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 2008. 978-85-216-1584-2.
- ISO. 2001.** Microbiology of food and animal feeding (ISO 16649-2:2001). Suíça : International Organization for Standardization, 2001, Vol. 2.
- **2002.** Microbiology of food and animal feeding stuffs (ISO 6579:2002). Suíça : International Organization for Standardization, 2002.
- **1993.** Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method (ISO 11465:1993). Suíça : International Organization for Standardization, 1993.
- Loyon, L., et al. 2016.** Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management.* 2016, Vol. 116, pp. 1-11.
- Lu, S. G., et al. 2010.** Effect of Enforced Aeration on In-Vessel Food Waste Composting. *Environmental Technology.* 2010, pp. 1177-1182.
- Mason, I.G. e Milke, M.W. 2005.** Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management.* 2005, Vol. 25, pp. 481–500.
- Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 2007.** *Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais.* s.l. : Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007. 978-989-8097-02-6.

- Oenema, Gerard Velthof Oene e Klimont, Wilfried Winiwarter Zbigniew. 2012.** *Emissions from agriculture and their control potentials*. 2012. TSAP Report.
- Puyuelo, Belén, Gea, Teresa e Sánchez, Antoni. 2010.** A new control strategy for the composting process based on the oxygen uptake rate. *Chemical Engineering Journal*. 2010, pp. 161–169.
- Richard, Tom, et al. 1996.** The Science and Engineering of Composting. *Cornell Waste Management Institute*. [Online] 1996. [Citação: 23 de Fevereiro de 2016.] <http://compost.css.cornell.edu/>.
- Rynk, Robert, et al. 1992.** *On-Farm Composting Handbook*. Ithaca : Northeast Regional Agricultural Engineering Service , 1992.
- Sánchez-Monedero, M.A., et al. 2001.** Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*. 2001, Vol. 78, pp. 301-308.
- Santos, Susana Sofia Ventura. 2015.** *Desenvolvimento de Metodologias de Avaliação da Estabilidade de Matéria Orgânica*. Departamento de Engenharia Química, Universidade de Coimbra. Coimbra : s.n., 2015. Dissertação de Mestrado.
- Shinohara, Neide Kazue Sakugawa, et al. 2008.** Salmonella spp., importante agente patogênico veiculado em alimentos. *Ciência & Saúde Coletiva*. 2008, pp. 1675-1683.
- Soares, Micaela Alexandra. 2015.** *Eggshell valorisation by cocomposting process for environmental applications*. Departamento de Engenharia Química, Universidade de Coimbra. Coimbra : s.n., 2015. Tese de Doutoramento.
- Souza, Cecília de Fátima, et al. 2009.** Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. *Revista Ceres*. 2009, pp. 128-133.
- Veríssimo, Ana Raquel Andrade. 2008.** *Avaliação da comunidade microbiana diazotrófica em solos sob cultura biológica por métodos moleculares*. Universidade do Algarve. Faro : s.n., 2008. Dissertação de Mestrado.
- Webb, J., et al. 2010.** The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2010, Vol. 137, pp. 39–46.

Zeng, Yang, et al. 2012. Nitrification and microbiological evolution during aerobic treatment of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*. 2012, pp. 144-152.