



Hinc patriam sustinet

**Instituto Superior de Agronomia  
Universidade Técnica de Lisboa**

# **COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS PRODUTOS OBTIDOS – CASO DE ESTUDO AMARSUL S.A.**

**Liliana Lopes Sequeira**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia do Ambiente — Tecnologias Ambientais**

Orientadora: Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda

**Júri:**

Presidente: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Maria José Cabral Botelho Sebastião, Chefe da Divisão de Valorização Orgânica da AMARSUL, Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.

Lisboa, 2013

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, Professora Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda, do Departamento de Ciências e Engenharia de Biosistemas, do Instituto Superior de Agronomia, pela ajuda e dedicação, empenho e amizade ao longo deste percurso académico.

Este trabalho não seria possível sem a contribuição da AMARSUL S.A., agradeço por isso à Engenheira Maria José Sebastião por ter possibilitado a sua realização. Não poderia também deixar de agradecer à Engenheira Diana Catalino, pelo acompanhamento na recolha das amostras, e pela incansável ajuda e acompanhamento ao longo deste trabalho.

Agradeço também à FAPIL S.A., por ter disponibilizado os sacos βios que foram utilizados no presente trabalho.

À Engenheira Marie-Christine Morais pela colaboração prestada na parte prática do trabalho, assim como à Joana e à Lúcia por toda a boa disposição que traziam para o laboratório.

Agradeço ao Filipe pelos seus fantásticos conhecimentos de informática que foram imprescindíveis para este trabalho.

Agradeço aos amigos que fiz ao longo desta caminhada, especialmente ao Pedro pela amizade e por tudo o que aprendi com ele nestes anos, assim como à Jó e à Soninha por hoje serem uma companhia constante na minha vida, ainda bem que viémos as três para esta casa. Não poderia também deixar de agradecer ao Sandro, pela companhia diária nestes últimos meses de trabalho, por toda a sua ajuda e pela alegria e boa disposição que sempre levou consigo para 'aquela mesa daquela biblioteca'. Agradeço ainda ao Diogo, pela amizade, compreensão e por tornar os meus dias ainda melhores.

Por último agradeço às pessoas mais importantes da minha vida: pai, mãe e irmã por serem os meus pilares, por me terem dado esta oportunidade, pelo seu incansável esforço durante estes anos e por toda a compreensão, carinho e apoio incondicional.

## RESUMO

A compostagem tem-se revelado uma boa alternativa na gestão, tratamento e valorização de resíduos sólidos urbanos. Dependendo das matérias-primas utilizadas para a sua produção, os produtos podem ser considerados fertilizantes/corretivos orgânicos com utilidade agrícola.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a evolução da compostagem de RSU do Ecoparque de Setúbal pertencente à AMARSUL S.A., pela determinação de parâmetros físicos, físico-químicos e biológicos das biomassas em compostagem recolhidas ao longo do processo, bem como determinar o grau de estabilidade/maturação do composto final. Para cada amostra recolhida introduziram-se ainda dois tipos diferentes de plásticos biodegradáveis/compostáveis, cada uma correspondente a uma determinada fase de estabilidade/maturação da amostra, de modo a avaliar a influência destes nas diferentes amostras recolhidas e a possível ocorrência de biodegradação dos plásticos nas várias fases analisadas.

Os resultados obtidos mostraram que os parâmetros avaliados cumpriram o proposto na bibliografia existente, permitindo ao composto a designação de estabilizado e maturado. A caracterização biológica do composto final mostrou que este apresenta fitotoxicidade, facto que estará relacionado com a presença de azoto amoniacal acompanhado de uma elevada condutividade elétrica. A introdução de plásticos biodegradáveis no processo não alterou qualquer parâmetro analisado, mostrando um grau de biodegradabilidade crescente ao longo da análise.

**PALAVRAS-CHAVE:** Compostagem, Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Qualidade do Composto, Avaliação da Estabilidade/Maturação, Plásticos Biodegradáveis, Biodegradabilidade.

## **ABSTRACT**

The composting has proven a good alternative in the management, treatment and valorization of municipal solid waste. Depending on the raw materials used for its production, the product may be considered organic fertilizer/corrective to be used in agriculture activities.

The present work was developed aiming the evaluation of the MSW composting evolution, by the determination of physical, physical-chemical and biological parameters, in biomass collected along the process, as well as the assessment of stability/maturation degree of the final compost. For each collected sample it was also introduced two different types of biodegradable/compostable plastics, each sample corresponding to a particular phase of stability/curing of composting process in order to evaluate the influence of these plastics in the samples that was obtained and the possible occurrence of biodegradation of plastics in the several phases analyzed.

The results showed that the parameters fulfilled the existing literature, allowing the compound the designation of matured/stabilized. The biological characterization of the final compost showed that it presents phytotoxicity, which fact is related to the presence of ammoniacal nitrogen and high electrical conductivity. The introduction of biodegradable plastics in the process didn't affect any parameter analyzed, showing increasing degree of biodegradability over the course of analysis.

**KEY WORDS:** Composting, Municipal Solid Waste (MSW), Compost Quality, Evaluation of Stability/Maturation, Biodegradable Plastics, Biodegradability.

## EXTENDED ABSTRACT

Increasing urbanization and industrialization of modern societies has given rise to an increasing production of organic waste, a problem that needs to be viewed with straightforwardness in order to find the best technical solutions to minimize it. Unsustainable trends observed in the generation of waste and political issues are cause for concern, since the generation of waste may represent an inefficient use of resources of an environmental point of view.

The current political guidelines of the European Union, including Portugal therefore, at the level of waste management indicates as a first priority the reduction of flows to be landfilled, giving preference to recycling (through selective collection and subsequent treatment / recovery), instead of incineration.

Composting, being a controlled aerobic process, allows recycling, treatment and recovery of organic waste and obtaining quality and stabilized products. The products obtained can be used as an organic fertilizer in agriculture not bringing harm to the soil and plants, and may even be benefited.

Owing to the high increase seen in solid waste generation, interest in the reduction and recycling of packaging and packaging waste, also appears to be a issue of great concern today. Thus, the approach to biodegradable plastics began receiving a lot of attention in the early 1970s and was initially introduced into the market in 1980. For these biodegradable waste is expected to exhibit such a nature that enables them to undergo decomposition physical, chemical, thermal or biological, in a way that the final part decomposes into CO<sub>2</sub>, water and biomass.

The present work was developed aiming the evaluation of the MSW composting evolution, by the determination of physical, physical-chemical and biological parameters, in biomass collected along the process, as well as the assessment of stability/maturation degree of the final compost. For each collected sample it was also introduced two different types of biodegradable/compostable plastics, each sample corresponding to a particular phase of stability/curing of composting process in order to evaluate the influence of these plastics in the samples that was obtained and the possible occurrence of biodegradation of plastics in the several phases analyzed.

The results showed that the parameters fulfilled the existing literature, allowing the compost the designation of matured/stabilized. However, the biological characterization of the final compost showed that it presents phytotoxicity, which fact is related to the presence of ammoniacal nitrogen and high electrical conductivity.

Concerning the comparison of sample without plastic and plastic, the most significant changes were found for the parameters moisture, pH, ammoniacal nitrogen and nitrate. At the end of the process, it was observed that in general the addition of biodegradable plastic portions at different stages of composting, did not affect the values of the tested samples for the matured compost.

Regarding the rate of degradation of the plastics in the samples D2 and D4 analyzed throughout the process, showed an increasing degree of degradation. Except for the sample of final compound both degraded in all sampling zones, obtaining maximum values in the phases that correspond to initial and sieved samples.

Finally, we can say that the introduction of biodegradable plastics in the process didn't affect any parameter analyzed, showing increasing degree of biodegradability over the course of analysis

**KEY WORDS:** Composting, Municipal Solid Waste (MSW), Compost Quality, Evaluation of Stability/Maturation, Biodegradable Plastics, Biodegradability.

## ÍNDICE GERAL

ÍNDICE DE FIGURAS .....	x
ÍNDICE DE QUADROS .....	xiii
LISTA DE ABREVIATURAS .....	xiv
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1. SITUAÇÃO ATUAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) NA EUROPA E EM PORTUGAL .....	3
2.2. A COMPOSTAGEM. DEFINIÇÕES .....	6
2.3. OBJETIVOS, VANTAGENS E DESVANTAGENS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	7
2.4. RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS .....	8
2.5. DINÂMICA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	10
2.6. SISTEMAS DE COMPOSTAGEM .....	11
2.7. FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	13
2.7.1. TEMPERATURA .....	13
2.7.2. TEOR DE HUMIDADE .....	16
2.7.3. MATÉRIA ORGÂNICA E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES .....	17
2.7.4. RELAÇÃO C/N .....	18
2.7.5. PH .....	19
2.7.6. GRANULOMETRIA DO MATERIAL .....	20
2.7.7. AREJAMENTO E DISPONIBILIDADE DE OXIGÉNIO .....	21
2.8. DINÂMICA DO AZOTO .....	23
2.9. POPULAÇÕES MICROBIANAS PRESENTES NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	23
2.10. QUALIDADE DOS COMPOSTOS .....	24
2.10.1. AVALIAÇÃO DA ESTABILIZAÇÃO/MATURAÇÃO DOS COMPOSTOS .....	26
2.11. PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	31
2.11.1. INTRODUÇÃO .....	31

2.11.2. SITUAÇÃO DOS RESÍDUOS DE EMBALAGEM (RE) E DOS PLÁSTICOS EM PORTUGAL .....	32
2.11.3. APLICAÇÃO DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS .....	34
2.11.3.1. PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS .....	34
2.11.3.2. PLÁSTICOS COMPOSTÁVEIS .....	35
2.11.4. FAPIL – INDÚSTRIA DE ESCOVARIA, S.A. ....	36
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	38
3.1. DESCRIÇÃO DA AMARSUL S.A. ....	38
3.2. BIOMASSAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	42
3.3. CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E SUA EVOLUÇÃO .....	43
3.4. MÉTODOS DE ANÁLISE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	47
3.4.1. PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS .....	47
3.4.1.1. TEMPERATURA .....	47
3.4.1.2. MASSA VOLÚMICA .....	48
3.4.1.3. TEOR DE HUMIDADE .....	48
3.4.1.4. pH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA .....	48
3.4.1.5. GRANULOMETRIA .....	48
3.4.2. PARÂMETROS QUÍMICOS .....	49
3.4.2.1. MATÉRIA ORGÂNICA .....	49
3.4.2.2. CARBONO ORGÂNICO TOTAL .....	49
3.4.2.3. AZOTO AMONÍACAL (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	49
3.4.2.4. AZOTO NÍTRICO (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	49
3.4.2.5. AZOTO TOTAL .....	50
3.4.2.6. RELAÇÃO C/N .....	50
3.4.3. AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE/MATURAÇÃO .....	51
3.4.3.1. TESTE DO AUTO-AQUECIMENTO .....	51
3.4.3.2. ATIVIDADE RESPIRATÓRIA AO FIM DE 10 DIAS (AT) .....	51
3.4.3.3. FITOTOXICIDADE .....	52

• ÍNDICE DE GERMINAÇÃO.....	53
• ÍNDICE DE CRESCIMENTO .....	54
3.5. ANÁLISE DA BIODEGRADABILIDADE/COMPOSTABILIDADE DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	55
3.5.1 AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE .....	55
3.5.1.1. TESTE DO AUTO-AQUECIMENTO .....	56
3.5.1.2. ATIVIDADE RESPIRATÓRIA AO FIM DE 10 DIAS (AT).....	58
3.5.2. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS .....	59
4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....	60
4.1. CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E SUA EVOLUÇÃO .....	60
4.2. AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DOS PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS AO LONGO DO PROCESSO .....	68
5. CONCLUSÕES.....	79
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
ANEXOS	

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1</b> - PRODUÇÃO DE RSU NO CONTINENTE, POR REGIÃO, EM 2011 .....	4
<b>FIGURA 2</b> - RU ENCAMINHADOS PARA AS DIVERSAS OPERAÇÕES DE GESTÃO EM PORTUGAL: EM 2010 (À ESQUERDA), EM 2011 (À DIREITA) .....	4
<b>FIGURA 3</b> - RSU GERIDOS POR OPERAÇÃO DE GESTÃO ENTRE 2007 E 2010 EM PORTUGAL .....	5
<b>FIGURA 4</b> - DESTINO FINAL DOS RUB: EM 2010 (À ESQUERDA), EM 2011 (À DIREITA) .....	5
<b>FIGURA 5</b> - ESQUEMA DE UM PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	10
<b>FIGURA 6</b> - EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA E DO PH DURANTE A COMPOSTAGEM .....	14
<b>FIGURA 7</b> - PERFIL TÍPICO DE TEMPERATURA NUMA PILHA DE COMPOSTAGEM .....	15
<b>FIGURA 8</b> - CURVA DAS PRINCIPAIS VARIAÇÕES DE PH DURANTE A COMPOSTAGEM .....	20
<b>FIGURA 9</b> - CURVA TEÓRICA DAS NECESSIDADES EM OXIGÉNIO DURANTE A COMPOSTAGEM .....	22
<b>FIGURA 10</b> - PRODUÇÃO DE RE FACE ÀS QUANTIDADES RECICLADAS E VALORIZADAS EM PORTUGAL, ENTRE 2004 E 2011 .....	32
<b>FIGURA 11</b> - TAXA DE RECICLAGEM DE RE EM PORTUGAL .....	33
<b>FIGURA 12</b> - TAXA DE VALORIZAÇÃO DE RE EM PORTUGAL .....	33
<b>FIGURA 13</b> - RU RECOLHIDOS SELETIVAMENTE EM PORTUGAL, POR PRINCIPAIS MATERIAIS .....	33
<b>FIGURA 14</b> - TAXA DE RECICLAGEM DAS EMBALAGENS DE PLÁSTICO ENTRE 2004 E 2010 .....	34
<b>FIGURA 15</b> - SACOS BIOS DA FAPIL: EMBALADOS (À ESQUERDA); SACO BIOS DE ALÇAS (AO CENTRO); SACO BIOS DE 30 LITROS (À DIREITA) .....	37
<b>FIGURA 16</b> - CENTRAL DE COMPOSTAGEM (SETÚBAL), AMARSUL S.A. ....	38
<b>FIGURA 17</b> - MAPA DE INFRAESTRUTURAS DA AMARSUL S.A. ....	39
<b>FIGURA 18</b> - CADEIA DE VALOR DA AMARSUL S.A. ....	40
<b>FIGURA 19</b> - RESÍDUOS VERDES ANTES DA TRITURAÇÃO .....	42
<b>FIGURA 20</b> - ENCAMINHAMENTO DOS RESÍDUOS PARA A LINHA DE TRIAGEM .....	42
<b>FIGURA 21</b> - MÁQUINA DE DESTROÇAMENTO (TRITURADOR MECÂNICO, À ESQUERDA) E RESÍDUOS VERDES DEPOIS DE TRITURADOS (À DIREITA) .....	43
<b>FIGURA 22</b> - VISTA GERAL DO INTERIOR DO PAVILHÃO DE COMPOSTAGEM .....	44
<b>FIGURA 23</b> - MÁQUINA DE REVOLVIMENTO: PÁS DE REVOLVIMENTO (À ESQUERDA) E ADIÇÃO DE ÁGUA A UMA ZONA DO TÚNEL (À DIREITA) .....	44
<b>FIGURA 24</b> - PORMENOR DO TÚNEL DE COMPOSTAGEM COM TODAS AS ZONAS COMPLETAS .....	44

<b>FIGURA 25</b> - PILHA DO COMPOSTO FINAL, MONTADA NO PARQUE APÓS AFINAÇÃO .....	45
<b>FIGURA 26</b> - AMOSTRAS RECOLHIDAS NAS DIFERENTES ZONAS DO PAVILHÃO, EM DIFERENTES FASES DO PROCESSO: (A) ZONA 1, (B) ZONA 4, (C) ZONA 7 E (D) ZONA 11 .....	46
<b>FIGURA 27</b> - PILHA DE COMPOSTAGEM INSTALADA NO HORTO DE QUÍMICA AGRÍCOLA, ISA .....	46
<b>FIGURA 28</b> - MEDIÇÃO DOS VALORES DE TEMPERATURA NA PILHA DE COMPOSTAGEM: COM A SONDA NO TOPO DA PILHA (À ESQUERDA); ESQUEMA DOS PONTOS DE LEITURA DA PILHA (AO CENTRO); COM A SONDA NO MEIO DA PILHA (À DIREITA) .....	47
<b>FIGURA 29</b> - APARELHOS MEDIDORES DE PH E CE: POTENCIÓMETRO (À ESQUERDA), CONDUTIVÍMETRO (À DIREITA) .....	48
<b>FIGURA 30</b> - APARELHO DE DESTILAÇÃO DO AZOTO TOTAL .....	50
<b>FIGURA 31</b> - DEWARS PREPARADOS COM AMOSTRA DA ZONA 11 AFINADA (Z11C) .....	51
<b>FIGURA 32</b> - ENSAIO DA AT: FRASCOS SCHOTT COM A AMOSTRA (À ESQUERDA), FRASCOS NA CÂMARA TERMOSTATIZADA A 20 °C (AO CENTRO), ASPETO DA AMOSTRA PASSADO 10 DIAS (À DIREITA) .....	52
<b>FIGURA 33</b> - ASPETO GERAL DA PRENSA HIDRÁULICA (À ESQUERDA) E PORMENOR DO CRIVO E DO ÊMBOLO DO CILINDRO (À DIREITA) UTILIZADOS NA OBTENÇÃO DO EXTRATO AQUOSO DAS AMOSTRAS, PARA A AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE SEGUNDO A METODOLOGIA PROPOSTA POR ZUCCONI ET AL. ....	53
<b>FIGURA 34</b> - ESTERILIZAÇÃO DOS EXTRATOS AQUOSOS DAS AMOSTRAS Z11C E Z11M POR FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS NALGENE (POROSIDADE 0,2 µM) .....	53
<b>FIGURA 35</b> - PLACAS DE PETRI DOS ENSAIOS DE GEMINAÇÃO: NA ESTUFA DE INCUBAÇÃO (À ESQUERDA), EXTRATOS AQUOSOS DE EB, Z11C E Z11M APÓS INCUBAÇÃO (À DIREITA) .....	54
<b>FIGURA 36</b> - ENSAIOS DE CRESCIMENTO: PARTE AÉREA FRESCA DAS AMOSTRAS Z11M, Z11C E EB (À ESQUERDA), PARTE AÉREA SECA DAS AMOSTRAS Z11M, Z11C E EB (À DIREITA) .....	55
<b>FIGURA 37</b> - RÉGUA DE MADEIRA COM AS ALTURAS PARA A COLOCAÇÃO DAS REDES DE NYLON (À ESQUERDA), PORMENOR DO DEWAR FLASK COM O TERMÓMETRO DIGITAL JÁ COLOCADO E COM A REDE DE NYLON (AO CENTRO) E PORMENOR DO DEWAR FLASK COM O TERMÓMETRO DIGITAL JÁ COLOCADO E COM O PLÁSTICO (0,5 x 0,5 CM) ENVOLVIDO NA AMOSTRA (À DIREITA) .....	57
<b>FIGURA 38</b> - ENSAIO DA ACTIVIDADE RESPIRATÓRIA (AT): PORMENOR DA AMOSTRA COM O PLÁSTICO (0,5 x 0,5 CM) INCORPORADO (À ESQUERDA) E O SISTEMA INCUBADO NUMA CÂMARA TERMOSTATIZADA (À DIREITA) .....	59
<b>FIGURA 39</b> - EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA MÉDIA REGISTADA NAS DIFERENTES ZONAS DO TÚNEL DE COMPOSTAGEM, DURANTE O PROCESSO .....	60
<b>FIGURA 40</b> - EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA REGISTADA NOS DIFERENTES PONTOS DA PILHA E DA TEMPERATURA MÉDIA, DURANTE O ENSAIO DE COMPOSTAGEM (↓ - ADIÇÃO DE ÁGUA; R - REVOLVIMENTO) .....	61
<b>FIGURA 41</b> - ASPETO GERAL DO ENSAIO DE CRESCIMENTO COM A ESPÉCIE <i>LEPIDIUM SATIVUM</i> L. (AGRIÃO): EB (À ESQUERDA), AMOSTRA Z11C (AO CENTRO) E AMOSTRA Z11M (À DIREITA) .....	67
<b>FIGURA 42</b> - EVOLUÇÃO DA MASSA VOLÚMICA NOS ENSAIOS D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	68

<b>FIGURA 43</b> - EVOLUÇÃO DO TEOR DE HUMIDADE EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	69
<b>FIGURA 44</b> - EVOLUÇÃO DO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	70
<b>FIGURA 45</b> - EVOLUÇÃO DO PH EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	71
<b>FIGURA 46</b> - EVOLUÇÃO DA CE EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	72
<b>FIGURA 47</b> - EVOLUÇÃO DO AZOTO TOTAL EM D1, D3 E D5 AO LONGO DE TODO O PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	73
<b>FIGURA 48</b> - EVOLUÇÃO DO AZOTO AMONIACAL EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	74
<b>FIGURA 49</b> - EVOLUÇÃO DO AZOTO NÍTRICO EM D1, D3 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	75
<b>FIGURA 50</b> - EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA MÁXIMA NO TESTE DO AUTO-AQUECIMENTO EM D1, D2, D3, D4 E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	76
<b>FIGURA 51</b> - EVOLUÇÃO DA ATIVIDADE RESPIRATÓRIA EM D1, D3, E D5 AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	78

## ÍNDICE DE QUADROS

<b>QUADRO 1</b> - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS COMPOSTÁVEIS .....	9
<b>QUADRO 2</b> - CLASSIFICAÇÃO DOS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM .....	11
<b>QUADRO 3</b> - NÍVEIS MÁXIMOS DE HUMIDADE ADMISSÍVEIS EM DIFERENTES TIPOS DE RESÍDUOS A SUBMETER A COMPOSTAGEM .....	16
<b>QUADRO 4</b> - MÉTODOS UTILIZADOS PARA A AVALIAÇÃO DA ESTABILIZAÇÃO/MATURAÇÃO DE COMPOSTOS .....	28
<b>QUADRO 5</b> - CLASSES DE ESTABILIDADE PARA COMPOSTOS .....	29
<b>QUADRO 6</b> - QUANTIDADES ANUAIS (TONELADAS) DE RESÍDUOS ENTRADOS NA AMARSUL S.A. E RSU VALORIZADOS PELO ECOPARQUE DE SETÚBAL .....	41
<b>QUADRO 7</b> - QUANTIDADES ANUAIS (TONELADAS) DE RESÍDUOS COMPOSTADOS E DE COMPOSTO PRODUZIDO .....	43
<b>QUADRO 8</b> - PARÂMETROS EFETUADOS A TODAS AS AMOSTRAS RECOLHIDAS NO ECOPARQUE DE SETÚBAL E NO PARQUE DE COMPOSTAGEM DO ISA, APÓS REALIZAÇÃO DO TESTE DE AUTO-AQUECIMENTO .....	58
<b>QUADRO 9</b> - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E QUÍMICAS DAS AMOSTRAS Z1, Z4, Z7, Z11, Z11C E Z11M, AO LONGO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE DAS AMOSTRAS FINAIS .....	63
<b>QUADRO 10</b> - GRANULOMETRIA, TEOR DE PEDRAS E INERTES PARA A AMOSTRA AFINADA (Z11C) E PARA O COMPOSTO FINAL (Z11M). .....	65
<b>QUADRO 11</b> - AVALIAÇÃO DO GRAU DE MATURAÇÃO: IG E IC PARA A ESPÉCIE <i>LEPIDIUM SATIVUM</i> L. REALIZADOS NAS AMOSTRAS AFINADA (Z11C) E DO COMPOSTO FINAL (Z11M) .....	66
<b>QUADRO 12</b> - AVALIAÇÃO DA TAXA DE DEGRADAÇÃO DOS DISCOS DE PLÁSTICO UTILIZADOS NO TESTE DE AUTO-AQUECIMENTO .....	77

## LISTA DE ABREVIATURAS

AEA - Agência Europeia do Ambiente

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

Z1 – Amostra da Biomassa recolhida na Zona 1, retirada no dia 3 do processo

Z4 – Amostra da Biomassa recolhida na Zona 4, retirada no dia 23 do processo

Z7 – Amostra da Biomassa recolhida na Zona 7, retirada no dia 43 do processo

Z11 – Amostra da Biomassa recolhida na Zona 11, retirada no dia 71 do processo

Z11C – Amostra da Zona 11 crivada

Z11M – Amostra da Zona 11 maturada

CCS – Central de Compostagem de Setúbal

CE – Condutividade Eléctrica

COT - Carbono Orgânico Total

CVO – Central de Valorização Orgânica

GEE – Gases com Efeito Estufa

IC – Índice de Crescimento

IG – Índice de Germinação

PERSU II – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos

RE – Resíduos de Embalagens

REN – Rede Eléctrica Nacional

ROB's - Resíduos Orgânicos Biodegradáveis

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

RU - Resíduos Urbanos

RUB - Resíduos Urbanos Biodegradáveis

SMM – Sistema Multimunicipal

UE - União Europeia

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o comportamento dos consumidores, relacionado com a estrutura social, o aumento da sua qualidade de vida e a riqueza da sociedade, levaram a um aumento da produção de resíduos. Desta forma, os resíduos constituem um desafio ambiental, social e económico para as sociedades modernas, que se confrontam com o grave problema da acumulação de resíduos.

Cada vez mais, os resíduos têm sido considerados como um recurso valioso para a indústria, e por este motivo, o paradigma atual da gestão de resíduos assenta em modos de produção que reduzam a geração de resíduos e na facilidade da sua reutilização e/ou reciclagem, incrementando o seu valor enquanto recurso disponível para uma nova entrada no ciclo de produção de bens para a satisfação das necessidades humanas (INE, 2010).

Sendo assim, abordagens como as de reutilização, reciclagem e valorização dos resíduos biodegradáveis estão a começar a ser aplicadas aos resíduos regulamentados, como alternativa à deposição em aterros, com vista a uma maior eficiência e sustentabilidade dos sistemas de gestão.

Contudo, apesar dos progressos consideráveis realizados, o problema que continua por resolver é o facto de o volume de resíduos continuar a aumentar e a quantidade de resíduos enviada para aterro não diminuir. A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem contribuído significativamente para este aumento, o que pode também ser traduzido pela ineficiente utilização dos recursos de um ponto de vista ambiental.

Atualmente, a legislação da União Europeia (UE) em matéria de resíduos recomenda uma hierarquização de gestão de resíduos, significando que, preferencialmente, se deve optar pela prevenção e que os resíduos cuja produção não possa ser evitada sejam, preferencialmente reutilizados, reciclados ou valorizados sempre que possível, sendo a sua eliminação em aterro reduzida ao mínimo indispensável (CCE, 2005). Para eliminar a relação atual existente entre o crescimento e a produção de resíduos, a UE dota-se de um quadro jurídico que visa controlar todo o ciclo de vida do resíduo, desde a produção até à eliminação, com destaque para a valorização e a reciclagem.

A escassez de recursos e os impactos da eliminação de resíduos em aterro conduzem à necessidade de encontrar formas de valorização dos resíduos urbanos (RU) que diminuam os seus efeitos ambientais e contribuam para a sustentabilidade dos sistemas de gestão (Piedade *et al.*, 2010). Para além disso, segundo o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II, 2007), uma das estratégias nacionais para o período de 2007-2016, é a minimização do recurso à

deposição em aterro dos RSU, através da implementação de melhores práticas de gestão, maximizando a reciclagem, bem como outras formas de valorização.

Neste sentido, os RSU, enquanto resíduos orgânicos biodegradáveis (ROB's) podem ser valorizados, e por isso mesmo, a compostagem surge como uma das alternativas possíveis e mais ecológica para o problema de gestão de RSU, até porque a agricultura, a florestação, a horticultura, o combate à erosão e a recuperação de solos degradados são vários dos usos possíveis para o composto orgânico.

Torna-se especialmente interessante uma vez que há obtenção de um fertilizante orgânico, após o tratamento aeróbio adequado. Na perspetiva de contrariar a tendência para o esgotamento dos solos em matéria orgânica, o caminho a seguir deverá promover a valorização dos resíduos orgânicos cujas características permitam a utilização como corretivo. No entanto, dado o carácter poluente destes resíduos, normalmente associada à presença de elementos metálicos potencialmente tóxicos, é necessário conhecer pormenorizadamente as suas características para que a utilização dos RSU compostados na agricultura não esteja associada a transferência de poluição (Baltazar, 2005).

Em Portugal, só no ano de 2010 registou-se uma produção de cerca de 1 722 mil toneladas de Resíduos de Embalagem (RE). Até final de 2011, definiu-se como objetivo o aumento das taxas de reciclagem e valorização globais e sectoriais para os diferentes materiais constituintes dos RE (APA, 2012)

O objetivo deste trabalho é avaliar a evolução de um processo de compostagem com vários resíduos orgânicos biodegradáveis, mais concretamente, uma mistura de fração orgânica de resíduos sólidos urbanos e de resíduos verdes (resíduos de jardim). Foram realizadas recolhas periódicas das biomassas em compostagem e foram analisados vários parâmetros físicos, físico-químicos e biológicos das mesmas, com o objetivo de estudar o comportamento das diferentes misturas de resíduos orgânicos biodegradáveis ao longo da evolução do processo de compostagem.

Pretendeu-se ainda avaliar a qualidade do produto final – o composto – através da avaliação da sua estabilidade/maturação e da sua fitotoxicidade, por meio da determinação do Índice de Germinação (IG) e do Índice de Crescimento (IC) do agrião (*Lepidium sativum* L.).

Introduziram-se ainda dois tipos de plásticos biodegradáveis a cada amostra recolhida, cada uma correspondente a uma determinada fase de estabilidade/maturação do composto, por um lado para avaliar a influência destes nas diferentes amostras recolhidas, e por outro para observar a possível ocorrência de biodegradação dos plásticos nas várias fases analisadas.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. SITUAÇÃO ATUAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) NA EUROPA E EM PORTUGAL

Em 1975, à luz da diretiva 75/442/CEE relativa aos resíduos, adotada pelo Conselho das Comunidades Europeias, a 15 de Julho, o termo resíduo foi definido como sendo “qualquer substância ou objeto de que o detentor se desfaz ou tem a obrigação de se desfazer por força das disposições nacionais em vigor”.

O quadro básico para a política ambiental da União Europeia (UE), para o período entre 2002 e 2012, é o Sexto Programa Comunitário de Ação em matéria de Ambiente (6º PAA). Seguindo a linha do 6º PAA, foi estabelecida, a par de outras, a Estratégia Temática de Prevenção e Reciclagem de Resíduos, em que se reforçam os objetivos da atual legislação comunitária de resíduos: prevenção da produção de resíduos e promoção da sua reutilização, reciclagem e valorização, de modo a reduzir o seu impacto ambiental negativo, cobrindo o período entre 2002 e 2012.

Segundo a diretiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999 relativa à deposição de resíduos em aterro, os RSU são classificados como “os resíduos provenientes das habitações privadas bem como os resíduos que, pela sua natureza ou composição, sejam semelhantes aos resíduos provenientes das habitações”. Os *resíduos biodegradáveis* foram também definidos, como sendo “os resíduos que podem ser sujeitos a decomposição anaeróbia ou aeróbia, como, por exemplo, os resíduos alimentares e de jardim, o papel e o cartão”. Esta diretiva destina-se a prevenir ou reduzir os efeitos negativos sobre o ambiente e a saúde humana, resultantes da deposição de resíduos em aterro.

Entre 1990 e 1995 verificou-se um aumento de 10% na geração total de resíduos na EU. Quanto à geração de RSU, o aumento registado foi de 19% para o período de 1995 e 2003. A Agência Europeia do Ambiente (AEA) prevê um aumento de cerca de 40% de RSU até 2020, comparando com os níveis de 1990. Já a OCDE prevê que a geração de RSU continuará a aumentar até ao ano de 2020, mas a um ritmo ligeiramente mais lento. Para o Centro Comum de Investigação, o aumento da geração de RSU será de 42,5% até 2020, em comparação com os níveis de 1995 (6.º PAA, 2005).

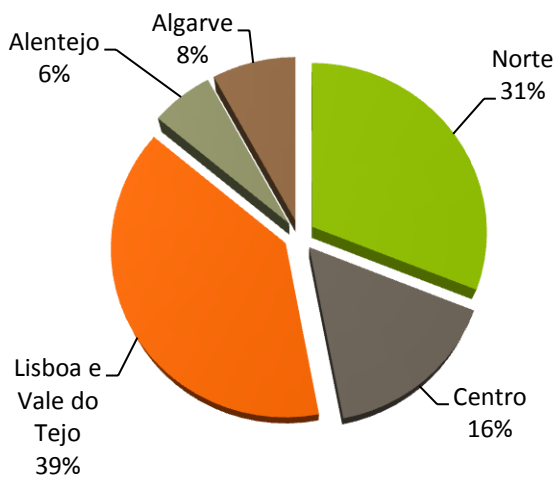
É importante referir que para 2016, o PERSU II estabelece como meta valores de produção anuais de RSU na ordem das 4 937 milhões de toneladas.

Atualmente, os resíduos sólidos urbanos (RSU) da UE são depositados em aterros (49%), incinerados (18%), reciclados ou compostados (33%). Apesar dos progressos registados nos sectores da reciclagem e da incineração, nem por isso diminuíram as quantidades de resíduos depositados em

aterro, atendendo a que a sua produção não pára de crescer (6.º PAA, 2005).

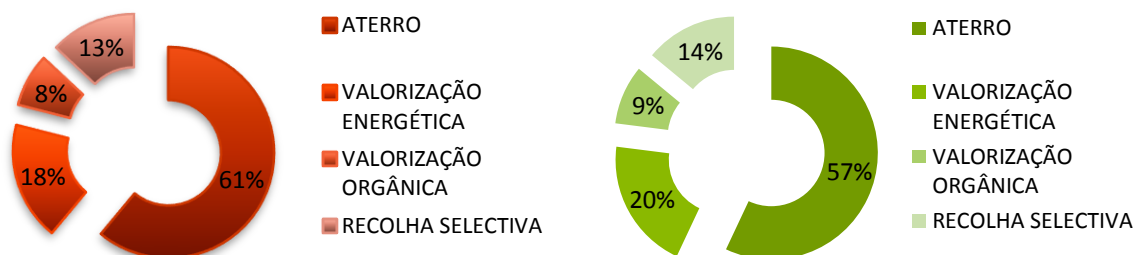
Com base nos dados fornecidos pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), a produção total de RSU em Portugal continental, no ano de 2011, foi de aproximadamente 4 894 milhões de toneladas, tendo-se verificado uma diminuição de cerca de 6% em relação ao ano precedente (5 184 milhões de toneladas). O valor de produção de RSU registado encontra-se acima da meta prevista no PERSU II para o referido ano em cerca de 126 mil toneladas (4 768 milhões de toneladas).

Fazendo uma análise da produção de RSU por habitante, verifica-se que a capitação anual em 2011 foi de 487 kg/hab.ano, o que equivale a uma produção diária de RSU de cerca de 1,33 kg/hab.dia (APA, 2012). Do total produzido em Portugal continental em 2011, 84,4% corresponde à recolha indiferenciada e 15,6% à recolha seletiva (APA, 2012). Em termos regionais constata-se que a Região de Lisboa e Vale do Tejo apresenta a maior produção de RSU, seguindo-se a Região Norte, com 39% e 31%, respetivamente, em 2011 (figura 1).



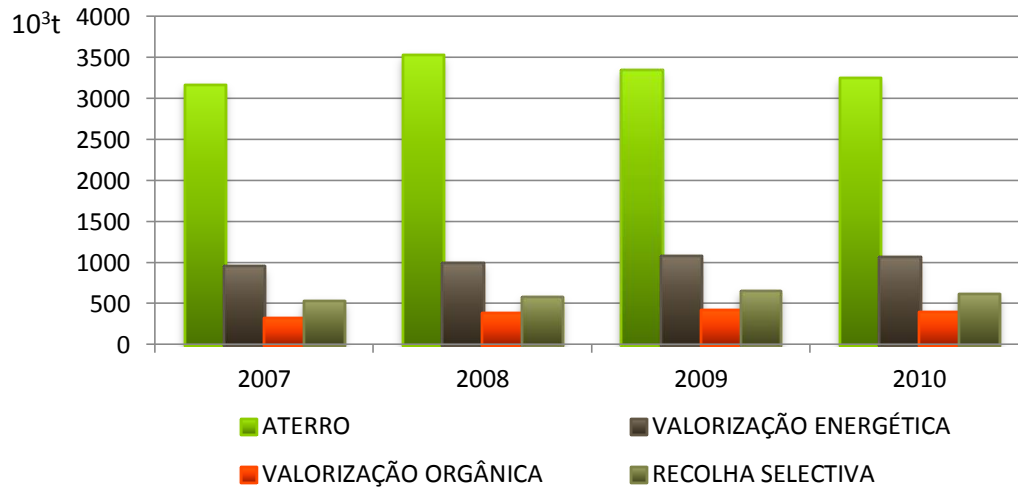
**Figura 1** - Produção de RSU no Continente, por região, em 2011 (APA, 2012).

Dos cerca de 4 894 milhões de toneladas de RSU produzidos em Portugal em 2011, o seu principal destino foi a deposição em aterro (57%), seguindo-se a incineração como valorização energética (20%), a recolha seletiva com vista à reciclagem (14%) e, por último a compostagem e a digestão anaeróbia como valorização orgânica (9%) dos RSU recolhidos (figuras 2 e 3).



**Figura 2** - RU encaminhados para as diversas operações de gestão em Portugal: em 2010 (à esquerda), em 2011 (à direita) (APA, 2011; APA, 2012).

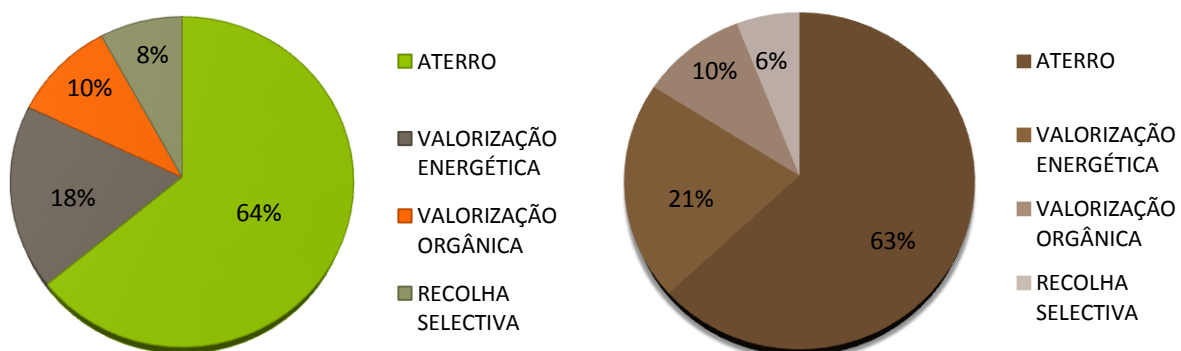
Relativamente à quantidade de RSU recolhidos seletivamente em Portugal no ano de 2010, o valor estimado foi de 813 mil toneladas, o que corresponde a cerca de 61 kg/habitante de RSU recuperados (INE, 2011).



**Figura 3** - RSU geridos por operação de gestão entre 2007 e 2010 em Portugal (INE, 2011).

Uma vez que a deposição em aterro é a pior opção para o ambiente, dado implicar uma perda de recursos e poder transformar-se numa responsabilidade ambiental futura, a longo prazo, pretende-se que a UE procure evitar a geração de resíduos, tendo em vista reduzir as quantidades depositadas em aterro, recuperar mais composto e energia a partir dos resíduos e melhorar a reciclagem.

Uma das metas existentes a nível nacional para os RSU, estabelecida pelo PERSU II (2007-2016), é a valorização dos resíduos urbanos biodegradáveis (RUB), evitando o aterro como destino final. Em 2011, do total de RSU produzidos, cerca de 54% foram RUB; destes, 63% foram encaminhados para aterro, 21% sofreu valorização energética, 10% foi valorizado organicamente e 6% dos RUB (papel e cartão) foram reciclados. No ano de 2010, produziram-se 51% de RUB da totalidade de RSU produzidos nesse ano (figura 4).



**Figura 4** - Destino Final dos RUB: em 2010 (à esquerda), em 2011 (à direita) (APA, 2011; APA, 2012).

A gestão dos RSU, quer pela quantidade, quer pelas características diversificadas dos materiais que os compõem, representam hoje em dia um problema a que é necessário dar resposta, num enquadramento ambientalmente adequado e de forma sustentável (Piedade *et al.*, 2010).

### 2.2. A COMPOSTAGEM. DEFINIÇÕES

Haug (1980) define compostagem como sendo um processo biológico de decomposição e estabilização de substratos orgânicos sob condições favoráveis ao desenvolvimento de temperaturas termófilas, resultando na produção de calor por via biológica, para produzir um produto final estável, livre de microrganismos patogénicos e de sementes de ervas daninhas, que pode ser aplicado no beneficiamento de solos. Assim, a compostagem é uma forma de estabilização de resíduos, mas que requer condições especiais de humidade e arejamento para produzir temperaturas termófilas.

Segundo o relatório elaborado pelo Grupo Especializado em Compostagem da CEE (Zucconi e Bertoldi, 1987; Bertoldi, 1992), compostagem apareceu definida como sendo um processo bioxidante controlado que envolve um substrato orgânico heterogéneo no estado sólido, e que evolui através de uma fase termófila e uma temporária libertação de fitotoxinas, produzindo dióxido de carbono, vapor de água, elementos minerais e matéria orgânica estabilizada (“composto”).

Mais tarde, Cunha Queda (1999) define o mesmo conceito como sendo um processo aeróbio controlado de bioxidação de substratos heterogéneos biodegradáveis, resultante da ação dos microrganismos (bactérias, actinomicetas e fungos) naturalmente associados aos substratos, durante o qual ocorre uma fase termófila, a libertação temporária de substâncias com efeito fitotóxico e a biomassa sofre profundas transformações (mineralização e humificação parciais), sendo o principal produto final, designado “composto”, estável, higienizado e homogéneo. Refere ainda que o processo permite a transformação da matéria orgânica presente nos ROB's, permitindo a sua reciclagem, tratamento/valorização e a obtenção de um produto final - o composto – com valor económico (Cunha Queda, 2006).

Na opinião de Russo (2003), a compostagem é um processo de reciclagem da matéria orgânica presente nos RSU. Segundo o autor, não é mais do que um processo aeróbio controlado, em que diversos microrganismos são responsáveis, numa primeira fase, por transformações bioquímicas na massa de resíduos e, numa segunda fase, pela humificação da mesma. As reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica processam-se em ambiente predominantemente termófilo. A fase de humificação depende da temperatura, humidade, composição da matéria orgânica e condições de arejamento.

Segundo Brito (2005), a compostagem é definida como um processo de oxidação biológica através do qual os microrganismos decompõem os compostos constituintes dos materiais libertando dióxido de carbono e vapor de água. Assim, o processo converte o material orgânico que não está em condições de ser incorporado no solo num material que é admissível para misturar com o solo.

Piedade *et al.* (2010) afirma tratar-se de uma forma de valorização orgânica, onde ocorre recuperação da fração biodegradável dos resíduos sólidos que, após decomposição biológica por via aeróbia, origina um produto final estabilizado, inócuo, num estado de total ou parcial humificação que permite a sua introdução no solo de forma fitocompatível e é designado por composto. Afirma ainda existir um rápido desenvolvimento da população microbiana presente nos resíduos, com forte metabolismo, que provoca a elevação da temperatura da massa a compostar.

Epstein (2011) designa por compostagem a decomposição biológica da matéria orgânica em condições aeróbias, através de uma gestão controlada do processo. Este controlo do processo implica que a temperatura e o nível de oxigénio sejam mantidos nas condições ótimas.

### 2.3. OBJETIVOS, VANTAGENS E DESVANTAGENS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Os principais objetivos da compostagem passam pelo facto do processo proporcionar uma boa destruição dos microrganismos patogénicos e estabilizar a matéria orgânica (Russo, 2003).

São inúmeras as vantagens relativamente ao processo de compostagem. Cunha Queda (1999) refere que o processo de compostagem pode apresentar diversas vantagens, destacando-se as seguintes:

- Redução do volume, da massa e do teor de humidade dos resíduos tratados;
- Estabilização química e biológica dos materiais putrescíveis;
- Obtenção de produtos com interesse agrícola, os compostos.

Na perspetiva de Cunha Queda (2006), através do processo de compostagem, a “reciclagem” da matéria orgânica tem a dupla vantagem de diminuir o volume total de resíduos depositados em aterros e de permitir a obtenção de produtos com utilidade e qualidade, a qual é essencial quando o seu destino é a agricultura.

Tal como Epstein (2011) refere, o processo de compostagem pode ajudar a reduzir a quantidade de aterros sanitários e a atingir objetivos de reciclagem. A aplicação do composto ao solo leva à conservação da sua humidade, à redução da sua erosão, melhorando a infiltração e reduzindo o escoamento. Desta forma, fornece nutrientes para a produção agrícola e melhora as condições do

solo para um melhor crescimento das culturas. Para além disto, o processo adiciona carbono ao solo.

A DG do Ambiente (2000) resume que a compostagem é uma tecnologia facilmente adaptável, apropriada para o tratamento de resíduos de vários estratos socioeconómicos e áreas geográficas. Apesar da diversidade de opções tecnológicas disponíveis desde pequenos compostores domésticos a unidades de compostagem centralizadas e com tecnologia de ponta, a tecnologia e o circuito de recolha associado podem ser facilmente organizados e com custos reduzidos. Os sistemas de compostagem são também geralmente bem aceites pelas populações, em contraste com a resistência normalmente associada à instalação de outros sistemas de tratamento de resíduos como a incineração ou deposição em aterro. Além de que a fração orgânica dos resíduos é uma das frações mais poluentes dos RSU e a compostagem permite desviar estes resíduos dos circuitos tradicionais de eliminação como a incineração e a deposição em aterro. A fração orgânica é também uma das maiores frações dos resíduos e, ao ser transformada em composto, contribui para se atingir os objetivos locais de reciclagem.

Todas estas vantagens são possíveis quando os processos escolhidos são os adequados, em tecnologia, projeto e operação. Como limitações ou desvantagens são citadas (Cordeiro, 2010):

- Necessidade de maior área de terreno disponível do que no caso de outros processos de tratamento;
- Necessidade de realizar uma prévia triagem do material para que não se encontrem presentes produtos de decomposição lenta e que contenham metais pesados;
- Monitorização cuidada ao longo do processo para que não ocorram a formação de maus cheiros nem perda excessiva de humidade do material;
- Exigência de mais trabalho e conseqüentemente de mais mão-de-obra, o que pode traduzir-se em último caso até numa vantagem parcial já que a mão-de-obra pode ser pouco especializada sendo assim um impacto social positivo.

### 2.4. RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS

Os resíduos que reúnem as condições mais favoráveis para valorização por compostagem são os resíduos facilmente biodegradáveis, ou seja, a fração orgânica dos RSU e os resíduos verdes (Piedade *et al.* 2010).

Cunha Queda (2006) define ROB's como sendo os resíduos cuja composição é maioritariamente

orgânica e que podem ser degradados por processos bioenergéticos aeróbios ou anaeróbios. Resíduos alimentares, resíduos de jardins, papel e cartão de embalagem, são exemplos de resíduos biodegradáveis. Para além destes resíduos de origem urbana, outros podem ser englobados nesta definição, como é o caso dos resíduos e subprodutos de atividades agrícolas, florestais, agro-industriais, pecuárias, pesca, aquacultura e relacionados (excluindo os resíduos de plásticos, de embalagens de produtos fitofarmacêuticos, de produtos de limpeza e desinfecção, de medicamentos veterinários, de embalagens de madeira para acondicionamento dos produtos e, resíduos provenientes de maquinaria).

O mesmo autor refere ainda que as características físicas e químicas dos ROB's, na maioria das situações, e desde que seja realizada a separação na fonte e recolha seletiva dos mesmos, permitem o seu tratamento/valorização, com vista à reciclagem da matéria orgânica, conduzindo à obtenção de produtos finais de qualidade, ricos em matéria orgânica estabilizada e que podem ser utilizados para fins agrícolas.

Os resíduos compostáveis podem ser classificados de acordo com vários critérios. Mustin (1987) desenvolveu uma classificação com base na sua origem, natureza química e física (quadro 1). O mesmo autor observa, aliás, que somente resíduos orgânicos de origem biológica são compostáveis, isto é, passíveis de sofrer um processo de compostagem. Material orgânico de origem química não o poderá ser, como por exemplo os plásticos.

**Quadro 1** - Classificação dos resíduos orgânicos compostáveis (Mustin, 1987).

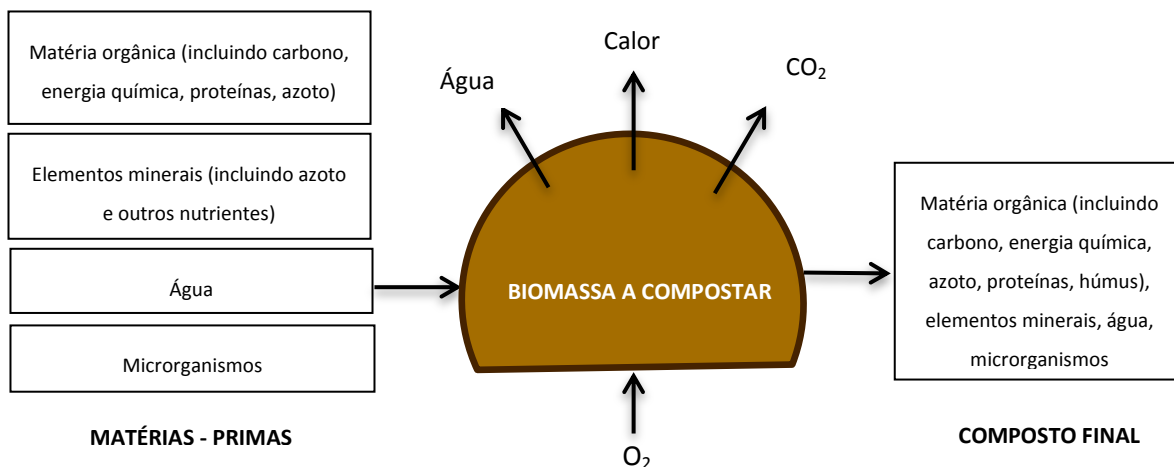
CLASSIFICAÇÃO DE ACORDO COM A NATUREZA QUÍMICA
<ul style="list-style-type: none"><li>• <b>Resíduos orgânicos:</b><ul style="list-style-type: none"><li>▪ Ricos em carbono;</li><li>▪ Ricos em azoto.</li></ul></li><li>• <b>Resíduos minerais (adjuvantes da compostagem):</b><ul style="list-style-type: none"><li>▪ Resíduos básicos (calcários, cinzas, etc.);</li><li>▪ Sais residuais (carbonato de cálcio, sulfatos, fosfatos, etc.).</li></ul></li></ul>
CLASSIFICAÇÃO DE ACORDO COM O ESTADO FÍSICO
<ul style="list-style-type: none"><li>• <b>Resíduos sólidos</b> (RSU, madeira, palha, lamas desidratadas, etc.);</li><li>• <b>Resíduos semi-sólidos</b> (lamas de tratamento de efluentes, etc.);</li><li>• <b>Resíduos líquidos</b> (efluentes agro-alimentares, lamas frescas líquidas, etc.).</li></ul>

## CLASSIFICAÇÃO DE ACORDO COM A SUA ORIGEM

- Resíduos provenientes da atividade doméstica: RSU;
- Resíduos provenientes do sector da distribuição e serviços:
  - Resíduos orgânicos provenientes do comércio alimentar;
- Resíduos provenientes do sector primário:
  - Resíduos da atividade agrícola (palhas, estrumes, resíduos de colheita, do armazenamento, etc.);
  - Resíduos de indústrias extrativas (fosfatos, calcário, dolomites, etc.);
- Resíduos provenientes do tratamento de efluentes líquidos e gasosos:
  - Lamas de tratamento de águas residuais (de indústrias agro-alimentares, adegas, lagares, etc.);

## 2.5. DINÂMICA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A compostagem envolve a decomposição biológica aeróbia dos materiais orgânicos para produzir um produto final estável (figura 5). Este processo ocorre quando existe água, oxigénio, carbono orgânico e nutrientes capazes de estimular o crescimento microbiano. Ao longo do processo os microrganismos decompõem a matéria orgânica, produzindo dióxido de carbono, vapor de água, calor e húmus.



**Figura 5** - Esquema de um processo de compostagem (Rynk, 1992).

No composto final, o carbono, a energia química, as proteínas e a água apresentam um volume menor do que nas suas matérias-primas, sendo o seu volume final de 50% ou menos, do volume de matérias-primas (U.S.EPA., 1997). Do ponto de vista operacional, as principais etapas de um processo de compostagem são as seguintes (Piedade *et al.*, 2010):

- Pré-tratamento dos resíduos;
- Processo de decomposição biológica;

- Afinação do composto maturado.

Na fase inicial de pré-tratamento dos resíduos, os materiais que não devem entrar no processo são removidos, de modo a melhorar e homogeneizar o substrato para a compostagem e proteger a linha de tratamento. As operações que podem ser utilizadas são: triagem de materiais não orgânicos (crivagem e triagem), redução da granulometria e homogeneização dos resíduos (trituração) e, o ajustamento da composição do material (mistura).

Na segunda etapa, o material é sujeito a um processo de decomposição da matéria orgânica. Este processo é aeróbio e desenvolve-se em fases sucessivas em que intervêm diferentes tipos de microrganismos aeróbios, que será descrito mais à frente no trabalho.

Finalmente, na afinação removem-se as substâncias indesejáveis, como as inertes, e calibra-se o produto obtido. Para isso, procede-se a uma triagem de impurezas e inertes (vidros, plásticos, papéis), seguida de uma trituração para redução da granulometria do composto.

## 2.6. SISTEMAS DE COMPOSTAGEM

Cunha Queda (1999) afirma que a compostagem não pode ser espontânea, tem de ser um processo controlado de forma a garantir: baixos custos de operação, produtos finais higienizados e de constante e elevada qualidade. Menciona ainda que a decomposição das biomassas poderá ser realizada de diversas formas, tendo por isso, diferentes classificações e tecnologias, consoante o método de compostagem utilizado. O quadro 2 que se segue apresenta a classificação dos métodos de compostagem segundo De Bertoldi *et al.* (1985).

**Quadro 2** - Classificação dos métodos de compostagem (De Bertoldi et al., 1985).

SISTEMAS ABERTOS	SISTEMAS FECHADOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Pilha revolvida;</li> <li>● Pilha estática:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Aspiração de ar;</li> <li>- Insuflação de ar;</li> <li>- Ventilação alternada (aspiração e insuflação);</li> <li>- Insuflação de ar com controlo de temperatura.</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Reatores verticais:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Contínuos;</li> <li>- Descontínuos.</li> </ul> </li> <li>● Reatores horizontais:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Estáticos;</li> <li>- Com movimentação do material.</li> </ul> </li> </ul>

Geralmente classificam-se os sistemas de compostagem como abertos e fechados (Piedade *et al.*, 2010):

- I. Sistemas abertos: a configuração do sistema permite ao material entrar em contacto com o ar circundante. As instalações podem ser fechadas ou abertas, podendo estas últimas ter cobertura ou não. O sistema de arejamento pode ser do tipo passivo ou ativo, este último podendo implicar o revolvimento da massa em compostagem e/ou um arejamento forçado, por insuflação e/ou aspiração.
- II. Sistemas fechados: onde a degradação biológica do material ocorre em meio perfeitamente hermético, o que permite um maior controlo do sistema, como o caudal de ar, temperatura e concentração de oxigénio, minimizando assim a formação de odores e a duração do processo. A maior parte dos sistemas são de alimentação contínua e dotados de sistemas de arejamento forçado e de agitação (contínua ou intermitente).

Quando os quantitativos de resíduos orgânicos a tratar são elevados, é preferível o uso de sistemas abertos em vez de sistemas fechados, dada a área e o tempo requeridos para o processo.

As pilhas podem assumir diferentes formas geométricas: triangular, trapezoide ou tabular. A altura, largura e forma das pilhas, dependem das características dos materiais utilizados, as condições climáticas prevalentes e do tipo de equipamento utilizado no reviramento (Batista e Batista, 2007).

Batista e Batista (2007) referem que a compostagem em pilhas pode ser classificada de acordo com o tipo de ventilação, natural ou artificial. No caso de compostagem com ventilação natural, pode verificar-se o amontoamento simples de materiais, ou o crescimento das pilhas pode ser vertical ou horizontal. Quando a ventilação é artificial, distinguem-se ainda, os processos de ventilação positiva e de ventilação negativa. A existência ou não de meios mecânicos para a realização do reviramento pode diferenciar processos.

De acordo com Brito (2005), estes sistemas são frequentemente considerados em quatro categorias, designadamente, pilhas longas (*windrow*) com revolvimento, pilhas estáticas, pilhas estáticas com arejamento forçado, e recipientes ou reatores (*in-vessel*) abertos ou fechados.

No sistema de pilhas longas estas têm de ser frequentemente reviradas na fase da compostagem que requer mais oxigénio e em que se produz mais calor, enquanto as pilhas estáticas não são revolvidas ou só o são com baixa frequência. Nos outros sistemas é possível exercer um controlo do oxigénio mais contínuo, bem como, sobre as temperaturas, odores, organismos patogénicos, etc. As pilhas estáticas exigem menos capital mas ocupam muito espaço, pelo contrário nos sistemas *in-*

*vessel* o processo pode ser melhor monitorizado e com menor necessidade de terreno, mas com custos de capital e de funcionamento elevados. Nestes últimos sistemas o composto necessita, normalmente, de um período de maturação e estabilização posterior (Brito, 2005).

## 2.7. FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Segundo Cunha Queda (1999), os principais fatores que influenciam o processo de compostagem são os que afetam, direta ou indiretamente o metabolismo dos microrganismos que são responsáveis pela decomposição dos resíduos e sua transformação num produto estável e rico em substâncias húmicas – o composto. O controlo e a otimização dos parâmetros operacionais tem, assim, como objetivo principal proporcionar as condições ótimas para o desenvolvimento dos microrganismos, e deverão ser consideradas desde logo na etapa de condicionamento dos materiais.

Os principais fatores que afetam a compostagem são: a temperatura, o teor de humidade, a concentração de nutrientes expressa pela relação C/N, o arejamento e a granulometria do material (Pereira Neto, *et al.*, 1986; Diaz, *et al.*, 1993).

### 2.7.1. TEMPERATURA

A produção de calor depende da velocidade a que a decomposição se processa (ou da velocidade a que os microrganismos crescem e atuam), e esta, depende do teor de humidade, arejamento e relação C/N da mistura dos materiais, da forma e do tamanho da pilha de compostagem (que afeta o arejamento e a dissipação do calor da pilha) e da temperatura exterior à pilha (Brito, 2005).

No processo de compostagem, são consideradas, segundo vários autores (Merkel, 1981; Vallini, 1995) duas fases principais:

- I. Fase ativa, a qual é caracterizada pela rápida e intensa biotransformação aeróbia e por temperaturas elevadas, já que as reações de degradação são muito intensas, ocorrendo a libertação de calor, CO<sub>2</sub> e vapor de água;
- II. Fase de acabamento (*curing*), a qual se segue à fase ativa e é caracterizada como sendo uma fase de lenta e progressiva diminuição da temperatura. Durante esta fase a biomassa em compostagem perde a fitotoxicidade residual, a população microbiana atinge um equilíbrio dinâmico e ocorre a síntese de substâncias húmicas.

Cunha Queda (2006) acrescenta que na fase ativa os componentes facilmente degradáveis são parcialmente mineralizados devido à intensa atividade microbiana. A fase de acabamento ocorre

ainda em condições aeróbias, mas não fortemente oxidantes para evitar a excessiva mineralização da matéria orgânica.

Normalmente são definidas três fases de temperatura no processo de compostagem (Cunha Queda, 1999):

- Fase mesófila inicial (fase de arranque);
- Fase termófila;
- Fase mesófila final (arrefecimento gradual).

Segundo Cunha Queda (1999), a fase mesófila inicial e a fase termófila corresponde à fase ativa do processo e a fase mesófila final à fase de acabamento – *curing*. Na fase mesófila inicial (fase de arranque) a temperatura da biomassa começa a aumentar, variando entre a temperatura ambiente e 40 °C; predominam os microrganismos mesófilos. Na fase termófila regista-se o maior aumento da temperatura no processo, com valores entre 40°C e 60/70°C devido à atividade dos microrganismos mesófilos, e que por auto-limitação, dão lugar aos microrganismos termófilos. Por fim, na fase mesófila final (arrefecimento gradual) os microrganismos termófilos acabam por ser inibidos, provocando um decréscimo da temperatura para valores abaixo dos 40°C, voltando a predominar os microrganismos mesófilos.

Na figura 6 são apresentadas as curvas de evolução da temperatura e do pH durante o processo de compostagem, assim como a designação das diferentes fases que ocorrem no processo, sendo elas a fase mesófila inicial, fase termófila, fase de arrefecimento e fase de maturação. Também se encontram referidos na figura os principais microrganismos intervenientes em cada uma das fases e quais as transformações que ocorrem ao nível dos substratos.

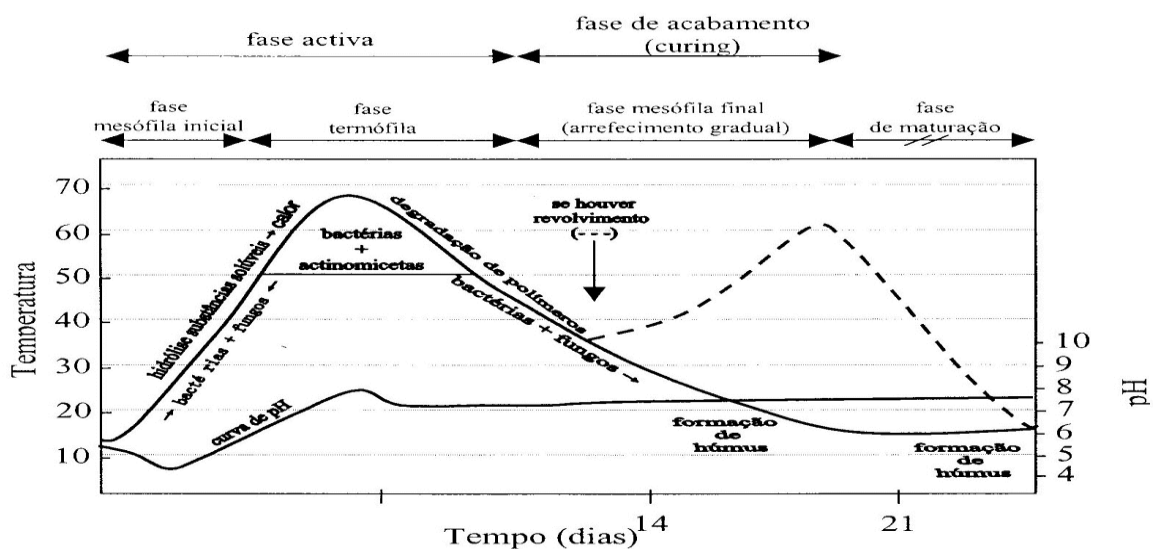


Figura 6 - Evolução da temperatura e do pH durante a compostagem (López-Real, 1995).

Martinho *et al.* (2000) refere que na fase mesófila inicial dá-se a decomposição dos compostos mais facilmente degradáveis, por bactérias e fungos mesófilos, e a energia resultante, libertada sob a forma de calor, fica parcialmente retida na massa em compostagem devido às características térmicas do material. Para este autor, a gama de temperaturas deverá situar-se entre os 30 °C e os 38 °C.

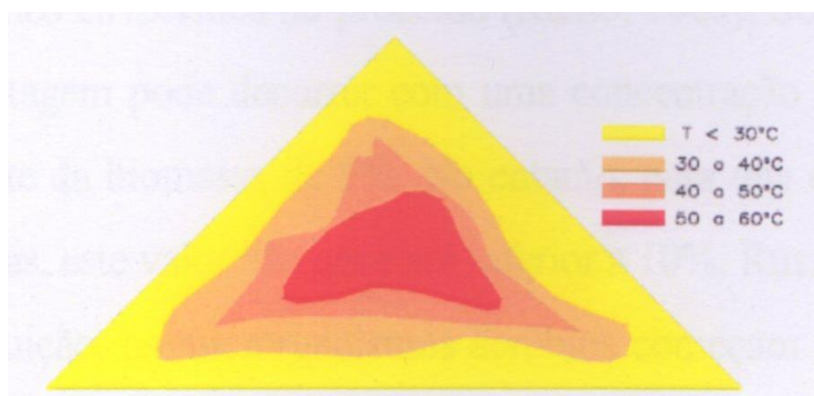
Relativamente à fase termófila, assiste-se a um aumento gradual da temperatura (50 °C/60 °C) e consequente colonização do material em transformação por uma sucessão de populações em função do substrato disponível, com predominância de actinomicetas e bactérias termófilas. Nesta fase, a fração orgânica é quase totalmente degradada (Martinho *et al.*, 2000).

Na opinião de Epstein (2011), as temperaturas atingidas na fase termófila são muito importantes, pois permitem a eliminação/inativação dos agentes patogénicos presentes nas matérias-primas e a destruição de sementes de infestantes.

A última fase do processo, fase mesófila final, Martinho *et al.* (2000) explica que esta ocorre por esgotamento das fontes de carbono mais acessíveis, verificando-se uma diminuição da atividade microbiológica, diminuindo a temperatura.

Alterações na temperatura são função da atividade microbiana. A taxa de produção de calor é proporcional à matéria orgânica disponível para consumo microbiano. A diminuição da temperatura até próximo da temperatura ambiente é um indicador de que o processo está quase concluído e, que o material está, provavelmente, estável e maduro (Epstein, 2011).

Constata-se, porém, que para além da variação da temperatura ao longo do processo, esta também varia no interior da pilha de compostagem, devido à atividade microbiana através de reações exotérmicas relacionadas com o metabolismo respiratório (Martinho *et al.*, 2000). Com efeito, as temperaturas desenvolvem-se do interior para o exterior de forma decrescente, quando aeróbias, com um perfil típico, estando este representado na figura 7.



**Figura 7** - Perfil típico de temperatura numa pilha de compostagem (Russo, 2003).

A temperatura mostra-se, assim, como um dos fatores dominantes no processo de compostagem, uma vez que este parâmetro é o melhor indicador da forma como está a decorrer o processo.

### 2.7.2. TEOR DE HUMIDADE

A água é essencial para o processo de compostagem, uma vez que os nutrientes devem ser dissolvidos para os microrganismos os poderem assimilar, ou seja, os microrganismos produzem água quando decompõem a matéria orgânica. Para além disso, a perda de água sob a forma de vapor de água, que se verifica pela ação conjugada do aumento da temperatura, da ventilação ou do revolvimento do composto, contribuem igualmente para a diminuição da humidade do composto.

Por este mesmo motivo, a monitorização e controlo da humidade no início e durante o processo é fundamental, dado que este parâmetro condiciona fortemente a atividade dos microrganismos envolvidos (Piedade *et al.*, 2010).

Os máximos admissíveis de humidade dependem da natureza dos resíduos a compostar: os materiais estruturalmente fracos que tendem, quando molhados, a construir uma massa compacta (como por exemplo, o papel) devem ser compostados observando níveis mais reduzidos de humidade; os materiais estruturalmente mais firmes, como a palha e a serradura, admitem níveis de humidade mais elevados (quadro 3).

**Quadro 3** - Níveis máximos de humidade admissíveis em diferentes tipos de resíduos a submeter a compostagem (Gonçalves, 1999).

RESÍDUOS	GRAU DE HUMIDADE (% em peso)
Palha	75-85
Madeira (serradura, aparas)	85-90
Resíduos húmidos (cortes de jardins, resíduos de alimentação)	50-55
RSU	50-55
Estrume sem palhas	55-65

Para serem compostados, alguns materiais necessitam de possuir um teor em água na ordem de 75 a 90% (serradura e palha, por exemplo), enquanto outros (por exemplo a erva fresca cortada) necessitam de um teor de água de 50 a 60%. O valor ótimo da percentagem de humidade inicial para a compostagem varia de acordo com a natureza dos materiais a compostar, devendo situar-se entre

45 e 70% (Batista e Batista, 2007).

Para Golueke (1991), o valor teórico ideal para o teor de humidade é de 100%, uma vez que sob esta condição a decomposição biológica ocorre na ausência de qualquer limitação, mas em termos práticos é sabido que a compostagem ocorre em valores de humidade inferiores a 100% e, sendo assim, é necessário definir um teor de humidade ideal.

Hamoda *et al.* (1998) afirma que o teor de humidade ótimo para o processo de compostagem é de 60%, consoante o que foi obtido nas suas experimentações. Valores de humidade superiores a 60% irão diminuir a difusão de oxigénio através da massa de composto, os espaços vazios serão preenchidos com água e os espaços livres de ar serão eliminados, afetando negativamente a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos. Por outro lado, níveis baixos de humidade irão diminuir a eficiência do processo de biodegradação uma vez que não haverá água suficiente para solubilizar o material orgânico que deve ser assimilado pelos microrganismos como sua fonte de energia.

Desta forma, Cunha Queda (2006) e Vallini (1995) afirmam que o teor de humidade ideal para o arranque do processo de compostagem será entre os 45 e os 65%. Para teores de humidades inferiores a 45% a atividade microbiana é baixa, e para valores acima de 65% a difusão de oxigénio é dificultada (Vallini, 1995).

Um teor de humidade de 50 a 60% é, segundo o Manual de Compostagem de Brito (2005), considerado indicado para o processo de compostagem.

Contudo, os valores referenciados como ótimos dependem da granulometria da massa em compostagem, dado que quanto maior for a dimensão das partículas, maior será o teor de humidade aceitável (Piedade *et al.*, 2010). Para Vallini (1995), além do tamanho das partículas, a porosidade e a matéria-prima utilizada também são fatores determinantes para a determinação do intervalo de teores de humidade.

### 2.7.3. MATÉRIA ORGÂNICA E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES

Na perspetiva de contrariar a tendência para o esgotamento dos solos em matéria orgânica, o caminho a seguir, para além das outras práticas culturais que possam atenuar este problema, deverá promover a valorização dos resíduos orgânicos cujas características permitam a sua utilização como corretivo, tais como os RSU. No estado atual do conhecimento, não se colocam dúvidas quanto aos benefícios da presença da matéria orgânica nas características do solo e no desenvolvimento das

plantas (Gonçalves, 1999).

Devido à diversidade dos substratos existentes, a matéria orgânica presente nos resíduos a compostar pode apresentar uma grande variabilidade e complexidade. Porém, um dos objetivos da compostagem é a sua estabilização, para que o produto final se apresente estável e semelhante ao húmus (Morais, 2003).

À semelhança do que se verifica no solo, a evolução da matéria orgânica ao longo do processo de compostagem ocorre em duas fases principais: a decomposição e a humificação. Durante a fase ativa do processo ocorre a decomposição dos constituintes mais facilmente degradáveis em condições oxidantes, como sejam açúcares, ácidos gordos, gorduras, aminoácidos e proteínas. Outras moléculas como hemiceluloses, celulosas e quitina sofrem uma degradação mais lenta (Cunha Queda, 1999).

Na fase de acabamento ou humificação, é completado o processo de transformação da matéria orgânica, o qual ocorre em condições aeróbias ou microaerofílicas mas não fortemente oxidantes, de modo a evitar a excessiva mineralização da matéria orgânica e permitir a formação de substâncias húmicas, bem como a eliminação de substâncias fitotóxicas eventualmente formadas na primeira fase. O processo de humificação resulta da combinação de processos biológicos, microbiológicos e químicos (Ciavatta *et al.*, 1993).

### 2.7.4. RELAÇÃO C/N

A relação C/N é utilizada como bom indicador da estabilidade biológica do composto (Morel *et al.*, 1985), definindo a qualidade do produto resultante da compostagem de RSU.

O carbono é importante uma vez que, para além de ser fonte de energia para a atividade dos microrganismos, representa cerca de metade da massa das células microbianas. Por outro lado, o azoto é essencial para a composição de proteínas as quais representam aproximadamente metade da biomassa microbiana (Brito, 2005). A carência de azoto é limitante no processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular (Russo, 2003).

Uma elevada relação C/N indica quantidades insuficientes de azoto, que se torna então um nutriente limitante, diminuindo a atividade dos microrganismos e desacelerando o processo de compostagem. Em contrapartida, uma baixa relação C/N traduz azoto em excesso, onde parte do azoto é convertido em amónia, perdendo-se por volatilização ou por lixiviação, o que poderá inibir o processo e produzir odores.

Cunha Queda (2006) referiu o intervalo entre 25:1 e 30:1 como sendo o intervalo ótimo da razão C/N para o arranque do processo de compostagem.

Para Hamoda *et al.* (1998), a relação C/N ideal para os resíduos é de 30:1, uma vez que tendo por base as suas pesquisas e trabalhos realizados, a maior diminuição na relação C/N durante o processo de compostagem, de entre diferentes relações analisadas, ocorreu no composto com a relação inicial de 30.

A opinião de Brito (2005) segue a mesma linha da de Hamoda *et al.* (1998), embora mencione que esta relação poderá variar em função das características específicas dos materiais utilizados, como sendo a disponibilidade do carbono desses materiais para o ataque microbiano. Esta sua opinião aparece relacionada com o facto de apesar de todo o azoto orgânico estar disponível para ser utilizado pelos microrganismos, o mesmo não se verifica relativamente ao carbono de determinados materiais, por se encontrar em formas resistentes à degradação biológica. A relação C/N da mistura utilizada no processo tem de ser ajustada em função da disponibilidade de carbono e de azoto nos materiais.

Uma opinião semelhante será a de Epstein (2011) sugerindo que, embora a relação C/N ideal seja de 27:1 a 30:1, o processo de compostagem continua a ser eficaz para razões C/N compreendidas entre os valores 22 e 40.

Durante o processo de compostagem metade ou mais de metade do volume da pilha será perdido com a decomposição dos materiais, sendo que, pelo menos metade do carbono é perdida principalmente na forma de dióxido de carbono. O azoto é perdido por volatilização na forma de amoníaco e por lixiviação e desnitrificação de nitratos. O carbono é perdido mais rapidamente do que o azoto e, por isso, a relação C/N tende a diminuir durante a compostagem, podendo atingir valores de 15 ou 10 (Brito, 2005).

### 2.7.5. pH

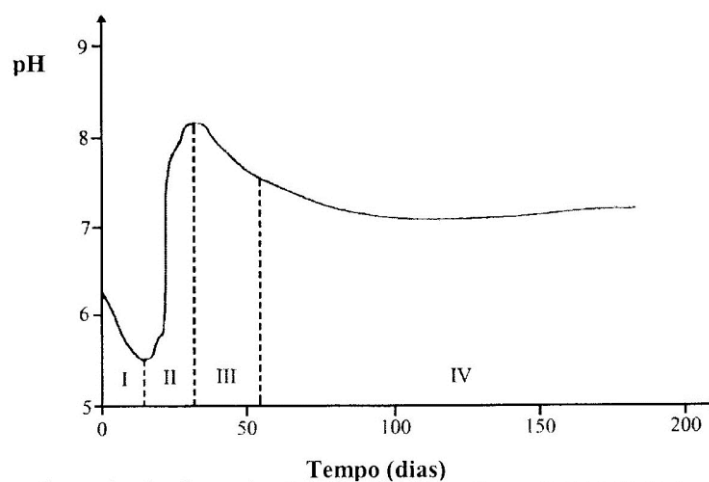
O pH apresenta-se como sendo outro parâmetro que varia durante o processo de compostagem. Russo (2003) afirma que a matéria orgânica com pH a variar entre 3 a 11 pode ser compostada, apesar de valores próximos da neutralidade (5,5 a 8) serem considerados os melhores pois é nessa gama que os microrganismos melhor se adaptam.

A gama típica de valores que o pH atinge ao longo de todo o processo varia entre 4,5 a 5,5 na fase mesófila e 7,5 a 8,5 no final da maturação. Valores de pH superiores a 8,5 são indicativos de perdas

de azoto sob a forma de amónia, enquanto valores inferiores a 4,5 podem indicar que a taxa de arejamento não é adequada, tendo-se desenvolvido condições anaeróbias no interior da pilha que atrasam o processo de compostagem (Piedade *et al.*, 2010).

No início da compostagem o pH decresce até valores de, aproximadamente 5, seguindo-se de um aumento gradual acompanhado pela evolução do processo e, por fim, a estabilização do composto, alcançando-se nesta fase, valores entre 7 e 8 (Brito, 2005).

Ao longo do processo de compostagem, o pH varia devido às transformações que ocorrem nos substratos. Na figura 8 apresenta-se uma curva típica de evolução do pH durante a compostagem.



**Figura 8** - Curva das principais variações de pH durante a compostagem (Mustin, 1987).

#### 2.7.6. GRANULOMETRIA DO MATERIAL

A porosidade, a estrutura e a textura da matriz inicial estão relacionadas com as características físicas dos materiais que os constituem como sejam, formato, dimensão e resistência à compactação das partículas da biomassa e podem influenciar o processo de compostagem no que respeita ao arejamento (Cunha Queda, 1999).

Piedade *et al.* (2010) refere que a granulometria do material a compostar influencia as condições em que o processo decorre, nomeadamente a circulação do oxigénio e da água, a superfície de contacto entre os resíduos e os microrganismos e a homogeneidade do material.

Se a granulometria das partículas a compostar for demasiado baixa, há tendência para a compactação dos resíduos e a possível formação de condições anaeróbias durante o processo. No caso do tamanho médio das partículas ser demasiado elevado, é necessário proceder à sua redução

de modo a aumentar a superfície de contacto entre os resíduos e os microrganismos, aumentando por sua vez a velocidade da reação (Piedade *et al.*, 2010).

Como se encontra descrito no guia da U.S.EPA (1997), materiais de menores dimensões têm uma maior área de contacto, facilitando a atividade dos microrganismos à sua superfície e diminuindo o tempo de compostagem. Contudo, se o tamanho das partículas for excessivamente pequeno, vai provocar uma diminuição dos espaços intersticiais, dificultando a circulação do oxigénio e da água.

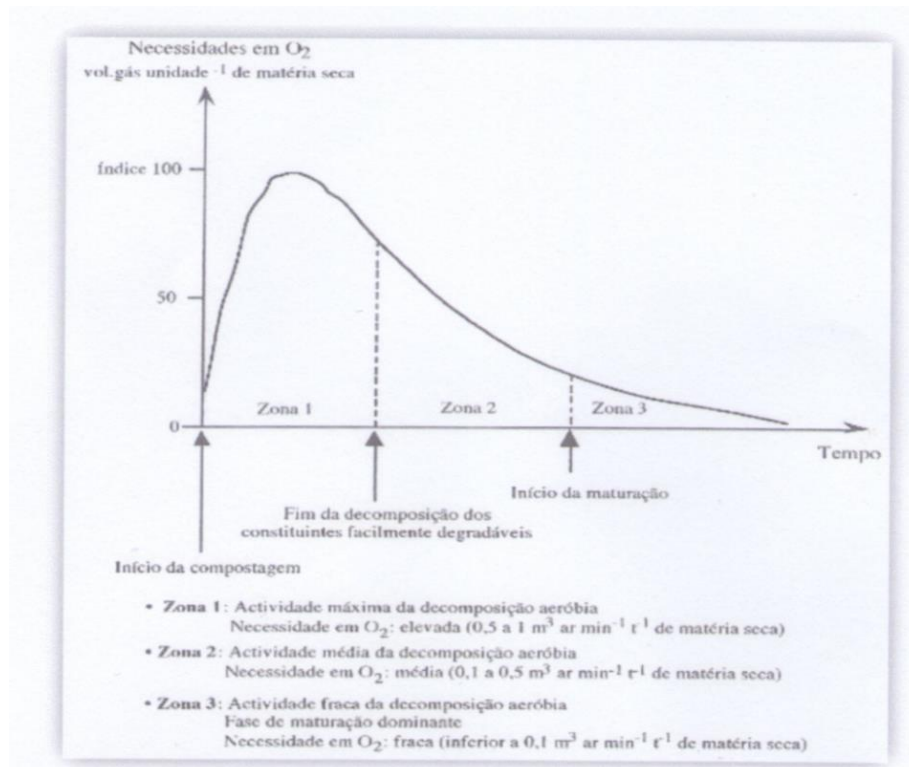
### 2.7.7. AREJAMENTO E DISPONIBILIDADE DE OXIGÉNIO

Gonçalves (1999) refere que o oxigénio passível de utilização pelos microrganismos responsáveis pela compostagem – para oxidar os compostos orgânicos e deste modo obter a energia necessária ao seu desenvolvimento – é o que integra a mistura gasosa que preenche os espaços existentes entre as partículas dos substratos (macroporos). Os microrganismos assimilam o oxigénio dissolvido na água, através da sua difusão através dos espaços intersticiais e do filme da solução aquosa que envolve as partículas orgânicas. O dióxido de carbono e o vapor de água resultantes das trocas gasosas que se realizam nas células microbianas (micélios) atravessam, também, a película de água que envolve as partículas do substrato e encaminham-se para os espaços intersticiais. Os macroporos estão, assim, permanentemente preenchidos pelos gases que constituem o ar.

Para que se mantenham as condições de aerobiose do meio, Cunha Queda (2006) indica que as concentrações de oxigénio na mistura gasosa deverão ser superiores a 10%.

Contudo, Gonçalves (1999) explica que quanto mais elevada for a percentagem de vazios ocupada, maior é a probabilidade de a taxa de transferência de oxigénio se tornar insuficiente para suprimir as necessidades metabólicas dos microrganismos. Operações de revolvimento, insuflação ou sucção de modo a forçar a entrada de ar na massa em compostagem poderão prevenir a insuficiência de oxigénio necessária. Outros fatores como a biodegradabilidade dos resíduos, quantidades e vigor dos microrganismos aeróbios presentes, e a temperatura, apresentam-se também diretamente relacionados com as necessidades de oxigénio ao longo do processo.

Os mais elevados consumos de oxigénio ocorrem para valores de temperatura entre 28 e 55 °C, em que existe maior atividade microbiológica (Finstein *et al.*, 1980; Haug, 1979). Após a fase termófila, as necessidades de oxigénio vão-se gradualmente reduzindo, tal como se pode observar na curva teórica das necessidades de oxigénio ao longo da compostagem, apresentada na figura 9.



**Figura 9** - Curva teórica das necessidades em oxigênio durante a compostagem (Mustin, 1987).

Nos primeiros dias do processo, os substratos mais facilmente degradáveis presentes na biomassa são rapidamente metabolizados; assim, a necessidade de oxigênio, bem como a produção de calor, são maiores na fase ativa da compostagem, diminuindo na fase seguinte. Apesar de o processo poder decorrer com uma concentração mínima de 5% de O<sub>2</sub> na atmosfera circundante das partículas da biomassa, para que tenhamos as condições ótimas para o processo esta concentração não deve ser inferior a 10% (Vallini, 1995).

Um correto arejamento do material em compostagem torna-se essencial para garantir: o fornecimento de oxigênio necessário aos microrganismos aeróbios, a remoção do excesso de calor formado durante o processo (principalmente por evaporação de água) e, a remoção do calor gerado nas reações de degradação, de modo a controlar a temperatura do interior da massa de compostagem (Piedade *et al.*, 2010), permitir a secagem do material e a remoção dos gases resultantes da decomposição (CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, etc.).

Apesar dos 21% da atmosfera ser oxigênio, os microrganismos aeróbios conseguem sobreviver em atmosferas com 5% de oxigênio. No entanto, abaixo de 10% de oxigênio, o processo não se mantém nas condições ótimas (Brito, 2005). Se se verificar esta diminuição, os microrganismos aeróbios começam a rarear dando lugar ao aparecimento de microrganismos anaeróbios (Russo,

2003), originando uma acumulação de compostos como ácidos orgânicos voláteis, sulfuretos, etc., caracterizados por uma elevada fitotoxicidade, um odor agressivo e por vezes difícil de eliminar completamente (Cunha Queda, 1999).

Russo (2003) apoia que o arejamento deve ser feito com alguma regularidade para não alterar as atividades metabólicas dos microrganismos e o processo de degradação da matéria orgânica seja mais rápido por via da oxidação de moléculas orgânicas presentes na massa a compostar.

### 2.8. DINÂMICA DO AZOTO

Durante a compostagem das biomassas, as formas azotadas naturalmente presentes sofrem sucessivas transformações (Cunha Queda, 1999).

O mesmo autor refere que as moléculas que contêm azoto (proteínas, etc.) são degradadas na fase ativa do processo, por microrganismos heterotróficos amenizantes, originando aminas e aminoácidos que, em seguida, serão transformados em amoníaco por microrganismos heterotróficos amonificantes. O azoto na forma amoniacal sofre volatilização por efeito do aumento da temperatura e do pH, provocando uma diminuição do azoto total (Cunha Queda, 1999).

Outra transformação que ocorre ao longo do processo de compostagem é a conversão do azoto amoniacal em azoto nítrico. Com esta transformação diminui o azoto na forma  $\text{NH}_4^+$  (amoniacal) e aumenta nas formas  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$ . Apesar de ocorrerem perdas por volatilização na fase ativa do processo, a quantidade de azoto amoniacal formada é superior à que é volatilizada, o que pode ser explicado pela nitrificação (Neto *et al.*, 1987).

### 2.9. POPULAÇÕES MICROBIANAS PRESENTES NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A transformação de um produto residual orgânico num outro completamente diferente é uma das funções levadas a cabo pelos microrganismos presentes na natureza. Ora então, uma vez que as comunidades de microrganismos estão presentes ao longo de todo o processo de compostagem, torna-se imprescindível o conhecimento da composição microbiana e o seu metabolismo para se conhecer os mecanismos de decomposição da matéria orgânica.

Existem numerosos microorganismos envolvidos no processo de compostagem, tais como bactérias, actinomicetas, fungos, protozoários e algas. As bactérias são a população mais numerosa,

sendo também os principais microorganismos degradantes, uma vez que decompõe mais facilmente os compostos carbonados (Epstein, 2011).

Cunha Queda (1999) refere que a sucessão de diferentes grupos de microorganismos está diretamente ligada às alterações das condições físicas, físico-químicas, químicas e biológicas, favorecendo a predominância de um ou mais grupos em detrimento de outros. Acrescenta ainda que a transição da população de microorganismos mesófilos para a população de microorganismos termófilos é uma consequência do metabolismo da população inicial (Cunha Queda, 1999).

Na primeira fase do processo, predominam microorganismos mesófilos, como fungos e bactérias produtoras de ácidos (Teodoro, 2006). Com temperaturas superiores a 40 °C começam a predominar os fungos e bactérias termófilos. Atingindo-se temperaturas acima de 55 °C, muitos dos microorganismos patogênicos, quer para o Homem quer para as plantas, são eliminados. Acima dos 65 °C a maioria dos microorganismos são destruídos, incluindo os responsáveis pela decomposição (Brito, 2005). Ao se atingir temperaturas abaixo dos 40 °C, reaparecem as bactérias e fungos mesófilos (Teodoro, 2006).

Outra situação é a disponibilidade de nutrientes: em primeiro lugar, serão utilizados os substratos mais fáceis de degradar e, sucessivamente, os substratos mais difíceis de serem degradados (Cunha Queda, 1999). Um arejamento adequado, água e nutrientes disponíveis, estimulam o crescimento dos microorganismos. O pH também influencia a evolução da população de microorganismos, sendo que o valor ótimo para a maioria dos microorganismos varia entre 5,5 e 8,5 (Brito, 2005).

### 2.10. QUALIDADE DOS COMPOSTOS

Facilmente se percebe a importância que o fator qualidade tem quando nos referimos a transformações de matéria orgânica para fins agrícolas. Esta qualidade depende dos cuidados que se verificam ao longo de todo o processo de compostagem, da tecnologia utilizada, das matérias-primas, do grau de estabilidade e de maturação do produto final, bem como do seu conteúdo em matéria orgânica e presença de substâncias potencialmente perigosas e indesejáveis ao ambiente e às normas de qualidade (Teodoro, 2006). Pode-se assim entender por qualidade do composto para fins agrícolas como sendo a sua aptidão para ser utilizado, com os benefícios inerentes, na agricultura, sem que daí advenham efeitos negativos no solo, plantas, animais, homem e no ambiente, em geral (Gonçalves, 1999).

De acordo com Cunha Queda (1999), se os materiais a compostar não tiverem qualidade, o produto final será afetado. De facto, se uma biomassa apresentar, por exemplo, metais pesados, o

teor destes não diminuirá com este tratamento. Assim, para obter bons compostos devemos partir de biomassas putrescíveis com qualidade. A compostagem é mais do que um tratamento de resíduos, é uma forma de obtenção de produtos, cuja qualidade final nunca deverá ser esquecida. Caso apenas seja vista como um tratamento, corremos o risco de obter produtos que irão causar sérios problemas aquando da sua aplicação aos solos, problemas esses que nem sempre são imediatamente detetáveis.

Numa avaliação global da qualidade dos compostos, devem ser considerados os aspetos relacionados com os impactos ambientais, agronómicos e os relacionados com a estabilidade e a maturação dos compostos (Cunha Queda, 1999).

Efetuando-se uma monitorização ao longo de todo o processo, obtém-se a informação necessária para manter a elevada qualidade do processo e conseqüentemente do produto final – o composto (U.S.EPA, 1997), como também se torna possível efetuar correções de forma a obter-se a qualidade desejada.

A nível da UE não existe uma norma específica para a avaliação da qualidade de produtos provenientes da compostagem (Teodoro, 2006). Alguns países da UE têm padrões de qualidade para aplicação agrícola de compostos, com especial relevo para os valores dos teores de metais pesados (Russo, 2003), mas não se verifica uniformidade nem para os parâmetros de avaliação, nem para os valores indicados.

Com vista a uma melhoria da gestão de resíduos biodegradáveis, no ano de 2001 a Comissão Europeia criou um documento de trabalho intitulado como “Biological Treatment of Biowaste, 2<sup>nd</sup> draft” (DG Env. A.2.), onde se referia a necessidade dos compostos serem inseridos em classes de qualidade ambiental, como consta no seu Anexo III e que neste trabalho se apresenta no Anexo V, com vista à sua utilização para fins agrícolas. De acordo com esta proposta as classes de compostos são elaboradas em função da concentração de metais pesados.

Em Portugal, Gonçalves *et al.* (2004) apresentaram a “Proposta de norma técnica sobre qualidade e utilizações do composto” onde se define uma qualidade mínima admissível do composto e dos níveis de exigências relativamente a alguns parâmetros para que seja possível a sua aplicação na agricultura. Após várias revisões, na última versão datada de Dezembro de 2008 e intitulada “Especificações Técnicas sobre Qualidade e Utilizações do Composto” (Anónimo, 2008), são estabelecidas classes de qualidade para o composto em função de alguns parâmetros e fixados os critérios para a sua utilização bem como as restrições julgadas convenientes para evitar efeitos indesejáveis para o solo, água, plantas, animais e seres humanos (Cunha Queda *et al.*, 2010). São

estabelecidas quatro classes de qualidade de acordo com a concentração de metais pesados, materiais inertes antropogênicos e pedras. Desta forma, será apenas permitida a utilização na agricultura compostos considerados de qualidade (Teodoro, 2006). Este mesmo documento refere que a comercialização de Composto devidamente higienizado será garantida pela ausência no mesmo de *Salmonella spp.* em 25 g de matéria fresca, bem como pela fixação de um limite máximo admissível no número mais provável (NMP) de 1000 NMP/g do microrganismo *Escherichia coli*, indicador de contaminação fecal (Anónimo, 2008). Na proposta para as Especificações Técnicas é ainda referido que o Composto deve apresentar um teor de humidade inferior a 40%; em relação à granulometria, 99% do material deverá passar por um crivo (de malha quadrada) de 25 mm; o teor de matéria orgânica do composto para uso generalizado na agricultura, reportado ao peso seco, deverá ser superior a 30% e relativamente ao pH este deverá situar-se entre 5,5 e 8,5 (Anónimo, 2008).

A garantia do cumprimento de normas de qualidade para compostos leva a um aumento da confiança dos consumidores no produto final e aumenta as possibilidades de diversificação das suas aplicações. Para se obter um produto final de elevada qualidade é importante obter uma matéria-prima de elevada qualidade e não contaminada. Uma matéria-prima pura recolhida através de um sistema de recolha seletiva cumpre mais facilmente com as normas de qualidade para composto, produzindo um produto de fácil comercialização e aplicação, o que se traduz em vantagens para o meio ambiente (DG do Ambiente, 2000).

Na avaliação da qualidade dos compostos é muito importante avaliar a sua estabilidade e maturação, e dada a inexistência de um método universal para proceder à avaliação, torna-se necessário recorrer a vários métodos para indicar uma conclusão segura sobre a qualidade dos compostos.

### 2.10.1. AVALIAÇÃO DA ESTABILIZAÇÃO/MATURAÇÃO DOS COMPOSTOS

De acordo com Cunha Queda (1999), a estabilidade e maturação dos compostos são na realidade conceitos diferentes, estando efetivamente relacionados com as fases do processo. No entanto, ambos os conceitos integram o conceito de qualidade dos compostos, e esta é um reflexo quer dos resíduos utilizados quer do processo de compostagem, bem como da forma como o mesmo decorreu.

Haug (1980) refere que o termo estabilização tem sido utilizado com o significado de oxidação dos materiais orgânicos e a sua conversão em formas menos suscetíveis de serem degradadas, ou seja,

mais estáveis, e que, embora sejam ainda passíveis de degradação, apenas o são numa taxa muito menor quando comparados com os materiais iniciais.

Por sua vez, Buchanan *et al* (2002), definem estabilidade como uma fase específica da decomposição ou estado da matéria orgânica durante a compostagem, estando assim relacionada com o tipo de compostos orgânicos existentes e a respetiva atividade microbiológica daí resultante.

Cunha Queda *et al.* (2002) menciona que a estabilidade de um composto pode ser designada como resultado da elevada taxa de reações microbiológicas que ocorrem durante a fase ativa do processo, enquanto a maturação aparece, pelo contrário, como efeito da fase de *curing*.

O conhecimento da estabilidade dos compostos é importante, na medida em que fornece informações acerca do processo, bem como permite comparar a eficiência de diferentes sistemas de compostagem. Cintra (2003) acrescenta que também se trata de um parâmetro necessário na determinação do potencial impacto que terá a aplicação do composto ao solo, principalmente na disponibilidade de nutrientes e de oxigénio (devido à atividade microbiológica do composto).

He *et al.* (1992) referem que a maturação de um composto, a qual, pode ser definida como o grau de estabilidade das suas propriedades físicas, químicas e biológicas, é um fator importante que afeta o sucesso da utilização agrícola dos compostos bem como os impactes ambientais provocados pela utilização dos mesmos. Buchanan *et al.* (2002) corroboraram a definição anterior considerando a maturação como o grau de acabamento do processo de compostagem, e como tal, os compostos não maturados podem exibir um potencial negativo no desenvolvimento das plantas.

O grau de maturação tem uma importância fundamental na avaliação da qualidade do composto de RSU uma vez que condiciona a sua utilização agronómica, o valor económico e a segurança dos utilizadores, plantas, ambiente e saúde pública. No interesse dos consumidores, dos próprios produtores e da agricultura em geral é, assim, imprescindível que se criem condições, nas estações de compostagem, para que o produto final se apresente não só devidamente higienizado mas também com um grau de maturação que permita evitar inconvenientes (Gonçalves, 1999).

Estão publicados numerosos trabalhos propondo metodologias, fundamentadas na utilização de índices ou valores de referência para os parâmetros que permitem, direta ou indiretamente, caracterizar a fração orgânica do composto, destinadas à avaliação do grau de maturação (Gonçalves, 1999). Cunha Queda (1999) acrescenta que são vários os parâmetros que têm sido propostos para a avaliação da estabilidade e da maturação dos compostos, verificando-se que, não existe um único parâmetro que, por si só, permita avaliar a qualidade dos compostos.

Seguidamente apresentam-se os vários métodos existentes para avaliar a estabilidade/maturação de compostos (quadro 4).

**Quadro 4** - Métodos utilizados para a avaliação da estabilização/maturação de compostos (Inbar et al., 1990 e He et al., 1992).

MÉTODOS QUÍMICOS	MÉTODOS FÍSICOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Relação C/N;</li> <li>● Iões solúveis em água (ex: <math>\text{NO}_3^-</math>, <math>\text{NH}_4^+</math>);</li> <li>● Matéria orgânica solúvel em água;</li> <li>● Capacidade de troca catiónica;</li> <li>● Composição da fibra bruta;</li> <li>● pH;</li> <li>● Substâncias degradáveis.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Temperatura;</li> <li>● Cor;</li> <li>● Odor;</li> <li>● Granulometria;</li> <li>● Teores de ar e água.</li> </ul>
<b>ENSAIOS MICROBIOLÓGICOS</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Microrganismos indicadores;</li> <li>● Taxa de respiração;</li> <li>● Atividade e biomassa dos microrganismos;</li> <li>● Supressão de fitopagénios.</li> </ul>	
<b>ENSAIOS BIOLÓGICOS</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Germinação de agrião em extrato aquoso (teste de fitotoxicidade);</li> <li>● Crescimento de azevém em substratos com composto;</li> <li>● Desenvolvimento de plântulas em extratos aquosos e no composto.</li> </ul>	
<b>ESPECTROSCOPIA</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Em fase sólida;</li> <li>● Infravermelhos.</li> </ul>	
<b>GRAU DE HUMIFICAÇÃO</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>● Substâncias húmicas totais;</li> <li>● Teores e relações de ácidos húmicos, fúlvicos e de frações não húmicas;</li> <li>● Teores de grupos funcionais.</li> </ul>	

### I. TESTE DE AUTO-AQUECIMENTO

Trata-se de um método relacionado com a atividade biológica e que consiste em avaliar a variação da temperatura de uma amostra de composto colocada num recipiente térmico (*Dewar flask*), em intervalos regulares e durante vários dias (na metodologia são propostas 72 horas, mas o aconselhado são 10 dias).

Morais (2003) indica que a classe de estabilidade da amostra de composto será determinada pela temperatura máxima atingida pela amostra quando colocada no recipiente adiabático. O valor máximo de temperatura alcançada em função da atividade biológica vai depender do estado de degradação da matéria orgânica do composto (Cintra, 2003).

Segundo o documento de referência LAGA-Merkblatt M10 (1995) os compostos são classificados em função da temperatura máxima alcançada neste teste (quadro 5).

**Quadro 5** - Classes de estabilidade para compostos  
(LAGA-Merkblatt M10, 1995).

Classe de estabilidade	Temperatura máxima (°C)	Designação do produto
I	> 60	Matéria orgânica fresca
II	50 - 60	Composto fresco
III	40 - 50	Composto fresco
IV	30 - 40	Composto maturado
V	< 30	Composto maturado

### II. FITOTOXICIDADE

A fitotoxicidade refere-se a qualquer substância, orgânica ou inorgânica, que seja tóxica e prejudicial para as plantas (Epstein, 2011). Este termo está normalmente associado ao fenómeno de acumulação, nos tecidos das plantas, de substâncias potencialmente nocivas, em níveis que podem afetar o seu crescimento e desenvolvimento ótimos (Morais, 2003). O autor refere ainda que a ausência de fitotoxicidade relaciona-se com o grau de maturação alcançado pelo composto.

As substâncias responsáveis pela fitotoxicidade são normalmente produzidas na fase ativa da compostagem, na qual a população microbiana mesófila inicial, predominada pelas bactérias, aumenta exponencialmente originando uma exaustão dos substratos disponíveis. No entanto, estas substâncias são gradualmente metabolizadas ao longo da fase termófila (Zucconi *et al.*, 1981a;

Zucconi *et al.*, 1987), contrariamente ao que acontece nos processos anaeróbios, caracterizados por elevados níveis de toxicidade que persistem nos produtos finais (Morais, 2003).

Geralmente a fitotoxicidade é avaliada recorrendo a ensaios simulando as condições de utilização pretendidas (Candeias, 1996), como é o caso do Índice de Germinação de sementes e do Índice de Crescimento de plantas consideradas indicadoras.

i. Índice de Germinação (IG):

Os ensaios de germinação têm como objetivo comprovar os possíveis efeitos fitotóxicos dos materiais, e consistem em determinar, comparando com uma testemunha (ensaio em branco), a percentagem de germinação na presença de uma amostra de composto (Cordeiro, 2010).

Zucconi *et al.* (1981b e 1985) propuseram a avaliação da fitotoxicidade através da determinação do IG com *Lepidium sativum* L., para diferentes concentrações de extrato aquoso esterilizado por filtração, o qual se obtém por extração da amostra de composto, previamente humedecida a 60% à pressão de 250 atm, durante 15 minutos.

Um composto é considerado não fitotóxico se o seu índice de germinação (IG) for superior a 60%, para a diluição de 30% do extrato obtido por pressão (Pera *et al.*, 1991).

ii. Índice de Crescimento (IC):

Estes testes são realizados também para avaliar os possíveis efeitos fitotóxicos dos materiais, e consistem em determinar, comparando com uma testemunha (ensaio em branco), a percentagem do índice de crescimento na presença de uma amostra de composto (Cordeiro, 2010).

A realização dos ensaios de crescimento são efetuados com uma mistura de cada composto que se pretende avaliar com um solo artificial, nas proporções de 1/3 (v/v) de composto e 2/3 (v/v) do solo artificial, o qual foi preparado com turfa, perlite e areia nas proporções de 1/3 (v/v) de turfa, 1/3 (v/v) de perlite e 1/3 (v/v) de areia (CAN/BNQ, 1996 modificado em 1997).

Os ensaios decorrem durante 14 dias contados após a germinação de pelo menos 50% das sementes nas caixas testemunhas e ao fim desse tempo avaliam-se os pesos secos dos materiais vegetais obtidos nos ensaios com e sem amostra, valores com os quais se calcula o índice de crescimento (Cordeiro, 2010).

Segundo o CCME (1996) o IC deve ser superior a 50% para ensaios com *Lepidium sativum* L., na presença da amostra de composto.

## 2.11. PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

### 2.11.1. INTRODUÇÃO

A abordagem aos plásticos biodegradáveis começou a receber uma grande atenção no início de 1970, tendo sido inicialmente introduzida no mercado em 1980. Estes produtos biodegradáveis de primeira geração foram obtidos a partir de compostos de resinas convencionais, tais como as poliolefinas (Ebnesajjad, 2012), misturados com amido ou outra substância orgânica. À medida que o amido era consumido pelos microrganismos, os produtos dividiam-se em pequenas partículas de poliolefinas ao longo do tempo, devido à biodegradabilidade do amido ou pela fotodegradação dos polímeros de poliolefinas.

Para estes resíduos biodegradáveis espera-se que apresentem uma natureza tal que os possibilite de sofrer decomposição física, química, térmica ou biológica, de tal forma que parte do composto final se decomponha em CO<sub>2</sub>, água e biomassa.

Recentemente, organizações nacionais e internacionais de normalização, tais como, a Organização Internacional de Normalização (ISO), a Sociedade Americana de Testes e Materiais (ASTM), Associação de Normalização Japonesa (JIS) e a Organização Europeia de Normalização (EN), desenvolveram definições relacionadas com a degradação de plásticos. Hoje em dia, as normas ISO e ASTM existentes descrevem pormenorizadamente os conceitos de "biodegradável" e "compostável".

As especificações ASTM D-6400 determinam se os plásticos e os produtos feitos a partir de plásticos apresentarão uma taxa de biodegradabilidade comparável à de outros materiais compostáveis e já conhecidos, ou seja, se serão compostados satisfatoriamente. Além disso a degradabilidade dos materiais deve ser assegurada para não diminuir a qualidade e o valor do composto final obtido.

A norma internacional ISO 17088 especifica métodos de ensaio e requisitos para determinar e definir designações dos produtos plásticos obtidos dos plásticos e que se destinam a ser recuperados por compostagem.

A norma europeia EN 13432, publicada no Jornal Oficial das Comunidades Europeias, relativa às embalagens e aos requisitos para embalagens valorizáveis por compostagem e biodegradabilidade, está ligada à diretiva europeia relativa a embalagens e resíduos de embalagens e que define as exigências necessárias para as embalagens serem consideradas recuperáveis (94/62/CE). A EN 13432 amplia estes requisitos com relação à valorização orgânica, uma vez que se trata de uma opção de tratamento biológico que leva à redução e à reciclagem das embalagens e dos resíduos de embalagens. Desta forma, cabe à EN 13432 definir as características necessárias para um

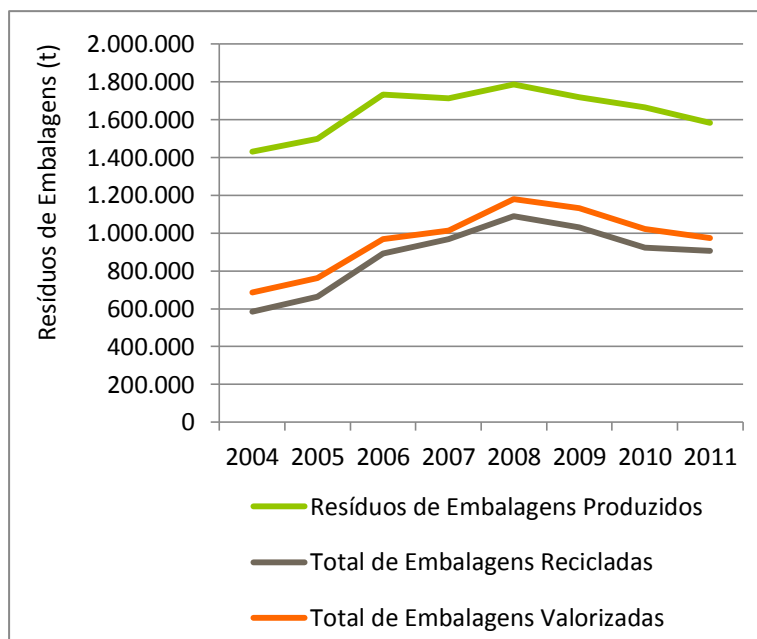
determinado resíduo ser considerado compostável e, por isso, ser reciclado através da compostagem de resíduos sólidos orgânicos.

Quanto à norma europeia EN 14995, relativa aos plásticos e à avaliação da sua compostabilidade, amplia o âmbito de plásticos usados em aplicações sem ser de embalagens. É bastante idêntica à norma anterior, contudo os plásticos aqui tratados não são plásticos de embalagens.

### 2.11.2. SITUAÇÃO DOS RESÍDUOS DE EMBALAGEM (RE) E DOS PLÁSTICOS EM PORTUGAL

Portugal assumiu o compromisso de alcançar as metas de reciclagem de resíduos de embalagens (RE) fixadas pela Diretiva 94/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Dezembro, alterada pela Diretiva 2004/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 11 de Fevereiro, que vincula ao cumprimento até ao final de 2011 de um mínimo de valorização de 60% (em peso), do qual pelo menos 55% deverá corresponder à reciclagem material, com metas sectoriais mínimas de reciclagem: 60% para RE de papel/cartão e vidro, de 50% para o metal, de 22,5% para o plástico e de 15% para a madeira (APA, 2012).

Os resíduos de embalagem (RE) são cada vez mais depositados pelas populações nos Ecopontos e subdividem-se essencialmente em quatro tipos: papel/cartão, vidro, plástico e metal.



No ano de 2011, foram produzidas cerca de 1 584 mil toneladas de RE, valor que se mostra inferior ao registado em 2010 (1 722 mil ton). Entre 2004 e 2006 assistiu-se a um aumento da quantidade de RE produzidos, seguida de uma estabilização entre 2006 e 2008, sendo que nos últimos três anos se registou um ligeiro decréscimo nas quantidades produzidas (figura 10).

**Figura 10** - Produção de RE face às quantidades recicladas e valorizadas em Portugal, entre 2004 e 2011 (APA, 2012).

A taxa de reciclagem atingida foi de 57%, valor ligeiramente superior ao verificado no ano de 2010 (56%), tendo cumprido e ultrapassado a meta prevista para 2011 (55%) (figura 11).

Relativamente à valorização global a meta definida foi também atingida, tendo-se verificado uma valorização de 62%, sendo que a meta imposta era de 60% (figura 12).

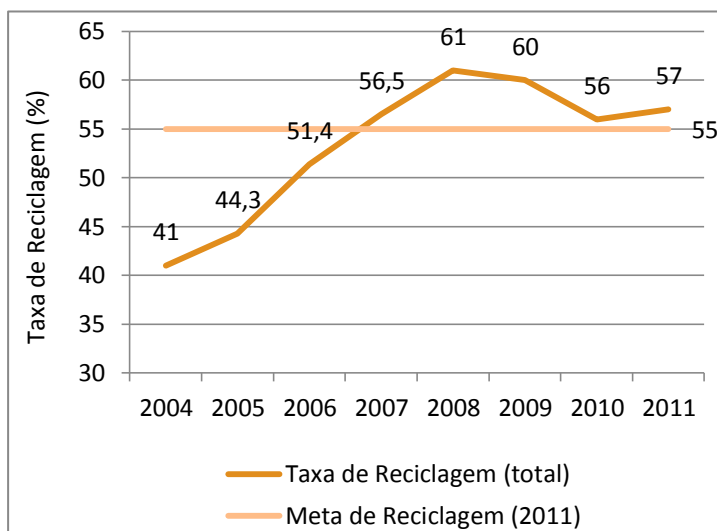


Figura 11 - Taxa de Reciclagem de RE em Portugal (APA, 2012).

Entre 2007 e 2010, foram recolhidos seletivamente cerca de 1,7 milhões de toneladas de resíduos. Os resíduos de papel/cartão surgem como os mais recuperados, representando perto de 43% do total de RE. Próximo destes estão os resíduos de vidro, com uma média de 40% de recuperação, seguido dos resíduos de embalagens com um peso relativo de 17%. A recolha de resíduos de pilhas e acumuladores representa menos de 1% do total recuperado neste final de década (figura 13).

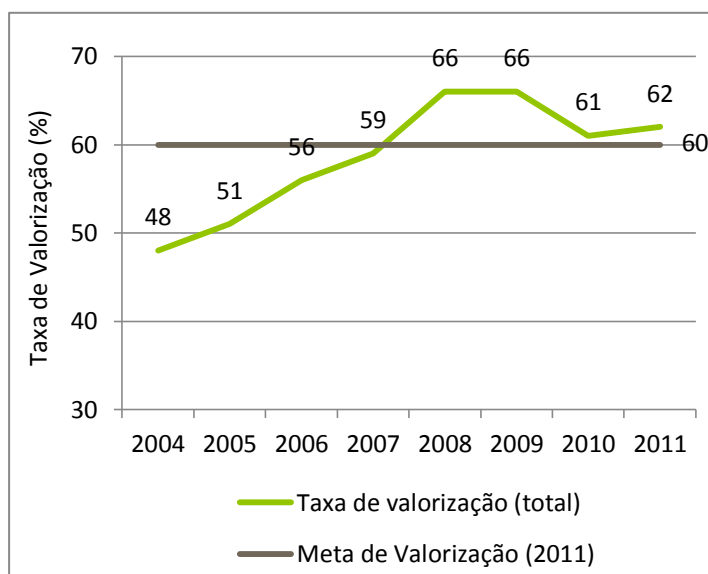


Figura 12 - Taxa de Valorização de RE em Portugal (APA, 2012).

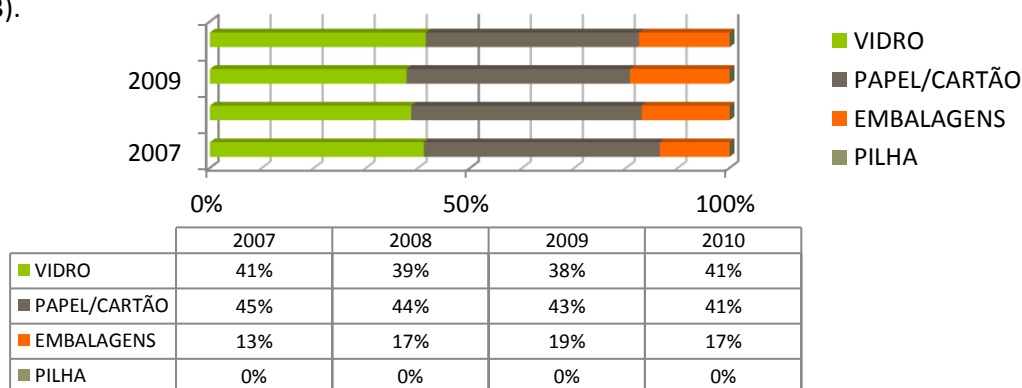


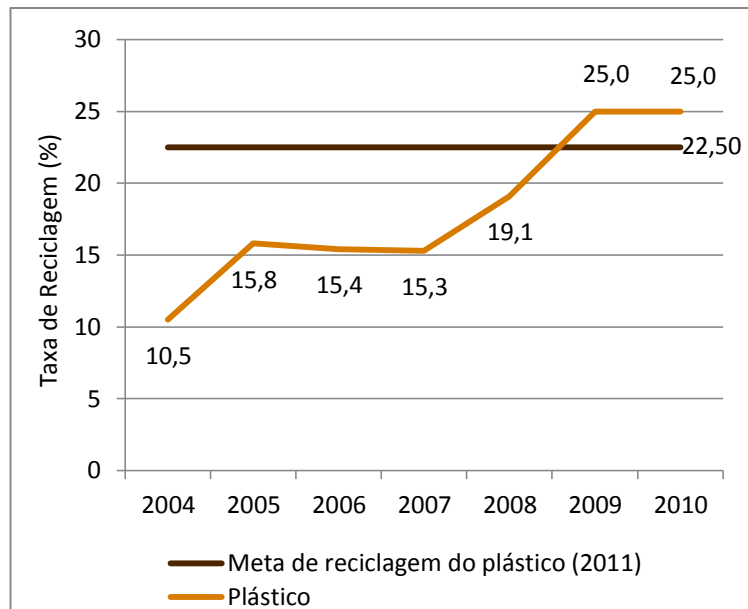
Figura 13 - RU recolhidos seletivamente em Portugal, por principais materiais (INE, 2011).

No ano de 2010, de todos os resíduos de embalagens (RE) produzidos (1 722 mil ton) e reciclados (62%) no nosso país, o plástico foi dos RE com menor taxa de reciclagem, conjuntamente com os RE de vidro, sendo o seu valor estimado em 25%. Ainda assim, este valor apresenta-se superior à meta imposta para 2011, uma vez que segundo a Directiva 2004/12/CE é estipulada uma meta mínima de reciclagem de 22,5% para RE de plástico (APA, 2011).

Para o período de análise de 2004 a 2010, as taxas de reciclagem das embalagens de plástico mantiveram-se sempre abaixo da meta imposta (22,5%), sendo que apenas em 2009 a meta foi superada e mantida em 2010, com uma taxa a atingir os 25% (figura 14).

Como se pode observar para o ano de 2011, Portugal cumpriu as metas definidas pela Directiva 94/62/CE, de 20 de Dezembro no que se refere à reciclagem e valorização.

Considera-se que a manter-se o crescimento apresentado nestes últimos anos, bem como as acções desenvolvidas, Portugal irá dar cumprimento às metas estabelecidas para 2012 em todos os materiais.



**Figura 14** - Taxa de Reciclagem das embalagens de plástico entre 2004 e 2010 (INE, 2011).

### 2.11.3. APLICAÇÃO DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS

#### 2.11.3.1. PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS

A maior parte das definições de biodegradabilidade baseiam-se no mesmo conceito: a ação de degradação dos microrganismos sob um determinado material e a sua conversão em CO<sub>2</sub> ou metano e água (ASTM D-6400; ISO 17088; Rudnik, 2008).

Segundo Briassoulis & Dejean (2010), os plásticos biodegradáveis são os plásticos cujo processo de degradação resulta da ação natural de microrganismos tais como bactérias, fungos e algas.

Assim sendo, um plástico pode ser degradável sem ser obrigatoriamente biodegradável, uma vez que é possível se desintegrar em partículas de menores dimensões, sem ser assimilado pelos

microrganismos. Um plástico pode ainda ser degradável ou até mesmo biodegradável sem ser compostável, se o processo de biodegradação ocorrer a uma taxa demasiado lenta para poder ser considerada compostagem (Rudnik, 2008).

### 2.11.3.2. PLÁSTICOS COMPOSTÁVEIS

Segundo algumas opiniões, os plásticos compostáveis são plásticos que sofrem degradação através de processos biológicos juntamente com outros materiais compostáveis conhecidos, ao longo do processo de compostagem, obtendo-se CO<sub>2</sub>, água, compostos inorgânicos e biomassa a uma taxa constante, não deixando resíduos visualmente distinguíveis ou tóxicos (ASTM D-6400; ISO 17088; Rudnik, 2008).

A Organização Internacional de Normalização (ISO/DIS 17088) especifica os requisitos e métodos de ensaio necessários para determinar e designar os produtos plásticos feitos a partir de plásticos destinados a serem recuperados pela compostagem. Estabelece particularmente os requisitos necessários para designar determinados materiais e produtos, incluindo embalagens feitas de plásticos, como “compostáveis”, “compostáveis em instalações municipais e industriais de compostagem ” ou como “biodegradáveis durante a compostagem” (Rudnik, 2008).

Os plásticos devidamente certificados como compostáveis, são concebidos a priori para um determinado método de eliminação segura, e que tal como o próprio nome indica, se trata da compostagem (Rudnik, 2008). Isto significa que, no final da sua vida útil, estes materiais podem ser enviados para o fluxo de resíduos para serem biodegradados pelo processo de compostagem. Os microrganismos, como as bactérias e os fungos, podem, através das suas enzimas, digerir a estrutura da cadeia de polímeros compostáveis, como fonte de nutrição. É a estrutura química do polímero, especialmente o seu tipo de ligação química, que define a possibilidade de degradação e em que medida é que os microrganismos podem degradar um determinado material. Esta é uma das principais razões pela qual certos polímeros sintéticos podem ser compostados.

A diferença entre os plásticos biodegradáveis e compostáveis consiste em exigências adicionais para este último tipo de plásticos. Para além de todo o processo de biodegradação, os plásticos compostáveis devem satisfazer outros critérios, tais como a compatibilidade com o processo de compostagem, sem efeitos negativos na qualidade do composto e a uma taxa de degradação constante e compatível com a de outras biomassas de compostagem conhecidas.

Em conformidade com a norma europeia EN 13432 ou com a norma EN 14995, é possível comprovar o sucesso no processo de compostagem da aplicação deste tipo de plásticos. Ambas as

normas definem as especificações técnicas para a compostagem de produtos plásticos biodegradáveis. Para resumir, os requisitos que um material deve satisfazer para ser considerado compostável são (ASTM D-6400; EN 13432; ISO 17088; Rudnik, 2008):

- Biodegradabilidade – mineralização pelos microrganismos, com obtenção de CO<sub>2</sub>, água e biomassa a uma taxa idêntica à de outras biomassas naturais (papel, alimentos e resíduos verdes);
- Desintegrabilidade no processo – completando a biodegradabilidade necessária à obtenção do composto;
- Ausência de efeitos negativos nos sistemas de compostagem – a introdução dos resíduos de embalagens não deverá ter um impacto negativo sobre o funcionamento da instalação;
- Qualidade do composto - os teores de metais pesados e de outras substâncias prejudiciais ao composto devem ser inferiores a valores pré-definidos e não se devem registar efeitos negativos ou fitotoxicidade no composto.

#### 2.11.4. FAPIL – INDÚSTRIA DE ESCOVARIA, S.A.

A Fapil foi fundada em 1975, a sua denominação era Fapil – Fábrica de Pincelaria, Lda., pois dedicava-se à produção de pincéis e trinchas. Nos anos seguintes evoluiu para a produção de vassouras, escovas (de uso doméstico, pessoal e industrial), esfregonas e artigos de toilette, conduzindo a um crescimento forte e expressivo. A partir de 1986 iniciou-se um novo ciclo, com novos projetos, desde a implementação de novas instalações fabris e armazenagem, à alteração da denominação social e tipo de sociedade, Fapil – Indústria de Escovaria, S.A.

A empresa encontra-se sediada no Concelho de Mafra, mais concretamente na Malveira, e pretende disponibilizar no mercado produtos de utilidade doméstica que auxiliem na higiene, limpeza, e arrumação do lar, procurando de uma forma sustentável satisfazer as necessidades dos seus clientes e consumidores.

Uma vez que a ética, a qualidade, a segurança e a sustentabilidade e preservação do ambiente, são critérios constantes nos valores definidos por esta empresa, a Fapil S.A. desenvolveu os sacos βios. Estes sacos apresentam como principais características o facto de serem biodegradáveis e compostáveis, o que contribui para minimizar o seu impacto ambiental. A sua total inovação assenta no facto de se utilizarem na sua produção matérias-primas vegetais como o amido de milho (recursos naturais renováveis), evitando a excessiva utilização de recursos não renováveis.

Desta forma, os sacos βios respondem às expectativas e às necessidades da sociedade moderna, mostrando-se ideais para a separação, recolha e tratamento da matéria orgânica, através do processo de compostagem, dado os sacos βios e a matéria orgânica nele armazenada transformarem-se em composto.

Os sacos βios podem ser utilizados para o uso comum e reutilizados em casa para a recolha seletiva dos resíduos urbanos biodegradáveis. As dimensões que se podem encontrar destes sacos são várias, e vão desde o saco normal de supermercado (45 x 55cm), aos sacos com capacidades para 30 litros, passando pelas capacidades de 10 e de 20 litros. Na figura 15 mostram-se alguns dos sacos produzidos pela Fapil.



**Figura 15** - Sacos βios da Fapil: embalados (à esquerda); saco βios de alças (ao centro); saco βios de 30 Litros (à direita).

A matéria orgânica que se pode depositar neste tipo de sacos corresponde aos RUB que diariamente se produzem nas habitações e nos serviços de restauração: cascas e/ou caroços de frutos, legumes e ovos; restos de preparação das refeições; sobras de comida (incluindo ossos e espinhas); pão e bolos; borras de café e saquetas de chá; aparas de plantas; cinzas e serradura; alimentos estragados ou fora do prazo de validade, retirados das embalagens; toalhas de papel, guardanapos, papel de cozinha e lenços de papel.

Segundo a Fapil, para uma eficiente recolha seletiva da matéria orgânica, com vista à produção de um composto de qualidade, são várias as vantagens emergentes da utilização dos sacos βios:

- I. Respeita o ciclo de vida do produto;
- II. Diminui a utilização de recursos energéticos, uma vez que utiliza recursos naturais renováveis (milho, girassol, etc.);
- III. Reduz as emissões de CO<sub>2</sub>, de GEE e o aquecimento global;
- IV. Reduz a erosão dos solos e a contaminação das águas;
- V. Não é um produto tóxico para os organismos terrestres e aquáticos.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio do Ecoparque de Setúbal, pertencente à AMARSUL S.A., uma vez que esta nos facilitou o acompanhamento e monitorização do processo de compostagem que é realizado nas suas instalações da Central de Compostagem de Setúbal (CCS) e nos facultou as amostras da fração orgânica em diferentes fases do processo de compostagem (figura 16).

Desta forma o trabalho consistiu no acompanhamento da fração orgânica, proveniente de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de recolha indiferenciada (sem separação na fonte e sem recolha seletiva) e de resíduos verdes obtidos na recolha seletiva, ao longo de todo o processo de compostagem, inicialmente no seu estado fresco e, posteriormente nos seus diferentes graus de estabilidade e de maturação.



**Figura 16** - Central de Compostagem (Setúbal), AMARSUL S.A.  
(Fonte: Google Maps).

#### 3.1. DESCRIÇÃO DA AMARSUL S.A.

A AMARSUL, Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A., foi constituída através do Decreto-Lei nº 53/97, de 4 de Março de 1997, o qual determina a criação do Sistema Multimunicipal (SMM) de Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos da Margem Sul do Tejo, atribuindo-lhe o exclusivo da exploração e gestão do SMM, em regime de concessão, por um prazo de 25 anos. É, assim, a empresa responsável pelo tratamento e valorização dos RSU produzidos na Península de Setúbal, servindo uma população de cerca de 800.000 habitantes, numa área total de 1 522 km<sup>2</sup> (Fonte: [www.amarsul.pt](http://www.amarsul.pt)).

O capital social da AMARSUL pertence em 51% à EGF. - Empresa Geral do Fomento, S.A. (detida a 100 % pela AdP - Águas de Portugal, SGPS, S.A.) e 49% aos 9 municípios inseridos na área de atuação

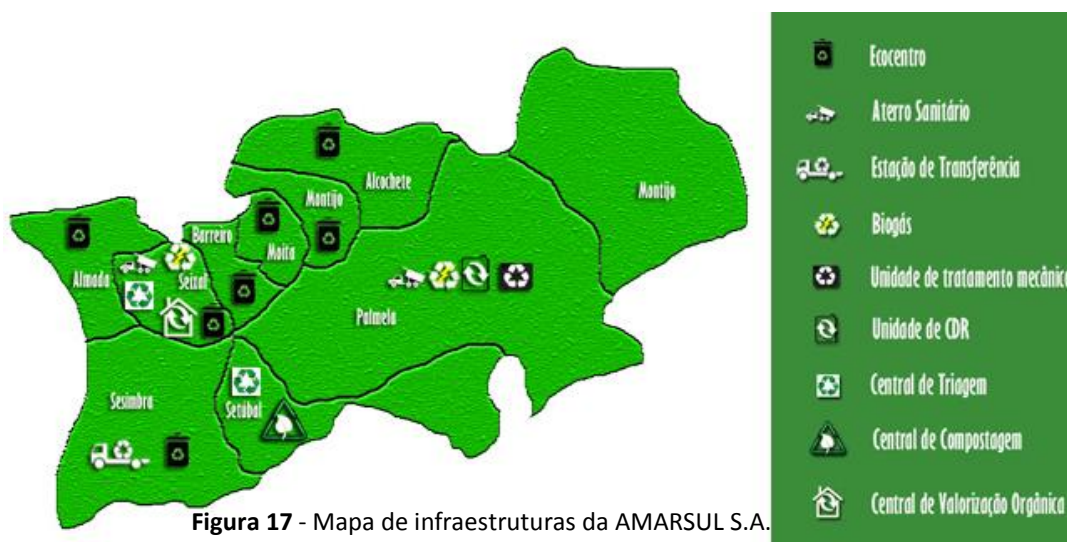
(Alcochete, Almada, Barreiro, Moita, Montijo, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal).

A atividade da AMARSUL engloba o tratamento de RSU, o sistema integrado de recolha seletiva, que compreende a recolha (ecopontos e ecocentros) e triagem dos materiais destinados à reciclagem ou a outra forma de valorização e o aproveitamento energético do biogás proveniente do aterro (Fonte: [www.amarsul.pt](http://www.amarsul.pt)).

Para o desenvolvimento da sua atividade a AMARSUL possui as seguintes infraestruturas que integram os seus 3 Ecoparques, localizados em Palmela, Seixal e Setúbal (figura 17):

- 7 Ecocentros (Almada, Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo, Seixal e Sesimbra);
- 1 Rede com cerca de 2500 ecopontos distribuídos pelos Concelhos que integram o Sistema;
- 2 Aterros Sanitários (Ecoparque de Palmela e do Seixal);
- 1 Estação de Compostagem de resíduos provenientes da recolha indiferenciada (Ecoparque de Setúbal);
- 1 Estação de Triagem e Enfardamento Automática de materiais recolhidos seletivamente (Ecoparque do Seixal);
- 2 Sistemas de Aproveitamento Energético de Biogás (Ecoparque de Palmela e do Seixal);
- 1 Estação de Transferência (Sesimbra);
- 1 Unidade de Tratamento Mecânico (Ecoparque de Palmela);
- 1 Unidade de Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos - CDR (Ecoparque de Palmela).

Atualmente encontra-se em fase de construção 1 Central de Valorização Orgânica (Ecoparque do Seixal).



**Figura 17** - Mapa de infraestruturas da AMARSUL S.A.  
(Fonte: [www.amarsul.pt](http://www.amarsul.pt)).



composto produzido pelo Ecoparque de Setúbal da AMARSUL S.A. é comercializado pela mesma e designa-se AMARTERRA. Este composto agrícola é um valor acrescentado para as culturas e uma solução 100% orgânica, sendo por isso ideal para a agricultura uma vez que pode ser utilizado como fertilizante/corretivo orgânico (Fonte: [www.amarsul.pt](http://www.amarsul.pt)).

No quadro 6 encontram-se algumas das quantidades obtidas pelas atividades operacionais da AMARSUL entre 2008 e 2011. Os valores obtidos são anuais e dizem respeito aos resíduos rececionados nas instalações da AMARSUL, e deste total, as quantidades de RSU recebidos e valorizados no Ecoparque de Setúbal.

**Quadro 6** - Quantidades anuais (toneladas) de resíduos entrados na AMARSUL S.A. e RSU valorizados pelo Ecoparque de Setúbal

(Fonte: AMARSUL - Relatório e Contas 2008, 2010 e 2011).

ANO	RESÍDUOS RECEPCIONADOS NAS INSTALAÇÕES (toneladas)	RSU VALORIZADOS NO ECOPARQUE DE SETÚBAL (toneladas)	PERCENTAGEM DE RSU VALORIZADOS NO ECOPARQUE DE SETÚBAL (%)
2008	766 754	58 358	7,6
2009	736 084	64 030	8,7
2010	617 311	64 468	10,4
2011	626 026	39 949	6,4

Da informação disponível nos relatórios e contas da AMARSUL, sabe-se que, das 64.468 toneladas de resíduos valorizados no Ecoparque de Setúbal em 2010, 58.412 toneladas disseram respeito à recolha indiferenciada, 3.360 toneladas correspondem a entregas de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) por particulares e 2.695 toneladas resultaram da recolha seletiva de resíduos verdes.

Relativamente ao ano de 2011, das 39.949 toneladas de resíduos tratados e valorizados no Ecoparque de Setúbal, 37.844 toneladas referiram-se à recolha indiferenciada e as restantes 2.105 toneladas foram provenientes da recolha seletiva de resíduos verdes.

Para uma análise coerente da evolução dos RSU tratados na CCS, torna-se importante salientar que no ano de 2011 a instalação sofreu uma paragem para implementar um sistema de triagem automático de embalagens plásticas (sistema de leitura ótica).

### 3.2. BIOMASSAS UTILIZADAS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM



**Figura 19** - Resíduos Verdes antes da trituração.

Os resíduos utilizados para este estudo são aqueles que chegam ao Ecoparque de Setúbal, trata-se portanto de RSU provenientes da recolha indiferenciada e de resíduos verdes obtidos na recolha seletiva. Após a sua receção, os resíduos verdes são triturados e os RSU sofrem uma triagem de modo a se obter resíduos que constituam uma biomassa putrescível que ao ser compostada permita a obtenção de compostos de elevada qualidade (figuras 19 e 20).

A maior parte dos resíduos entrados no Ecoparque de Setúbal tiveram como origem o município de Setúbal, sendo que o município de Palmela e particulares também contribuem mas numa percentagem muito inferior.

Os resíduos verdes recebidos nas instalações são provenientes de sobras resultantes da manutenção de jardins e de espaços verdes, sendo constituídos por relva cortada e outra vegetação rasteira, assim como por ramos de árvores. Como alguns dos resíduos são de maiores dimensões, todo o material rececionado sofre uma trituração prévia, realizada por um equipamento específico para o efeito, reduzindo-se, assim, a sua dimensão.



**Figura 20** - Encaminhamento dos resíduos para a linha de triagem.

Os resíduos verdes ao serem processados com os RSU atuam como agente estruturante, corretor da relação C/N e humidade, o que permitirá às instalações operar com maior eficiência (Piedade *et al.*, 2010).

De seguida mostra-se a máquina de destroçamento dos resíduos verdes e o produto final deste processo (figura 21).



**Figura 21** - Máquina de destroçamento (tritador mecânico, à esquerda) e Resíduos Verdes depois de triturados (à direita).

No quadro 7 são apresentadas as quantidades anuais de resíduos compostados e o total de composto AMARTERRA produzido desde 2008 até 2011, na estação de compostagem da AMARSUL S.A.

**Quadro 7** - Quantidades anuais (toneladas) de resíduos compostados e de composto produzido no Ecomarque de Setúbal.

(Fonte: AMARSUL - Relatório e Contas 2011).

ANO	RESÍDUOS COMPOSTADOS NO ECOPARQUE DE SETÚBAL (toneladas)	COMPOSTO AMARTERRA PRODUZIDO NO ECOPARQUE DE SETÚBAL (toneladas)
2008	30 479	4 815
2009	33 376	5 180
2010	34 726	6 471
2011	23 539	3 555

### 3.3. CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E SUA EVOLUÇÃO

O processo de compostagem decorreu em duas fases distintas. A primeira fase, realizada nas instalações do Ecomarque de Setúbal da AMARSUL, S.A., englobou a fase de pré-tratamento das biomassas (RSU e resíduos verdes), o processo de decomposição biológica e a afinação do composto maturado. Como já foi referido no ponto anterior, o pré-tratamento das biomassas consistiu na trituração dos resíduos verdes, para reduzir a sua granulometria, e a triagem dos RSU, de modo a retirar os materiais indesejáveis ao processo e melhorar o substrato. Posteriormente homogeneizou-se a composição total do material (mistura).

No pavilhão de compostagem iniciou-se o processo de decomposição da matéria orgânica (figura 22). Praticamente todo o processo de compostagem ocorre no interior deste túnel, o composto é retirado do parque de compostagem passando por uma afinação e transferido para o parque de composto onde permanece quatro semanas com revolvimentos e irrigação semanal. O pavilhão de compostagem é constituído por uma secção com 11 zonas arejadas distintas, possuindo mecanismos de controlo e de monitorização necessários a todo o processo, com vista à obtenção de um produto final com qualidade – composto (figura 24).



**Figura 22** - Vista geral do interior do pavilhão de compostagem.



**Figura 23** - Máquina de revolvimento: pás de revolvimento (à esquerda) e adição de água a uma zona do túnel (à direita).

As biomassas a compostar percorrem todas as zonas do túnel, sofrendo em cada secção revolvimento mecânico, controlo de humidade e ventilação forçada. O tempo de permanência da matéria orgânica em cada zona do pavilhão de compostagem é de 5 dias, findo o qual se procede ao seu revolvimento e transferência para a secção seguinte, sendo o respetivo equipamento designado de máquina de revolvimento (figura 23).

Parâmetros como a temperatura, pH, densidade, humidade e fração orgânica são analisados pela AMARSUL em cada zona de maturação.

Após a fase de decomposição e maturação das biomassas, o produto que se obteve na última zona do pavilhão (zona 11) – composto bruto - foi afinado para as substâncias



**Figura 24** - Pormenor do túnel de compostagem com todas as zonas completas.

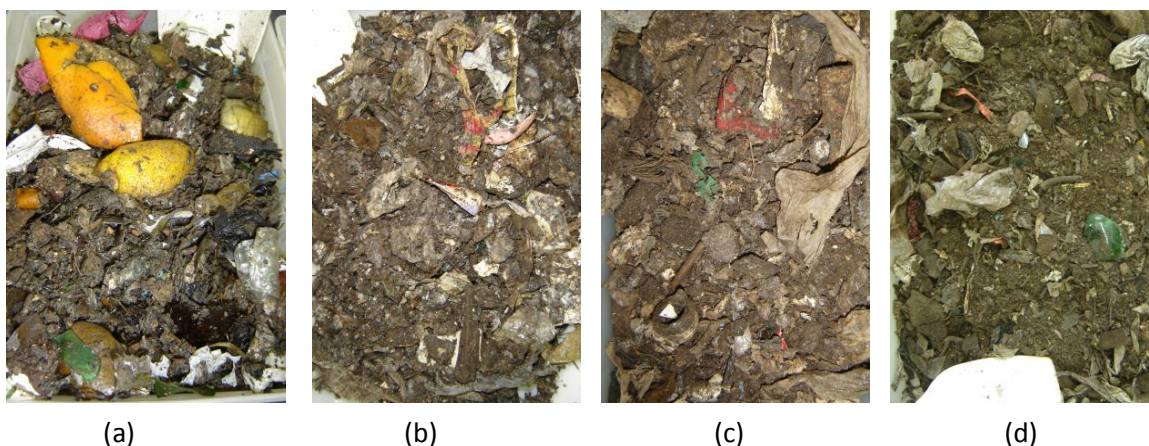
indesejáveis serem removidas. A afinação consiste na triagem das impurezas e do material inerte (metais, vidros, plásticos, pedras), através da passagem do produto obtido por um crivo com uma malha de 12 mm de porosidade (crivagem). Após crivagem a 12 mm a fração é separada por densidade (densimetria), para remoção das partículas que passaram no crivo mas que têm densidades diferentes (por exemplo, pequenos fragmentos de vidro, plástico, etc). O rejeitado proveniente da afinação, designado como refugo (grosso ou fino) teve como destino final o aterro, e o composto bruto ao ser crivado originou o composto higienizado que se encaminhou para o parque de composto, onde permaneceu um mês em parque coberto com revolvimento e irrigação semanais (figura 25).



**Figura 25** - Pilha do composto final, montada no parque após afinação.

A biomassa putrescível deu entrada no pavilhão a 5 de Março de 2012, com saída para afinação a 15 de Maio de 2012. As amostras foram recolhidas nas diferentes zonas de maturação do túnel, mais concretamente na zona 1, zona 4, zona 7 e zona 11 (figura 26). Em termos de dias das colheitas das amostras, estas foram realizadas nos dias 3, 23, 43 e 71, respetivamente nas zonas 1, zona 4, zona 7 e zona 11 do pavilhão de compostagem. Esta última amostra foi colhida no dia 14 de Maio sendo considerada como composto bruto e recolhido ainda no interior do túnel, isto é, antes de ser encaminhada para a zona de crivagem para posteriormente ser afinada. A crivagem foi iniciada no dia 15 de Maio e a recolha da amostra afinada correspondeu ao dia 78 do processo. Uma vez que a crivagem garante uma maior homogeneidade do composto em termos de granulometria, este foi então caracterizado antes de ser crivado (Zona 11) e após a sua crivagem (Zona 11C). De modo a facilitar a designação das várias amostras de biomassas recolhidas durante todo o processo, estas

serão referenciadas ao longo do trabalho como: Z1 (amostra da biomassa recolhida na zona 1 do pavilhão), Z4 (amostra da biomassa recolhida na zona 4 do pavilhão), Z7 (amostra da biomassa recolhida na zona 7 do pavilhão), Z11 (amostra da biomassa recolhida na zona 11 do pavilhão), Z11C (amostra da zona 11 crivada no ecoparque).



**Figura 26** - Amostras recolhidas nas diferentes zonas do pavilhão, em diferentes fases do processo: (a) Zona 1, (b) Zona 4, (c) Zona 7 e (d) Zona 11.

A segunda fase do estudo foi precisamente a simulação da pilha de compostagem durante 1 mês em repouso no parque. Esta simulação foi efetuada na Unidade Piloto de Compostagem do Horto de Química do Departamento de Química Agrícola e Ambiental, no Instituto Superior de Agronomia, tendo sido realizada com a amostra afinada (Z11C) em pilha, com arejamento e humidade forçado e controlo de temperatura (figura 27). Sempre que se verificou ser necessário, procedeu-se ao revolvimento manual da pilha com o auxílio de uma pá e à adição de água com um regador e um ancinho.



**Figura 27** - Pilha de compostagem instalada no Horto de Química Agrícola, ISA.

A montagem do ensaio teve início no dia 25 de Maio, com a duração total de 1 mês, tendo então sido retirada no dia 25 de Junho e encaminhada para o laboratório, para se efetuarem todas as determinações pretendidas. O revolvimento realizou-se nos dias 1, 8, 15, 22 e 29. A adição de água à pilha para correção do teor de humidade foi efetuada nos dias 8, 15, 22 e 29. A amostra recolhida no 32º dia foi considerada como sendo o composto final maturado e designada por (Z11M).

### 3.4. MÉTODOS DE ANÁLISE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Para as amostras das biomassas recolhidas (Z1, Z4, Z7, Z11, Z11C) e para o composto final (Z11M), foram avaliados durante o processo de compostagem os parâmetros físicos, físico-químicos, químicos e alguns dos parâmetros de estabilidade/maturação (teste do auto-aquecimento e atividade respiratória). A granulometria e os ensaios de germinação e crescimento foram apenas avaliados na biomassa afinada (Z11C, crivada com uma malha de 12 mm) e no composto maturado final (Z11M).

As análises às amostras recolhidas nas diferentes zonas do túnel de maturação e de composto final foram realizadas no laboratório de Química Agrícola e Ambiental do Instituto Superior de Agronomia. A Estação de Compostagem de Setúbal forneceu também os dados dos parâmetros analisados e medidos nas suas infraestruturas, recolhidos em todas as zonas do túnel de maturação.

#### 3.4.1. PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS

##### 3.4.1.1. TEMPERATURA

A temperatura foi registada na pilha de compostagem ao longo do seu processo de maturação, com o auxílio de um termómetro digital. O registo foi efetuado em 3 pontos da pilha, sendo eles, a base, o meio e o topo, em cada uma das datas consideradas, tal como se ilustra na figura 28. Os resultados são expressos em °C.



**Figura 28** - Medição dos valores de temperatura na pilha de compostagem: com a sonda no topo da pilha (à esquerda); esquema dos pontos de leitura da pilha (ao centro); com a sonda no meio da pilha (à direita).

As medições tiveram lugar uma vez por dia durante todo o mês, excluindo os dias de revolvimento e adição de água à pilha, onde se fizeram duas medições (antes da correção da humidade e depois do revolvimento e montagem da pilha).

#### 3.4.1.2. MASSA VOLÚMICA

A determinação da massa volúmica baseou-se na Norma para a determinação do pH – EN 13037 (Dezembro de 1999). Para tal utilizou-se uma proveta de 1 litro, cujo peso foi tarado antes de se proceder ao seu enchimento, tendo este sido feito para que a amostra ficasse compacta e anotou-se o peso. Os resultados são expressos em  $\text{g L}^{-1}$ .

#### 3.4.1.3. TEOR DE HUMIDADE

O teor de humidade aparente foi determinado segundo a Norma EN 13040 (Dezembro de 1999) por gravimetria após secagem numa estufa a  $104\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas, até atingir peso constante. Os resultados foram expressos em % (g de matéria seca  $100\text{ g}^{-1}$  de amostra).

#### 3.4.1.4. pH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Para a determinação do pH seguiu-se a Norma EN 13037 (Dezembro 1999), por potenciometria num extrato aquoso preparado com uma quantidade equivalente a 250 mL de amostra e 1250 mL de água desionizada (Z1, Z4, Z7, Z11) e com uma quantidade equivalente a 60 mL de amostra e 300 mL de água desionizada (Z11C e Z11M), após uma hora de agitação. As diferenças da quantidade equivalente de extrato aquoso preparado relacionam-se com a dimensão das partículas. Assim, as amostras (Z1, Z4, Z7, Z11) têm uma dimensão de partículas inferior a 40 mm, e as amostras (Z11C e Z11M) inferior a 20 mm.

A condutividade elétrica foi avaliada segundo a Norma EN 13038 (Dezembro 1999), após a leitura do pH. Os resultados foram expressos em  $\text{mS cm}^{-1}$  (figura 29).

#### 3.4.1.5. GRANULOMETRIA

A granulometria foi determinada através da pesagem de 1L de amostra, previamente seca a  $104\text{ }^{\circ}\text{C}$ , e posteriormente procedeu-se ao peneiramento desta através de crivos com uma malha sucessivamente mais apertada, respetivamente de 10 mm, 5 mm, 2 mm e 1 mm. Do material que resultou dos três primeiros crivos (superior a 5 mm) procedeu-se à triagem das pedras e anotou-se o



**Figura 29** - Aparelhos medidores de pH e CE: potenciómetro (à esquerda), condutímetro (à direita).

seu peso e o material que resultou dos quatro primeiros crivos (superior a 2 mm) realizou-se a triagem de inertes, anotando-se também o seu peso.

### 3.4.2. PARÂMETROS QUÍMICOS

#### 3.4.2.1. MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica foi determinada com base na Norma EN 13039 (Dezembro 1999), por gravimetria após calcinação da amostra numa mufla a 450 °C durante pelo menos 8 horas, até peso constante. Os resultados foram expressos em % (g de matéria orgânica 100 g<sup>-1</sup> de amostra seca).

#### 3.4.2.2. CARBONO ORGÂNICO TOTAL

O carbono orgânico total foi determinado pelo método de Tinsley. A cerca de 0,0150 g da amostra seca a 75 °C e crivada a 2 mm, adicionou-se 25 mL de solução extrativa [(19,87 g de dicromato de sódio (Na<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>·2H<sub>2</sub>O) + 200 mL de ácido ortofosfórico + 400 mL de ácido sulfúrico)/L]. A mistura, num balão Erlenmeyer com colo esmerilado e com o tubo de refluxo, foi colocada numa placa de aquecimento e esteve em ebulição moderada durante 2 horas.

Após arrefecimento, adicionou-se cerca de 200 mL de água desionizada e 4 mL de solução indicadora [(0,3 g de difenilamina-sulfonato de bário + 58,7 g de cloreto de bário)/L]. Por fim, efetuou-se a titulação com a solução de sal de Mohr [(156,86 g de sulfato ferroso amoniacal·6H<sub>2</sub>O + 20 mL de ácido sulfúrico)/L]. Foi efetuado em simultâneo um ensaio em branco e ainda um ensaio para a determinação da concentração do sal de Mohr, ambos apenas com os 25 mL da solução extrativa.

#### 3.4.2.3. AZOTO AMONICAL (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

O azoto amoniacal foi avaliado através da destilação em meio alcalino (NaOH a 40%), após extração de cerca de 50 g de amostra fresca com 200 mL de KCl 2N com agitação durante uma hora e filtração através de papel de filtro *Schleicher & Schuell (S&S)* de banda preta. No final titulou-se o destilado com HCl de concentração conhecida. Os resultados foram expressos em mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> kg<sup>-1</sup> de matéria seca de amostra.

#### 3.4.2.4. AZOTO NÍTRICO (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

O azoto nítrico foi determinado na sequência da determinação do azoto amoniacal. Após a primeira destilação adicionou-se 5 mL de uma solução de sulfato de prata (AgSO<sub>4</sub> a 0,5%) e 25 mL de uma solução de sulfato ferroso (contendo 150 g de sulfato ferroso L<sup>-1</sup> + 2 mL de ácido sulfúrico

concentrado), permitindo tornar o meio redutor, tendo-se procedido seguidamente a uma nova destilação e titulação. Os resultados foram expressos em mg de  $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$  de matéria seca da amostra.

#### 3.4.2.5. AZOTO TOTAL

O azoto total foi determinado segundo a Norma EN 13654-1 (Setembro de 2001). De acordo com esta norma, para amostras com um teor de  $\text{N-NH}_4^+$  superior a  $500 \text{ mg L}^{-1}$  de matéria original, a determinação do azoto total realiza-se na amostra fresca. Para teores de  $\text{N-NH}_4^+$  inferiores a este valor, a determinação do azoto total é feita na amostra previamente seca a  $75^\circ\text{C}$ , moída e crivada a 2mm.

Assim, para as amostras (Z1, Z4) pesou-se 3 g, juntou-se 25 mL de uma solução de ácido sulfúrico com ácido salicílico e agitou-se, ficando a atuar durante uma noite. Em seguida, 3,125 g de tiosulfato de sódio e 6,875 g de catalisador (350 g de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  + 40 g de  $\text{CuSO}_4$ ) foram adicionados. A amostra foi aquecida até aos  $400^\circ\text{C}$  durante cerca de 5 horas.

Relativamente às amostras (Z7, Z11, Z11C, Z11M), cada amostra foi seca a  $75^\circ\text{C}$  e moída para que o diâmetro de partículas ficassem com 2 mm. Desta amostra, pesou-se 1 g, juntou-se 10 mL de uma solução de ácido sulfúrico com ácido salicílico e agitou-se, ficando a atuar durante uma noite. De seguida, 1,25 g de tiosulfato de sódio e 3 g de catalisador foram adicionados.

Para todas as amostras, destilou-se em meio alcalino uma toma de 50 mL do extrato e realizou-se uma titulação (figura 30). Os resultados foram expressos em % ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$  de matéria seca da amostra).

#### 3.4.2.6. RELAÇÃO C/N

A relação C/N foi calculada através da seguinte expressão:

$$\text{Relação C/N} = \frac{\% \text{ Carbono total}}{\% \text{ Azoto total}}$$



Figura 30 - Aparelho de destilação do azoto total.

### 3.4.3. AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE/MATURAÇÃO

#### 3.4.3.1. TESTE DO AUTO-AQUECIMENTO

O teste do auto-aquecimento foi realizado inicialmente sem correção do teor de humidade a 35% (Z1, Z4), e após a correção do teor de humidade a 35% (Z7, Z11, Z11C, Z11M), de cerca de 900 g de amostra a qual foi colocada num recipiente adiabático (*Dewar flask*), durante 10 dias e mantido à temperatura ambiente (20 °C), tal como é ilustrado na figura 31.

Uma vez que o teor de humidade apenas é corrigido em amostras cuja humidade seja inferior a 35%, para as amostras Z1 e Z4 não se verificou a necessidade de proceder à sua correção, até porque o valor obtido não era demasiado elevado para proceder à sua secagem em estufa, como refere o protocolo. O mesmo já não se verificou para as restantes amostras, cuja humidade foi sempre inferior a 35%.

A temperatura foi avaliada através de um termómetro digital colocado a 2/3 da altura do contentor térmico, sendo expressa em °C. Foi determinada a classe de estabilidade com base na temperatura máxima alcançada durante o teste de auto-aquecimento de acordo com a classificação Laga-Merkblatt M10 (1995), anteriormente referida no ponto 2.10.1.

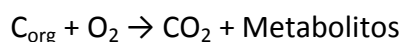


**Figura 31** - Dewars preparados com amostra da zona 11 afinada (Z11C).

#### 3.4.3.2. ATIVIDADE RESPIRATÓRIA AO FIM DE 10 DIAS (AT)

A atividade respiratória (AT) descreve a carência bioquímica de oxigénio de uma amostra sólida durante um período de observação de 10 dias. O método é baseado na medição da diferença de pressão no sistema fechado.

Durante a degradação biológica das substâncias orgânicas (carbono orgânico) pelos microrganismos ocorre consumo de oxigénio e libertação de dióxido de carbono de acordo com a seguinte equação:



O CO<sub>2</sub> libertado é absorvido por um absorvente (KOH) colocado no frasco onde é realizado o ensaio, conseqüentemente ocorre um decréscimo proporcional da pressão da fase gasosa no frasco onde ocorre a reação resultante do consumo de O<sub>2</sub>. Neste sistema fechado a medição da pressão é feita independentemente da pressão atmosférica. O sistema de medição utilizado consiste num

sensor eletrônico de pressão, num frasco *Schott* de 2000 mL e num dispositivo para colocar o absorvente do CO<sub>2</sub> no interior do frasco.

O teste foi realizado com 40 g de amostra com a humidade corrigida a 45%, somente para as amostras cujo teor de humidade se tenha apresentado inferior a 45% (Z7, Z11, Z11C, Z11M). Utilizou-se 2,5 mL de solução de hidróxido de potássio (KOH) a 45% como absorvente do CO<sub>2</sub>. O sistema foi incubado numa câmara termostatzada à temperatura de 20 °C durante 10 dias. Os resultados foram registados *on-line* no sensor eletrônico de pressão através de leituras por infra-vermelho (figura 32).



**Figura 32** - Ensaio da AT: frascos Schott com a amostra (à esquerda), frascos na câmara termostatzada a 20 °C (ao centro), aspeto da amostra passado 10 dias (à direita).

A atividade respiratória ao fim de 10 dias (AT) nas condições do ensaio foi expressa em mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de matéria seca da amostra e calculada a partir da seguinte equação:

$$AT = k_{20^{\circ}\text{C}} \times \frac{V_{GL}}{m_{MS}} \times \Delta\rho$$

$k_{20^{\circ}\text{C}}$  - 1,313 (mg hPa<sup>-1</sup> L<sup>-1</sup>)

$\Delta\rho$  - variação de pressão (hPa)

$V_{GL}$  - volume de gás livre (L)

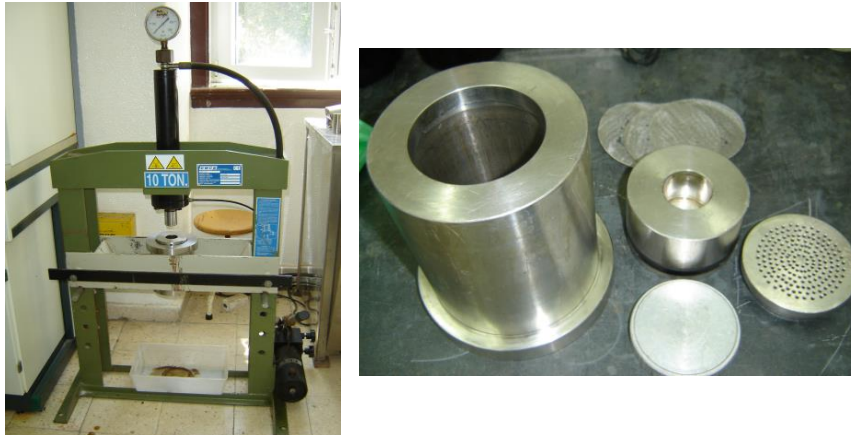
$m_{MS}$  - massa de matéria seca da amostra usada (g)

### 3.4.3.3. FITOTOXICIDADE

Para verificar a estabilidade do composto e a sua capacidade de sustentar o desenvolvimento das plantas através da fitotoxicidade, foram realizados ensaios biológicos de germinação e de crescimento, utilizando o Agrião (*Lepidium sativum* L.).

- ÍNDICE DE GERMINAÇÃO

Este teste, tal como já foi referido anteriormente, baseou-se no método proposto por Zucconi *et al.* (1981b e 1985). Desta forma, procedeu-se à correção do teor de humidade a 60% de cerca de 600g das amostras Z11C e Z11M. Posteriormente cada amostra repousou durante 30 minutos à temperatura ambiente, findo o qual se procedeu à extração da fração solúvel em água, sob a pressão de 250 atm durante 15 minutos com o auxílio de uma prensa hidráulica (figura 33).



**Figura 33** - Aspeto geral da prensa hidráulica (à esquerda) e pormenor do crivo e do êmbolo do cilindro (à direita) utilizados na obtenção do extrato aquoso das amostras, para a avaliação da fitotoxicidade segundo a metodologia proposta por Zucconi *et al.* (1981b e 1985).

O extrato aquoso obtido foi centrifugado durante 20 minutos e filtrado por vácuo, recorrendo para isto a filtros com porosidades sucessivamente mais pequenas. Seguiu-se a esterilização do extrato por filtração com membranas *Nalgene* de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  e procedeu-se à sua diluição a 30% com água desionizada (figura 34).



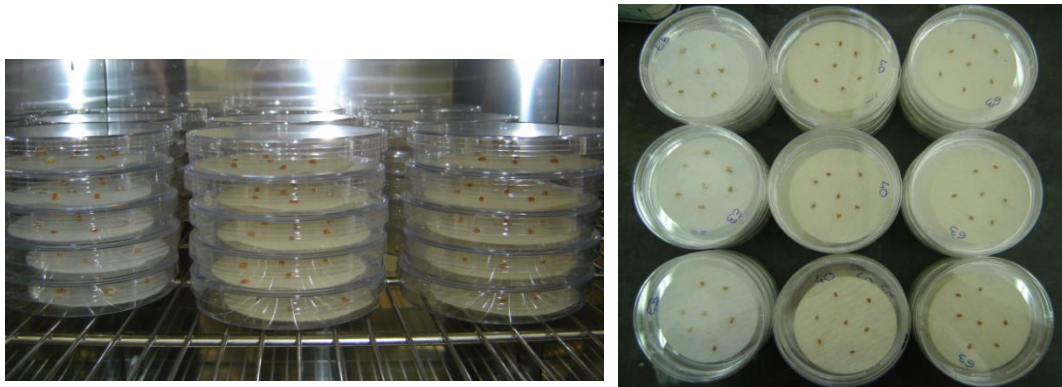
**Figura 34** - Esterilização dos extratos aquosos das amostras Z11C e Z11M por filtração com membranas *Nalgene* (porosidade 0,2  $\mu\text{m}$ ).

Os ensaios de germinação foram realizados em placas de *Petri* contendo uma folha de papel de filtro S&S de banda azul, durante um tempo de incubação de pelo menos 24 horas a 27 °C no escuro (figura 35).

A quantidade de cada extrato aquoso a pipetar para as placas a serem incubadas foi de 1 mL. Então, para cada diluição efetuada foram preparadas 15 placas, cada uma com 1 mL do extrato aquoso obtido de cada amostra (Z11C e Z11M) e 7 sementes de agrião (*Lepidium sativum* L.). Simultaneamente foram preparadas 15 placas testemunha, nas quais

se utilizou 1 mL de água desionizada.

Passado o tempo de incubação, contabilizaram-se o número de sementes germinadas em cada placa e mediu-se o respetivo comprimento radicular (mm), como se mostra na figura 35.



**Figura 35** - Placas de Petri dos ensaios de germinação: na estufa de incubação (à esquerda), extratos aquosos de EB, Z11C e Z11M após incubação (à direita).

Calculou-se o índice de germinação (%IG) pela seguinte fórmula:

$$\% IG = \frac{MNSG (a) \times MCR (a)}{MNSG (t) \times MCR (t)} \times 100$$

MNSG - média do número de sementes germinadas (a) - ensaio com amostra de composto

MCR - média do comprimento da radícula (t) - ensaio com a testemunha (água desionizada)

#### ● ÍNDICE DE CRESCIMENTO

Os ensaios de crescimento foram realizados com uma mistura do composto que se pretendeu analisar (Z11C e Z11M) com um solo artificial, nas proporções de 1/3 (v/v) de composto e 2/3 (v/v) de solo artificial, o qual foi preparado com turfa, perlite e areia nas proporções de 1/3 (v/v) de turfa, 1/3 (v/v) de perlite e 1/3 (v/v) de areia (CAN/BNQ, 1996 modificado em 1997).

Utilizaram-se caixas de plástico com a capacidade aproximada de 1 Litro e com perfurações na base, tendo sido preparadas 3 caixas com a mistura do composto a ensaiar e solo artificial. Simultaneamente foram preparadas 3 caixas com solo artificial, as quais constituem as testemunhas (EB). Todas as caixas foram semeadas com 16 sementes da espécie *Lepidium sativum* L. (agrião) e foram mantidas durante todo o ensaio a 80% da respetiva capacidade de retenção de água, a qual foi previamente determinada.

As caixas foram colocadas numa câmara de vegetação, simulando a luz do dia através da instalação de lâmpadas de halogéneo de 52 W de potência, com 13 horas de luz/dia e mantendo a temperatura do ar foi mantida entre os 20 °C e os 25 °C para manter a humidade controlada. Os ensaios decorreram durante 14 dias contados após a germinação de 50% das sementes nas caixas testemunha (EB).

Passados os 14 dias, a parte aérea das plantas foi colhida e avaliou-se o peso fresco do material vegetal de cada caixa (figura 36). De seguida procedeu-se à secagem do material recolhido em estufa com ventilação a 55 °C - 60 °C. Após a secagem, avaliou-se o peso do material seco (figura 36).



**Figura 36** - Ensaio de crescimento: parte aérea fresca das amostras Z11M, Z11C e EB (à esquerda), parte aérea seca das amostras Z11M, Z11C e EB (à direita).

O índice de crescimento (%IC) para os resultados obtidos foi calculado através da seguinte expressão:

$$\%IC = \frac{PS(a)}{PS(t)} \times 100$$

PS – peso seco (g)

(a) – ensaio com a amostra de composto a analisar (solo artificial + composto)

(t) – ensaio com a testemunha (solo artificial)

### 3.5. ANÁLISE DA BIODEGRADABILIDADE/COMPOSTABILIDADE DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

#### 3.5.1 AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE

Para avaliar a degradação de plásticos biodegradáveis foram utilizados plásticos produzidos e comercializados pela FAPIL. Prepararam-se amostras destes para serem incorporadas nos ensaios de estabilidade, ou seja, em testes de auto-aquecimento e de atividade respiratória. Para isso,

respeitando e seguindo todo o procedimento descrito anteriormente para estes ensaios, a única diferença consistiu na incorporação de determinadas quantidades de dois tipos de plásticos (alças e de 30 Litros) a estes novos testes. O objetivo principal residiu na monitorização dos dados ao longo de todo o processo, controlando a possível existência de variações nos parâmetros analisados e na avaliação de biodegradabilidade e compostabilidade nos plásticos utilizados nos ensaios.

A preparação dos plásticos da FAPIL passou pela:

- Obtenção de amostras de área 0,5 x 0,5 cm (plástico de alças e plástico de 30 Litros);
- Obtenção de amostras em forma de disco (plástico de alças e plástico de 30 Litros)
  - Disco com 6,4 cm de diâmetro para o plástico de alças;
  - Disco com 5,8 cm de diâmetro para o plástico de 30 Litros.

As amostras de plástico com 0,5 cm de área foram utilizadas tanto para o teste do auto-aquecimento, como para a atividade respiratória ao fim de 10 dias (AT). Já as amostras de plástico recortado em forma de disco, e posteriormente envolvidas em redes de *nylon*, foram somente utilizadas no teste do auto-aquecimento.

#### 3.5.1.1. TESTE DO AUTO-AQUECIMENTO

Para todas as amostras recebidas no laboratório (Z1, Z4, Z7, Z11, Z11C, Z11M) efetuou-se o procedimento que se encontra descrito no ponto 3.4.3.1. Foi preparado um total de 5 Dewar flasks (D1, D2, D3, D4 e D5) para cada amostra de biomassa ou de composto final, contendo:

- amostra de biomassa/composto final (D1);
- amostra de biomassa/composto final + 3 redes com discos de plástico de alças (D2);
- amostra de biomassa/composto final + plástico de alças 0,5 x 0,5 cm misturado (D3);
- amostra de biomassa/composto final + 3 redes com discos de plástico de 30 L (D4);
- amostra de biomassa/composto final + plástico de 30 L 0,5 x 0,5 cm misturado (D5).

Tal como já foi anteriormente mencionado, apenas foram corrigidas as humidades a 35% de cerca de 900 g das amostras (Z7, Z11, Z11C, Z11M).

É importante referir que a quantidade de plástico de alças e de 30 L (0,5 x 0,5 cm) a incorporar em D3 e D5 foi calculada para uma média de 700 g de amostra para cada *Dewar flask*, valor este que é normalmente o mais utilizado. Atendendo à Norma EN 13432 relativa à biodegradabilidade de produtos plásticos, utilizaram-se 0,233 g de plástico, de modo a corresponder às 700 g de amostra

em compostagem. Na montagem dos ensaios reparou-se que provavelmente 700 g não atingiriam a superfície do *Dewar*, o que levou à adição de mais 200 g em cada um dos recipientes adiabáticos, até porque normalmente ao longo dos 10 dias se observa uma perda de volume da amostra.

Uma vez medida a altura interna do recipiente, e sendo esta de 21,3 cm, determinaram-se as alturas de colocação das 3 redes de nylon em cada *Dewar flask*. Estimaram-se então como ideais as alturas de 5,33 cm, 10,66 cm e 15,99 cm tanto para D2 como para D4.

- Preparação do D1:

- Pesagem de cerca de 900 g de amostra, as quais foram colocadas no recipiente D1.

- Preparação do D2 e D4:

- Colocação de 900 g de amostra nos recipientes, intercalando com as redes dos discos de alças (D2) e de 30 L (D4) a 5,33 cm, 10,66 cm e 15,99 cm de altura.

- Preparação do D3 e D5:

- Pesagem de 900 g de amostra a utilizar no enchimento de cada contentor térmico e pesagem de 0,233 g da amostra de plástico de alças (D3) e de 30 L (D5). As amostras de plástico (0,5 x 0,5 cm) pesado foram misturadas com 700 g de amostra e colocadas em D3 e D5. No final foram adicionadas ao recipiente as restantes 200 g de amostra.

A temperatura (°C) foi avaliada com um termómetro digital a 2/3 de altura de cada recipiente térmico, durante 10 dias e mantido à temperatura ambiente (20 °C). Na figura 37 apresentam-se as diferenças mais importantes na montagem deste ensaio.



**Figura 37** - Régua de madeira com as alturas para a colocação das redes de nylon (à esquerda), Pormenor do Dewar flask com o termómetro digital já colocado e com a rede de nylon (ao centro) e Pormenor do Dewar flask com o termómetro digital já colocado e com o plástico (0,5 x 0,5 cm) envolvido na amostra (à direita).

Passados então os 10 dias do teste, procedeu-se à análise dos parâmetros físico-químicos e químicos das amostras das biomassas e do composto final, bem como à avaliação da biodegradabilidade ocorrida para os dois tipos de plásticos. Na seguinte quadro 8 apresentam-se os parâmetros analisados a todas as amostras correspondentes a todas as diferentes zonas de recolha, obtidas nos Dewar flasks após o tempo de ensaio definido (10 dias).

**Quadro 8** - Parâmetros efetuados a todas as amostras recolhidas no Ecoparque de Setúbal e no Parque de Compostagem do ISA, após realização do Teste de Auto-Aquecimento.

PARÂMETROS	DEWAR FLASKS				
	D1	D2	D3	D4	D5
Massa Volúmica	✓		✓		✓
Teor de Humidade	✓		✓		✓
Teor de Matéria Orgânica	✓		✓		✓
pH	✓		✓		✓
CE	✓		✓		✓
Azoto Total	✓		✓		✓
Azoto Amoniacal	✓		✓		✓
Azoto Nítrico	✓		✓		✓
Peso Final dos Discos		✓		✓	
Teste do Auto-Aquecimento	✓	✓	✓	✓	✓

### 3.5.1.2. ATIVIDADE RESPIRATÓRIA AO FIM DE 10 DIAS (AT)

Tal como já foi referido no ponto 3.4.3.2, o teste AT foi realizado para cerca de 40 g de amostra com a humidade corrigida a 45% para Z7, Z11, Z11C, Z11M. Utilizou-se 2,5 mL de solução de hidróxido de potássio (KOH) a 45% como absorvente do CO<sub>2</sub>.

Determinou-se que para 40 g de amostra, a quantidade de plástico biodegradável a adicionar em cada frasco seria de 13,31 mg.

O sistema incluiu a preparação de 5 frascos *Schott* de 2000 mL designados por D1, D3, D'3, D5 e D'5, sendo D'3 e D'5 as repetições de D3 e D5, respetivamente.

#### ▪ Preparação do D1:

- Pesagem de cerca de 40 g de amostra, as quais foram colocadas no frasco D1. Anotou-se o peso.

- Preparação do D3 e D'3:

- A cerca de 40 g de amostra juntou-se 13,31 mg de plástico de alças (área de 0,5 cm). Esta quantidade foi transferida para D3 e D'3.

- Preparação do D5 e D'5:

- A cerca de 40 g de amostra juntou-se 13,31 mg de plástico de 30 L (área de 0,5 cm). Esta quantidade foi transferida para D5 e D'5.

O sistema foi incubado numa câmara termostatizada à temperatura de 20 °C durante 10 dias, tal como se ilustra na figura 28. Os resultados foram registados *on-line* no sensor eletrónico de pressão através de leituras por infra-vermelho.



**Figura 38** - Ensaio da actividade respiratória (AT): pormenor da amostra com o plástico (0,5 x 0,5 cm) incorporado (à esquerda) e o sistema incubado numa câmara termostatizada (à direita).

### 3.5.2. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

O tratamento dos resultados relativos à caracterização do processo de compostagem e à sua evolução foi realizado através de uma análise estatística de variância a um fator, utilizando  $\alpha = 0,05$  com o software *Statistica* (versão 10) para Windows.

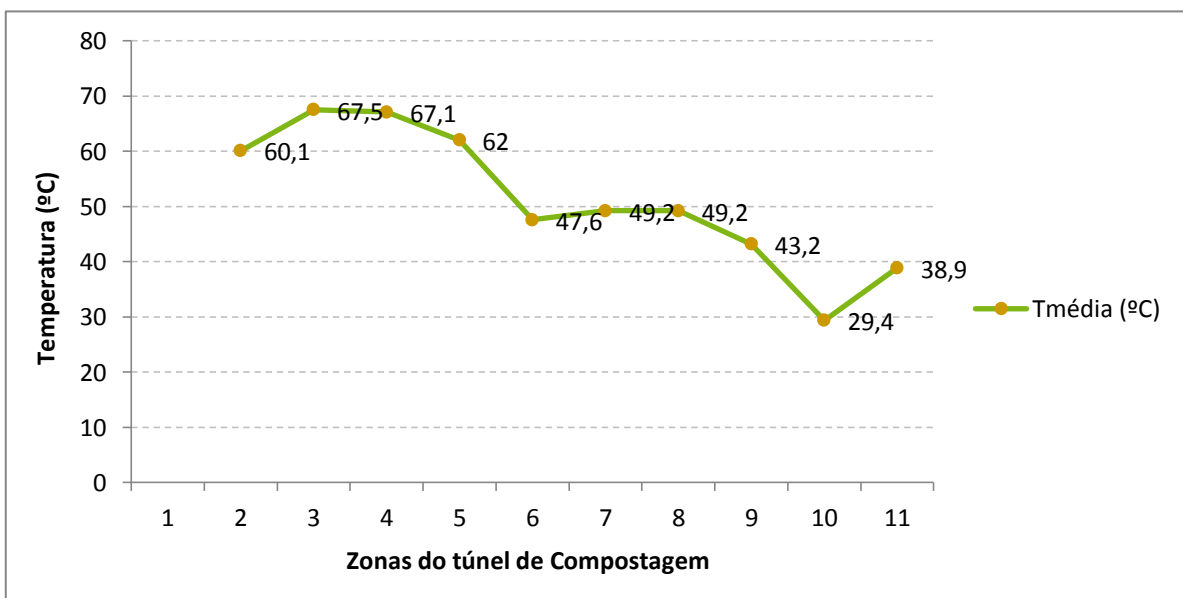
No caso dos resultados obtidos na avaliação da estabilidade/biodegradabilidade dos plásticos no processo de compostagem, procedeu-se ao tratamento estatístico utilizando uma análise de variância tendo por base o modelo fatorial, com  $\alpha = 0,05$  com o software *Statistica* (versão 10) para Windows.

A separação das médias ao mesmo nível de significância ( $\alpha = 0,05$ ) foi realizada através do teste de Newman-Keuls, para ambas as análises estatísticas.

## 4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 4.1. CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E SUA EVOLUÇÃO

A evolução da temperatura média registada ao longo do processo de compostagem é apresentada na figura 39. No interior do pavilhão de compostagem, procedeu-se à leitura da temperatura utilizando uma sonda “Termopar” e um controlador da TESTO ao longo das 11 zonas do túnel. A sonda foi introduzida na massa da pilha a um metro de profundidade até o valor da temperatura estabilizar. As leituras foram realizadas em cinco pontos da pilha. A temperatura da pilha é, portanto a média das cinco medições. No Anexo I apresentam-se os resultados dos diversos parâmetros analisados nas instalações do Ecoparque de Setúbal, no decorrer de todo o processo de compostagem.



**Figura 39** - Evolução da temperatura média registada nas diferentes zonas do túnel de compostagem, durante o processo.

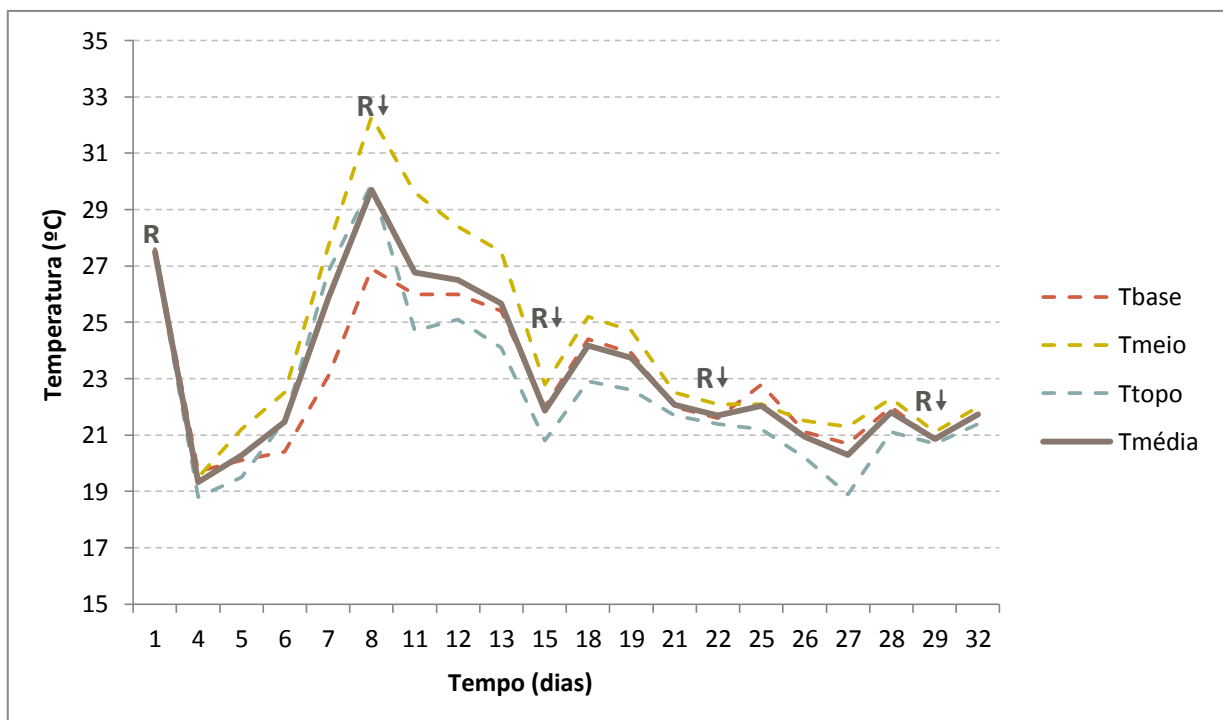
Seguindo o perfil evolutivo da temperatura, e não tendo valor de referência para a zona 1, presume-se que possivelmente a temperatura média na zona 1 já se encontraria na fase termófila (temperatura > 40 °C), uma vez que o valor de temperatura de 60,1 °C atingido na zona seguinte (zona 2) foi muito elevado. A temperatura média máxima registada foi de 67,5 °C na zona 3 do pavilhão. Na verdade, durante esta fase as temperaturas mais elevadas do processo ocorreram nas zonas 3 e 4, sendo elas 67,5 °C e de 67,1 °C respetivamente, sendo posteriormente observado um arrefecimento gradual da biomassa em compostagem. Contudo, a fase termófila foi verificada em quase todo o processo, uma vez apenas nas zonas 10 e 11, as temperaturas médias registadas foram inferiores a

40 °C, com valores médios de 29,4 °C e de 38,9 °C para as zonas 10 e 11 respetivamente.

Cordeiro (2010) refere que as temperaturas iniciais demasiado elevadas, podem dever-se ao facto dos Resíduos Verdes após serem recebidos e triturados, permanecerem um período de tempo em espera até serem incorporados nas biomassas de resíduos a compostar. Refere ainda que o material sofre um aumento da temperatura, já que o processo de compostagem se inicia imediatamente a partir do momento em que o material está amontoado após a trituração.

No caso em estudo a fração orgânica apesar de ser depositada diariamente na zona 1 corresponde à recolha de 5 pelo que possivelmente poderá ocorrer uma situação semelhante.

Durante o ensaio de simulação da fase de acabamento (maturação) em parque do composto, o qual permaneceu em pilha durante quatro semanas nas instalações do ISA, procedeu-se ao registo diário da temperatura da pilha. A evolução da temperatura média da pilha registada durante a fase de maturação, assim como as variações das temperaturas na base, meio e topo da pilha, são apresentadas na figura 40. As operações de revolvimento e de correção do teor de humidade foram realizadas semanalmente e podem também ser observadas na mesma figura. As leituras das temperaturas foram registadas antes da adição de água e do revolvimento da pilha.



**Figura 40** - Evolução da temperatura registada nos diferentes pontos da pilha e da temperatura média, durante o ensaio de compostagem (↓ - Adição de água; R - Revolvimento).

Nesta última fase do processo o valor da temperatura média foi calculado a partir dos valores de temperatura registados em três pontos da pilha, sendo eles a base, meio e topo. É de notar que as dimensões desta pilha foram bastante inferiores às dimensões da pilha montada no Ecoparque de Setúbal, sendo de esperar registos de temperaturas mais baixas. No Anexo II apresentam-se os resultados e datas em que se efetuaram os registos das temperaturas, assim como as datas em que foram efetuadas as operações de revolvimento e adição de água à pilha por rega.

Na figura 40, a análise da evolução da temperatura mostra diversas oscilações ao longo do tempo, o que pode ter como resposta o facto de a pilha ter permanecido num parque coberto e ao ar livre, estando por isso sujeita às variações das condições meteorológicas. É possível observar que durante as 4 semanas em parque, a pilha registou sempre temperaturas abaixo dos 40 °C (fase mesófila final), tendo havido um decréscimo gradual dos valores médios desde o dia 8 até ao final do ensaio, estando os valores próximos da temperatura ambiente. Tal como já foi referido em 2.7.1, a diminuição da temperatura até próximo da temperatura ambiente é um indicador de que o processo está quase concluído e, que o material está, provavelmente, estável e maturado (Epstein, 2011).

A pilha teve como temperatura média máxima registada de 29,7 °C (dia 8), tendo-se atingido 19,3°C como valor mínimo de temperatura média (dia 4). A partir do 8º dia, a temperatura média decresceu diariamente, não se tendo observado variações acentuadas neste parâmetro a partir dos dois últimos revolvimentos efetuados ao composto (dias 22 e 29). No que respeita à avaliação individual das leituras diárias registadas nos 3 pontos da pilha (base, meio e topo), constata-se que as temperaturas medidas no meio da pilha foram sempre mais elevadas durante toda a simulação, seguida das temperaturas medidas na base da pilha de compostagem. Este facto apresenta-se em conformidade com a afirmação de Russo (2003), em que o autor refere que numa pilha de compostagem as temperaturas desenvolvem-se do interior para o exterior de forma decrescente.

Tal como já foi referido, a biomassa que deu entrada no pavilhão de compostagem do Ecoparque de Setúbal a 05 de Março de 2012 foi analisada e acompanhada. Esta monitorização efetuou-se desde o dia da entrada da biomassa no pavilhão, até ao dia da sua afinação/crivagem, tendo sido recolhidas ao longo do processo de compostagem cinco amostras do material, tendo a sua designação respeitado a zona do pavilhão onde se procedeu à recolha. Ao longo do texto as amostras são designadas por Z1, Z4, Z7, Z11 e Z11C respetivamente para as zonas de recolha Zona 1, Zona 4, Zona 7, Zona 11 e Zona 11 Crivada. Para além de se ter efetuado a caracterização física e físico-química da Z11C, a restante amostra foi colocada em parque durante quatro semanas, findo o qual se recolheu uma amostra do material – composto final – designada Z11M.

A caracterização físico-química e química das amostras analisadas durante o ensaio de compostagem é apresentada no quadro 9 e no Anexo III.

**Quadro 9** - Características físico-químicas e químicas das amostras Z1, Z4, Z7, Z11, Z11C e Z11M, ao longo do processo de compostagem e avaliação da estabilidade das amostras finais. Os valores apresentados correspondem à média das 3 repetições.

PARÂMETROS	ZONA 1	ZONA 4	ZONA 7	ZONA 11	ZONA 11 CRIVADA	ZONA 11 MATURADA
Massa Volúmica ( $\text{g L}^{-1}$ )	861,86 a*	651,76 b	539,08 c	661,33 d	567,87 e	652,33 f
Humidade (%)	47,17 a	45,82 a	32,20 b	22,30 b	29,92 b	32,02 b
Matéria Orgânica (% m.s.)	46,61 a	45,65 a	46,00 a	32,99 b	52,27 c	46,26 a
pH	5,68 a	7,65 b	7,08 c	8,38 d	8,71 e	8,15 f
Condutividade Elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	5,14 a	1,75 b	2,31 c	2,51 c	3,12 d	3,48 e
Azoto Total (% m.s.)	1,79 a	2,03 ab	2,74 c	2,35 d	2,22 bd	2,48 d
Azoto Amoniacal ( $\text{mg Kg}^{-1}$ m.s.)	1239,67 a	878,55 b	306,85 c	167,59 d	420,26 e	225,99 d
Azoto Nítrico ( $\text{mg Kg}^{-1}$ m.s.)	100,93 a	79,67 b	81,69 b	41,65 c	35,59 c	23,25 d
Carbono Orgânico Total (% m.s.)	41,87 a	25,94 b	27,48 b	13,68 c	24,16 b	22,75 b
Relação C/N	23,44 a	12,78 b	10,08 b	5,87 c	10,90 b	9,19 b
Auto-Aquecimento <sup>(1)</sup> (°C)	69,8	61,3	60,1	38,2	45,3	29,8
Classe de Estabilidade (Laga-Merkblatt M10, 1995)	I	I	I	IV	III	V
Teste AT ( $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1}$ m.s.)	36,02 a	35,21 b	29,57 c	20,83 d	26,61 e	5,78 f

m.s. – valores referidos à matéria seca.

<sup>(1)</sup>Temperatura máxima alcançada durante o teste.

\* as médias assinaladas com a mesma letra para cada parâmetro, não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ .

Em relação à evolução do teor de humidade verifica-se que ocorreu uma diminuição ao longo do processo de compostagem, sendo que este teor não variou significativamente ( $\alpha=0,05$ ) entre a biomassa Z1 e Z4, e entre as amostras compreendidas entre a Z7 e a Z11M (composto final). Esta diminuição pode estar relacionada com as elevadas temperaturas registadas neste período para o material em compostagem. A partir da zona 11 até à recolha da última amostra (Z11M) registou-se um aumento do teor de humidade, embora que não tenha sido significativo, que pode ser explicado pela realização de regas mais frequentes na pilha, no período de recolha das amostras. De acordo com Vallini (1995), a diminuição verificada no teor de humidade durante a compostagem é devida ao consumo de água por parte dos microrganismos, perdas por lixiviação e evaporação favorecida pelas operações de revolvimento e de arejamento das biomassas. O valor de teor de humidade obtido para o composto final de 32,02%, está de acordo com o limite de humidade proposto nas Especificações Técnicas (Anónimo, 2008), tendo este que ser inferior a 40% para que o composto seja destinado à utilização agrícola.

A observação dos valores de matéria orgânica para as amostras recolhidas nas diferentes zonas de maturação mostra que para as três primeiras zonas não ocorreram alterações significativas, com tendência a um ligeiro decréscimo. Já para as três últimas amostras a variação observada no teor de matéria orgânica foi significativa, uma vez que entre a amostra final do túnel não crivada (Z11) e a amostra crivada já fora do túnel (Z11C) houve um aumento significativo na ordem dos 36,9%. Entre as amostras Z11C e Z11M este teor diminuiu significativamente na ordem dos 11,5%, sendo possível verificar que no início e no final do processo não existem diferenças significativas para o teor de matéria orgânica. Tal como o teor de humidade, o teor de matéria orgânica para o composto final maturado também respeitou o imposto pelas Especificações Técnicas (Anónimo, 2008) para que o composto possa ter uso na agricultura, visto este ter de ser reportado ao peso seco em mais de 30%, e o obtido nas análises ser de 46,26%.

Relativamente ao pH e Condutividade Elétrica (CE), verificou-se o seu aumento significativo ( $\alpha=0,05$ ) durante o tempo de amostragem do ensaio, com exceção do pH registado na amostra Z11M que foi ligeiramente inferior ao obtido para Z11C e com exceção do valor de CE da amostra Z4, que foi inferior ao registado na Z1. No que se refere ainda à evolução da CE, verifica-se que apesar do aumento observado nos valores deste parâmetro para as amostras da zona 7 até à final, os valores das biomassas da Z7 e da Z11 não diferem significativamente ( $\alpha=0,05$ ). O valor de pH de 8,15 na amostra final encontra-se na gama de valores admissíveis (5,5 e 8,5) pelas Especificações Técnicas (Anónimo, 2008) relativamente ao uso do composto para a agricultura.

Os valores de azoto total sofreram algumas variações significativas ( $\alpha=0,05$ ) a partir da zona 7 até ao final do processo mas sempre com tendência crescente. O teor de carbono orgânico total apresentou uma diminuição significativa na amostra Z4 relativamente à amostra Z1 e na Z11 relativamente à Z7. Consequentemente, a relação C/N teve uma evolução concordante com a evolução dos valores do teor de azoto total e do carbono orgânico total observados.

Em relação ao azoto amoniacal, os teores obtidos foram todos significativamente diferentes entre si ( $\alpha=0,05$ ) durante o processo de compostagem, apresentando um valor mais elevado na amostra Z1, e diminuindo consideravelmente o seu valor até à recolha da amostra Z11. Porém o seu valor voltou a aumentar na zona 11 crivada (Z11C), mas apresentou uma diminuição significativa após o período de maturação (Z11M). O valor obtido para este parâmetro no final do ensaio (Z11M) revelou uma diminuição significativamente acentuada quando comparado ao valor de teor inicial.

Semelhante evolução foi verificada para o teor de azoto nítrico, no entanto, para este parâmetro o valor Z4 não difere significativamente de Z7, tendo-se verificado uma diminuição significativa ( $\alpha=0,05$ ) na zona 11 (Z11). O teor obtido para Z11 não variou significativamente do obtido na zona

seguinte (Z11C), mas para a amostra recolhida na última fase do processo (Z11M), este teor já diminuiu significativamente. Esta evolução foi semelhante à observada para o azoto amoniacal, quando o que deveria ter ocorrido seria a diminuição dos valores de azoto amoniacal e o aumento dos valores do azoto nítrico, assumindo-se assim que terão ocorrido perdas de azoto amoniacal por volatilização.

A avaliação da estabilidade pelo teste de auto-aquecimento indica uma constante diminuição da temperatura máxima alcançada durante o processo de compostagem. Embora o composto tenha sido considerado maturado de acordo com a classificação Laga-Merkblatt M10 (1995), com classe de estabilidade IV, na zona 11, a classe de estabilidade mais elevada (V) foi alcançada após maturação da amostra em parque coberto (Z11M).

Por fim, no que se refere à avaliação da estabilidade através da evolução da atividade respiratória avaliada ao fim de 10 dias (teste AT), o comportamento observado indicou uma significativa diminuição ( $\alpha=0,05$ ) do teor de oxigénio consumido entre Z1 e Z11. Na amostra Z11C verificou-se um aumento deste valor, voltando o consumo de oxigénio a decrescer significativamente na zona final (Z11M). Schultz (1961) foi um dos primeiros autores a verificar que compostos com diferentes teores de humidade apresentavam diferentes consumos de oxigénio. Chrometza (1968) mostrou que o consumo de  $O_2$  e a emissão de  $CO_2$  aumentava rapidamente no início da compostagem e posteriormente diminuía até ao final do processo. Portanto, estes autores relacionavam a estabilidade dos compostos com a taxa de respiração. O valor do composto final ( $5,78 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ m.s.}$ ) está em concordância com o valor limite ( $10 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ m.s.}$ ) imposto no 2<sup>nd</sup> Draft (DG ENV. A.2.,2001) para um resíduo ser considerado biodegradável e estabilizado.

No quadro 10 é feita a comparação da granulometria, do teor de pedras e de material inerte presente nas amostras correspondentes às zonas 11 crivada (Z11C) e zona 11 maturada (Z11M).

**Quadro 10** - Granulometria, teor de pedras e inertes para a amostra afinada (Z11C) e para o composto final (Z11M).

GRANULOMETRIA, TEOR DE PEDRAS E INERTES	ZONA 11 CRIVADA	ZONA 11 MATURADA
>10 mm	0,84	3,56
<10 mm e >5 mm	8,00	11,22
<5 mm e >2 mm	19,10	20,33
<2 mm e >1 mm	17,77	17,68
<1 mm	54,29	47,20
Pedras (<20 mm até >5 mm)	0,06	0,00
Material Inerte (<20 mm até >2 mm)	0,85	0,90

\* Inclui vidro, metais e plásticos

Através da observação dos resultados apresentados no quadro anterior, constata-se que a granulometria sofreu uma variação mínima entre as duas amostras analisadas. O teor de pedras apenas ocorreu na amostra da zona 11 após afinação (Z11C), e sendo o seu valor de 0,06. A maior variação entre a amostra crivada e a amostra final verificou-se para a fração com teor de material em partículas inferior a 1 mm, dado a amostra crivada apresentar este teor mais elevado e estando a diferença na ordem dos 13,06%.

Relativamente à granulometria, a proposta das Especificações Técnicas (Anónimo, 2008) refere que 99% do material deverá passar por um crivo (de malha quadrada) de 25 mm. Uma vez que a crivagem efetuada ao composto foi realizada por um crivo de malha de 12 mm, é fácil comprovar pela análise do quadro que a quantidade de material se situa maioritariamente nas frações cujo teor em partículas é inferior a 10 mm. Quanto à classificação proposta pelas Especificações Técnicas (Anexo V) e tendo em conta o teor de pedras e de material inerte, as amostras Z11C e Z11M encontram-se inseridas na Classe II, classe esta que define que o composto poderá ser utilizado, genericamente, na agricultura. Já a avaliação da qualidade proposta no 2nd Draft (Anexo V) designa o composto como bioresíduo estabilizado.

A análise do potencial fitotóxico do composto, como já foi mencionado anteriormente, foi determinada com recurso a ensaios biológicos de germinação e de crescimento, utilizando como espécie o Agrião (*Lepidium sativum* L.). Para o Índice de Germinação foi seguida a metodologia proposta por Zucconi *et al.* (1981b e 1985), e para o Índice de Crescimento a que foi definida pelo Conselho de Normalização do Canadá (CAN/BNQ, 1996 modificado em 1997).

No quadro 11 apresentam-se os valores para o Índice de Germinação (IG) e para o Índice de Crescimento (IC) das amostras das zonas 11 crivada (Z11C) e 11 maturada (Z11M), realizados com sementes de Agrião.

**Quadro 11** - Avaliação do grau de maturação: IG e IC para a espécie *Lepidium sativum* L. realizados nas amostras afinada (Z11C) e do composto final (Z11M).

PARÂMETROS	ZONA 11 CRIVADA	ZONA 11 MATURADA
ÍNDICE DE GERMINAÇÃO (%)	22,70	24,48
ÍNDICE DE CRESCIMENTO (%)	50,41	11,21

Relativamente à avaliação do grau de maturação através do índice de germinação realizado às amostras recolhidas da zona 11 crivada e da zona 11 maturada, foi observado um ligeiro aumento entre estas, na ordem do 8,28%.

Pera *et al.* (1991) refere que se a percentagem do IG for superior a 60%, para a espécie *Lepidium sativum* L., o composto é considerado não fitotóxico. Para as amostras estudadas obtiveram-se resultados bastante abaixo do valor limite indicado, concluindo-se portanto que o composto final apresenta características de fitotoxicidade.

Comportamento inverso ao IG foi o observado no IC entre as mesmas amostras, uma vez que a percentagem obtida para Z11M foi bastante inferior à que se obteve para Z11C. Esta diferença rondou os 77,76%.

De acordo com o CCME (1996) o IC deve ser superior a 50% para ensaios com *Lepidium sativum* L. na presença da amostra de composto para que este possa ser considerado maturado. Dos resultados obtidos e mostrados no quadro 11, verifica-se que apenas na amostra Z11C é que o IC foi superior, embora muito próximo do limite imposto (figura 41).



**Figura 41** - Aspeto geral do ensaio de crescimento com a espécie *Lepidium sativum* L. (Agrião): EB (à esquerda), amostra Z11C (ao centro) e amostra Z11M (à direita).

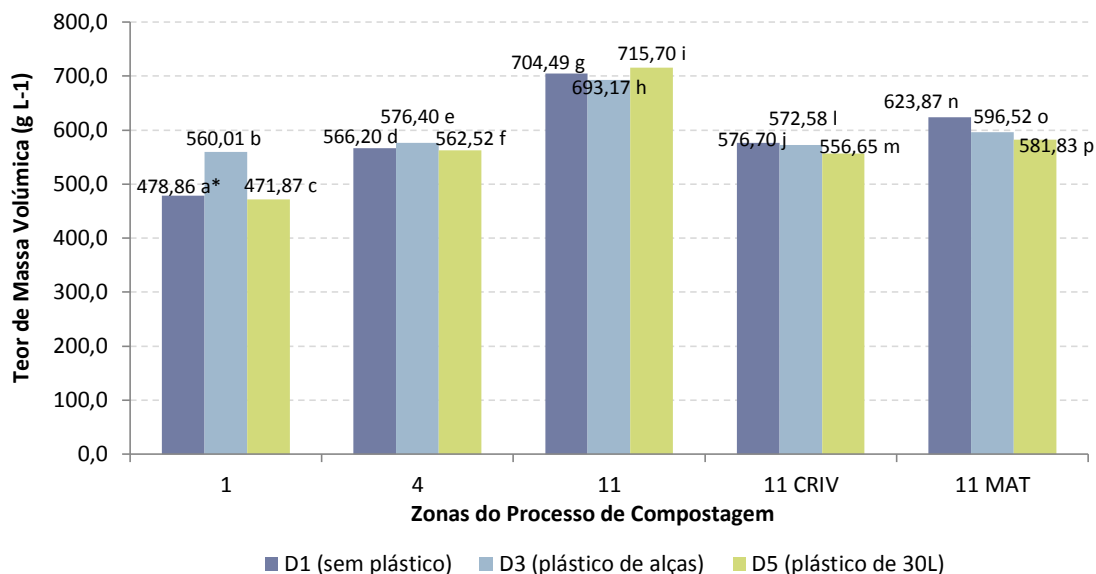
Na figura 41 é possível verificar a diferença no crescimento do agrião nas duas amostras. Com efeito, o melhor desenvolvimento da espécie ocorreu na amostra crivada (caixas de crescimento no meio), e tendo por isso um IC bastante superior ao verificado no composto final (caixas de crescimento à direita).

Quando comparados os resultados dos testes de germinação e de crescimento para as duas amostras do composto em análise, verifica-se que são opostos, ou seja, a amostra mais sensível no teste de germinação foi a Z11C (apresentou os valores mais baixos para o IG) mas no caso do teste de crescimento foi a que apresentou valores mais elevados para o IC e oposto para a amostra final (Z11M). Este facto leva-nos a concluir que os dois testes são importantes pois permitem ter uma ideia acerca do efeito da aplicação/utilização do composto em diferentes fases vegetativas da planta.

#### 4.2. AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DOS PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS AO LONGO DO PROCESSO

Tal como foi referido, uma das fases deste trabalho consistiu na incorporação de dois tipos de plásticos com características compostáveis a cada uma das amostras recolhidas ao longo de todo o processo de compostagem, de modo a se perceber se ocorreram variações consideráveis entre os diferentes plásticos e entre as diferentes zonas. Como também foi referido, os plásticos utilizados, produzidos e comercializados pela FAPIL, foram denominados por plástico de alças e plástico de 30 L. A avaliação da possível biodegradabilidade dos plásticos que se utilizaram no ensaio consistiu na realização de testes de auto-aquecimento. Foram ainda realizados testes de determinação da atividade respiratória (AT).

Relembra-se que o teste de auto-aquecimento foi efetuado para todas as amostras a analisar (Anexo IV), para os dois tipos de plástico (alças e 30 L) e nas duas formas (quadrados de área 0,5cm e discos inseridos em redes de nylon). Sendo assim, a realização destes testes permitiu não só avaliar a variação dos parâmetros físico-químicos e químicos entre a amostra de biomassa/composto final e a amostra de biomassa/composto + plástico (D1, D3 e D5), mas também foi possível avaliar a degradação dos plásticos nas várias zonas do processo, no decorrer dos 10 dias do ensaio (D2 e D4), como se apresenta no Anexo VI. O teste de AT realizou-se para os dois tipos de plástico (alças e 30 L) e apenas para o preparado de menores dimensões (quadrados 0,5 x 0,5cm). De seguida apresentam-se os resultados obtidos nos parâmetros efetuados aos testes de auto-aquecimento, a todas as amostras que entraram para esta análise comparativa.

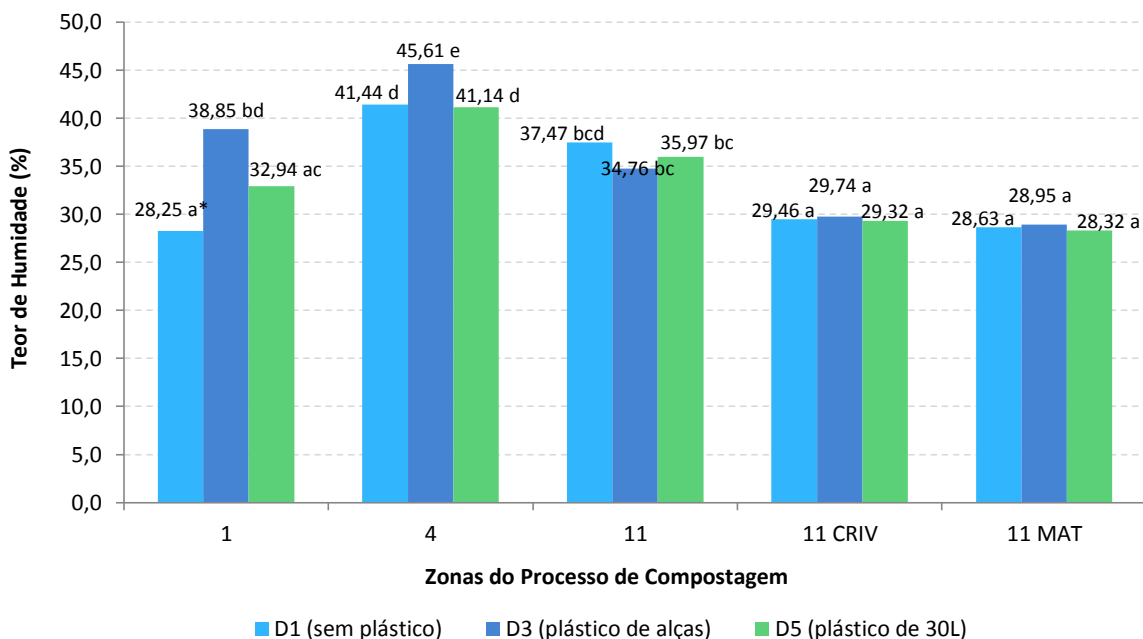


**Figura 42** - Evolução da massa volúmica nos ensaios D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

Analisando a figura 42 observa-se que em todas as zonas abrangidas pela análise a massa volúmica diferiu significativamente ( $\alpha=0,05$ ), quer nas diferentes zonas, quer a nível das 3 amostras estudadas (D1, D3 e D5). A variação mais significativa entre as 3 amostras foi observada na zona 1. Aqui a amostra sem plástico (D1) apresentou uma massa volúmica significativamente inferior à da amostra correspondente ao plástico de alças (D3), e uma massa volúmica ligeiramente superior à da amostra de plástico de 30 L (D5). As diferenças nos valores apresentados são especialmente acentuadas entre D1 e D3 pois corresponde a uma variação de 14,49%.

Entre a zona 1 e 4, a amostra D5 apresentou valores mais baixos e a amostra D3 assumiu os valores mais elevados. Na zona 11, zona em que se atingiram os valores mais elevados de massa volúmica para as 3 amostras, analisando as amostras individualmente verifica-se que nesta zona a situação já foi diferente pois neste caso D5 registou o valor mais elevado, seguido de D1 e finalmente D3 a apresentar o valor mais baixo. Relativamente às zonas 11 crivada e 11 maturada, os registos de massa volúmica não mostraram ser muito diferentes a nível das 3 amostras. Nesta fase do processo, D1 obteve os valores mais elevados, seguida de D3 e por fim de D5.

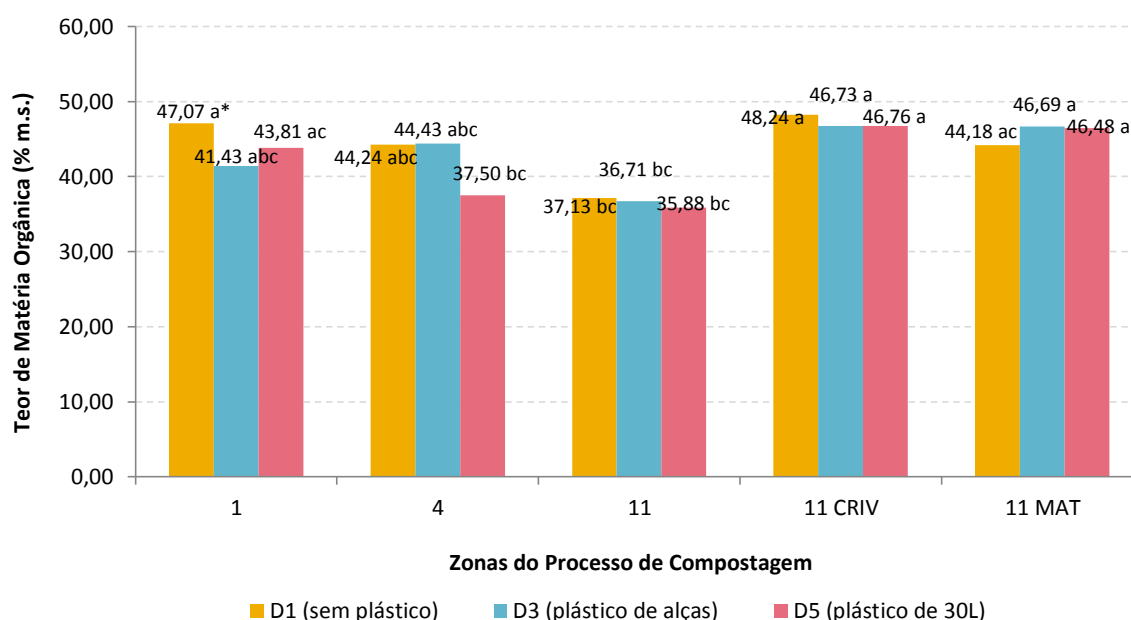
Desta forma, a amostra de composto sem plástico (D1) apresentou uma massa volúmica superior na fase final do processo, ou seja, nas amostras Z11 e Z11M. A amostra de plástico de alças (D3) teve registos mais elevados na zona 1 e 4, enquanto que a amostra de plástico de 30 L (D5) foi superior na Z11.



**Figura 43** - Evolução do teor de humidade em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

Relativamente à evolução do teor de humidade (figura 43) verifica-se que na zona 4 se obtiveram os valores mais elevados para as 3 amostras (D1, D3 e D5). Contudo, no decorrer do processo de compostagem observa-se a tendência para a diminuição deste teor para as 3 amostras analisadas, reduzindo igualmente a diferença significativa dos valores ( $\alpha=0,05$ ). Aliás, nas zonas 11, 11 crivada e 11 maturada, tanto a amostra de composto sem plástico (D1), como as outras 2 amostras com o plástico incorporado (D3 e D5) não apresentaram qualquer diferença significativa ( $\alpha=0,05$ ).

Comparando agora as diferentes amostras, verifica-se que a amostra D1 apenas foi superior para a amostra correspondente à zona 11, embora o seu valor não tenha variado significativamente de D3 e D5. Nas restantes zonas (Z1, Z4, Z11C e Z11M) foi D3 que sobressai, apresentando um teor de humidade mais elevado nas zonas 1 e 4 e significativamente diferentes ( $\alpha=0,05$ ) de D1 e D5. Contudo, D1 e D5 para as mesmas zonas não diferiram significativamente ( $\alpha=0,05$ ) entre si. Há que referir que embora nas amostras correspondentes a Z11C e Z11M o seu teor tenha sido novamente superior a D1 e D5, este não se revelou como sendo significativamente diferente das amostras D1 e D5, até porque nesta fase final do processo, não ocorreram diferenças visíveis entre a amostra de composto sem plástico (D1) e as amostras de composto com os dois tipos de plástico (D3 e D5).

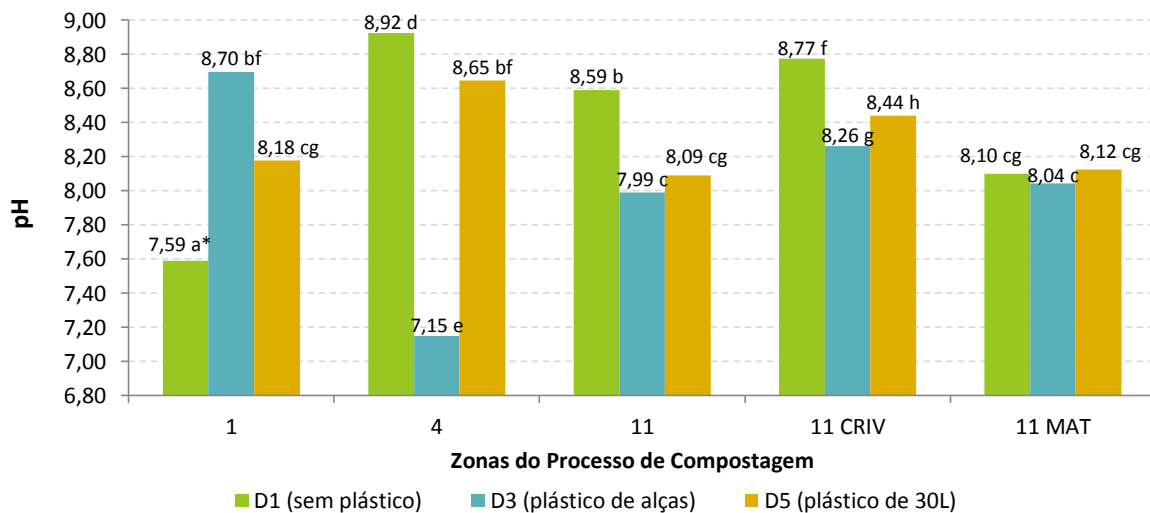


**Figura 44** - Evolução do teor de matéria orgânica em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

No que respeita à evolução do teor de matéria orgânica (figura 44), no geral verificou-se uma ligeira tendência para a sua diminuição ao longo do processo. No entanto, não se verificaram diferenças significativas ( $\alpha=0,05$ ) entre as 3 amostras recolhidas nas 5 zonas estudadas. As amostras

D1, D3 e D5 em cada zona não apresentaram diferenças significativas.

Relativamente à variação global observada para este parâmetro, entre o início e o final do processo ocorreu um decréscimo do teor de matéria orgânica de 6,14% para a amostra D1. Quanto à amostra D3, verificou-se um aumento significativo do teor de matéria orgânica para a amostra que foi analisada após ter sofrido afinação (Z11C), mas o valor deste teor não variou significativamente ( $\alpha=0,05$ ) na seguinte e última zona de recolha (Z11M). Entre o início e o final do processo registou-se para a biomassa da amostra D3 um aumento deste teor em 11,27%, sendo este aumento possivelmente justificado pelo processo de crivagem. Semelhante evolução foi verificada para a amostra D5, em que também apresentou um aumento significativo do teor de matéria orgânica depois de ter passado pela crivagem, não tendo o valor do teor variado significativamente na zona final do ensaio (Z11M). A variação do teor de matéria orgânica no final do processo para D5 foi 5,74% superior ao valor verificado na zona inicial (Z1).



**Figura 45** - Evolução do pH em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

No que se refere ao pH (figura 45), este apresenta diferenças bastante significativas tanto a nível das 4 primeiras zonas, bem como individualmente para D1, D3 e D5.

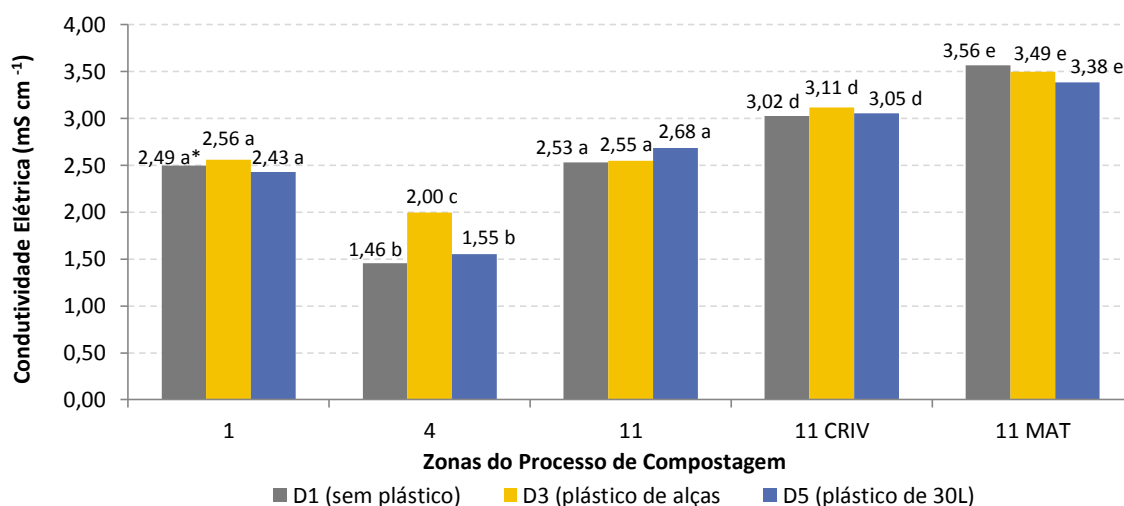
A amostra sem plástico incorporado (D1) obteve valores superiores a D3 e D5 nas zonas correspondentes às análises Z4, Z11 e Z11C. Na zona 1 (Z1) foi a amostra com plástico de alças (D3) que revelou um resultado de pH significativamente superior a D1 e D5, contudo, para as restantes zonas, os menores valores de pH foram observados precisamente na amostra D3. Na última zona do ensaio (Z11M), o pH não diferiu significativamente ( $\alpha=0,05$ ) entre a amostra de composto sem plástico (D1) e as amostras com plástico incorporado (D3 e D5), ou seja, apesar das variações de pH

ocorridas entre D1, D3 e D5 entre primeiras 4 biomassas analisadas (Z1, Z4, Z11 e Z11C), a análise referente ao composto maturado (Z11M) não possibilita fazer distinção entre a amostra com plástico e sem plástico.

É de notar que a evolução do teor de pH em todas as zonas e para as 3 amostras não foi típica de um processo de compostagem. O pH de D1 sofreu um aumento com diferenças significativas da amostra recolhida na zona 1 para a amostra recolhida na zona 4. Segundo Mustin (1987), este aumento é favorecido pela produção de azoto na forma amoniacal, o que não é coerente com a evolução do teor de azoto amoniacal apresentado na figura 48. Ao comparar a evolução do teor de azoto amoniacal nas amostras D3 e D5, igual comportamento se verifica para as diferenças significativas nos valores de pH.

Teodoro (2006) refere que o aumento do teor de  $\text{NO}_3^-$  deve conduzir a uma diminuição ou eventual estabilização do pH. Pela leitura da figura 49, o aumento significativo do teor de nitratos nas amostras ocorreu entre Z11C e Z11M, e foi realmente possível observar-se uma diminuição do valor de pH para as 3 amostras.

Foi possível observar que em todas as zonas ocorreram valores de pH superiores a 8, o que indica que o azoto amoniacal não terá sido perdido por volatilização, pois o teor de azoto total apresentou geralmente uma tendência crescente (figura 47) e o pH é elevado, sendo sabido que o processo de transformação do azoto amoniacal em nítrico é acidificante. Possivelmente terá ocorrido a transformação do azoto amoniacal em nitritos e posteriormente em nitratos (nitrificação), o que é indicado como sendo um indicador de maturação para os compostos.

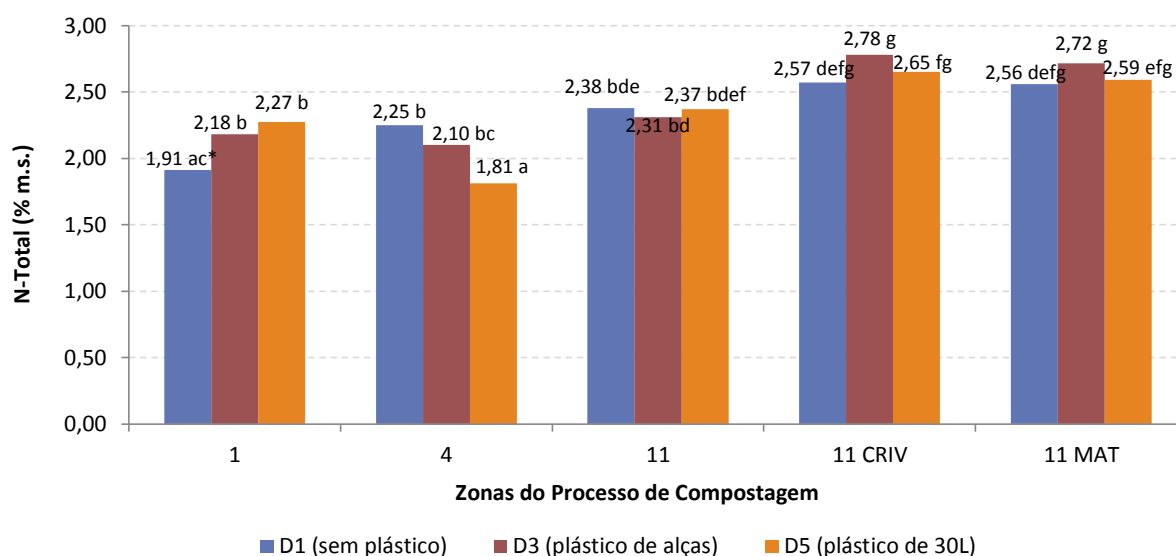


**Figura 46** - Evolução da CE em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

Para a Condutividade Elétrica (figura 46), os resultados gerais da CE decresceram de Z1 para Z4, embora os valores individuais das amostras (D1, D3 e D5) não tenham variado significativamente ( $\alpha=0,05$ ) em cada uma destas zonas, somente com exceção do valor de CE registado em Z4 para a amostra com plástico de alças (D3) que foi significativamente diferente de D1 e D5. A partir de Z4 e até ao final do processo, registou-se um aumento sucessivo e significativamente diferente entre as zonas, mas sem diferenças significativas entre as 3 amostras em cada zona. Este facto indica que embora o valor de CE tenha apresentado tendência crescente no processo, todas as amostras (D1, D3 e D5) sujeitas a análise deste parâmetro acompanharam este aumento. Em termos de zonas, a zona 11 não diferiu significativamente ( $\alpha=0,05$ ) da zona 1, tendo as 3 amostras apresentado resultados idênticos.

No final do processo verificou-se um aumento na CE de 30,06% para D1, 26,65% para D3 e 28,11% para D5, em relação aos valores iniciais. Esta evolução crescente era esperada, uma vez que a mineralização parcial da matéria orgânica aumenta o teor de iões em solução e, conseqüentemente, a condutividade elétrica (Raviv *et al.*, 1987).

Desta forma, tendo a amostra D1 verificado um maior aumento de CE, foi também a que sofreu um maior decréscimo no teor de matéria orgânica ao longo do processo. As amostras D3 e D5 aumentaram menos que a amostra D1, logo também sofreram uma menor diminuição do teor de matéria orgânica, contudo considera-se que a sua diminuição poderia ter sido ainda maior caso o composto tivesse permanecido mais tempo em parque, antes de se proceder à análise da última amostra.

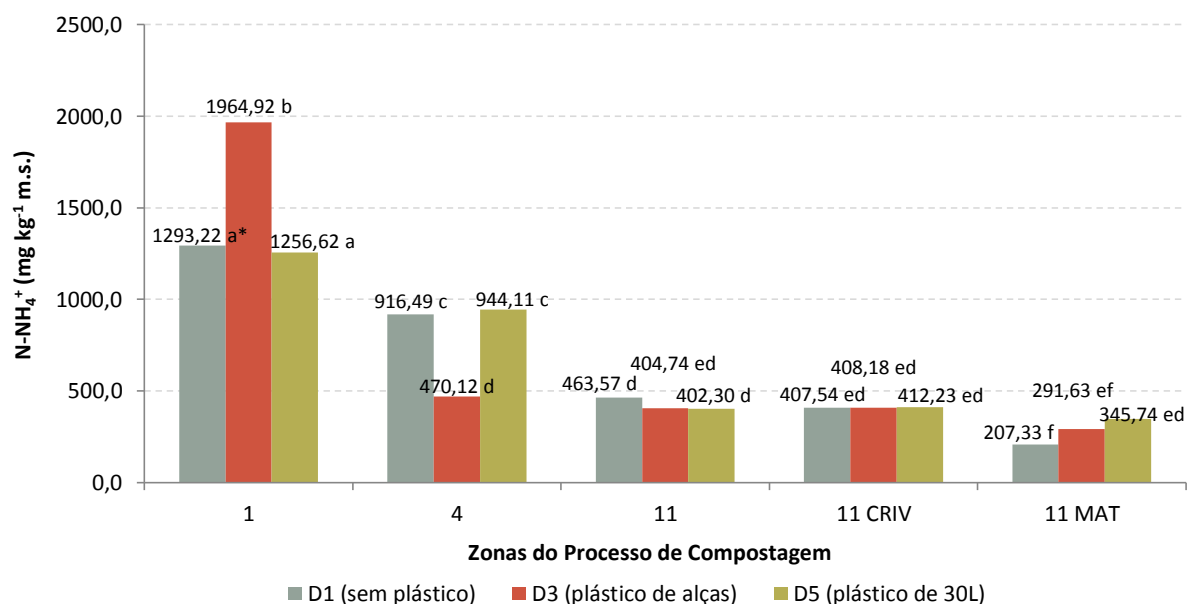


**Figura 47** - Evolução do azoto total em D1, D3 e D5 ao longo de todo o processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

A evolução do teor de azoto total (figura 47) indica que D5 registou o valor mais elevado na zona 1, não tendo contudo variado significativamente ( $\alpha=0,05$ ) de D3. Quanto a D1, para além de ter variado significativamente de D3 e D5, foi também a amostra que obteve menor teor de azoto total.

Na zona 4 o teor aumentou significativamente ( $\alpha=0,05$ ) para D1 e decresceu para D3 e D5, embora a diminuição de D3 não tenha sido significativa da amostra D1. A partir da zona 4 a tendência do teor de azoto total foi para o sucessivo aumento, não ocorrendo diferenças significativas ( $\alpha=0,05$ ) entre as amostras (D1, D3 e D5) pertencentes a cada uma das zonas. Aliás, os registos obtidos para D1, D3 e D5 nas zonas 11 crivada e 11 maturada foram semelhantes, não se observando qualquer variação entre o composto sem plástico e as amostras de composto com plástico de alças e de 30 L incorporado.

Os balanços finais do teor de azoto total obtidos para D1, D3 e D5 mostraram um aumento de 25,39%, 19,85% e 12,36% respetivamente, em relação aos teores iniciais.



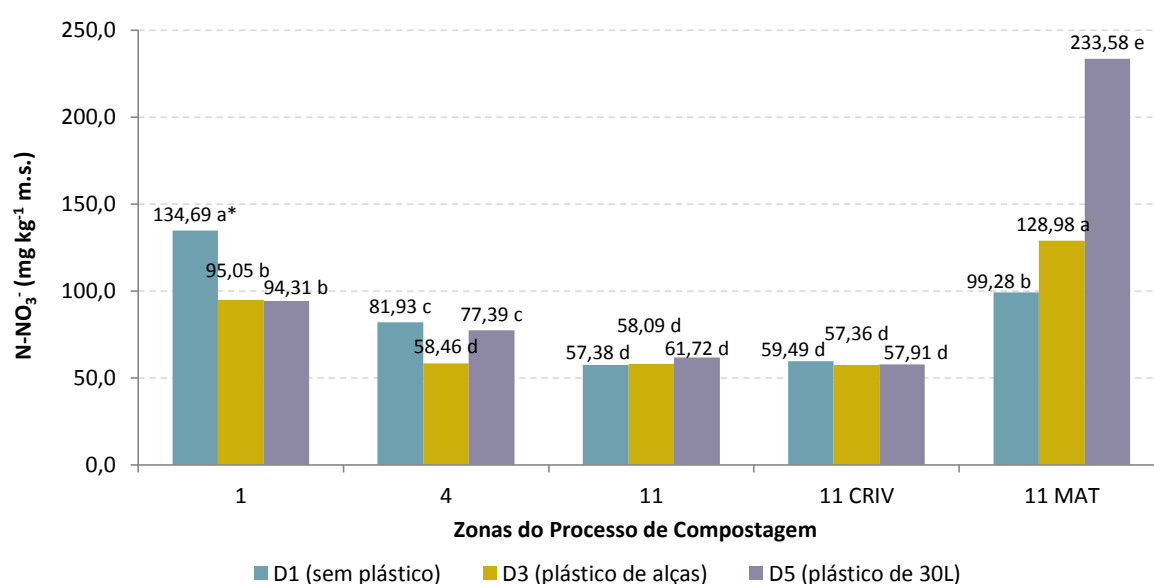
**Figura 48** - Evolução do azoto amoniacal em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

Na zona 1 a evolução do teor de azoto amoniacal (figura 48) não variou entre D1 e D5, contudo mostrou-se significativamente diferente para D3 ( $\alpha=0,05$ ), tendo esta amostra obtido o valor mais elevado de todo o processo. Comportamento totalmente inverso foi o que se analisou na zona 4, onde as amostras D1 e D5 atingem novamente valores idênticos, sendo D3 significativamente diferente destas, mas devido a uma acentuada diminuição do teor de azoto amoniacal. Em termos de zonas, as amostras Z11 e Z11C não variaram entre si, bem como as amostras D1, D3 e D5. Na zona

final (Z11M), o teor de azoto amoniacal de D1 e D3 diminuiu ligeiramente, enquanto que o registado para D5 foi semelhante ao obtido na zona anterior (Z11C).

Mais uma vez obtiveram-se valores de azoto amoniacal semelhantes nas duas últimas zonas do processo para as amostras com plástico e sem plástico. Sendo assim, no final do ensaio não foi possível evidenciar qualquer distinção nas amostras pela introdução dos plásticos, assim como entre os dois tipos diferentes de plásticos.

Como balanço final, o processo conduziu a uma diminuição do teor de azoto amoniacal na ordem dos 83,97%, 85,16% e 72,49% nas amostras D1, D3 e D5 respetivamente.



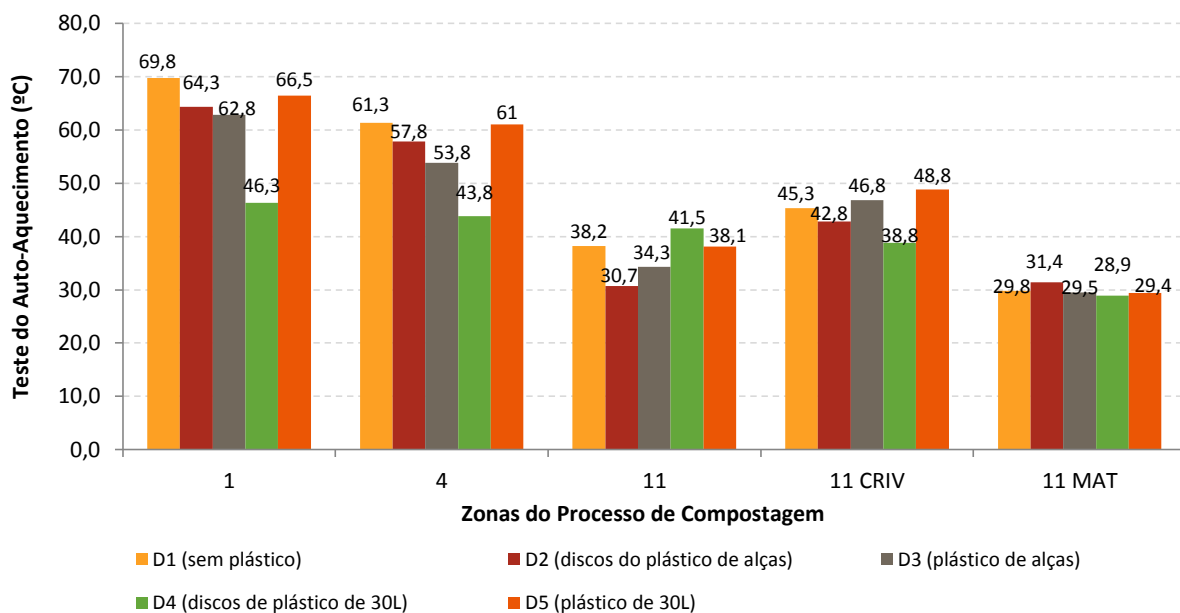
**Figura 49** - Evolução do azoto nítrico em D1, D3 e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ; os valores são respeitantes à média de 3 repetições).

Os resultados do teor de azoto nítrico (figura 49) indicam que a zona inicial D1 teve um teor mais elevado e significativamente diferente ( $\alpha=0,05$ ) das amostras D3 e D5 com plástico. Contudo, nesta mesma zona, as amostras com plástico de alças e de 30 L (D3 e D5) não variaram entre si. Na zona seguinte (zona 4) observou-se uma diminuição significativa do teor de azoto nítrico em todas as amostras, sendo o teor de D3 significativamente diferente ( $\alpha=0,05$ ) e inferior aos teores obtidos para D1 e D5. Nas zonas correspondentes às amostras Z11 e Z11C, estas apresentaram teores de azoto nítrico inferiores aos da zona anterior (zona 4), mas semelhantes entre si e entre as 3 amostras (D1, D3 e D5). Relativamente à amostra de composto final (Z11M), verificou-se um aumento significativamente diferente deste parâmetro para as 3 amostras, tendo D5 registado o teor mais elevado e D1 o teor mais baixo.

Neste caso, houve influência na introdução dos dois tipos de plásticos (alças e 30 L) na amostra de composto, pois D3 e D5 apresentaram no final do ensaio valores bastante superiores a D1.

Entre Z1 e Z11 a diminuição deste teor, significativa para cada zona, pode ser explicada pela ocorrência de perdas do azoto amoniacal, pois os teores de azoto nítrico nesta fase decresceram. O aumento verificado a partir de Z11C deve-se ao processo de transformação do azoto amoniacal em nítrico (nitrificação), facto este que é de esperar no final do processo.

No final do processo a amostra D1 obteve um decréscimo do teor de azoto nítrico de 26,29%, estando esta evolução em discordância com a diminuição do teor de azoto amoniacal. Já os valores finais para D3 e D5 foram respetivamente superiores em 26,31% e 59,62% comparativamente aos valores iniciais. Facilmente se verifica que o teor final de  $\text{N-NO}_3^-$  foi superior ao de  $\text{NH}_4^+$ , até mesmo para a amostra correspondente a D1 que diminuiu, o que era esperado que acontecesse devido à ocorrência do processo de nitrificação.



**Figura 50** - Evolução da temperatura máxima no teste do auto-aquecimento em D1, D2, D3, D4 e D5 ao longo do processo de compostagem.

Os resultados das temperaturas máximas alcançadas por todas as amostras no teste de auto-aquecimento (figura 50) evidenciaram várias oscilações ao longo de toda a fase de estabilização e de maturação do composto. Verificou-se que entre Z1 e Z11 a temperatura máxima do processo diminuiu, com um ligeiro aumento após a crivagem (Z11C), posteriormente com nova descida dos valores máximos observados na amostra Z11M. Após os 10 dias do teste, as amostras recolhidas na zona inicial (Z1) obtiveram as temperaturas mais elevadas, com D1 a registar a temperatura mais elevada (69,8 °C) e D4 a registar a temperatura máxima mais baixa (46,3 °C). Na zona 4 foi

novamente a amostra sem adição de plástico (D1) que obteve o valor máximo (61,3 °C) e D4 a registar o valor mais baixo (43,8 °C). Na zona 11 já foi D4 a alcançar uma temperatura mais elevada (41,5 °C), e a mínima ocorreu em D2 (30,7 °C). Na zona 11 crivada (Z11C) os valores de temperatura voltaram a aumentar, muito provavelmente devido ao processo de crivagem e deposição da amostra em parque coberto para repouso, obtendo uma temperatura máxima de 48,8 °C para D5 e uma temperatura mínima de 38,8 °C para D4. Finalmente, na última zona de estudo a temperatura mais elevada ocorreu para D2 (31,4 °C) e a mais baixa registou-se na amostra correspondente a D4 (28,9 °C).

No teste do auto-aquecimento a presença de plásticos nas amostras influenciou as temperaturas máximas obtidas. No geral, as amostras que apresentavam discos de plástico (D2 e D4), neste caso os discos de plástico de 30 L (D4) com maior interferência, foram as que obtiveram menores valores de temperaturas máximas. A amostra D2 obteve a temperatura máxima atingida para Z11M, mas é importante referir que nesta fase as temperaturas não variaram entre si e já se encontravam próximas da temperatura ambiente.

Nas zonas 1, 4 e 11, a amostra D5 foi a que apresentou valores de temperatura máxima mais próximos de D1. Nas zonas 11 crivada e 11 maturada, foi D3 a obter valores mais próximos de D1.

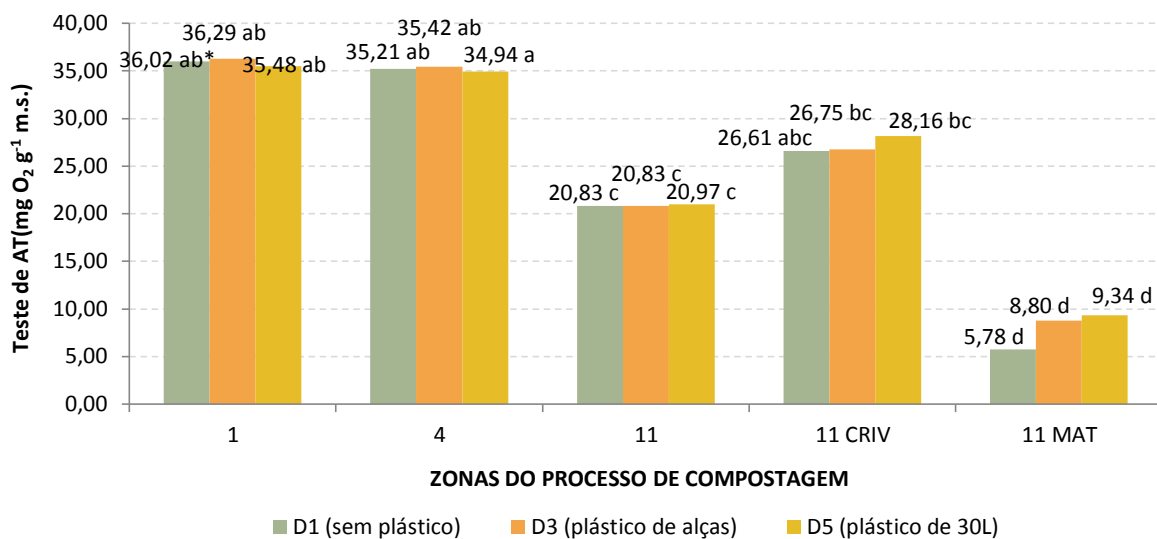
**Quadro 12** - Avaliação da taxa de degradação dos discos de plástico utilizados no teste de auto-aquecimento.

ZONA	PESO INICIAL DOS DISCOS (g)	PESO FINAL DOS DISCOS D2 (g)	TAXA DE DEGRADAÇÃO (%)	PESO FINAL DOS DISCOS D4 (g)	TAXA DE DEGRADAÇÃO (%)
1	0,2333	0,2152	7,76	0,2141	8,23
4	0,2333	0,217	6,99	0,2068	11,36
11	0,2333	0,216	7,42	0,2167	7,12
11 CRIV	0,2333	0,1994	14,53	0,1873	19,72
11 MAT	0,2333	0,2324	0,39	0,2257	3,26

\* os valores são respeitantes ao peso dos 3 discos.

Relativamente à avaliação da taxa de degradação ocorrida nos discos de plástico do tipo alças e 30 L (Anexo VI e Anexo VII), incorporados aquando a montagem dos ensaios de auto-aquecimento durante 10 dias e para todas as zonas abrangidas pelo estudo, sendo o seu peso global ao início de 0,2333g, a degradação foi visível para todos os testes realizados (quadro 12). A taxa de degradação para os discos dos sacos de plástico de alças (D2) foi de 7,76% na zona 1, diminuindo ligeiramente na zona seguinte (zona 4) em cerca de 9,92%. Contudo, para o plástico obtido na zona 11 obteve-se novamente um aumento na sua degradação, tendo sido na amostra da zona 11 após afinação que se registou o maior de biodegradabilidade, sendo este de 14,53%. Na zona final (zona 11 maturada), e

como seria de esperar, o valor desta já foi significativamente reduzido, obtendo-se apenas 0,39% de degradação da amostra de plástico. A taxa de degradação para os discos dos sacos de plástico com capacidade para 30 L (D4) mostrou ser sempre superior à obtida para D2, em todas as zonas analisadas. As únicas diferenças encontradas foram o aumento de compostabilidade da zona 1 para a zona 4 e a redução desta da zona 4 para a zona 11, facto que não se evidenciou para os ensaios com o plástico de alças. Os registos de degradação foram então de 8,23% para a zona 1, 11,36% para a zona 4, 7,12% para a zona 11, 19,72% para a zona 11 crivada e, finalmente, 3,26% para a zona 11 maturada. É importante referir que para ambas as amostras, a maior degradação obteve-se nos testes de auto-aquecimento para a amostra Z11C.



**Figura 51** - Evolução da atividade respiratória em D1, D3, e D5 ao longo do processo de compostagem. (\*as médias assinaladas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas entre si para  $\alpha=0,05$ ).

Por fim, no que se refere à avaliação da estabilidade através da evolução da atividade respiratória, o comportamento que se observou constou numa tendência para a diminuição do teor de oxigénio consumido ao longo das zonas analisadas (figura 51). Não se observaram variações significativas ( $\alpha=0,05$ ) entre as zonas 1 e 4 e para as 3 amostras (D1, D3 e D5) em estudo. Na zona 11, o teor de  $O_2$  em D1, D3 e D5 não variou, mas comparativamente às amostras da zona anterior (Z4), foram significativamente mais baixos. Na zona 11 crivada os valores aumentaram ligeiramente, não tendo variado significativamente ( $\alpha=0,05$ ) nas 3 amostras. Diminuição bastante significativa voltou a ocorrer para a amostra de composto final (Z11M), mas novamente os teores das amostras D1, D3 e D5 foram aproximados. Como balanço final obtiveram-se diminuições de 83,95%, 75,75% e de 73,68% na atividade respiratória das amostras D1, D3 e D5, respetivamente. Desta forma, comparando as diferentes amostras para cada zona, observa-se que a introdução de plástico não alterou os valores de atividade respiratória quando comparados à amostra ausente de plástico (D1).

## 5. CONCLUSÕES

Através deste estudo é possível constatar que a compostagem como processo de valorização e estabilização de resíduos orgânicos biodegradáveis é uma alternativa adequada na gestão e tratamento deste tipo de resíduos. Com base nos resultados obtidos, a apreciação global deste ensaio de compostagem permite apresentar as seguintes conclusões:

A observação do perfil evolutivo da temperatura da biomassa no pavilhão de compostagem mostra que muito provavelmente no início do processo este já se encontrava na fase termófila, devido à evolução das temperaturas suficientemente elevadas e adequadas ao processo. Para além disso a fase termófila foi bastante prolongada e registaram-se valores médios elevados, tendo apenas ultrapassado o máximo recomendado de 65°C nas zonas 3 e 4. Durante a fase de maturação no parque as temperaturas foram sempre diminuindo, tendendo para a aproximação à temperatura ambiente.

O teor de matéria orgânica variou muito pouco, tendo-se obtido uma maior mineralização na amostra Z11, logo seguida de uma diminuição brusca neste valor (Z11C). O valor de pH, mais especificamente o valor da última amostra, encontrava-se elevado, devendo este ser próximo da neutralidade. Relativamente ao teor de azoto total, verificou-se o aumento esperado entre o início e o final do ensaio, acompanhado da significativa diminuição dos teores de azoto amoniacal e nítrico. Perante este facto assume-se que existiram perdas de azoto amoniacal por volatilização.

Da observação dos resultados obtidos para os parâmetros analisados no composto final Z11M, e tendo em conta as Especificações Técnicas sobre qualidade e utilizações do composto, este apresenta um teor de humidade inferior ao limite (<40%). Sendo o limite mínimo requerido para o teor de matéria orgânica de 30%, o composto voltou a cumprir o estabelecido. Em relação ao pH, este encontra-se na gama de valores admissíveis, cujo limite deverá estar entre 5,5 e 8,5.

Pelo teste de auto-aquecimento, o composto final é classificado de acordo com a Classe de Estabilidade, como composto maturado de Classe V. O teste de atividade respiratória ao fim de 10 dias (AT) indicou que no decorrer do processo o consumo de oxigénio foi sempre diminuindo, sendo o composto final Z11M considerado estável por apresentar um valor de AT inferior a 10 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de matéria seca.

O valor do Índice de Germinação (IG) foi inferior a 60%, sendo este o valor mínimo para que um composto não seja considerado fitotóxico, apresentando portanto características de fitotoxicidade. O Índice de Crescimento (IC) também indicou um valor inferior ao limite proposto de 50%, facto que estará relacionado com a presença de azoto amoniacal acompanhado pela elevada CE. Os resultados

obtidos parecem indicar que seria necessário mais tempo de maturação, de modo aos resultados cumprirem o referenciado na bibliografia.

Relativamente à avaliação da influência que a incorporação dos plásticos biodegradáveis teve no decorrer do processo, verificou-se que no teor de humidade a amostra de plástico de alças (D3) foi superior à amostra de composto sem qualquer plástico adicionado (D1) nas zonas 1 e 4. Já a amostra de plástico de 30 L (D5) obteve maior teor de humidade na zona 1, quando comparada à amostra D1.

Quanto ao teor de matéria orgânica, não se observaram diferenças entre as 3 amostras, uma vez que em cada zona estas não apresentaram teores significativamente diferentes. Os valores de pH analisados mostraram que as amostras D3 e D5 obtiveram registos em Z1 bastante superiores a D1, tendo nas zonas seguintes (Z4, Z11, Z11C) apresentado valores de pH inferiores a D1. Comparativamente a D1, a CE apenas se apresentou mais elevada na zona 4 para a amostra D3. Ligeira variação foi evidenciada para o teor de azoto total, uma vez que apenas na amostra Z1, as amostras dos plásticos biodegradáveis (D3 e D5) se apresentaram superiores a D1. Relativamente ao teor de azoto amoniacal, observou-se a influência do plástico de alças (D3) na zona 1 e na zona 4, uma vez que na primeira zona o seu valor foi significativamente elevado a D1 e D5, mostrando-se na zona 4 significativamente inferior às outras duas amostras. Na amostra final (Z11M), D3 e D5 obtiveram valores superiores de azoto amoniacal do que D1. No caso do teor de azoto nítrico, foi evidente a influência do plástico no composto no aumento deste teor, especialmente para o plástico de 30 L, dado o valor obtido ter sido bastante superior a D1.

Pelo teste do auto-aquecimento, a amostra com disco de plástico de 30 L (D4) foi a que registou uma temperatura máxima mais baixa e a amostra (D5) de plástico de 30 L foi a que apresentou as temperaturas mais próximas da amostra de composto (D1).

Sendo assim, aquando a comparação da amostra sem plástico e com plástico, as variações mais significativas verificaram-se para os parâmetros humidade (amostras Z1 e Z4), pH (amostras Z1 e Z4), azoto amoniacal (amostras Z1 e Z4) e azoto nítrico (amostras Z1, Z4 e Z11M). No final do processo, verificou-se que no geral a adição de porções plásticas biodegradáveis em diferentes fases de compostagem, não alterou os valores das 3 amostras (D1, D3 e D5) de composto maturado (Z11M).

Finalmente, a introdução de plásticos nas amostras D2 e D4 analisadas ao longo do processo, mostrou um grau de degradação crescente. Com exceção da amostra de composto final, ambos se degradaram em todas as zonas de amostragem, obtendo os valores máximos nas fases correspondentes às amostras Z1 e Z11C. É importante referir ainda que a degradação no plástico com capacidade para 30 L (D4) foi superior à obtida para o plástico de alças (D2), em todas as zonas.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anónimo (2008) Especificações Técnicas sobre Qualidade e Utilizações do Composto, 19 pp.

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (2008) Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, Amadora, Portugal. 16 pp

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (2011) Relatório do Estado do Ambiente 2011, Portugal. 195 pp.

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (2012) Relatório do Estado do Ambiente 2012, Portugal. 103 pp.

AMARSUL – Relatório e Contas 2008. Relatório do Conselho de Administração da AMARSUL, S.A. Palmela, 25 de Janeiro de 2009.

Disponível em: [http://www.amarsul.pt/public/documents/relatorio\\_contas\\_2008.pdf](http://www.amarsul.pt/public/documents/relatorio_contas_2008.pdf). Consultado a: 07 de Janeiro de 2013.

AMARSUL – Relatório e Contas 2010. Relatório do Conselho de Administração da AMARSUL, S.A. Palmela, 03 de Março de 2011.

Disponível em: <http://www.amarsul.pt/public/documents/21cc74609b3f81b72f41c7f5c3e05201.pdf>. Consultado a: 07 de Janeiro de 2013.

AMARSUL – Relatório e Contas 2011. Relatório do Conselho de Administração da AMARSUL, S.A. Palmela, 20 de Fevereiro de 2012.

Disponível em: [http://www.amarsul.pt/public/documents/relatorio\\_de\\_contas\\_2011.pdf](http://www.amarsul.pt/public/documents/relatorio_de_contas_2011.pdf).

Consultado a: 07 de Janeiro de 2013.

AMARSUL – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A. Disponível em: <http://www.amarsul.pt>. Consultado a: 20 de Dezembro de 2012.

ANDRADE, M.C.P.A.S. (2011) *Avaliação do desempenho de diferentes plásticos biodegradáveis na cultura do morangueiro (Fragaria x ananassa Duch.)*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

ASTM D-6400 – Standard Specifications for Compostable Plastics. American Norm published by The American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA. (*cit.* Rudnik, 2008).

BALTAZAR, M.A.R. (2005) *Efeito da aplicação de resíduos sólidos urbanos compostados e lamas celulósicas em plantação de Eucalyptus globulus Labill.* Relatório de Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais, ISA, UTL, Lisboa. 45 pp

BATISTA, J.G.F., BATISTA, E.R.B. (2007) *Compostagem – Utilização em horticultura*. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Açores, 252 pp (cit. Cordeiro, 2010).

BRIASSOULIS, D. & DEJEAN, C. (2010) Critical review of norms and standards for biodegradable agricultural plastics. Part I. Biodegradation in soil. *J. Polym. Environ.* doi 10.1007/s10924-010-0168-1 (cit. Andrade, 2011).

BRITO, L.M.C.M. (2005) *Manual de Compostagem*. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo.

Disponível em: [http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual\\_Compostagem.htm](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_Compostagem.htm). Consultado a: 10 de Outubro de 2012.

BUCHANAN, M., BRINTON, W., SHIELDS, F., WEST, J., THOMPSON, W., COTTON, M. (2002) The CCQC Compost Maturity Index. In: *Composting and compost utilization, 2002 International Symposium*. Ohio, USA (cit. Gonçalves, 2002).

CAN/BNQ (1996 modificado em 1997) Organic Soil Conditioners – Compost. CAN/BNQ 0413-200, secção 9.3.3: 12-14 (cit. Gomes, 2003).

CANDEIAS, A.C.C. (1996) *A aplicabilidade da tecnologia da compostagem no tratamento e valorização de resíduos orgânicos – contributo para a sua validação no sector dos lagares de azeite*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Agro-Industrial. ISA, Lisboa. 75 pp.

CCE (2005) *Avançar para uma utilização sustentável dos recursos: Estratégia Temática de Prevenção e Reciclagem de Resíduos*. COM(2005) 666. In: Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora, Portugal, 2008.

CCME (Canadian Council of the Ministers of the Environment) (2005) *Guidelines for Compost Quality*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Canada. 26 pp.

CHROMETZA, P. (1968) Determination de la consommation d'oxigène des composts en voie de maturation. *Bull. Inf. GIROM.*, **33**:253-256 (cit. Cordeiro, 2010).

CIAVATTA, C., GOVI, M., PASOTTI, L., SEQUI, P. (1993) Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.*, **43**: 141-145 (cit. Cunha Queda, 1999).

CINTRA, G.D.C. (2003) *Compostagem de diferentes materiais. Monitorização e comparação de pilhas com razões carbono/azoto diferentes*. Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Alimentar, ISA, Lisboa. 78 pp.

CORDEIRO, N. M. (2010) *Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos – caso de estudo da Algar S.A.* Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

CUNHA QUEDA, A.C.F. (1999) *Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis.* Dissertação de doutoramento em Engenharia Agro-Industrial, ISA, Lisboa, Portugal. 257 pp.

CUNHA QUEDA, A.C.F., VALLINI, G., AGNOLUCCI, M., COELHO, C.A., CAMPOS, L., SOUSA, R.B. (2002) Microbiological and chemical characterisation of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. **In:** *Microbiology of Composting*, Ed. Insam, H., Riddech, N., Klammer, S., Springer-Verlag, Berlim. pp: 345-355 (*cit.* Gonçalves, 2002).

CUNHA QUEDA, A.C.F., VALLINI, G., SOUSA, R.F.X.B., ALMEIDA DUARTE, E.C.N.F. (2003) Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. **In:** *Anais do Instituto Superior de Agronomia*, Lisboa, Vol. XLIX: 193-208 pp.

CUNHA QUEDA, A.C.F. (2006) Compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis (ROB's) para uso compatível em agricultura biológica (AB). *Vida Rural*, 1719 (54), Julho/Agosto: 37-40

CUNHA QUEDA, A.C.F., MORAIS, M.-C., RIBEIRO, H.M., ALMEIDA, M.H. (2010) Caracterização de compostos e de materiais orgânicos para a formulação de substratos para viveiros. *Revista de Ciências Agrárias* Vol XXXIII (1): 367-375.

DE BERTOLDI, M. (1992) The control of the composting process and quality of end products. **In:** *Composting and compost quality assurance criteria*. D.V. Jackson, J.M. Merillot and P.L'Hermite (Eds.). Commission of the European Communities. Luxembourg. p.524-535 (*cit.* Gonçalves, M.J.S., 1999).

DE BERTOLDI, M., VALLINI, G., PERA, A., ZUCCONI, F. (1985) Technological aspects of composting including modeling and microbiology. **In:** *Composting of agricultural and other wastes. Commission of the European Communities*. Oxford, 19-20 March. Ed. Gasser, J.K.R., Elsevier Applied Science Publishers, Essex, 1985: 27-38 (*cit.* Cunha Queda, 1999).

Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho de 2011, relativo ao regime geral de gestão de resíduos. Disponível em: [http://netresiduos.com/resources/docs/legislacao/dl73\\_2011de17jun.pdf](http://netresiduos.com/resources/docs/legislacao/dl73_2011de17jun.pdf). Consultado a: 15 de Novembro de 2012.

DG ENV. A.2. (2001) *Biological Treatment of Biowaste*, 2<sup>nd</sup> Draft – Working Document. Directorate-General Environment, Directorate A – Sustainable Development and Policy Support,

ENV.A.2 - Sustainable Resources. European Commission, Brussels. 22pp. Disponível em: <http://mie.esab.upc.es/ms/informacio/legislacio/Unio%20Europea/working%20document%20biowaste%202.pdf>. Consultado em: 05 de Janeiro de 2013.

DIAZ, L.F., SAVAGE, G.M., EGGERTH, L. L., GOLUEKE, C. G. (1993) *“Composting and Recycling Municipal Solid Waste”*. Lewis Pub. 296 pp. (cit. Russo, 2003).

DG Do Ambiente (2000) Exemplos de compostagem e de recolhas seletivas bem sucedidas. Comissão Europeia, Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, Luxemburgo. Disponível em: [http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/compost\\_pt.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/compost_pt.pdf). Consultado a: 05 de Dezembro de 2012.

Diretiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho de 1975, relativa aos resíduos. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31975L0442:PT:HTML>. Consultado a: 12 de Novembro de 2012.

Diretiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterro. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:PT:PDF>. Consultado a: 12 de Novembro de 2012.

Diretiva 2004/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 11 de Fevereiro de 2004, que altera a Diretiva 94/62/CE, relativa a embalagens e resíduos de embalagens. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:047:0026:0031:PT:PDF>. Consultado a: 22 de Novembro de 2012.

Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:PT:PDF>. Consultado a: 15 de Novembro de 2012.

EBNESAJJAD, S. (2012) *Handbook of Biopolymers and Biodegradable Plastics: Properties, Processing and Applications*. Plastics Design Library Handbook Series. Elsevier Inc. Waltham, USA. 462 pp.

EN 13037 (1999) Soil improvers and growing media - Determination of pH.

EN 13038 (1999) Soil improvers and growing media - Determination of electrical conductivity.

EN 13039 (1999) Soil improvers and growing media - Determination of organic matter content and ash.

EN 13040 (1999) Soil improvers and growing media - Sample preparation for chemical and physical tests. Determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density.

EN 13432 (2000) Comité Europeu de Normalização CEN/TC 261. Documento prEN 13432:2000. Packaging – Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation – Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging.

EN 13654-1 (2001) Soil improvers and growing media - Determination of nitrogen – Part 1: Modified Kjeldahl method.

EN 14995 (2006) Comité Europeu de Normalização CEN/TC 249. Documento prEN 14995:2006. Plastics – Evaluation of compostability – Test scheme and specifications.

EPSTEIN, E. (2011) *Industrial composting: environmental engineering and facilities management*. CRC Press, Taylor and Francis Group, LLC. USA. 318 pp.

European Bioplastics. Disponível em: <http://en.european-bioplastics.org/environment/recovery-options/composting/>. Consultado a 26 de Dezembro de 2012.

FAPIL – Indústria de Escovaria Lda. Empresa produtora de sacos βios, biodegradáveis e compostáveis. Disponível em: <http://www.fapil.pt/>. Consultado a: 07 de Dezembro de 2012.

FAUSTINO, A.C.D. (2006) *Compostagem de Resíduos Putrescíveis*. Relatório do trabalho de fim de curso de Engenharia Agro-Industrial, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 50 pp.

FINSTEIN, M.S., CIRELLO, J., MACGREGOR, S.T., MILLER, F.C., PSARIANOS, K.M. (1980). *Sludge composting and utilization: rational approach to process control*. Final report n. 340-678-01-1. United States Environmental Protection Agency. (cit. Gonçalves, 1999).

GOLUEKE, C.G. (1991) Principles of Composting. In: *The Biocycle Guide to the Art and Science of Composting*. Emmaus, PA: J.G. (cit. Hamoda et al., 1998).

GOMES, M.M.E.S. (2003) *Avaliação da qualidade de produtos provenientes da compostagem da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos através de testes biológicos*. Relatório do trabalho de fim de curso de Engenharia Agronómica, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 78 pp.

GONÇALVES, M.J.S. (1999) *Gestão e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos. Sua valorização para fins agrícolas pelo método de compostagem*. Trabalho de doutoramento em Engenharia Agronómica, ISA, Lisboa. 412 pp.

GONÇALVES, A.M.A. (2002) *Estudo comparativo de diferentes metodologias para avaliação da fitotoxicidade em produtos obtidos a partir de compostagem*. Relatório do trabalho de fim de curso de Engenharia Agrónómica, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 63 pp.

GONÇALVES, M.S., BAPTISTA, M. (2004) Proposta de norma técnica sobre qualidade e utilizações do composto, 19 pp.

HAMODA, M.F., ABU QDAIS, H.A., NEWHAM, J. (1998) Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling* **23**: 209-223.

HAUG, R.T. (1979) *Engineering principles of sludge composting*. J. Water Poll. Contr. Fed., 51, p. 2189-2195. (cit. Gonçalves, 1999).

HAUG, R.T. (1980) *Compost engineering: principles and practice*. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Lancaster, Pennsylvania. 655 pp.

HE, X.T., TRAINA, S.J., LOGAN, T.J. (1992). Chemical properties of municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.*, **21**: 318-329 (cit. Cunha Queda, 1999).

INBAR, Y., CHEN, Y., HADAR, Y., HOITINK, H.A.J. (1990) New approaches to compost maturity. *Biocycle*, December: 64-69 (cit. Cunha Queda, 1999).

INE (2011) Instituto Nacional de Estatística. Estatísticas do Ambiente 2010, Lisboa. 257 pp.

ISO 17088:2008 – Specifications for Compostable Plastics (cit. Rudnik, 2008).

LAGA-MERKBLATT M10 (1995) Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Müll-Handbuch Lfg. 5/95, Kennziffer 6856, Ed. Erich Schmidt Verlag, Berlin (cit. Cunha Queda, 1999).

LOPÉZ-REAL, J. (1995) *Parámetros de control del compostaje y aplicación del compostaje de residuos orgánicos*. In: *Gestión y Utilización de Residuos Urbanos para la Agricultura*, Fundación “La Caixa”, Ed. Aedos, 61-67 (cit. Morais, 2003).

LQARS (1988) Métodos de análise de material vegetal e terras. INIA, LQARS, Lisboa. 62 pp (cit. Gonçalves, 1999).

MARTINHO, M.G.M., GONÇALVES, M.G.P. (2000) Valorização e tratamento de resíduos. In: *Gestão de Resíduos*. Universidade Aberta, Lisboa. 125-184pp. (cit. Teodoro, 2006).

MERKEL, J.A. (1981) Composting. In: *Managing livestock wastes*. Ed. AVI Publishing Company Inc.: 306-322 pp (cit. Cunha Queda et al., 2003).

MORAIS, M.C.F. (2003) *Evolução da estabilidade e da maturação durante o armazenamento de produtos obtidos a partir da compostagem da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Relatório de trabalho de fim de curso em Engenharia Agro-Industrial, ISA, Lisboa. 77pp.

MOREL, J.L., COLIN, F., GERMON, J.G., P. and JUSTE, C. (1985) "Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost". In: *Composting of agricultural and other wastes*, pp. 56-72. (Ed. J. K. R. Gasser). Elsevier Applied Science, London (cit. Russo, 2003).

MUSTIN, M. (1987) *Le compost: gestion de la matière organique*. Édition François Dubusc, Paris, 954 pp (cit. Cunha Queda, 1999, cit. Cordeiro, 2010, cit. Gonçalves, 1999, cit. Teodoro, 2006).

NETO, J.T.P., STENTIFORD, E.I., MARA, D.D. (1987) Comparative survival of pathogenic indicators in windrow and static pile. In: *Compost: production, quality and use*. Ed. De Bertoldi, M., Ferrenti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F., Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Essex: 276-295 cit. Cunha Queda, 1999).

PERA, A., VALLINI, G., FRASSINETTI, S., CECCHI, F. (1991) Co-composting for managing effluent for thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Environ. Technol.*, **12**, p. 1137-1145 (cit. Morais, 2003).

PEREIRA NETO, J.T., STENTIFORD, E.I. and MARA, D.D. (1986c) "Comparison of Windrow and Aerated Static Piles for Refuse/Sludge Composting". In: *International Symposium in Composting Process, Quality and Use*, Udine, Italy, 21 pp. (cit. Russo, 2003).

PERSU II (2007) Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR), Lisboa. 194 pp

PIEIDADE, M., AGUIAR, P. (2010) *Opções de Gestão de Resíduos Urbanos*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR, I. P.), Lisboa, 211 pp.

RAL-GZ251 (1992) Gutezeichen Kompost. Deutsches Institut für Gutesicherung und Kennzeichnung. 18 pp (cit. Gonçalves, 1999).

RAVIV, M., TARRE, S., GELER, Z., SHELEF, G. (1987) Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biol. Waste*, **19**: 309-318 (cit. Faustino, 2006, cit. Gonçalves, 2002, cit. Teodoro, 2006).

RYNK, R. (1992) *On Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Available from NRAES, Cooperative Extension, 152 Riley-Robb Hall, Ithaca, NY 14853-5701, (607) 255-7654 (cit. U.S.EPA., 1997).

RUDNIK, E. (2008) *Compostable Polymer Materials*. Elsevier's Science & Technology. Amsterdam, Netherlands. 211 pp.

RUSSO, M.A.T. (2003) *Tratamento de Resíduos Sólidos*. Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. 196 pp. Disponível em: [http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes\\_antigas/Tratamentos\\_Residuos\\_Solidos.pdf](http://www1.ci.uc.pt/mhidro/edicoes_antigas/Tratamentos_Residuos_Solidos.pdf). Consultado a: 26 de Novembro de 2012.

SCHULTZ, K.L. (1961) Relationship between moisture content and activity of finished compost. *Compost Sci.*, **2**(2): 32-34 (*cit. Cordeiro, 2010*).

Sexto Programa Comunitário de Acção em Matéria de Ambiente (PAA, 2005). Estratégia Temática de Prevenção e Reciclagem de Resíduos, COM(2005) 666, de 21 de Dezembro de 2005. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2005:0666:FIN:PT:PDF>. Consultado a: 19 de Novembro de 2012.

TEODORO, A.I.M. (2006) *Obtenção de Produtos Compostados de Elevada Qualidade para Utilização em Agricultura Biológica*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia do Ambiente, ISA, Lisboa, Portugal. 50 pp

U.S.EPA (1997) Composting. **In:** *Decision Maker's Guide to Solid Waste Management – Vol. II* (EPA530-R-95-041), Chapter 7: Composting. Disponível em: <http://www.epa.gov/epawaste/conserva/rrr/composting/pubs/chapter7.pdf>. Consultado em: 29 de Novembro de 2012.

VALLINI, G. (1995) Il Compostaggio. **In:** *La protezione dell'ambiente in Italia*. Ed. Bertini, I., Cipollini, R., Tundo, P. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Società Chimica Italiana e Consorzio Interuniversitario Chimica per l'Ambiente, Bologna: p.83-134 (*cit. Cunha Queda, 1999, cit. Cunha Queda et al., 2003, cit. Teodoro, 2006*).

ZUCCONI, F., FORTE, M., MONACO, A., DE BERTOLDI, M. (1981a) Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, July/August. **22**(4), p.27-29 (*cit. Gonçalves, 1999; Morais, 2003*)

ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, DE BERTOLDI, M. (1981b) Evaluation toxicity of immature compost maturity. *Biocycle*. **22**(2), p.54-57 (*cit. Morais, 2003 e cit. Gonçalves, 2002*).

ZUCCONI, F., MONACO, A., FORTE, M. (1985) Phytotoxins during the stabilization of organic matter. **In:** *Composting of agricultural and other wastes*. Ed. Gasser, J.K.R., Elsevier, New York: 73-88 (*cit. Gonçalves, 2002*).

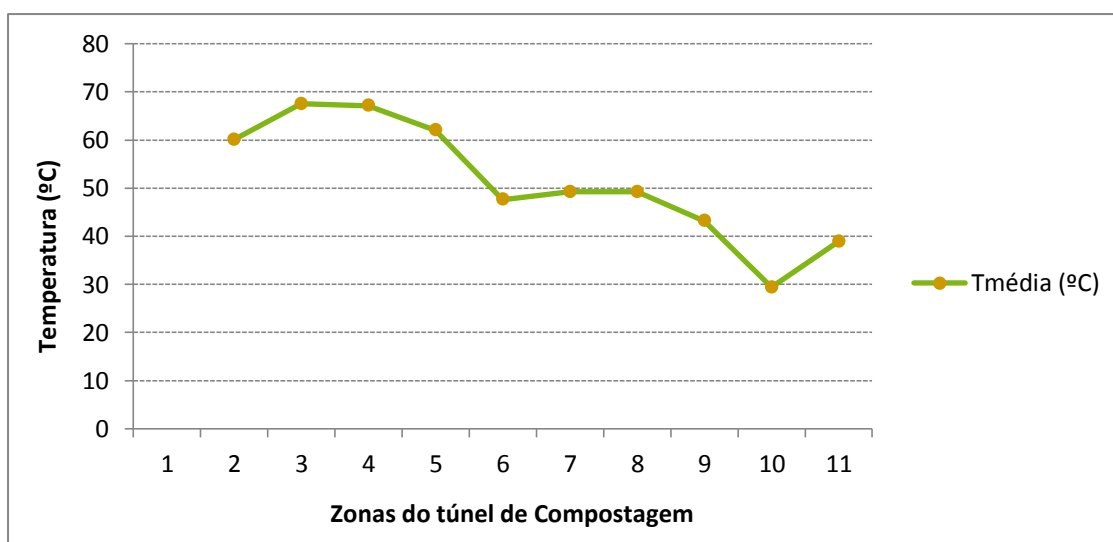
ZUCCONI, F., DE BERTOLDI, M. (1987) Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. **In:** *Compost: production, quality and use*. M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite and F. Zucconi (Eds.). Elsevier Applied Science, London. p.30-49 (*cit.* Gonçalves, 1999; Morais, 2003).

# **ANEXOS**

## ANEXO I

**Quadro I.1-** Boletim de controlo dos parâmetros analisados à pilha de compostagem, no Ecoparque de Setúbal.

PARÂMETROS (valores médios)	ZONA											AFINAÇÃO
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
TEMPERATURA (°C)		60,1	67,5	67,1	62	47,6	49,2	49,2	43,2	29,4	38,9	
pH	5,13	6,34	7,13	8,02	7,94	7,72	SEM DADOS	8,27	SEM DADOS	8,3	8,0	8,4
DENSIDADE (ton/m <sup>3</sup> )	0,58	0,52	0,52	0,56	0,54	0,43		0,47		0,49	0,52	0,52
HUMIDADE (% m/m)	61,7	53	47,7	52,9	42,8	35,8		37,5		31,8	28,3	27,6
FRACÇÃO ORGÂNICA (% m/m)	86,48	70,61	74,44	70,89	70,01	66,7		57,56		48,59	58,82	100
CALCINAÇÃO (% m/m)	68,1							54,4			43,2	
GRAU MATURAÇÃO												II
PEDRAS E GRAVILHA (> 5mm) (%)												0,2
IMPUREZAS (> 2mm) (%)												1,2



**Figura I.1** - Evolução da temperatura média registada nas diferentes zonas do túnel de compostagem, durante o processo.

## ANEXO II

**Quadro II.1** - Boletim de controlo das operações efetuadas na Pilha de Compostagem.

EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA NA PILHA AO LONGO DO PROCESSO									OPERAÇÕES REALIZADAS
DATA	Dias	Dia	S	T1	T2	T3	Tméd	Desvio Padrão	
25-05-12	1	82	12 <sup>a</sup>	27,6	27,5	27,4	27,50	0,10	Construção da Pilha + Revolvimento
28-05-12	4	85	13 <sup>a</sup>	19,7	19,5	18,8	19,33	0,47	-
29-05-12	5	86	13 <sup>a</sup>	20,1	21,2	19,5	20,27	0,86	-
30-05-12	6	87	13 <sup>a</sup>	20,4	22,5	21,5	21,47	1,05	-
31-05-12	7	88	13 <sup>a</sup>	23,1	27,7	26,8	25,87	2,44	-
01-06-12	8	89	13 <sup>a</sup>	26,9	32,3	29,9	29,70	2,71	Revolvimento + Adição de Água (rega)
04-06-12	11	92	14 <sup>a</sup>	26	29,6	24,7	26,77	2,54	-
05-06-12	12	93	14 <sup>a</sup>	26	28,4	25,1	26,50	1,71	-
06-06-12	13	94	14 <sup>a</sup>	25,4	27,5	24,1	25,67	1,72	-
08-06-12	15	96	14 <sup>a</sup>	22	22,8	20,8	21,87	1,01	Revolvimento + Adição de Água (rega)
11-06-12	18	99	15 <sup>a</sup>	24,4	25,2	22,9	24,17	1,17	-
12-06-12	19	100	15 <sup>a</sup>	23,9	24,7	22,6	23,73	1,06	-
14-06-12	21	102	15 <sup>a</sup>	22	22,5	21,7	22,07	0,40	-
15-06-12	22	103	15 <sup>a</sup>	21,6	22,1	21,4	21,70	0,36	Revolvimento + Adição de Água (rega)
18-06-12	25	106	16 <sup>a</sup>	22,8	22,1	21,2	22,03	0,80	-
19-06-12	26	107	16 <sup>a</sup>	21,1	21,5	20,2	20,93	0,67	-
20-06-12	27	108	16 <sup>a</sup>	20,7	21,3	18,9	20,30	1,25	-
21-06-12	28	109	16 <sup>a</sup>	22	22,3	21,1	21,80	0,62	-
22-06-12	29	110	16 <sup>a</sup>	20,8	21,1	20,7	20,87	0,21	Revolvimento + Adição de Água (rega)
25-06-12	32	113	17 <sup>a</sup>	21,8	22	21,4	21,73	0,31	Recolha da amostra CF

Dias – Dia do processo desde a montagem da pilha no Horto

Dia – Dia do processo desde o início da compostagem no Ecoparque de Setúbal

S – Semana do processo de compostagem

T1 – Temperatura medida na base da pilha (°C)

T2 – Temperatura medida no meio da pilha (°C)

T3 – Temperatura medida no topo da pilha (°C)

Tméd – Temperatura média da pilha (°C)

### ANEXO III

**Quadro III.1** - Parâmetros efetuados nas amostras de biomassas recolhidas em cada uma das zonas do pavilhão de compostagem do Ecoparque de Setúbal, e no composto final maturado no Horto do ISA.

PARÂMETROS	ZONA 1	ZONA 4	ZONA 7	ZONA 11	ZONA 11 CRIVADA	ZONA 11 MATURADA
Massa Volúmica (g L <sup>-1</sup> )	861,86	651,76	539,08	661,33	567,87	652,33
Humidade (%)	47,17	45,82	32,20	22,30	29,92	32,02
Matéria Orgânica (% m.s.)	46,61	45,65	46,00	32,99	52,27	46,26
pH	5,68	7,65	7,08	8,38	8,71	8,15
Condutividade Eléctrica (mS cm <sup>-1</sup> )	5,14	1,75	2,31	2,51	3,12	3,48
Azoto Total (% m.s.)	1,79	2,03	2,74	2,35	2,22	2,48
Azoto Amoniacal (mg Kg <sup>-1</sup> m.s.)	1239,67	878,55	306,85	167,59	420,26	225,99
Azoto Nítrico (mg Kg <sup>-1</sup> m.s.)	100,93	79,67	81,69	41,65	35,59	23,25
Carbono Orgânico Total (% m.s.)	41,87	25,94	27,48	13,68	24,16	22,75
Relação C/N	23,44	12,78	10,08	5,87	10,90	9,19
Teste do Auto-Aquecimento <sup>(1)</sup> (°C)	69,8	61,3	60,1	38,2	45,3	29,8
Teste AT (mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> m.s.)	36,0201	35,2137	29,5688	20,8325	26,6119	5,7793
Índice de Germinação (%)					22,70	24,48
Índice de Crescimento (%)					50,41	11,21

m.s. – valores referidos à matéria seca.

<sup>(1)</sup>Temperatura máxima durante o teste.

## ANEXO IV

**Quadro IV.1** - Parâmetros efetuados às amostras recolhidas às biomassas no decorrer do processo e ao composto final maturado, obtidas no Teste do Auto-Aquecimento passado 10 dias.

PARÂMETROS	ZONA 1			ZONA 4			ZONA 11			ZONA 11 CRIVADA			ZONA 11 MATURADA		
	D1	D3	D5	D1	D3	D5	D1	D3	D5	D1	D3	D5	D1	D3	D5
Massa Volúmica ( $\text{g L}^{-1}$ )	478,86	560,01	471,87	566,20	576,40	562,52	704,49	693,17	715,70	576,70	572,58	556,65	623,90	596,52	581,83
Humidade (%)	28,25	38,85	32,94	41,44	45,61	41,14	37,47	34,76	35,97	29,46	29,74	29,32	28,63	28,95	28,32
Matéria Orgânica (% m.s.)	47,07	41,43	43,81	44,24	44,43	37,50	37,13	36,71	35,88	48,24	46,73	46,76	44,18	46,69	46,48
pH	7,59	8,70	8,18	8,92	7,15	8,65	8,59	7,99	8,09	8,77	8,26	8,44	8,10	8,04	8,12
Condutividade Eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	2,49	2,56	2,43	1,46	2,00	1,55	2,53	2,55	2,68	3,02	3,11	3,05	3,56	3,49	3,38
Azoto Total (% m.s.)	1,91	2,18	2,27	2,25	2,1	1,81	2,38	2,31	2,37	2,57	2,78	2,65	2,56	2,72	2,59
Azoto Amoniacal ( $\text{mg Kg}^{-1}$ m.s.)	1293,22	1964,92	1256,62	916,49	470,12	944,11	463,57	404,74	402,30	407,54	408,18	412,23	207,33	291,63	345,74
Azoto Nítrico ( $\text{mg Kg}^{-1}$ m.s.)	134,69	95,05	94,31	81,93	58,46	77,39	57,38	58,09	61,72	59,49	57,36	57,91	99,28	128,98	233,58
Teste do Auto-Aquecimento <sup>(1)</sup> ( $^{\circ}\text{C}$ )	69,8	62,8	66,5	61,3	53,8	61,0	38,2	34,3	38,1	45,3	46,8	48,8	29,8	29,5	29,4
Teste AT ( $\text{mg O}_2 \text{g}^{-1}$ m.s.)	36,02	36,29	35,48	35,21	35,42	34,94	20,83	20,83	20,97	26,61	26,75	28,16	5,78	6,80	9,34

m.s. – valores referidos à matéria seca.

<sup>(1)</sup>Temperatura máxima durante o teste.

## ANEXO V

**Quadro V.1** - Classes de qualidade para compostos e bioresíduos estabilizados.

(Anexo III do *Working Document Biological Treatment of Biowaste*, 2<sup>nd</sup> Draft, DG ENV.A.2, 2001)

Parameter	Compost/digestate (*)		Stabilised biowaste (*)
	Class 1	Class 2	
Cd (mg/kg dm)	0.7	1.5	5
Cr (mg/kg dm)	100	150	600
Cu (mg/kg dm)	100	150	600
Hg (mg/kg dm)	0.5	1	5
Ni (mg/kg dm)	50	75	150
Pb (mg/kg dm)	100	150	500
Zn (mg/kg dm)	200	400	1 500
PCBs (mg/kg dm) (**)	-	-	0.4
PAHs (mg/kg dm) (**)	-	-	3
Impurities > 2mm	<0.5%	<0.5%	<3%
Gravel and stones > 5 mm	<5%	<5%	-

(\*) Normalised to an organic matter content of 30%.

(\*\*) Threshold values for these organic pollutants to be set in consistence with the Sewage Sludge Directive.

**Quadro V.2** - Valores máximos admissíveis para os teores “totais” de metais pesados, materiais inertes antropogénicos\*, pedras de granulometria superior a 5 mm no Composto (valores reportados à matéria seca) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados à matéria fresca) (fonte: Anónimo, 2008).

Parâmetro	COMPOSTO			
	Classe I	Classe II	Classe II A	Classe III
Cádmio (mg/kg)	0,7	1,5	3	5,0
Chumbo (mg/kg)	100	150	300	500
Cobre (mg/kg)	100	200	400	600
Crómio (mg/kg)	100	150	300	400
Mercúrio (mg/kg)	0,7	1,5	3	5,0
Níquel (mg/kg)	50	100	200	200
Zinco (mg/kg)	200	500	1000	1500
Materiais inertes antropogénicos (%)*	0,5	1,0	2,0	3,0
Pedras > 5mm (%)	5,0	5,0	5,0	-
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g
<i>Escherichia coli</i> (NMP/g)	1000	1000	1000	1000

(\*) Incluem vidro, metais e plásticos, cujas partículas apresentem uma granulometria superior a 2 mm.

Nota: Os teores “totais” corresponderão à fração solúvel em água-régia.

## ANEXO VI

**Quadro VI.1** - Peso dos discos retirados dos Dewar flasks, de cada amostra analisada passado 10 dias.

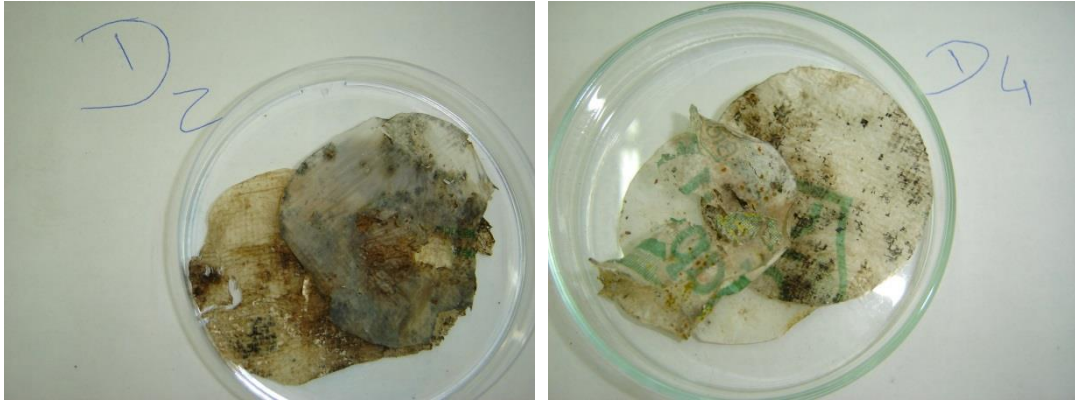
ZONA	PESO INICIAL DOS DISCOS (g)	PESO FINAL DOS DISCOS D2 (g)	TAXA DE DEGRADAÇÃO (%)	PESO FINAL DOS DISCOS D4 (g)	TAXA DE DEGRADAÇÃO (%)
1	0,2333	0,2152	7,76	0,2141	8,23
4	0,2333	0,217	6,99	0,2068	11,36
11	0,2333	0,216	7,42	0,2167	7,12
11 CRIV	0,2333	0,1994	14,53	0,1873	19,72
11 MAT	0,2333	0,2324	0,39	0,2257	3,26

\* os valores são respeitantes ao peso dos 3 discos.

## ANEXO VII

**Figuras VII.1** - Aspeto dos discos de plástico obtidos no teste de auto-aquecimento, passado 10 dias, para as amostras Z1, Z4, Z11, Z11C e Z11M.

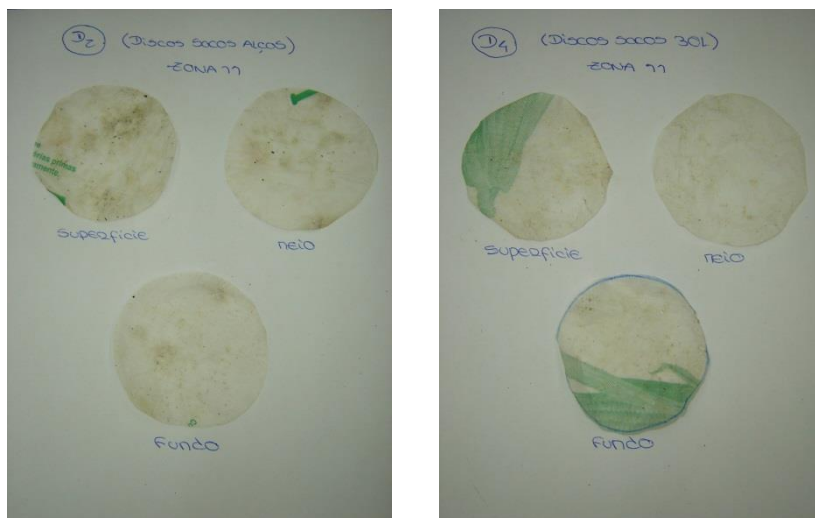
### ZONA 1 (Z1)



### ZONA 4 (Z4)



### ZONA 11 (Z11)



### ZONA 11 CRIVADA (Z11C)



### ZONA 11 MATURADA (Z11M)

