



Universidade do Porto

Faculdade de Engenharia

FEUP



Maria Elisabete Ferreira Silva

Co-Compostagem de Resíduos Avícolas e de Resíduos Florestais



Universidade do Porto

FEUP Faculdade de
Engenharia

Departamento de Engenharia Química

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AVÍCOLAS
E DE RESÍDUOS FLORESTAIS -
um estudo na região de Viseu**

Maria Elisabete Ferreira Silva

Porto, 2003

**CO-COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS AVÍCOLAS
E DE RESÍDUOS FLORESTAIS -
um estudo na região de Viseu**

Maria Elisabete Ferreira Silva
Licenciada em Engenharia do Ambiente pela Universidade de Aveiro,
em Setembro de 1997

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente
(ramo de Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais)

Orientação: Prof^ª. Doutora Olga Cristina Pastor Nunes
(Professora Auxiliar do Departamento de Engenharia Química da
Faculdade de Engenharia do Porto)

Co-orientação: Prof. Doutor Luís Eugénio Teixeira de Lemos
(Professor Coordenador de Nomeação Definitiva do Departamento de Ambiente da
Escola Superior de Tecnologia de Viseu)

Porto, 2003

Ao Jorge e Carolina

RESUMO

A região de Viseu é uma das principais regiões avícolas do País e simultaneamente possui uma importante área florestal. Como resultado das actividades deste sector, surgem os resíduos avícolas que podem provocar graves problemas de poluição, ao nível do solo, da água e da atmosfera. Por outro lado, os incêndios florestais, agravados, entre outros pela elevada carga térmica resultante da acumulação de resíduos florestais na floresta, provocam todos os anos graves prejuízos, com as consequentes incidências ambientais. Nesta perspectiva, torna-se importante actuar ao nível destes sectores de actividade, procurando valorizar correctamente o potencial dos respectivos resíduos, por exemplo através da possibilidade de os reutilizar como fertilizantes, pondo em prática um plano de reciclagem orgânica - compostagem.

O presente trabalho tem como objectivo aprofundar o conhecimento existente acerca da possibilidade de co-compostagem destes resíduos orgânicos. Assim, estudaram-se, à escala piloto, os mecanismos associados à bio-oxidação de resíduos avícolas com dois tipos de resíduos, no sentido de desenvolver as metodologias necessárias para controlar e otimizar o processo e a qualidade do composto final.

Efectuou-se a compostagem de 4 pilhas, de configuração cónica (1,50 m de altura e 2 m de diâmetro de base), utilizando diferentes combinações de resíduos avícolas (produção em bateria) com serrim e palha. As pilhas apresentaram a seguinte composição: pilha 1 - resíduo avícola e estilha; pilha 2 - serrim e estilha; pilha 3 - resíduo avícola, palha e estilha; pilha 4 - resíduo avícola, serrim e estilha.

No sistema de compostagem utilizado, as principais variáveis operacionais do processo (arejamento, temperatura e humidade) foram controladas a partir do ciclo de revolvimento. A monitorização do processo envolveu a avaliação, ao longo do tempo, de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos convencionais. Os principais parâmetros físico-químicos analisados foram: pH, condutividade eléctrica, teor de humidade, teor de matéria orgânica e cinzas, teor de carbono total, teor de azoto total, relação Carbono/Azoto (C/N) e teor em elementos minerais. Foi ainda avaliada a sucessão de populações microbianas estudando-se as populações heterotróficas de bactérias e de fungos totais às temperaturas de 30 e 55°C. Na avaliação da qualidade do composto em termos microbiológicos foram utilizados os microrganismos indicadores universalmente aceites: coliformes totais, coliformes fecais e *Enterococcus faecalis*. Como microrganismo patogénico foi analisada a presença de *Salmonella spp.*. A avaliação do grau de maturação/estabilidade dos compostos foi efectuada recorrendo à razão entre os ácidos húmicos e fúlvicos, ao teste de auto-aquecimento e ao índice de germinação.

Os ensaios de compostagem efectuados demonstraram que a evolução dos parâmetros físico-químicos e biológicos está relacionada com a manutenção realizada em termos de arejamento e teor de humidade, bem como com as características dos resíduos a compostar, nomeadamente com a disponibilidade de carbono e azoto.

No que se refere à temperatura, a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) foi a que registou valores mais elevados de temperatura, tendo atingido valores superiores a 65°C. No entanto, foi a pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) que apresentou um maior

período de tempo na fase termófila. Quanto ao pH as várias pilhas não sofreram variações significativas, apresentando no final do processo propriedades alcalinas.

O teor de carbono e de azoto total diminuiu ao longo do processo para todas as pilhas. A diminuição do teor de azoto foi menor nas pilhas de resíduo avícola e palha (Pilha 3) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) comparativamente à pilha só de resíduo avícola (Pilha 1), o que demonstra o efeito do agente condicionante na conservação do azoto. No entanto, observou-se que essa diminuição foi menor no caso da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3), comparativamente à pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), evidenciando o efeito da relação C/N, ou seja, a conservação do azoto foi maior para a pilha com a relação C/N mais elevada.

A pilha de resíduo avícola (Pilha 1) sofreu uma higienização completa. Os microrganismos do grupo dos *Enterococcus faecalis* foram os mais resistentes, ultrapassando na pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) o valor estipulado na proposta de regulamentação. No que respeita à população heterotrófica, foi a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) a que apresentou maior número de microrganismos (bactérias e fungos) por grama de composto. Nas pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) a população de fungos predominou sobre a bacteriana.

Os compostos obtidos possuem quantidades apreciáveis de matéria orgânica e de vários nutrientes, nomeadamente, cálcio, potássio e magnésio, constituindo deste modo um bom correctivo orgânico de solos agrícolas. Relativamente ao teor em metais pesados, verifica-se que os seus níveis são inferiores aos valores limites impostos na proposta de regulamentação. No entanto, a elevada salinidade observada limita a sua utilização, havendo a necessidade de atender à tolerância das culturas à salinidade.

De acordo com a avaliação do índice de germinação o composto resultante da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) possui propriedades fitotóxicas, sendo susceptível de prejudicar o desenvolvimento das plantas. A qualidade dos restantes compostos é muito similar, visto que apesar do composto da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) se mostrar menos inibitório em termos de germinação de sementes com a máxima concentração (40%) relativamente ao composto da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), este último possui uma razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos bem superior.

Os resultados obtidos indicam que a compostagem como via de tratamento dos resíduos avícolas é mais eficiente quando é feita procedendo-se à mistura destes com outros materiais que possam servir como fonte de carbono, como é o caso da palha e do serrim. A mistura do resíduo avícola com a palha, comparativamente à mistura do resíduo avícola com serrim, não apresentou mais valias quer em termos de rapidez do processo, quer na qualidade do composto final. Tal comprova que a técnica de compostagem com vista à valorização dos resíduos avícolas juntamente com os resíduos florestais é uma boa alternativa no âmbito do tratamento dos resíduos biodegradáveis, constituindo uma alternativa vantajosa para a resolução dos problemas ambientais.

SUMMARY

The region of Viseu is one of the most important poultry regions in Portugal, simultaneously possessing an important forest area. Poultry manures can cause serious pollution problems, in terms of soil, water and atmosphere contamination. On the other hand, the forest fires, the risk of which increases by the high thermal load resulting from the settlement of the forest waste, originate, every year, serious damages, with important environmental consequences. In such perspective, it is important to act at the level of both sectors, trying to put in value the potential of their wastes, for example through the possibility of using them as fertilizers, putting into practice a plan of organic recycling-composting.

The main purpose of the present work was to contribute to the knowledge concerning the possibility of co-composting these organic wastes. Thus, at a pilot scale, the mechanisms associated with the bio-oxidation of the poultry manures mixed with two other types of waste were studied, in the sense of developing the necessary methodologies to control and to optimise the process and the quality of the final compost.

The composting of 4 piles of conic configuration (1,50 m height and 2 m of base diameter), using different combinations of poultry manures (production in battery) with sawdust and straw, was performed. The piles composition was as follows: pile 1- poultry manure and wood chips; pile 2- sawdust and wood chips; pile 3- poultry manure, straw and wood chips; pile 4 - poultry manure, sawdust and wood chips.

In the composting system, the main operational variables of the process (aeration, temperature and humidity) were controlled from the turning cycle. The process monitorization involved the evaluation, through the time, of the physical, chemical and microbiological conventional parameters. The main analysed physical-chemical parameters were: the pH, the electric conductivity, the moisture, the organic and ash matter content, the total carbon, the total nitrogen, the carbon/nitrogen ratio (C/N), and the content in mineral elements. The succession of microbial populations was also evaluated by studying the heterotrophic populations of bacteria and of total fungi at 30 and 55°C temperatures. In the evaluation of the quality of the compost in microbiological terms there were used the indicative microorganisms universally accepted: total coliforms, fecal coliforms and *Enterococcus faecalis*. In terms of the pathogen microorganisms, the presence of *Salmonella spp.* was analysed. The evaluation of the degree of maturity/stability of the compost was obtained through the humic/fulvic acids ratio, the self-heating test and the germination index.

The composting assays showed that the evolution of the physical-chemical and biological parameters are related with the maintenance carried out in aeration and moisture content, as well as with the characteristics of the composting wastes, namely with the carbon and nitrogen ratio.

Concerning the temperature, the pile of poultry manure and straw (Pile 3) showed the temperature highest values, having reached values higher than 65°C. However, it was the pile of poultry manure and sawdust (Pile 4) that showed the longest period of time in the

thermophilic phase. The pH the piles did not suffer significant variations, presenting, at the end of the process, alkaline properties.

The carbon and the total nitrogen content have decreased along the process in all the piles. The reduction of the nitrogen content was lower in the piles of poultry manure and straw (Pile 3) and of poultry manure and sawdust (Pile 4) comparatively to the pile having only poultry manure (Pile 1), showing the effect of the conditioner agent in the nitrogen fixation. However, it was observed that such reduction was lower in the case of the pile of poultry manure and straw (Pile 3), comparatively to the pile of poultry manure and sawdust (Pile 4), evidencing the effect of the C/N ratio, which means that the fixation of the nitrogen was greater for the pile with the higher C/N ratio.

The pile of poultry manure (Pile 1) suffered a complete higienization. The microorganisms of the group of the *Enterococcus faecalis* were the most resistant, surpassing in the pile of poultry manure and straw (Pile 3) the value specified in the regulation proposal. In terms of the heterotrophic population, it was the pile of poultry manure and straw (Pile 3) the one that presented a greater number of microorganisms (bacterial and fungi) per gram of compost. In the piles of poultry manure (Pile 1) and of poultry manure and sawdust (Pile 4) the population of fungi prevailed on the bacterial one.

The obtained compost possesses important amounts of organic matter and of several nutrients, namely, calcium, potassium and magnesium, thus constituting a good organic corrective for agricultural soils. The heavy metals levels are lower than the values in the proposal standards. The high salinity observed values restrains its use, imposing important care concerning the tolerance of the cultures to salinity.

In agreement with the evaluation of the germination index, the compost obtained from the pile of poultry manure (Pile1) possesses some phytotoxic characteristics, being susceptible of affecting the development of the plants. The compost quality of the others piles was very similar because, in spite of the compost of the pile of poultry manure and straw (Pile 3) showing less inhibitory in terms of germination of seeds with the maximum concentration (40%) relatively to the compost of the pile of poultry manure and sawdust (Pile 4), the last one possesses a humic/fulvic acids ratio very high.

The obtained results show that the composting, being a way of treatment of the poultry manure, becomes more efficient when it is performed by mixing them with other materials that can serve as carbon source, as it is the case of the straw and of the sawdust. The mixture of the poultry manure with the straw, comparatively to the mixture of the poultry manure with sawdust, did not present more benefits in terms of the process speed, nor in the quality of the final compost. The composting technique seems to be a good alternative for the valorisation of both the poultry manures and the forest wastes, as biodegradable wastes, thus contributing to the resolution of their environmental problems.

AGRADECIMENTOS

A execução deste trabalho só foi possível graças à contribuição de várias pessoas e entidades, a quem gostaria de expressar o meu profundo reconhecimento.

À Prof^a. Olga Nunes, do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia do Porto (FEUP), pelos meios que colocou à minha disposição e pela sua total disponibilidade e paciência, pela orientação meticulosa, aconselhamento e incentivo, o meu reconhecimento e a minha gratidão.

Ao Prof. Luís Teixeira de Lemos, da Escola Superior de Tecnologia de Viseu, pela amizade e pela sua co-orientação, ajudando a definir objectivos precisos e pelas críticas construtivas que constituíram factores importantes para a boa conclusão desta tese. Pelo seu empenho e dedicação na construção do Centro de Compostagem e na disponibilização de todos os meios necessários para a realização da parte experimental deste trabalho, o meu muito obrigado.

Ao Departamento de Engenharia Química da FEUP e à Escola Superior de Tecnologia de Viseu, na pessoa do seu Presidente, respectivamente Prof. Sebastião Azevedo e Prof. Fernando Sebastião, agradeço as facilidades concedidas para a execução deste trabalho.

À Prof^a. Ana Cristina Queda, do Instituto Superior de Agronomia de Lisboa, pelo seu apoio, incentivo, e, sobretudo, pelo carinho com que me recebeu várias vezes, pelo seu precioso aconselhamento e ensinamentos, o meu reconhecimento e agradecimento, sou eternamente grata.

Ao Prof. Mário Russo, da Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viana do Castelo e às Eng.^{as} Manuela Costa e Eduarda da Direcção Regional de Agricultura, pela forma como me disponibilizaram alguma bibliografia, o meu agradecimento.

À Sílvia, do Departamento de Engenharia Química da FEUP, pela prestação dada na realização das análises microbiológicas, as quais não teriam sido possíveis sem o seu apoio, o meu bem haja. Às colegas Patrícia, Luísa e Mónica, do Departamento de Engenharia Química da FEUP, pela paciência e ajuda prestada o meu muito obrigado. A todo o pessoal do laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Química da FEUP, em especial à Maria do Céu, pela colaboração prestada, o meu agradecimento.

À Beiravila, Costa Ibérica e CASCA, na pessoa do Sr. Custódio, Sr. Joaquim e Eng. Duarte, respectivamente, agradeço a disponibilização dos resíduos orgânicos necessários para a realização desta investigação.

Gostaria de agradecer aos colegas, Pedro Antunes, Artur Figueirinha e Sandra Santos por me terem dispensado atenção e apoiado com a sua experiência, o meu reconhecido agradecimento. À Elsa, Pedro e Miguel, do laboratório da Escola Superior de Tecnologia de Viseu, pela ajuda e disponibilidade, também o meu reconhecimento. Às alunas Inês, Mónica, Sandrine, Ana, Carla e Fátima, do 3.º ano do curso de Engenharia do Ambiente da Escola Superior de Tecnologia de Viseu pela contribuição prestada, o meu muito obrigada.

À amiga Isabel Brás pelo incentivo, pela sua voluntariedade e disponibilidade para ajudar, o meu apreço.

Ao Eng.º Soares de Sousa da Escola Superior Agrária de Viseu, pelo apoio e pela disponibilização dos meios por mim requeridos, o meu agradecimento.

Finalmente, quero agradecer ao meu pai, pela paciência e ajuda prestada no transporte dos resíduos, o meu reconhecimento. Em especial, ao meu marido Jorge, por ter compreendido a minha ausência e distância, pelo companheirismo e solidariedade, e pela sua preciosa ajuda na realização da parte experimental deste trabalho, o meu profundo e carinhoso obrigado.

ÍNDICE GERAL

	Pág.
Índice de Figuras	xiii
Índice de Gráficos	xiv
Índice de Tabelas	xviii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Definição de Compostagem.....	4
2.2. Legislação e Política Ambiental	4
2.3. Biologia do Processo de Compostagem.....	7
2.3.1. Caracterização das Populações Microbiológicas	7
2.3.2. Dinâmica das Populações Microbiológicas	9
2.4. Factores a Controlar.....	14
2.4.1. Relação C/N	15
2.4.2. pH.....	16
2.4.3. Arejamento e Agitação	17
2.4.4. Humidade	18
2.4.5. Granulometria	18
2.4.6. Inóculo/Sementeira	19
2.5. Sistemas de Compostagem	20
2.6. Materiais a Compostar	24
2.7. Composto Final.....	26
2.7.1. Caracterização do Composto Final	26

	Pág.
2.7.2. Qualidade do Composto.....	27
2.7.3. Aplicações e Vantagens do Composto.....	31
2.8. Histórias de Sucesso	33
2.8.1. Histórias de Sucesso na Europa	33
2.8.2. Caracterização da Situação em Portugal.....	35
2.9. Co-compostagem de Resíduos Avícolas e de Resíduos Florestais – um estudo na região de Viseu	37
2.9.1. Caracterização do Sector Avícola e Florestal	37
2.9.2. Fundamentação do Processo de Co-compostagem	40
2.9.3. Condicionantes do Processo de Co-compostagem	42
3. MATERIAIS E MÉTODOS	44
3.1. Caracterização dos Materiais	44
3.1.1. Resíduos Orgânicos	44
3.1.2. Caracterização dos Resíduos.....	45
3.2. Método de Compostagem	46
3.2.1. Ensaio de Compostagem	46
3.2.2. Construção das Pilhas	47
3.3. Estudo do Processo de Compostagem	48
3.3.1. Manutenção das Pilhas.....	48
3.3.2. Amostragem	50
3.3.3. Controlo Analítico	51
3.4. Caracterização do Composto	59
3.5. Tratamento Estatístico dos Resultados	60
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
4.1. Análises Físico-Químicas	61

	Pág.
4.1.1. Caracterização dos Materiais	61
4.1.2. Evolução do Processo de Compostagem	72
4.2. Análises Microbiológicas	101
4.3. Caracterização do Composto	106
4.3.1. Caracterização Física	106
4.3.2. Caracterização Físico-Química	107
4.3.2. Caracterização Microbiológica	108
4.3.3. Avaliação do Grau de Maturação/Estabilidade.....	109
5. CONCLUSÃO.....	112
BIBLIOGRAFIA	115
ANEXOS.....	122
Anexo - Meios de Cultura.....	123

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 2.1: Alimentação dos microrganismos (adaptado de Silva <i>et al.</i> , 1997).	11
Figura 2.2: Evolução da temperatura, pH e sólidos voláteis durante o período de compostagem (adaptado de Neto, 1996).	12
Figura 2.3: Sistema de compostagem - Windrow: a) secção trapezoidal; b) secção cónica (adaptado de Lemos <i>et al.</i> , 2001)	21
Figura 2.4: Reactor de compostagem - Earp - Thomas (adaptado de Pereira <i>et al.</i> , 1989)	22
Figura 2.5: Reactor de compostagem - Processo Dano (a) e variante Geochemical - Eweson (b) (adaptado de Haug, 1993)	22
Figura 2.6: Sistema de Pilhas Estáticas Arejadas (adaptado de Pereira <i>et al.</i> , 1989). ...	23
Figura 2.7: Densidade média de ocupação avícola dos concelhos da região em estudo e média nacional (adaptado de Lemos <i>et al.</i> , 1998).....	37
Figura 2.8: Produção avícola em bateria (adaptado de Lemos <i>et al.</i> , 1998).	38
Figura 2.9: Produção avícola no solo (adaptado de Lemos <i>et al.</i> , 1998).	38
Figura 3.1: Centro de Compostagem.	46
Figura 3.2: Aspecto das pilhas de compostagem.	47
Figura 3.3: Representação da localização dos pontos de amostragem (●) da temperatura: a) real, b) esquemática.....	49
Figura 3.4: Representação esquemática da amostragem.....	51

Índice de Gráficos

	Pág.
Gráfico 4.1: Valores de pH e da condutividade eléctrica (CE) dos materiais usados.	62
Gráfico 4.2: Teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, dos materiais usados.	63
Gráfico 4.3: Teor de carbono total, em percentagem mássica, dos materiais usados, calculado com base na relação empírica (Matéria Orgânica/2).....	64
Gráfico 4.4: Teor de azoto total, em percentagem mássica, dos materiais usados.	65
Gráfico 4.5: Valores de nitratos, em mg/kg de matéria seca, dos materiais usados.....	65
Gráfico 4.6: Valores da relação C/N dos materiais usados.....	66
Gráfico 4.7: Teor de celulose bruta, em percentagem mássica, dos materiais usados. ...	67
Gráfico 4.8: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no resíduo avícola.....	68
Gráfico 4.9: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes na estilha.....	69
Gráfico 4.10: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes na palha.....	70
Gráfico 4.11: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no serrim.	71
Gráfico 4.12: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1). As setas representam os dias de revolvimento.....	74
Gráfico 4.13: Evolução do pH e da condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	73
Gráfico 4.14: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).....	75
Gráfico 4.15: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	76
Gráfico 4.16: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	77

Gráfico 4.17: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	78
Gráfico 4.18: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	78
Gráfico 4.19: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	79
Gráfico 4.20: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).	80
Gráfico 4.21: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2). As setas representam os dias de revolvimento.	82
Gráfico 4.22: Evolução do pH e da condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	81
Gráfico 4.23: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	83
Gráfico 4.24: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	83
Gráfico 4.25: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	84
Gráfico 4.26: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	84
Gráfico 4.27: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	85
Gráfico 4.28: Evolução do teor de celulose bruta, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).	85
Gráfico 4.29: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3). As setas representam os dias de revolvimento.	87
Gráfico 4.30: Evolução do pH e condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	86
Gráfico 4.31: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	88

Gráfico 4.32: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	89
Gráfico 4.33: Evolução do teor de azoto durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	89
Gráfico 4.34: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	90
Gráfico 4.35: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	91
Gráfico 4.36: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	91
Gráfico 4.37: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).	92
Gráfico 4.38: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4). As setas representam os dias de revolvimento.	94
Gráfico 4.39: Evolução do pH e condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	93
Gráfico 4.40: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	95
Gráfico 4.41: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	96
Gráfico 4.42: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	97
Gráfico 4.43: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	98
Gráfico 4.44: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	98
Gráfico 4.45: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	99
Gráfico 4.46: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	99

Gráfico 4.47: Razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (AH/AF) dos compostos obtidos.	110
---	-----

Índice de Tabelas

	Pág.
Tabela 2.1: Metas de gestão dos resíduos sólidos urbanos apontadas no PERSU (Lobato <i>et al.</i> , 1997).	5
Tabela 2.2: Limites de deposição de resíduos biodegradáveis em aterro, estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 152/2002.	5
Tabela 2.3: Resíduos potencialmente destinado à compostagem (adaptado de Halleux, 1987; Leclerc <i>et al.</i> , 1995; Mustin, 1987, cit. in Ferreira, 1998).	25
Tabela 2.4: Características típicas de um composto (adaptado de Lemos <i>et al.</i> , 2001).	27
Tabela 2.5: Parâmetros de caracterização do composto, definidos na norma austríaca S2200, na proposta de Directiva europeia e na Decisão 2001/688/CE.	30
Tabela 2.6: Unidades de compostagem actualmente em funcionamento em Portugal (Paulino <i>et al.</i> , 2001).	35
Tabela 2.7: Unidades de valorização orgânica de RSU previstas para 2003 (Paulino <i>et al.</i> , 2001).	36
Tabela 3.1: Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados para a caracterização dos resíduos a compostar.	45
Tabela 3.2: Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estudados ao longo do processo de compostagem e respectiva frequência de análise.	52
Tabela 3.3: Representação dos métodos a adoptar para cada elemento mineral.	56
Tabela 3.4: Diluições efectuadas para a quantificação da população heterotrófica total e esporos.	59
Tabela 4.1: Valores obtidos, em kg/m ³ , para a massa específica (ME) real dos materiais usados.	61
Tabela 4.2: Análise granulométrica, em percentagem mássica, referente ao serrim e à estilha.	62
Tabela 4.3: Caracterização microbiológica do resíduo avícola, da palha e do serrim. Resultados expressos em UFC/g ms.	102
Tabela 4.4: Evolução das populações microbiológicas na fase mesófila (7 dias) e na fase de maturação (131 dias) da pilha de resíduo avícola (Pilha 1). Resultados expressos em UFC/g ms.	103

Tabela 4.5:	Evolução das populações microbiológicas na fase termófila (7 dias), no período de arrefecimento (40 dias) e na fase de maturação (96 dias) da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3). Resultados expressos em UFC/g ms.....	104
Tabela 4.6:	Evolução das populações microbiológicas na fase mesófila (7 dias), período de arrefecimento (40 dias) e na fase de maturação (96 e 131 dias) da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4). Resultados expressos em UFC/g ms.	105
Tabela 4.7:	Valores obtidos, em kg/m ³ , para a massa específica (ME) real dos compostos obtidos	106
Tabela 4.8:	Análise granulométrica, em percentagem mássica, referente ao composto obtido da pilha só de resíduo avícola (Pilha 1) e da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).	107
Tabela 4.9:	Caracterização físico-química dos compostos obtidos.	108
Tabela 4.10:	Caracterização microbiológica dos compostos obtidos. Resultados expressos em UFC/g ms.	109
Tabela 4.11:	Grau de maturação dos compostos obtidos no teste de auto-aquecimento.	110
Tabela 4.12:	Variação do número de sementes germinadas, em percentagem, com o aumento de concentração de composto (10, 20, 30 e 40%).	110

1. INTRODUÇÃO

Durante séculos, as sociedades produziram basicamente alimentos de fácil assimilação e decomposição e bens duradouros à base de matérias-primas naturais (madeira, couro, lã, algodão) ou muito pouco transformadas (por exemplo cerâmica). Os resíduos gerados eram inertes ou facilmente degradáveis e não constituíam um problema. Isto é, os ritmos de descarga de substâncias poluentes no ambiente eram compatíveis com a capacidade de renovação e regeneração da Terra.

Os problemas começam a surgir com a sedentarização e concentração das populações e a consequente evolução em termos de comércio e indústria. O aumento significativo da quantidade de desperdícios ocorreu sobretudo com o desenvolvimento económico após a Segunda Guerra Mundial, um período de prosperidade que trouxe consigo uma mudança radical nos padrões de produção e consumo, bem como nas mentalidades e atitudes das pessoas.

Toda a actividade humana produz resíduos, quer se trate de uma sociedade urbana, rural ou industrial. O tratamento ou processamento destes resíduos é um termo que é usado hoje em dia num contexto bastante lato, englobando um conjunto de operações que vão desde operações mais simples e “neutras” (como armazenagem, colecta e transporte) até operações mais complexas e “activas” que envolvem a sua transformação mecânica (física), química e biológica (tratamento propriamente dito) (Pereira *et al.*, 1989).

Com a pressão legislativa, social e ambiental dos últimos anos, com o intuito de se alcançar o dito desenvolvimento sustentável, o modelo de gestão dos resíduos sólidos assenta numa hierarquia de preferências que são: a redução, a reutilização, a valorização e, por fim, a deposição em aterro sanitário.

Nesta perspectiva, a fracção orgânica do nosso resíduo sólido ou pastoso pode ser tratada pelo processo de compostagem ou reciclagem orgânica. As razões pelas quais se recorre à compostagem são as seguintes (Dalzell *et al.*, 1988, Zucconi e De Bertoldi, 1987, cit. in Silva *et al.*, 1997):

- O peso final do composto representa menos que a metade do peso dos resíduos iniciais. A redução de volume é também grande. A mão-de-obra e os custos de transporte e distribuição do produto são bem inferiores.
- Melhora o armazenamento e a manipulação dos resíduos orgânicos.
- Os resíduos orgânicos contêm muitas vezes organismos patogénicos de origem vegetal, animal ou humana. A exposição destes resíduos a temperaturas da ordem de 55-60°C, normalmente atingidas na pilha de compostagem, destrói a maior parte dos agentes patogénicos, das ervas daninhas e sementes, não sendo transmitidos às culturas seguintes.
- Minimiza a produção de substâncias fitotóxicas.
- Estabiliza a matéria orgânica.

Assim, se os resíduos forem depositados no solo negligentemente, podem provocar a contaminação de solos e recursos hídricos, a proliferação de odores e o aparecimento de

doenças. Todavia, se os resíduos orgânicos forem compostados convenientemente e de forma controlada, todos esses problemas poderão ser minimizados ou até eliminados.

Há ainda a salientar que o continente português tem, do ponto de vista edáfico, condicionalismos profundos. Consta-se que mais de 60% dos solos são delgados, pedregosos, deficientes em nutrientes e matéria orgânica. Por outro lado, cerca de 85% dos solos têm pH ácido, verificando-se por isso, processos acelerados de destruição da matéria orgânica (Morais *et al.*, 2001). Destes factos resulta a necessidade de fornecer ao solo uma certa quantidade de matéria orgânica para que sejam ultrapassadas as carências deste componente. Para colmatar esta deficiência os agricultores recorrem, quase sempre, à utilização de correctivos orgânicos, na medida em que tal irá contribuir para, pelo menos, manter o teor de matéria orgânica.

Segundo Santos (1995), durante muitos anos, os correctivos orgânicos eram, praticamente, identificados com os estrumes, produtos que até há pouco mais de 150 anos eram os principais fertilizantes usados na agricultura. No entanto, hoje em dia, o problema das estrumações está a ser encarado com precaução, principalmente quando se trata de estrumes muito “frescos”, devido ao risco potencial de poluição. De facto, a mineralização destes estrumes pode, numa fase intermédia, contribuir para aumentar a mobilidade do fósforo, complexar os metais pesados em formas solúveis, contribuindo para a contaminação das águas subterrâneas; e favorecer a propagação de infestantes, entre outros. Deste modo, as crescentes exigências quanto à defesa da qualidade do ambiente impõem a recolha e o tratamento dos resíduos resultantes nas actividades pecuárias, das indústrias das madeiras (como por exemplo serrações) e agrícolas (por exemplo lagares de azeite). Dado que todos estes resíduos contêm matéria orgânica e, nalguns casos, quantidades apreciáveis de alguns nutrientes, pode-se, através da valorização orgânica, nomeadamente com a compostagem, efectuar o tratamento destes resíduos, aproveitando o seu potencial fertilizante.

Em Portugal, o aumento e a concentração das explorações pecuárias e as actividades adjacentes geram, anualmente, muitas toneladas de resíduos, os quais, tal como já foi acima referido, se não forem tratados, podem constituir intensos focos de poluição. As situações em que com mais frequência e gravidade se põe o problema dos resíduos das explorações pecuárias diz respeito aos aviários e às suiniculturas (Santos, 1995). Ainda segundo este autor, a maior concentração das explorações avícolas verifica-se na Beira Litoral, Ribatejo e Oeste e Viseu.

A região objecto deste estudo, mais propriamente a região de Viseu, situa-se no interior de Portugal. Esta região, apresenta um tecido económico bastante desfavorecido face aos níveis de desenvolvimento do litoral. Contudo, tal como referido, é uma das principais produtoras avícolas do País. No entanto, este sector de actividade representa simultaneamente um factor de preocupação ambiental devido à falta de gestão. Outra fonte importante de rendimento é a floresta, sendo esta região caracterizada por uma elevada ocupação florestal. No entanto, anualmente os incêndios devastam uma importante área de floresta, depauperando um recurso económico valioso e causando graves impactes ambientais.

Perante estes factos, torna-se urgente promover uma gestão ambiental adequada para estes dois sectores económicos. Como a falta de gestão dos resíduos produzidos é um

ponto comum de desequilíbrio ambiental nestes dois sectores, há que estudar e avaliar destinos adequados para os respectivos resíduos.

Assim, o presente trabalho tem como principais objectivos: testar a compostagem das espécies vegetais mais importantes, como fonte de resíduos, na região de Viseu, conjuntamente com os resíduos avícolas, ao nível das necessidades específicas de manutenção das pilhas; comparar a eficiência de dois processos de co-compostagem (resíduo avícola com serrim e resíduo avícola com palha); e avaliar a qualidade final do composto.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Definição de compostagem

Por definição, a compostagem é um processo aeróbio controlado de bioxidação de substratos heterogêneos biodegradáveis, resultante da acção dos microrganismos (bactérias e fungos) naturalmente associados aos substratos, durante o qual ocorre uma fase termófila e a libertação temporária de substâncias com efeito fitotóxico. Durante este processo, a biomassa sofre profundas transformações (mineralização e humificação parciais), sendo o principal produto final, designado composto, estável, higienizado e homogêneo (Queda, 1999).

A compostagem, segundo Haug (1993), é um processo de tratamento de resíduos orgânicos, sólidos e pastosos, que compreende a decomposição biológica e a estabilização, em condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas na ordem dos 50-60°C, como resultado do calor produzido biologicamente, para a produção de um produto final estável, isento de microrganismos patogénicos e sementes de plantas, e que pode ser aplicado, com benefício, ao solo. De Bertoldi (1993) esclarece que a fase de estabilização corresponde a um processo de humificação que pode ser impedido em condições de deficiência de oxigénio e substrato inadequado.

Quando diferentes tipos de resíduos orgânicos são compostados conjuntamente o processo designa-se por co-compostagem.

2.2. Legislação e Política Ambiental

A “Estratégia Comunitária de Gestão de Resíduos” estabelece uma hierarquia preferencial das opções de gestão dos resíduos: prevenção, reciclagem e reutilização, valorização energética e optimização da eliminação final (Lemos *et al.*, 2001; Paulino, 2001). Esta hierarquia foi estabelecida de acordo com a relação entre estas opções e o objectivo principal de desenvolvimento sustentado.

A gestão dos resíduos sólidos é um problema cuja resolução constitui um desafio para as sociedades modernas, sendo um dos quatro domínios prioritários contemplados no 6º Programa Comunitário de Acção em Matéria de Ambiente 2001-2010, o que comprova a urgência em solucionar este problema.

De acordo com o Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU) (Lobato *et al.*, 1997) foram criadas metas para os anos 2000 e 2005 que apontam para a erradicação total dos vazadouros (lixeiros) e construção de aterros e incineradores, paralelamente com uma política de valorização da matéria orgânica através da compostagem e um incremento significativo da reciclagem.

Para concretizar este plano foram criados sistemas de gestão de resíduos que agregam diferentes autarquias, de forma a serem viabilizados muitos dos projectos previstos. Dentro dos objectivos do PERSU (Lobato *et al.*, 1997) há alguns, em particular, cuja concretização vai requerer uma empenhada participação da população e da sociedade em geral, como é o caso do incremento da chamada política dos 3 R's (redução, reutilização e reciclagem).

Segundo estas orientações, a prevenção da produção dos resíduos é preferida à reciclagem, e esta é preferida à incineração, sendo a deposição em aterro a última opção (Queda, 2001).

O PERSU (Lobato *et al.*, 1997) indica as metas descritas na tabela 2.1, em concordância com a Estratégia Comunitária de Gestão de Resíduos e enquadradas na orientação do Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de Setembro.

Tabela 2.1: Metas de gestão dos resíduos sólidos urbanos apontadas no PERSU (Lobato *et al.*, 1997).

Metas	1995	2000	2005
Redução (%)	0	2,5	5
Compostagem (%)	9	15	25
Reciclagem (%)	4	15	25
Incineração (%)	0	26	22
Confinamento técnico (%)	0	5	10
Aterro (%)	14	36,5	13
Lixeira (%)	73	0	0
Quantitativo (10 ³ toneladas)	3.340	3.870	4.490

Pela análise das metas apresentadas pode constatar-se a importância do processo de compostagem como método de tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Neste contexto, pretende-se que, até 2005, 25% dos resíduos sejam tratados por compostagem, objectivo similar à reciclagem, mas superior ao aterro sanitário e incineração.

No contexto da estratégia de gestão dos resíduos é evidente a necessidade de promover acções que permitam a redução do quantitativo de resíduos enviados para aterro. Neste sentido, o Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de Maio, relativo à deposição dos resíduos em aterro, incentiva o desenvolvimento de acções com o objectivo de minimizar a quantidade de resíduos, em especial de resíduos biodegradáveis, enviados para aterro, conforme tabela 2.2.

Tabela 2.2: Limites de deposição de resíduos biodegradáveis em aterro, estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 152/2002.

Ano	% Admissível
2006	75
2009	50
2016	35

As metas estabelecidas neste Decreto-Lei representam um desafio para as autoridades responsáveis pela gestão dos resíduos. Torna-se necessário encontrar métodos alternativos relativamente à matéria orgânica. Neste âmbito, a compostagem é um método eficaz que combina as vantagens para o meio ambiente com custos aceitáveis.

Actualmente, encontra-se em curso a aplicação do “Plano de Acção para os Resíduos Sólidos Urbanos 2000-2006” o qual foi elaborado para servir de orientação para as acções respeitantes à gestão dos resíduos (Paulino *et al.*, 2001; Paulino, 2001). Nesta perspectiva, são definidas várias linhas de acção, das quais se destaca a necessidade de desenvolver amplamente a valorização orgânica.

O desenvolvimento da valorização orgânica será um contributo indispensável para a redução da carga orgânica conduzida para os aterros, constituindo, por conseguinte, um importante objectivo a desenvolver a nível nacional. Isto porque permitirá:

- diminuir a reactividade e o tempo de estabilização dos aterros;
- melhorar a qualidade dos solos pobres em matéria orgânica;
- minimizar as emissões de biogás verificadas nos aterros.

O PERSU (Lobato *et al.*, 1997) define a compostagem ou reciclagem orgânica como a degradação aeróbia dos resíduos orgânicos até à sua estabilização, produzindo uma substância húmica (composto) utilizada como corrector dos solos. No entanto, em termos legislativos, a Portaria n.º 15/96, de 23 de Janeiro refere que a compostagem é um “processo onde se dá a degradação biológica, aeróbia ou anaeróbia, de resíduos orgânicos, de modo a proceder à sua estabilização, produzindo uma substância húmica, utilizável em algumas circunstâncias como condicionador de solos”. Contudo esta definição não é bem aceite pela maioria dos autores, pois estes defendem que a compostagem é um processo aeróbio. Como a decomposição de resíduos pode também ser conseguida na ausência de oxigénio é, por vezes, incorrectamente denominada de compostagem anaeróbia. O produto resultante deste processo de “digestão anaeróbia” apresenta características muito diferentes do composto clássico. A estabilização da matéria orgânica dá-se de forma lenta, não sendo atingidas temperaturas muito elevadas. O produto obtido necessita de um tratamento posterior com vista a atingir qualidade aceitável.

Actualmente, está em debate na Comissão Europeia um documento de trabalho relativo ao tratamento biológico de resíduos biodegradáveis, do qual faz parte a compostagem, que poderá constituir a base de uma proposta de directiva acerca deste assunto (Marmo, 2001). Este documento pretende melhorar a situação da gestão dos resíduos biodegradáveis, ajudando na concretização dos objectivos já traçados e expostos, nomeadamente, no Decreto-Lei n.º 152/2002 sobre aterros sanitários. Destacam-se os seguintes aspectos:

- a definição de composto, como sendo o material resultante de um processo de compostagem de resíduos biodegradáveis recolhidos separadamente, propondo-se duas classes de composto;
- a definição de resíduo biodegradável estabilizado, como sendo resultante de tratamento mecânico/biológico de resíduos recolhidos indiferencialmente, o qual não poderá ser utilizado na produção de alimentos;
- a obrigatoriedade de implementação de sistemas de recolha selectiva de resíduos biodegradáveis em aglomerados urbanos com população superior: a 100 000 habitantes no prazo de 3 anos e a 2000 habitantes no prazo de 5 anos.

O Anexo I deste documento define claramente quais as substâncias da Lista Europeia de Resíduos (Decisão 2000/532/CE) que são considerados resíduos biodegradáveis passíveis de sofrer tratamento biológico. O mesmo documento introduz no seu Anexo II e III a obrigatoriedade de cumprimento de alguns aspectos tecnológicos, bem como, os padrões de qualidade do composto. É ainda de referir que no Anexo IV são estabelecidos os parâmetros de qualidade do produto que devem ser monitorizados, (bem como os métodos de análise) para averiguar periodicamente (consoante a capacidade da instalação de tratamento) as características do composto. Esses parâmetros são: sólidos totais, sólidos voláteis totais, densidade, condutividade eléctrica, pH, conteúdo de N, P, K, Ca, Mg, B e Mo, Índice de Actividade Respiratória após 4 dias (IAR₄), Índice Dinâmico de Respiração (IDR), *Salmonella spp.*, *Clostridium perfringens*, índice de germinação, metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs), Policlorobifenilos (PCBs), índice de odor.

Neste contexto, os sistemas de gestão de RSU (multi ou intermunicipais) deverão encarar a valorização orgânica como uma obrigação, ou seja, cada sistema deverá dispor de unidades próprias de tratamento ou associar-se entre si de modo a implantar unidades de valorização comuns.

De acordo com Paulino (2001), será também necessário uma articulação com o Ministério da Agricultura tendo em vista:

- estudar as necessidades dos solos em termos de matéria orgânica;
- definir as áreas onde será viável a aplicação de composto, bem como a sua promoção junto dos potenciais consumidores;
- clarificar o conceito de composto, assim como normalizar as suas características.

2.3. Biologia do Processo de Compostagem

2.3.1. Caracterização das Populações Microbiológicas

Os métodos tradicionais de identificação bacteriológica dependem do seu cultivo em meio de cultura específico e a sua investigação é baseada nas características fenotípicas. O que inclui a morfologia celular, a mobilidade, reacções a coloração específica e a utilização de diferentes substratos. No entanto, alguns investigadores apontaram a necessidade de utilizar novos procedimentos que permitam que organismos específicos sejam monitorizados directamente sem ser necessário a utilização de meios de cultura. Isto porque, os métodos de isolamento dos microrganismos em placas de cultura podem excluir grande parte dos microrganismos endógenos devido à natureza selectiva do meio (Troussellier *et al.*, 1981, cit. in Silveira, 1997). O que evidencia a dificuldade em recriar em laboratório as condições ambientais adequadas para os microrganismos, tornando difícil a sua recuperação. Dificuldade que é tanto maior quanto mais heterogénea for a amostra.

Mais recentemente, desenvolveu-se uma ferramenta taxonómica através da análise da composição dos ácidos gordos dos lipídios polares da membrana (PLFA) (Vestal *et al.*, 1989, cit. in Russel *et al.*, 2000). Esta técnica tem a vantagem de poder ser aplicada a um ecossistema, como por exemplo uma pilha de compostagem, sem requerer o cultivo em

laboratório das culturas isoladas. No entanto, actualmente, os métodos moleculares baseados na sequência das bases do DNA são largamente usados para a identificação fidedigna das várias espécies de bactérias e outros microrganismos. Estes métodos precisam apenas da presença do DNA para efectuar a respectiva identificação.

Em combinação com a técnica denominada “Polymerase Chain Reaction” (PCR), a qual permite aumentar o número de cópias de uma porção de DNA existente numa amostra, obtendo-se uma quantidade suficiente para a sua posterior análise bioquímica, os métodos moleculares podem ser extremamente sensíveis e discriminatórios (Russel *et al.*, 2000). O procedimento de análise envolve a recolha de uma amostra do DNA dos vários microrganismos, procedendo-se a uma amplificação do DNA de um gene (ou uma região específica do gene), por intermédio de “primers”. Os genes do ácido ribonucleico ribossómico presentes na menor subunidade dos ribossomas têm vindo a ser muito utilizados, uma vez que a sua sequência permite identificar os microrganismos. Assim, normalmente é amplificado o rDNA 16S para os procariotas e o rDNA 18S para os eucariotas. O produto do PCR pode ser separado por técnicas como o DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis), que consiste numa electroforese em gel com gradiente de desnaturação, o TGGE (temperature gradient gel electrophoresis) que difere do anterior pelo facto da desnaturação do DNA ser provocada pelo aumento de temperatura e o SSCP (single stranded conformational polymorphism), o qual usa apenas uma cadeia simples do DNA. Após a corrida electroforética, obtém-se para cada amostra um perfil de bandas. Em princípio, cada banda corresponde a um tipo de organismo. Essas bandas de DNA podem ser removidas do gel, sequenciados os seus nucleótidos e enviados a uma base de dados mundial, onde é comparada com as sequências dos organismos já caracterizados. A percentagem de similaridade que se obtém permite saber se esse organismo é conhecido.

Estes desenvolvimentos metodológicos baseados na técnica PCR permitem analisar a comunidade microbiológica no material em compostagem independentemente do seu cultivo (Cristoph, <http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/microbialecolgy.htm>), uma vez que esta técnica se aplica ao DNA directamente extraído do material em compostagem. Diversos autores descritos por Ranjard *et al.* (2001), afirmam que a amplificação do DNA permite uma rápida avaliação da estrutura genética numa comunidade complexa em diversos ambientes e da extensão das mudanças causadas por distúrbios ambientais.

Tal como foi referido, um método comumente usado para a separação dos produtos resultantes da aplicação do PCR é o DGGE, mas este método poderá ter problemas de resolução e a reprodutibilidade da produção de géis com qualidade é difícil (Schiweiger *et al.*, 1998, cit. in Russel *et al.*, 2000). Como resultado, tem-se empregue como alternativa a técnica do SSCP. Neste sentido, Russel *et al.* (2000) num estudo baseado na compostagem de resíduos dos lagares de azeite, optimizaram a técnica de identificação das bactérias dentro duma comunidade, aplicando o sistema SSCP. Obteve-se uma metodologia pronta a ser aplicada na identificação da sucessão das espécies de bactérias durante a compostagem de resíduos dos lagares de azeite. Por outro lado, Cristoph (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/microbialecolgy.htm>) desenvolveu e usou a mesma técnica, PCR – SSCP, na caracterização da comunidade microbiológica durante a compostagem de resíduos agrícolas.

De acordo com Ranjard *et al.* (2001), os métodos do DGGE e o SSCP têm sido aplicados com sucesso aos solos e ao composto. Recentemente, este investigador efectuou

um trabalho com o objectivo de avaliar a aplicação da técnica ARISA (automated rRNA intergenic spacer analysis) na caracterização da comunidade microbiológica do solo. No caso das bactérias, esta técnica baseia-se na análise da variação do comprimento do espaço intergenético entre a menor subunidade (16S) e a maior subunidade (23S) dos genes do rRNA. Este estudo demonstrou que a ARISA é uma técnica de elevada resolução e reprodutibilidade, sendo um método robusto para a discriminação das comunidades microbiológicas, tendo detectado diferenças entre comunidades complexas de bactérias e fungos a várias escalas espaciais.

Mais recentemente, Riddech *et al.* (2002) realizaram um estudo com o intuito de diferenciar as comunidades microbiológicas durante a compostagem de resíduos orgânicos provenientes da recolha selectiva, através da utilização do CLPPs (community level physiological profiles) e de identificar os substratos que mais contribuem para essa diferenciação. Os resultados confirmaram que o teste baseado nas mudanças no perfil de utilização do substrato é útil para a caracterização das comunidades microbiológicas do composto, tendo-se, neste caso, identificado cinco substratos.

2.3.2. Dinâmica das Populações Microbiológicas

No processo de compostagem, os microrganismos utilizam a humidade e o oxigénio do ar e a sua alimentação depende das matérias orgânicas originais. Do seu metabolismo libertam-se principalmente, dióxido de carbono, água e energia, multiplicam-se e, eventualmente morrem. Uma parte da energia produzida serve para o seu crescimento e movimento, o resto liberta-se sob a forma de calor, o que permite o aquecimento da pilha até uma temperatura máxima.

Entre 1926 e 1941, Waksman e outros investigadores mediante vários estudos realizados sobre a microbiologia do processo de compostagem mostraram que uma variedade de microrganismos possui funções específicas diferentes e que para se promover uma rápida e satisfatória decomposição é necessário haver uma população mista (Gootas, 1956).

Embora sejam necessários diversos tipos de microrganismos para a decomposição de diferentes materiais orgânicos, essa variedade ocorre espontaneamente e quando as condições ambientais são adequadas esses microrganismos proliferam rapidamente. Durante a decomposição existem transformações na população microbiológica quer ao nível da sua natureza, quer em quantidade.

No processo de compostagem, os diversos compostos orgânicos são selectivamente atacados pelas várias espécies microbiológicas da extraordinária complexidade de espécies de microrganismos presentes nos resíduos. Os resíduos sólidos orgânicos variam de material altamente heterogéneo, presente nos resíduos urbanos e nas lamas resultantes do tratamento de águas residuais, a resíduos homogéneos provenientes da indústria alimentar. Contudo, esta fracção orgânica pode ser considerada como sendo uma mistura de açúcares, proteínas, aminoácidos, lípidos, celulose, hemicelulose e lenhina.

A temperatura e as mudanças de disponibilidade do substrato provavelmente exercem uma grande influência na determinação da espécie de organismos que compreendem a

população num determinado período. Cada grupo está adaptado a um meio, com uma duração relativamente limitada. Portanto, a compostagem é um processo dinâmico no qual o trabalho é feito pela acção combinada duma larga sucessão de populações biológicas envolvendo bactérias, e dentro desta destacam-se os actinomicetes, devido à sua função distinta na compostagem, fungos, entre outras. As actividades dos diferentes grupos complementam-se, ou seja, o ambiente criado por um grupo promove o desenvolvimento de grupos sucessores. Waksman *et al.* (1939a) (cit. in Silveira, 1997) inocularam um substrato com culturas puras de bactérias, actinomicetes e fungos e verificaram que as bactérias e os actinomicetes isolados não eram capazes de atingir o mesmo grau de decomposição que a população mista.

Miller (1992) (cit. in Silveira, 1997) resume os resultados de diversos autores referindo que a actividade microbiana, pode ser medida indirectamente utilizando a produção de CO₂. Deste modo verificou-se que a referida actividade é favorecida acima de 20°C, tem um óptimo próximo de 50°C, decresce acima dos 60°C e cessa a 82°C.

Os principais microrganismos envolvidos no processo de compostagem são organo heterotróficos aeróbios. As bactérias têm o papel mais significativo no processo de decomposição, sendo as primeiras a invadir a pilha de compostagem. Estas processam imediatamente os nutrientes decomponíveis (principalmente proteínas, hidratos de carbono) mais rapidamente que qualquer outro tipo de microrganismos. Os fungos que competem pelos nutrientes com as bactérias desempenham um papel importante mais tarde aquando da secagem da pilha, pois estes suportam melhor ambientes com baixa humidade comparativamente às bactérias. Alguns tipos de fungos têm menores exigências nutricionais em termos de azoto em relação às bactérias, estando por isso aptos a decompor materiais celulósicos. Roberts *et al.* (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/microbialecolgy.htm>) estudaram o perfil da comunidade microbiana em termos de bactérias e fungos na compostagem em reactor, tendo-se constatado que a diversidade dos fungos sofre um declínio mais rapidamente e recupera mais lentamente em resposta a tratamentos termófilos que as bactérias.

O percurso bioquímico da quebra dos resíduos é muito complexo encontrando-se diversos intermediários e caminhos. Os detalhes precisos das transformações bioquímicas que ocorrem durante o processo de compostagem ainda são desconhecidos. Contudo, sabe-se que os microrganismos degradam as macromoléculas em monómeros, os quais podem ser integrados nas respectivas células, tal como se descreve a seguir:

- proteínas → peptídeos → aminoácidos → compostos aminados → compostos azotados da biomassa e azoto atmosférico ou amoníaco;
- hidratos de carbono → açúcares simples → ácidos orgânicos → CO₂ e compostos de carbono da biomassa.

Dalzell *et al.* (1988) (cit. in Silva *et al.*, 1997) interpretaram esquematicamente a alimentação dos microrganismos, tal como se representa na figura seguinte.

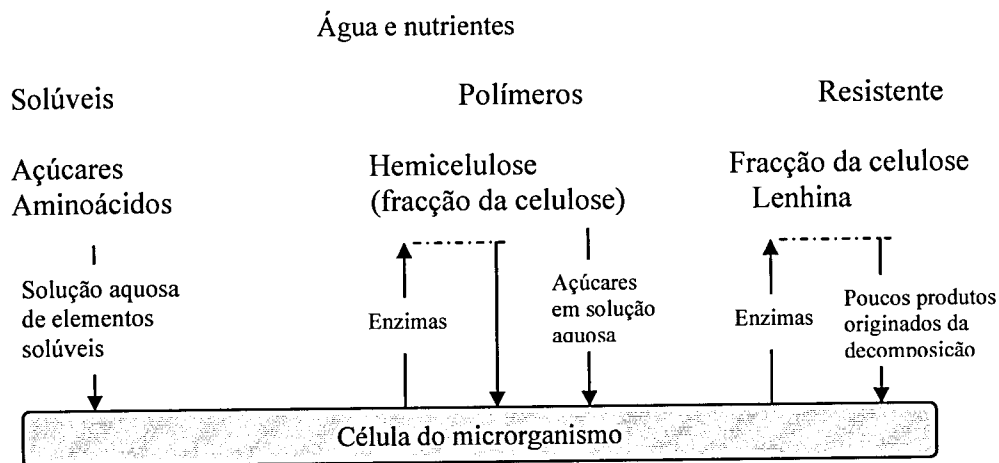
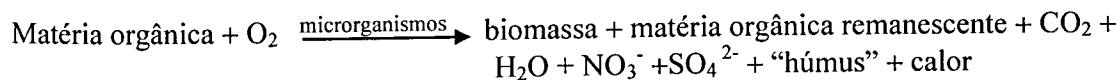


Figura 2.1: Alimentação dos microrganismos (adaptado de Silva *et al.*, 1997).

Certos compostos orgânicos, como por exemplo os açúcares, são constituídos por moléculas simples e são facilmente solúveis em água, sendo facilmente degradados pelos microrganismos. Contudo, existem outras substâncias, como seja o caso da hemicelulose, que possuem moléculas complexas, as quais devem ser fraccionadas por enzimas para poderem ser utilizadas pelos microrganismos. A lenhina, sendo um material muito resistente à biodegradação, exige para a sua decomposição um maior período de tempo.

O processo de compostagem pode-se representar globalmente pela equação seguinte:



De acordo com Moraes *et al.* (2001), a duração total do processo depende da composição da mistura a compostar, das opções tecnológicas escolhidas e das características climáticas do local onde o processo é implementado. O processo de compostagem é normalmente dividido em diferentes fases, caracterizadas pela sucessão de gamas de temperatura, que são atingidas pela mistura a compostar, e pela evolução das características bioquímicas do material a compostar.

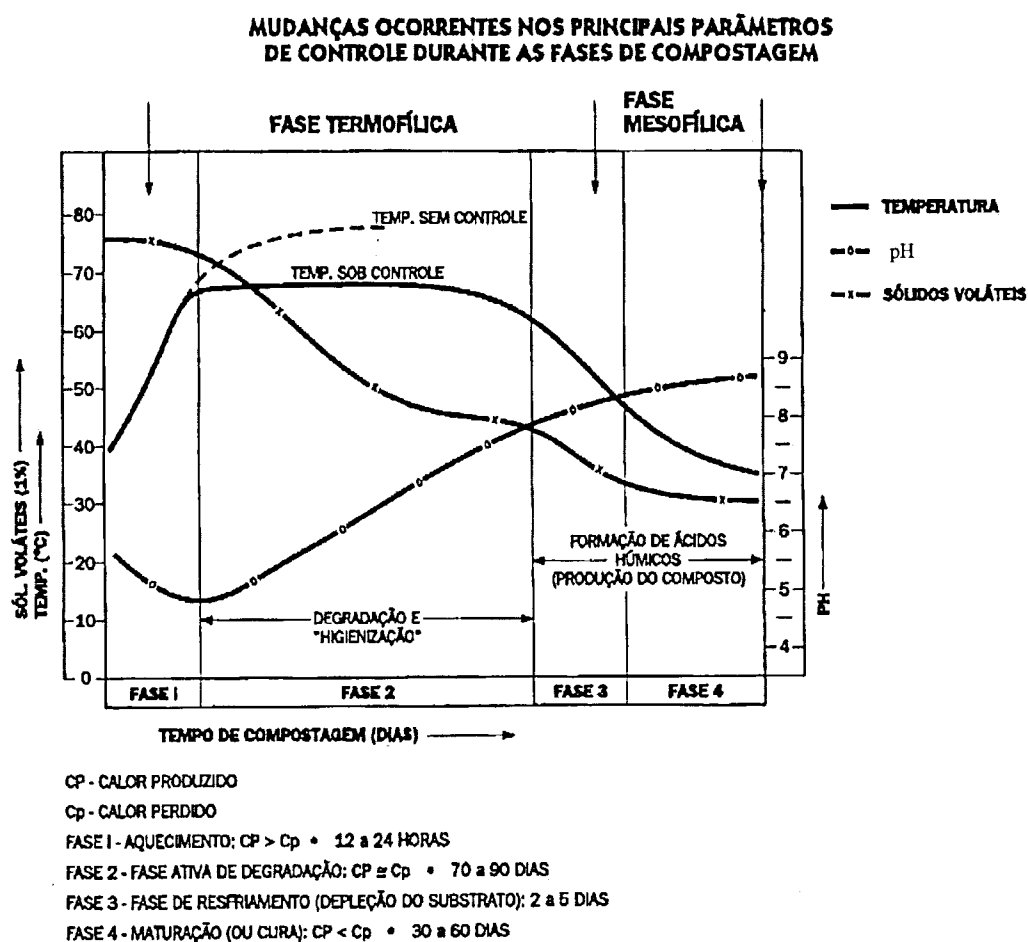


Figura 2.2: Evolução da temperatura, pH e sólidos voláteis durante o período de compostagem (adaptado de Neto, 1996).

A curva mostra que a pilha passa por estados de aquecimento, temperatura máxima, arrefecimento e de maturação.

No início do processo ocorre uma fase de latência que corresponde à adaptação das populações microbianas ao ambiente, ou seja, uma adaptação às características físico-químicas dos resíduos a compostar. Portanto, nesta primeira fase ocorre uma selecção dos microrganismos. Consequentemente, à medida que as fontes de carbono imediatamente mais acessíveis vão sendo atacadas, a população microbiana vai aumentando tanto em termos de densidade populacional como de diversidade. Deste modo, a colonização do meio é feita apenas pelos microrganismos que sintetizam as enzimas necessárias para sobreviver nas condições específicas que caracterizam o meio em causa.

Na fase mesófila inicial (Fase 1) predominam as bactérias mesófilas que degradam rapidamente a matéria orgânica facilmente decomponível (por exemplo os açúcares), havendo um aumento progressivo da actividade microbiana. Este período é caracterizado

or um aumento da temperatura resultante dessa mesma actividade. À medida que a temperatura se aproxima dos 40°C os microrganismos mesófilos tornam-se menos competitivos, sendo progressivamente substituídos por outros – os termófilos.

Durante a fase termófila (Fase 2) ocorre a degradação de matéria orgânica a taxas elevadas por bactérias e fungos termófilos, nomeadamente, o *Bacillus stearothermophilus*, *Streptomyces sp.*, *Thermoactinomyces sp.* e *Aspergillus fumigatus*. Miller (1992) (cit. in Silveira, 1997) apresentou uma revisão dos resultados publicados sobre a influência da temperatura no comportamento dos microrganismos e concluiu que, em compostagem, o valor máximo do número das bactérias termófilas atinge $10^8 - 10^{12}$ /g substrato (55-65°C), podendo ser de uma ordem de grandeza superior na gama de temperaturas mesófilas. O valor máximo relativo aos fungos termófilos verifica-se no declínio da actividade, quando a temperatura atinge os 50°C, com valores da ordem de $10^5 - 10^8$ /g substrato.

Nesta fase o resíduo é estabilizado e os organismos patogénicos destruídos, podendo-se atingir os 80°C. Consta-se que a 55°C muitos organismos patogénicos são eliminados, mas temperaturas acima dos 65°C para além de higienizar também limita o grau de decomposição.

A fase mesófila inicial e a fase termófila constituem o período de degradação activa do processo de compostagem (Queda, 1999).

A manutenção de temperaturas elevadas por períodos muito prolongados (superiores a sete dias) terá como consequência uma mineralização excessiva da matéria orgânica e poderá eliminar, da mistura a compostar, microrganismos úteis para as fases seguintes do processo (Morais *et al.*, 2001). Como resultado da mineralização a condutividade eléctrica tende a aumentar. É também nesta fase que ocorre a emissão de possíveis odores, pois segundo a experiência de Wiles *et al.* (http://ohioline.osu.edu/sc171/sc171_9.html) o pico de emissão dos ácidos gordos voláteis, os quais são responsáveis pelo odor, ocorre simultaneamente com as temperaturas mais elevadas, com a maior taxa de consumo de O₂ e com o pico de concentração do amoníaco e CO₂. O que é comprovado por Bruce *et al.* (www.compost.org/williamCheuk.pdf), visto que o resultado da sua experiência aponta para que a maior produção de odor seja verificada nas condições de elevadas temperaturas e baixa concentração de O₂.

Consoante a quantidade de compostos orgânicos vai escasseando, a biodegradação vai diminuindo o que conduz a um decréscimo progressivo da temperatura (Fase 3). As alterações ambientais daí decorrentes, quer em termos de substrato carbonado, quer em termos de temperatura leva a que os microrganismos termófilos esporulam e os mesófilos se desenvolvam novamente. Os microrganismos, principalmente fungos e actinomicetes, possuem características bioquímicas que lhes permitem atacar os compostos mais resistentes à degradação, tais como celulose e lenhina. Nos materiais de origem vegetal a ligação da celulose e da hemicelulose à lenhina limita a sua biodegradabilidade. Chang (1967) verificou que os fungos termófilos são mais eficazes que os mesófilos na degradação da celulose (Silveira, 1997).

No fim do estado de arrefecimento a concorrência entre os microrganismos estabiliza-se e liberta-se antibióticos (Silva *et al.*, 1997).

Esta fase de arrefecimento antecede a fase de maturação (Fase 4). Neste período a temperatura baixa até à ambiental, havendo a invasão de bactérias nitrificantes, protozoários e rotíferos.

Nesta fase, a par da continuação do processo de degradação parcial de celulose e da humina, predominam reacções de condensação de moléculas com núcleos aromáticos e polimerização, com formação de ácidos húmicos e humina. Neste estágio final os fungos e principalmente os actinomicetes tornam-se nos grupos dominantes.

Quando a relação C/N atinge valores da ordem dos 10:1, a humidade pode atingir valores em torno dos 20% e considera-se como terminada a compostagem propriamente dita (Morais *et al.*, 2001), não podendo constituir um indicador absoluto da estabilização biológica do composto.

Na etapa de afinação o composto deverá ser submetido a um processo de calibração e afinação final, durante o qual deverão ser removidos os materiais inertes nele presentes, como por exemplo vidros e plásticos (Morais *et al.*, 2001).

Um estudo realizado por Cahyani *et al.* (2002) ao processo de compostagem com palha de arroz, demonstrou que eram os fungos e as bactérias Gram-negativas que predominavam na biomassa inicial, sendo na fase termófila as Gram-positivas e os actinomicetes predominantes. Após a fase termófila as Gram-positivas tornam-se dominantes. Por fim, na fase de maturação a proporção entre as bactérias Gram-negativas e os eucariotas aumenta, indicando a co-contribuição das bactérias Gram-negativas e Gram-positivas com os fungos no processo de decomposição. Resultado que é concordante com as observações feitas por Alfreider *et al.* (2002), num estudo efectuado à dinâmica da população microbiana durante a compostagem de resíduos orgânicos determinada pela análise do DNA ribossomático 16S. Outro estudo realizado por Boulter *et al.* (2002) confirma igualmente a predominância das bactérias Gram-negativas no composto. Este demonstrou que o composto suporta elevados níveis de populações de bactérias, sendo 78% das culturas testadas Gram-negativas. Sugerindo que a respectiva actividade proteolítica encontrada em 29% das culturas testadas é um mecanismo potencial de supressão ou competição com outros microrganismos. Das bactérias identificadas, as principais foram as pertencentes aos géneros *Pseudomonas*, *Serratia*, *Klebsiella* e outras Enterobactérias.

2.4. Factores a Controlar

A decomposição da matéria orgânica durante a compostagem ocorre num meio em contínua alteração, onde varia a temperatura, o pH e as disponibilidades de alimento. A rapidez com que se atinge o estado de maturação depende de vários factores: concentração de nutrientes, pH, arejamento e agitação, teor de humidade e tamanho das partículas. Salientam-se também a facilidade de decomposição do resíduo e as dimensões da pilha.

2.4.1. Relação C/N

Os nutrientes são essenciais para a actividade microbiana porque fornecem material para a síntese protoplasmática e energia necessária para o crescimento celular, entre outras funções. De todos os nutrientes, o carbono e o azoto são os que assumem maior relevância.

Segundo Russo (1997), o carbono tem 3 funções fisiológicas principais: é constituinte do material celular; funciona como dador de electrões em metabolismos energéticos (respiração de substratos orgânicos e fermentação); e funciona como aceitador de electrões em reacções metabólicas de energia (fermentação, redução do CO_2 em CH_4). Por seu lado, o azoto: é constituinte de proteínas, ácidos nucleicos, co-enzimas e aminoácidos; funciona como dador de electrões em reacções catabólicas de certas bactérias; e na forma de nitrato e de nitrato actua como aceitador de electrões em reacções catabólicas de bactérias desnitrificantes sob condições anaeróbias.

Os microrganismos só conseguem assimilar os nutrientes, nomeadamente, o carbono e o azoto, segundo determinadas quantidades relativas, relacionadas com a proporção em que os mesmos existem nas células. Em termos médios, o protoplasma da maior parte dos microrganismos envolvidos no processo bioxidativo, contém 50% de carbono e 5% de azoto, apresentando assim, uma relação C/N próxima de 10. É pois nestas proporções que estes elementos são integrados nas células microbianas (Duarte, 2001).

Portanto, constata-se que, da degradação aeróbia de um substrato carbonado complexo, cerca de dois terços do carbono, presente em compostos mais facilmente biodegradáveis (açúcares simples, polissacarídeos facilmente hidrolizáveis e aminoácidos livres), são consumidos pelos microrganismos com o objectivo de obtenção de energia, sendo por isso, na sua quase totalidade, oxidados a dióxido de carbono. Desta degradação resulta também a produção de água, energia térmica e a libertação de algum amoníaco, proveniente também do metabolismo endógeno. A restante fracção de carbono, bem como todo o azoto assimilado, são utilizados na formação da biomassa microbiana, à medida que os microrganismos se reproduzem e a sua população cresce (Morais *et al.*, 2001).

Mediante estes factos, poder-se-ia dizer que um substrato a compostar deveria ser constituído, essencialmente por matéria orgânica facilmente biodegradável, e apresentar uma relação C/N inicial de cerca de 25:1 em termos mássicos. No entanto, a presença nos resíduos a compostar de celulose, lenhina, hemicelulose e outros polímeros orgânicos de difícil degradação, tem como consequência um aumento da relação ideal de C/N para o valor de 30:1, pois o carbono biodisponível é inferior ao carbono total.

Neto *et al.* (1992) corroboram o valor da relação C/N apresentada, referindo que a taxa óptima é de 30 a 40:1. Uma relação C/N inicial elevada acarreta problemas para o processo de compostagem devido à deficiência de nutrientes, nomeadamente o azoto. Para colmatar este problema pode-se proceder à remoção de material com elevado teor em carbono ou adicionar materiais ricos em azoto.

Exemplos de materiais ricos em azoto são: cortes de relva, lamas activadas, dejectos provenientes de aviculturas e suiniculturas, sangue, cuja relação C/N é reduzida (Queda, 2001).

Quando a relação inicial C/N é reduzida, o excesso de azoto não é fixado na biomassa, vindo à insuficiência de carbono. Nestas condições as células procedem à sua eliminação na forma de amoníaco, o que implica a perda do azoto para a atmosfera. Se ocorrer acumulação deste na pilha poderão surgir problemas de toxicidade. Neste caso, para solucionar o problema, podem-se adicionar materiais ricos em carbono. Exemplos de materiais ricos em carbono são: palhas, resíduos de cartão/papel, cortes de ramos, madeira, que apresentam uma relação C/N elevada. Estes agentes condicionantes têm por função fornecer o carbono ou o azoto, ou ainda serem correctores do teor de humidade.

O estudo realizado por Larsen *et al.* (www.compost.org/kevinLarsen.pdf) ao efeito da relação C/N na compostagem de papel e da pasta de papel aponta para que, dum modo geral, a geração de calor e a redução do conteúdo dos sólidos voláteis evoluam linearmente com a relação C/N. Deste modo, ambos aumentam com a diminuição da relação C/N.

Dum modo geral, durante a compostagem, a conservação do azoto é reduzida ou mesmo nula. No entanto, espera-se que haja conservação de azoto nos materiais com elevada relação C/N. Assim, Schwintzer *et al.* (2002) examinaram a compostagem de estrume de cavalo e de folhas através da actividade da nitrogenase, tendo constatado que ocorreu reduzida conservação de azoto na pilha de estrume de cavalo, em contraste com a pilha de folhas. Este estimou que a pilha de folhas fixou 0,062 mg N/g de folhas durante um período de 5 semanas.

A perda de azoto ocorre como resultado da lixiviação, da precipitação atmosférica, da volatilização do NH_3 e, em pequena extensão, da libertação do azoto devido à desnitrificação, caso ocorra condições anaeróbias (Ecologistics Limited, 1997). Por sua vez, a volatilização do NH_3 depende de diversos factores: pH, humidade, relação C/N do material a compostar, temperatura (Tiquia, 2002a) e também da taxa de troca gasosa (Ecologistics Limited, 1997; Körner *et al.*, 1999, 2002). O NH_3 liberta-se quando o pH é superior a 7. A libertação é maior quando o teor de humidade é baixo, visto que a água serve como solvente e diluente para o NH_3 reduzindo deste modo a pressão de vapor e a volatilização. As temperaturas elevadas favorecem o escape do NH_3 devido ao aumento da volatilização.

Estudos indicam que a conservação do azoto nos compostos de estrumes ocorre apenas quando a relação C/N é a adequada e quando a decomposição é imediata. No estudo realizado por Paredes *et al.* (2000) confirmou-se que as perdas de azoto sob a forma de NH_3 ocorriam nas misturas com menor relação C/N inicial e pH elevados durante o processo.

2.4.2. pH

O pH não é considerado um factor crítico visto que ocorre um fenómeno de “auto-regulação” do pH resultante da actividade microbiana. Comprova-se, pela análise da figura 2.2 (secção 2.3.2), que o pH do material em compostagem, reduz-se no início, devido à formação de ácidos orgânicos e aumenta depois, devido à produção de azoto amoniacal proveniente da degradação das proteínas (Haug, 1993). Constata-se igualmente a tendência do pH se manter alcalino, variando de 7,5 a 9, facto apresentado por Neto *et al.* (1992).

No entanto, segundo Vallini (1995b) (cit. in Queda, 1999) o pH tem especial importância no caso de biomassas com elevado teor de azoto, como por exemplo os resíduos provenientes de explorações zootécnicas, no sentido de evitar a perda de azoto por volatilização do NH_3 . Ainda, de acordo com Smars *et al.* (2002) a actividade microbológica na fase inicial da compostagem pode ser reduzida quando a temperatura aumenta rapidamente sob condições de pH baixo. Os testes realizados demonstraram que ocorre uma diminuição considerável no tempo de compostagem quando se evita que a temperatura suba até o pH alcançar um certo valor, ou seja, manteve-se a temperatura na zona mesófila. Uma explicação possível para estes resultados é que a actividade microbológica na fase de pH baixo é prejudicada por temperaturas elevadas.

Contudo, no processo de compostagem, deve atender-se à gama de pH mais favorável para a maioria dos microrganismos participantes. Para a maioria das bactérias, a gama de pH ótimo varia entre 6 e 7,5, enquanto que para os fungos se situa entre 5,5 e 8.

2.4.3. Arejamento e Agitação

Como a compostagem é um processo de degradação aeróbia da matéria orgânica, é essencial que exista, na mistura a compostar, uma concentração de oxigénio adequada para o desenrolar do processo. Vários trabalhos concluíram que o consumo máximo de oxigénio ocorre quando a temperatura da pilha é de cerca de 55°C (Neto *et al.*, 1992).

O teor de oxigénio necessário deve ser mantido através do revolvimento da pilha de compostagem ou pelo fornecimento de um caudal de ar adequado, no caso da compostagem se efectuar em reactor fechado. Quando a introdução de ar é efectuada por revolvimento manual ou mecânico está-se a proceder simultaneamente à agitação.

Para além do fornecimento de oxigénio, o arejamento/agitação permite a remoção do vapor de água formado, controlando deste modo a humidade e a temperatura, bem como a libertação de outros gases formados (por exemplo CO_2 e NH_3). A agitação é essencial para garantir a transferência de massa e calor, uniformizando a distribuição dos nutrientes, e evitar a compactação da mistura a compostar.

Como a temperatura existente no interior da mistura a compostar é o indicador mais fiel da taxa de degradação da matéria orgânica e, por conseguinte, da taxa de utilização do oxigénio, a frequência ou a intensidade do arejamento deverão ser decididas em função deste parâmetro. No caso da compostagem em pilha, é necessário um revolvimento completo da mistura, em cada período de quatro ou sete dias, durante as fases mesófilas. Na fase termófila, a frequência do revolvimento deverá ser aumentada para uma vez em cada dois dias. Na fase de maturação, será suficiente um revolvimento por semana (Moraes *et al.*, 2001).

A ventilação natural faz-se mediante o “efeito de chaminé”, ou seja, mediante a convecção térmica que ocorre através da pilha: o ar ao passar através da pilha aquece, fica menos denso, elevando-se e empurrando o ar frio (Silva *et al.*, 1997).

2.4.4. Humidade

É necessário garantir uma determinada quantidade de água termodinamicamente livre para o arranque do processo de compostagem. Neto (1996) refere que a água é um factor portante porque 90% da massa dos microrganismos consiste em água. Outro aspecto a considerar para se entender a exigência de teores mínimos de humidade é o facto dos microrganismos só serem capazes de absorver os nutrientes necessários ao metabolismo celular quando estes se encontram dissolvidos em água.

Embora a humidade ideal para que a decomposição biológica ocorra sem limitações seja de 100%, verificam-se teores máximos de humidade consoante a estrutura do resíduo a compostar (Golueke, 1977, cit. in Silveira, 1997). Portanto, o teor de humidade ideal não depende exclusivamente das necessidades dos microrganismos, mas também da composição e da estrutura da mistura a compostar.

Segundo Vallini (1995), as massas a compostar deverão possuir teores de humidade compreendidos entre 45 e 65%. Para valores de humidade inferiores a 40%, a actividade microbiana decresce, e para valores superiores a 65% a água expelle o ar da maior parte dos interstícios existentes entre as partículas da biomassa, o que dificulta a difusão do oxigénio; pode originar condições de microaerofilia ou mesmo de anaerobiose (Queda, 2001). O excesso de humidade poderá também promover perdas de nutrientes por lixiviação.

Quando o teor de humidade é insuficiente para o desenvolvimento dos microrganismos, este deve ser corrigido pela adição de água ou de materiais húmidos, como por exemplo, lamas de ETAR (estações de tratamento de águas residuais). Caso contrário, se o teor de humidade for muito elevado, podem ser adicionados materiais com baixo nível de humidade, com vista à sua diminuição.

Na prática, o teor de humidade é controlado com base: na eficácia de arejamento (manual ou mecânico) da massa em compostagem, nas características físicas dos resíduos (estrutura, porosidade, ...) e na necessidade de satisfazer a carência microbiológica de água (Neto *et al.*, 1992).

No estudo feito por Richard *et al.* (2002), constatou-se que a diminuição da biodegradação que ocorre quando se está a operar fora do intervalo óptimo do teor de humidade pode ser mitigada pela manipulação da densidade do substrato e pelo tamanho das partículas. Este facto mostra os desafios a vencer para manter o teor de humidade óptimo num sistema de compostagem dinâmico, onde os fenómenos de consumo e produção de água pelos microrganismos, a alteração na compactação e porosidade acontecem em simultâneo.

2.4.5. Granulometria

Segundo Moraes *et al.* (2001), a granulometria do material a compostar é um factor determinante que influencia as restantes condições em que o processo irá decorrer:

- a) Superfície específica das partículas: com a diminuição do diâmetro, a superfície específica de uma determinada partícula envolvida no processo aumenta, permitindo o ataque bacteriano de uma forma mais eficiente.

Difusão do oxigénio: com a diminuição do diâmetro até ao valor ideal, a difusão do oxigénio fica facilitada, tornando o arejamento mais eficiente.

Difusão da água: também mais facilitada, tornando o controlo da humidade mais simples.

-) Homogeneidade do material: partículas mais pequenas tornam o material mais homogéneo e uniforme, em termos de densidade, composição e temperatura.
-) Manuseamento: um material de reduzida granulometria (até ao valor ideal) é mais fácil de manusear, tornando as operações de mistura mais eficientes.
-) Espaço intersticial e compactação: partículas demasiado pequenas favorecem a formação de agregados, aumentando assim o risco de compactação e diminuição do espaço intersticial. A circulação da água e do ar entre as partículas torna-se mais difícil, tornando o material mais pastoso, de difícil manuseamento e aumentando o risco de aparecimento de zonas de anaerobiose.

A granulometria ideal recomendada por Neto *et al.* (1992) para a compostagem dos resíduos sólidos urbanos é de 2 a 5 cm. Em geral, a literatura, aconselha a utilização de uma granulometria entre 2,5 e 7 cm para o correcto desenvolvimento do processo (Morais *et al.*, 2001). Assim, deve proceder-se à trituração do resíduo a compostar quando este excede as dimensões ideais. Caso possua dimensões inferiores, deve adicionar-se um agente de suporte.

Os agentes de suporte têm como função principal assegurar uma estrutura e porosidade adequadas da mistura a compostar. Materiais como as aparas de madeira ou estilhas apresentam uma elevada resistência mecânica (Queda, 2001).

2.4.6. Inóculo/Sementeira

Para se otimizar o processo de compostagem minimizando o tempo requerido, poderá recorrer-se à prévia inoculação dos resíduos a compostar, adicionando-se à mistura inicial uma quantidade adequada de material já em avançado estado de degradação.

Um estudo recente mostrou que a reciclagem de uma pequena quantidade de material (1 a 2% da massa) proveniente de uma pilha precedente, traria uma população de microrganismos aclimatados à nova pilha de compostagem. O efeito benéfico destes microrganismos foi posto em evidência na compostagem de resíduos urbanos e de matéria vegetal, tal como as folhas persistentes do azevinho e da hera, e as agulhas do pinheiro, normalmente difíceis de degradar (Dalzell *et al.*, 1988, cit. in Silva *et al.*, 1997).

Um outro estudo mostrou que a inoculação da pilha, com uma fonte apropriada de bactérias fixadoras de azoto (*Azotobacter sp.*), em presença de fosfato adicionado, aumentaria significativamente o teor em azoto do composto bem maturado. Esta adição faz-se após o estado termófilo, depois da pilha começar a arrefecer (Dalzell *et al.*, 1988) (cit. in Silva *et al.*, 1997).

Li *et al.* (2002) estudaram a remediação de solos contaminados com crude aplicando a compostagem, usando resíduos avícolas como agente condicionante e casca de arroz como agente de suporte. Analisaram a influência da adição (inoculação) de microrganismos indígenas e não indígenas, tendo constatado que a introdução da população não indígena

o melhorou a remediação. Em contraste, a população indígena mostrou ser eficiente no tratamento da degradação dos hidrocarbonetos.

2.5. Sistemas de Compostagem

A decomposição da matéria orgânica é um processo natural e espontâneo. As primeiras tentativas com vista à sistematização do processo de compostagem ocorreram por volta de 1920, na Índia, onde Albert Howard, com base nos procedimentos tradicionais, desenvolveu um método que ficou conhecido por processo Indore (Gotaas, 1956). Este processo iniciou-se com a utilização exclusiva de dejectos animais. Mais tarde, o processo já envolvia o uso de outros materiais orgânicos, tais como: restos vegetais, palha e folhas secas. Na sequência da detecção de alguns problemas, o Conselho Indiano de Investigação Agrícola promoveu a melhoria do processo Indore, através da disposição em camadas alternadas de resíduos sólidos e de esgotos, o que ficou conhecido por processo Bangalore.

Segundo Golueke *et al.* (1996), a compostagem moderna iniciou-se por volta de 1930 na sequência de tentativas para tornar o processo menos demorado e mais mecanizado. Foi nesta década que a compostagem começou a dar passos decisivos, tanto em termos de ciência como de prática. Os fundamentos microbiológicos eram reconhecidos, sendo feitos esforços na tentativa de os traduzir em factores e parâmetros operacionais e de projecto. Os factores chave e as suas relações foram identificados, tendo surgido diversos processos de compostagem.

Nas décadas de 50 e 60 do século XX, os substanciais avanços feitos na compreensão e aplicação dos fundamentos do processo de compostagem melhoraram-na significativamente. A compostagem começou a ser considerada como uma das principais respostas aos problemas dos resíduos sólidos urbanos (Golueke *et al.*, 1996).

Entre 1950 e 1952, Gotaas e outros realizaram experiências sobre alguns aspectos da compostagem de resíduos urbanos, com e sem a adição de lamas de águas residuais. Estas investigações forneceram importantes informações sobre a influência de determinados factores no processo e na eficiência da compostagem, nomeadamente, a temperatura, a humidade, o arejamento da massa de compostagem, a relação C/N, o uso de inóculo, o tamanho do material a compostar, entre outros (Gotaas, 1956).

A compostagem segundo o método “Windrow”, envolvendo a utilização de um sistema sem reactor (aberto) era a prática mais comum. Neste sistema, o material a compostar é colocado em pilhas, as quais são reviradas periodicamente, geralmente por meios mecânicos, durante o período de compostagem. A dimensão e a forma das pilhas variam consoante a natureza dos resíduos e o tipo de equipamento usado no revolvimento. O oxigénio é fornecido principalmente por ventilação natural devido ao efeito dos gases aquecidos na pilha e, em menor extensão, por permuta gasosa aquando do revolvimento (Haug, 1993).

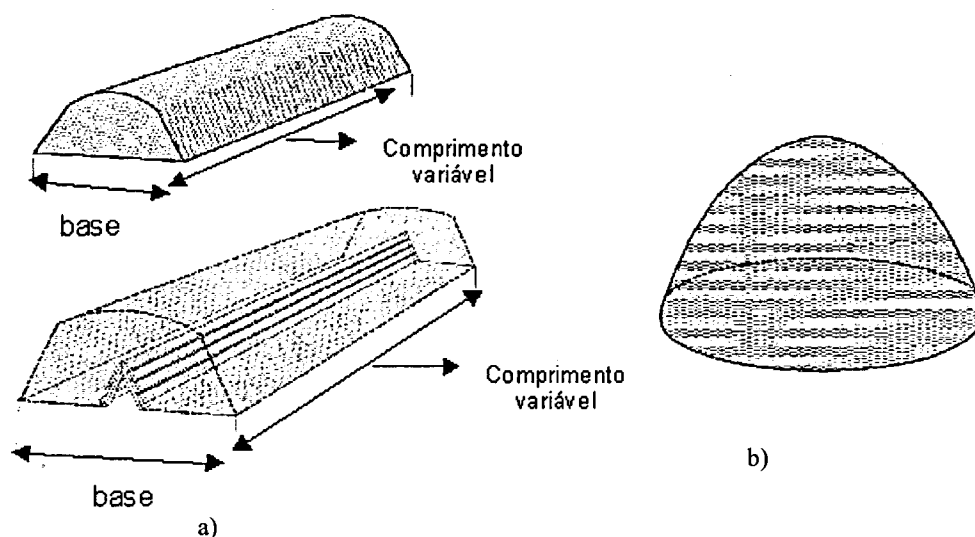


Figura 2.3: Sistema de compostagem - Windrow: a) seção trapezoidal; b) seção cônica (adaptado de Lemos *et al.*, 2001).

Foram igualmente desenvolvidos projectos que envolviam a compostagem em sistemas com reactor. Principalmente na Europa, desenvolveram-se esforços para mecanizar o processo de compostagem, com a finalidade deste servir como método de tratamento e higienização dos RSU. O resultado foi a concepção de sistemas de compostagem fechados, tendo como objectivo a melhoria da estética, a aceleração do processo e a economia do mesmo.

No entanto, também estes sistemas se caracterizaram por fracos resultados e insucessos devido a questões económicas e à sua reduzida performance. Um acontecimento importante, que inverteu esta tendência, foi o desenvolvimento de processos de remoção dos materiais não compostáveis do fluxo de resíduos orgânicos a compostar, o que veio melhorar a qualidade do composto obtido.

Foram vários os sistemas fechados que foram desenvolvidos e implementados. Assim, surgiu o sistema Earp-Thomas que consiste num reactor com tabuleiros horizontais dispostos em diversos níveis verticais e com arejamento forçado no sentido ascendente (figura 2.4). Posteriormente, realizaram-se várias modificações a este processo.

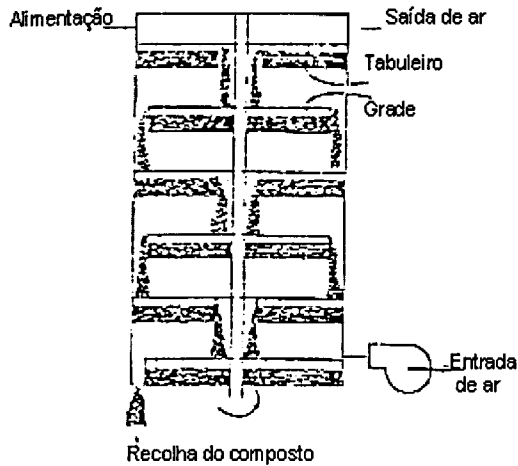


Figura 2.4: Reactor de compostagem - Earp - Thomas (adaptado de Pereira *et al.*, 1989).

A firma Dano desenvolveu, na Dinamarca, um Bio-estabilizador que consiste num tambor rotativo, ligeiramente inclinado relativamente à horizontal e com arejamento forçado (figura 2.5). Para prevenir riscos de “curto-circuito” do material ao longo do reactor, o tambor pode ser compartimentado num determinado número de células em série (vide figura 2.5b)).

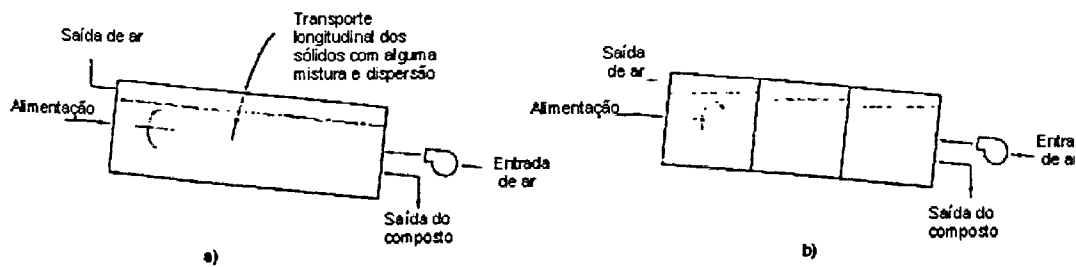


Figura 2.5: Reactor de compostagem - Processo Dano (a) e variante Geochemical - Eweson (b) (adaptado de Haug, 1993).

De acordo com Gotaas (1956), outros estudos foram desenvolvidos com o intuito de otimizar o processo de compostagem, como o processo VAM (Vuilafvoer Maatschappij) que consistia numa adaptação do processo Indore para a compostagem de quantidades elevadas de resíduos sólidos urbanos.

Estes sistemas que continuam a ser objecto de melhorias, disseminaram-se um pouco por toda a Europa, sendo a Holanda o país onde a compostagem foi mais extensivamente aplicada, seguindo-se a Alemanha e a Inglaterra. A nível mundial, foi na Índia que se deu o maior aumento na aplicação da compostagem como forma de tratamento dos resíduos.

Na década de 70 do século XX, alguns investigadores retomaram a investigação sobre os sistemas sem reaktor. Estes tinham como objectivo controlar o processo de modo a garantir que a totalidade da massa em compostagem atingisse a completa higienização. Neste contexto, foi desenvolvido em Beltsville (USA), um processo de compostagem por Pilhas Estáticas Arejadas (PEA), que consistia na execução de pilhas de lamas de águas residuais e aparas de madeira sobre um tubo perfurado o qual era ligado a um ventilador de ar centrífugo (figura 2.6).

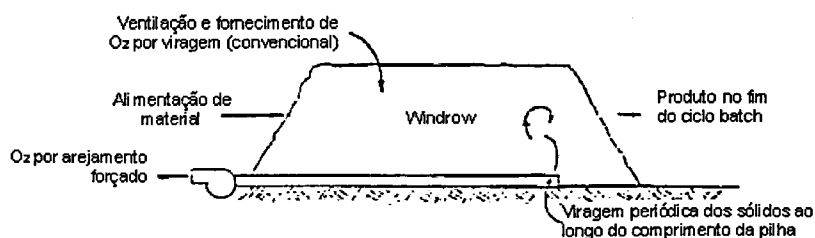


Figura 2.6: Sistema de Pilhas Estáticas Arejadas (adaptado de Pereira *et al.*, 1989).

Entre os anos 80 e 90 do século XX, uma série de eventos resultaram na interdição da deposição dos resíduos de jardinagem nos aterros controlados, o que incentivou o rápido crescimento da compostagem. No entanto, não tendo havido o necessário enquadramento legislativo para o controlo eficiente deste crescimento, tal acarretou alguns problemas de carácter ambiental.

Segundo Golueke *et al.* (1996), o futuro da compostagem em larga escala depende de vários factores: a selecção do local, a adesão aos princípios básicos da engenharia e biologia e a gestão dos líquidos e dos gases libertados.

Actualmente, na União Europeia, as antigas unidades de compostagem estão a fechar ou a ser convertidas em novas unidades, apostando-se no uso de resíduos orgânicos sem contaminação de inertes ou de metais pesados. Os resíduos orgânicos utilizados nessas unidades são: resíduos de agricultura, dejectos de animais, restos de comida, resíduos florestais, resíduos de jardim, lamas e a fracção orgânica biodegradável dos resíduos sólidos urbanos obtida por recolha selectiva (De Bertoldi, 1999).

2.6. Materiais a Compostar

A diversidade, quantidade, qualidade e complexidade de substratos potencialmente compostáveis são muito elevadas, pois os resíduos utilizados no processo de compostagem são normalmente resíduos orgânicos biodegradáveis de origem urbana, agro-pecuária, florestal e agro-industrial. No entanto, deve proceder-se a uma selecção dos materiais para compostagem, pois estão em jogo vários aspectos:

- a boa evolução da pilha de compostagem e, portanto a duração da compostagem, e o valor do produto obtido como fertilizante;

- a qualidade sanitária do composto – a compostagem é uma forma de reciclagem, mas é preciso evitar propagar as ervas infestantes, os organismos patogénicos e as substâncias poluentes, como metais pesados (cádmio, chumbo, mercúrio, ...).

Na tabela 2.3 apresentam-se alguns materiais passíveis de serem compostados, avaliando-se o grau de decomposição, a necessidade de pré-tratamento e a presença de contaminantes.

tela 2.3: Resíduos potencialmente destinados à compostagem (adaptado de Halleux, 1987; Leclerc *et al.*, 1995; Mustin, 1987, cit. in Ferreira, 1998).

Material	Decomposição	Tratamento	Contaminantes
Agricultura:			
Estrume de galinha fresco	Boa	-	-
Estrume de galinha com cama	Média	-	-
Urina e fezes de bovino	Boa	-	-
Urina e fezes de porco	Boa	-	-
Estrume de bovino	Boa	-	-
Estrume de cavalo	Boa	-	-
Estrume de cavalo com palha	Média	-	-
Restos de hortícolas	Boa	Cortar	-
Palha de aveia	Média	Cortar grosseiramente	-
Palha de centeio	Média	Cortar grosseiramente	-
Palha de trigo	Média	Cortar grosseiramente	-
Palha de cevada	Média	Cortar grosseiramente	-
Palha de leguminosas	Boa	-	-
Jardinagem:			
Lenha de poda	Média	Triturar	-
Corte de relva	Boa	-	-
Folhagem	Boa	-	-
Resíduos domésticos:			
Resíduos sólidos	Média	Triturar	Metais pesados
Lamas de esgoto	Boa	-	Metais pesados
Restos de comida	Boa	-	-
Borras de café	Boa	-	-
Indústria de madeiras:			
Cascas	Média	Triturar	Insecticidas
Serradura de faia	Fraca	-	-
Serradura de pinho	Fraca	-	-
Papel/cartão	Boa	Triturar	Tintas

Segundo Ferreira (1998), os estrumes são as melhores matérias-primas para a compostagem, pois contêm simultaneamente carbono (palhas e outros materiais de camas) e azoto (dejeções). Os estrumes de cavalo, de ovinos e de coelho, estrumes ditos “quentes”, provocam uma decomposição a elevada temperatura, contrariamente aos estrumes de vaca e de porco que contêm mais água e menos ar, sendo por isso mais frios. Os estrumes mais ricos em elementos nutritivos são os ditos “secos”: cabra, ovelha, coelho e galinha.

Há ainda a salientar que um grande número de materiais úteis à compostagem pode ser encontrado em rios, charcos e até no mar. Refira-se o caso das algas, tais como os sargaços, recolhidas nas praias. Trata-se de um fertilizante orgânico muito precioso que pode ser incorporado no composto ou aplicado directamente no solo.

2.7. Composto Final

A compostagem permite a transformação de resíduos orgânicos em produtos susceptíveis de serem utilizados ou, simplesmente de serem estabilizados e desidratados parcialmente, de modo a serem depositados em aterros (Haug, 1980, cit. in Queda, 2001). Vallini (1995b) (cit. in Queda, 2001) corrobora este conceito ao referir que o processo de compostagem pode ser considerado segundo duas perspectivas: como um processo orientado para a produção de compostos de qualidade com interesse agrícola e, como um processo orientado para o tratamento de resíduos.

Quando o processo de compostagem é utilizado na perspectiva da produção de compostos de qualidade, o principal objectivo é a obtenção de um produto homogéneo, que não seja susceptível de repentina evolução biológica (estável), maturado e que seja compatível com o emprego na agricultura como correctivo orgânico dos solos; deve permitir também a eliminação de maus odores, a diminuição de volume e de massa, e a desactivação de microrganismos patogénicos (higienização) da matriz inicial (Vallini, 1995a, cit. in Queda, 2001).

2.7.1. Caracterização do Composto Final

Na tabela seguinte são mostradas algumas das características típicas de um composto.

tela 2.4: Características típicas de um composto (adaptado de Lemos *et al.*, 2001).

Parâmetros	Concentração
Humidade	30-50 %
Matéria orgânica	10-30%
Inertes	30-70%
PH	6-9
Granulometria	2-10 mm
Alcalinidade (CaD)	1-20%
Sais totais (KLI)	0,5-2,0%
N	0,1-1,8%
P ₂ O ₅	0,2-3,8%
K ₂ O	0,1-2,8%
S	0,5-3,0%
Fe	0,8-1,5%
B	60-360 ppm

O húmus é a parte da matéria orgânica do solo que apresenta considerável resistência à decomposição, cor escura, é de natureza heterogénea e manifesta, em elevado grau, propriedades coloidais (Costa, 1991). O húmus é constituído por três fracções, em geral designadas como ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. A produção de húmus faz-se, principalmente, através da combinação de lenhinas e proteínas (Neto *et al.*, 1992). Os ácidos fúlvicos são formados por compostos fenólicos, com reduzido peso molecular, ligados aos polissacarídeos. Estes ácidos são considerados como precursores dos ácidos húmicos. Por sua vez, os ácidos húmicos são polímeros com elevado peso molecular, carregados negativamente, de cor negra, resultante de um processo de condensação oxidativa dos compostos fenólicos a aminoácidos, peptídeos e polissacarídeos (Silva *et al.*, 1997).

2.7.2. Qualidade do Composto

Na avaliação da qualidade dos compostos são importantes os parâmetros relativos à estabilidade e maturação dos produtos obtidos. Os métodos respirométricos e o teste de auto-aquecimento são metodologias de avaliação da estabilidade. Os métodos respirométricos baseiam-se na taxa de consumo de O₂, de produção de CO₂ ou no calor libertado. Por outro lado, o teste de auto-aquecimento avalia, igualmente, o calor produzido pela actividade microbiana. Segundo Iannotti *et al.* (1993), para a avaliação da maturação são mais indicados os ensaios de germinação e de desenvolvimento de plantas, conjugados com outros parâmetros (Queda, 2001). Outros parâmetros usados na avaliação do grau de maturação são: a relação C/N final e o conteúdo em substâncias húmicas, nomeadamente a razão entre os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos.

Segundo vários autores, descritos por Queda (2001), os factores que poderão ser inibidores da germinação são:

- um elevado teor em metais pesados;
- uma elevada condutividade eléctrica;

a presença de substâncias como os ácidos orgânicos de reduzida massa molar, os fenóis, o azoto amoniacal e as aminas alifáticas e aromáticas.

De acordo com Pera *et al.* (1991) (cit. in Queda, 1999), a ausência de fitotoxicidade só verifica quando o valor do índice de germinação é superior a 60% para o teste de minação com *Lepidium sativum* (agrião), com diluição a 30% do extracto aquoso obtido resão de 250 atm.

A relação C/N é utilizada como indicador do grau de maturação do composto, não dando, no entanto, ser um indicador absoluto, por variar de acordo com as características do material inicial. Deste modo, a utilização deste parâmetro não dispensa na interpretação com base nas características iniciais dos materiais, constituindo pois elhor forma de avaliação, a análise do valor C/N no início e no final (Juste *et al.*, 1977, t. in Russo, 1997).

Dado que, na fase de maturação do processo de compostagem, ocorre a mineralização a humificação da matéria orgânica, vários autores sugerem a determinação do teor em substâncias húmicas para avaliar o grau de maturação. Roletto *et al.* (1985a) e Saviozzi *et al.* (1988) (cit. in Queda, 1999) propuseram os seguintes índices: taxa de humificação (razão entre o carbono orgânico total do extracto solúvel e o carbono orgânico total da mostra); índice de humificação (razão entre o carbono orgânico dos ácidos húmicos e o carbono orgânico total da amostra) e a relação entre o carbono orgânico dos ácidos húmicos e o carbono orgânico dos ácidos fúlvicos.

O controlo do produto final antes da comercialização é efectuado através de análises microbiológicas utilizando organismos indicadores universalmente aceites como modelos para expressar a sobrevivência de organismos patogénicos. O uso de microrganismos indicadores na compostagem destina-se a satisfazer dois objectivos: indicar o grau de contaminação do material analisado e fornecer informações sobre a eficiência e o grau de degradação alcançados pelo processo (Neto *et al.*, 1992). O recrescimento dos organismos patogénicos no composto depende de vários factores, tais como: teor de humidade, disponibilidade de nutrientes, temperatura e os microrganismos indígenas (Sidhu *et al.*, 2000). Com o objectivo de avaliar a recontaminação do composto Sidhu *et al.* (2000) realizaram um estudo que sugere que a microflora indígena possui um papel importante na supressão do recrescimento de *Salmonella spp.* no composto. Esta supressão diminui com o tempo de armazenamento do composto, pelo que um longo período de armazenamento pode afectar a sua higienização.

Santos (1996) refere que a presença de metais pesados (nos quais habitualmente se incluem o chumbo, o cádmio, o níquel, o crómio, o mercúrio e os micronutrientes cobre e zinco) em compostos produzidos a partir da fracção orgânica de RSU constitui o principal factor limitante do uso destes compostos já que, segundo o mesmo autor, são susceptíveis de contribuir para a ocorrência de várias formas de poluição ambiental, em particular no que se refere aos solos e à qualidade dos produtos vegetais e das águas (Queda, 2001).

Actualmente, na União Europeia, alguns critérios de qualidade do composto estão regulamentados através da Decisão n.º 98/488/CE que estabelece os critérios para atribuição do rótulo ecológico comunitário aos correctores de solos, actualizada pela Decisão 2001/688/CE, de 28 de Agosto de 2001. A atribuição do rótulo ecológico a este tipo de produtos, tem como objectivo promover: i) a utilização e/ou a reutilização da

téria orgânica derivada da recolha e/ou da transformação de materiais residuais (não incluindo lamas de depuração), contribuindo assim para uma minimização do volume dos resíduos sólidos; ii) a diminuição dos danos ou riscos para o ambiente como consequência sua comercialização e aplicação como correctores de solos. Deste modo, a referida decisão define o que se entende por “correctores de solos” e estabelece os critérios ecológicos, nomeadamente os limites de concentração de metais pesados, as cargas máximas de nutrientes, os níveis máximos de organismos patogénicos, para além de outros critérios.

Paralelamente, alguns países europeus estabeleceram normas de qualidade para o composto e promoveram a implementação de sistemas de colecta selectiva de resíduos orgânicos domésticos e de resíduos verdes (de jardins privados e públicos). Neste âmbito, destaca-se a norma austríaca S 2200 para compostos verdes, uma das mais restritivas a nível da União Europeia.

Na tabela seguinte figuram os limites de alguns parâmetros que caracterizam o composto definidos em legislação, nomeadamente na referida norma austríaca e na proposta de Directiva relativa ao tratamento dos resíduos orgânicos, bem como os critérios para atribuição do rótulo ecológico a este tipo de produtos.

abela 2.5: Parâmetros de caracterização do composto, definidos na norma austríaca S2200, na proposta de Directiva europeia e na Decisão 2001/688/CE.

Parâmetros	Norma Austríaca ⁽¹⁾		Proposta de Directiva ⁽²⁾		Decisão 2001/688/CE
	Tipo de aplicação		Classe		
	A	B	1	2	
umidade (%)	25-50		—		—
Matéria orgânica (% ms)	≥ 20		—		≥ 20
Carbono total (% ms)	≥ 12		—		—
Nitrogénio total (% ms)	*		—		≤ 2
$\sqrt{\text{NH}_4^+}$ (mg.Kg ⁻¹ ms)	≤ 1 000		—		—
$\sqrt{\text{NO}_3^-}$ (mg.Kg ⁻¹ ms)	≤ 2 000		—		—
Condutividade eléctrica (mS.cm ⁻¹)	≤ 2	≤ 4	—		≤ 1,5
Zn (mg.Kg ⁻¹ ms)	210	400	200	400	300
Cu (mg.Kg ⁻¹ ms)	70	100	100	150	100
Ni (mg.Kg ⁻¹ ms)	42	60	50	75	50
Cd (mg.Kg ⁻¹ ms)	0,7	1	0,7	1,2	1
Cr (mg.Kg ⁻¹ ms)	70	70	100	150	100
Pb (mg.Kg ⁻¹ ms)	70	150	100	150	100
Hg (mg.Kg ⁻¹ ms)	0,7	1	0,5	1	1
<i>Salmonella spp.</i>	—		Ausência em 50 g de composto		Ausência em 50 g de composto

(1) composting in the European Union (1997); (2) DG ENV.A.2 (2001);* valores a indicar pelo produtor; ms - matéria seca; A, B e 1, 2 representam as classes de qualidade do composto.

Em Portugal, está em preparação uma norma referente à “Qualidade do Composto para Utilização na Agricultura” que será a transposição da referida Directiva. Com esta norma pretende-se que os compostos comercializados possam ser utilizados, com os benefícios inerentes, na agricultura, sem que daí advenham efeitos negativos no solo, plantas, animais, Homem e no ambiente em geral (Gonçalves *et al.*, 2001). Com base nas concentrações em metais pesados, materiais inertes antropogénicos (vidro, metal, plástico,...) e microrganismos patogénicos nos compostos para utilização generalizada na agricultura, estabelecem-se 3 classes de qualidade, integrando-se, na classe I, os compostos de qualidade mais elevada e, na classe III, os compostos com a qualidade mínima obrigatória.

São apresentadas restrições à utilização agrícola do composto em função da sua classe de qualidade e as quantidades máximas de composto aplicáveis anualmente ao solo. As quantidades máximas a aplicar das classes I, II e III não deverão ultrapassar, 50 t/ha, 25 t/ha e 10 t/ha, respectivamente.

2.7.3. Aplicações e Vantagens do Composto

Do ponto de vista agronómico, os benefícios devem-se às propriedades do composto, que lhe atribuem a capacidade de, por um lado, constituir uma fonte de matéria orgânica rapidamente estabilizada para os solos e, por outro, de substituir parcialmente a turfa na produção de suportes de cultura. Os benefícios em termos ambientais, resultam principalmente do facto de se poder evitar o confinamento de resíduos orgânicos degradáveis em aterro.

De acordo com Morais *et al.* (2001), a aplicação no solo de um composto de qualidade permite:

- manter ou aumentar as reservas de húmus do solo necessárias à manutenção ou à melhoria das propriedades do solo, tais como a estrutura, a capacidade de troca catiónica ou a capacidade de conservação da humidade;
- fornecer às plantas, a uma taxa adequada, nutrientes primários tais como azoto, fósforo e potássio e uma grande variedade de oligoelementos essenciais;
- i. limitar o uso de fertilizantes de natureza química;
- ii. reduzir o potencial poluidor da agricultura intensiva, devido ao facto de nutrientes como o azoto, serem introduzidos no solo num estado químico que limita a sua solubilidade e consequente arrastamento;
- iii. reduzir o quantitativo de substâncias arrastadas pela chuva, ou pela água de rega, que poderão poluir os lençóis freáticos.

O húmus retém elementos nutritivos e estabiliza o solo tornando-o mais resistente à erosão. O húmus desempenha um papel importante na nutrição das plantas, graças ao processo de mineralização. Possui igualmente uma função importante sobre as propriedades físico-químicas do solo, como a capacidade de troca iónica e a retenção de água. Com efeito, a matéria orgânica afecta o teor de infiltração, a quantidade da água total no solo e a sua evaporação à superfície. A matéria orgânica favorece a retenção de água, podendo fixar cerca de 10 vezes mais elementos nutritivos que os minerais de argila (Silva *et al.*, 1997). Além disso, crê-se que o húmus neutraliza certas substâncias tóxicas prejudiciais às plantas e que a população microbiana que lhe está associada destrói organismos patogénicos. Vários autores referem que diversas hormonas e vitaminas existentes no húmus podem exercer acção estimulante da actividade microbiana do solo e do desenvolvimento de plantas superiores.

Segundo Lemos *et al.* (1998), a acção benéfica da matéria orgânica nos solos:

- confere uma cor mais escura, o que aumenta a capacidade de absorção da radiação solar que, conjuntamente com o maior teor em água no solo, aumenta e regulariza a temperatura;
- cria um efeito tampão do solo o que dificulta variações de pH;
- desenvolve uma acção complexante sobre alguns micronutrientes, como por exemplo o alumínio, reduzindo o risco de intoxicações e aumenta a disponibilidade do fósforo.

De acordo com Mustin (1987), o composto pode igualmente servir para a alimentação animal. Sabe-se que os animais domésticos ingerem pequenas quantidades de terra, talvez para prevenir alguma carência mineral. Dependendo do tipo e da qualidade do composto, este pode ser usado como:

- alimentação propriamente dita (composto de resíduos urbanos);

matéria prima para a produção doutro alimento;
aditivo alimentar para prevenir algumas carências (por exemplo a carência de ferro dos suínos).

Ainda segundo Mustin, o poder adsorvente das macromoléculas húmicas dos mpastos maturados pode ser usado nalguns sistemas de tratamento de efluentes gasosos quidos. O composto revela-se importante como adsorvente se:
este se encontra disponível localmente em grandes quantidades e a baixo custo;
demonstrar elevada eficácia na retenção dos compostos orgânicos e minerais que sejam tóxicos e emitam odores (por exemplo mercaptanos, amoníaco...);
se regenerar automaticamente devido à actividade dos microrganismos que decompõem esses compostos.

Destacam-se ainda, as seguintes aplicações:
uso em recuperação de solos contaminados;
uso em recuperação de solos estéreis.

Portanto, o composto pode ser utilizado na bio-remediação de solos (Neto *et al.*, 1992).

Greenway *et al.* (2002) estudaram a especiação dos metais pesados no processo de ompostagem. Os resultados demonstraram que, no geral, os metais se tornam menos cessíveis com o desenrolar do processo. Tal implica que a compostagem tende a onverter os metais de formas instáveis para formas fixas, o que explica o benefício da plicação dos compostos nos solos contaminados com metais pesados.

Um estudo realizado por Namkoong *et al.* (2002) com o objectivo de encontrar a nistura apropriada de resíduos orgânicos para aumentar a degradação do gasóleo no solo ontaminado, demonstrou que a melhor razão é a de 1:0,5 de solo contaminado para esíduos orgânicos em base húmida.

Com o fornecimento de uma fonte de alimentação à microflora do solo, esta pode reprimir grande parte dos organismos patogénicos das plantas, tais como, o *Pythium sp.*, *Phytophthora sp.*, o *Fusarium spp.* e a *Rhizoctonia solani*. Os correctivos orgânicos, incluindo os estrumes e o composto, podem servir como fonte de alimentação e assim facilitar a eliminação das doenças, sendo o composto considerado como o material mais adequado. Hoitink e seus colaboradores (cit. in Chen *et al.*, http://ntmf.mf.wau.nl/wnmrc/proposal/2001-18_Chen-Markovitch.doc) estudaram as relações entre o nível de decomposição da matéria orgânica, biomassa microbiana e sua actividade, composição da microflora e a supressão das doenças. Concluíram que a quantidade de nutrientes orgânicos disponíveis para os agentes de biocontrolo e para os organismos patogénicos é o factor chave para explicar o nível e a duração da supressão da doença. A concentração dos nutrientes deve ser o mais reduzida possível de modo a que a competição prevaleça e para que a produção das enzimas líticas e dos compostos antimicrobianos pelos agentes de biocontrolo não sejam reprimidos. O nível de decomposição da celulose tem sido proposta como um importante factor para a sustentabilidade do biocontrolo.

Vários estudos provaram que as bactérias fixadoras de azoto do género *Azotobacter* crescem bem nos resíduos dos lagares de azeite, transformando estes resíduos em fertilizante orgânico e condicionador do solo. Balis *et al.* (2000), demonstraram que a *A. vinelandii* induz ao solo a capacidade de reprimir o crescimento de algumas espécies

ogénicas das raízes, tais como *Pythium sp.*, *Phytophthora sp.* e a *Rhizoctonia sp.*, isto devido à sua capacidade intrínseca de produzir sideróforos.

Estes resultados foram confirmados por Miller e outros investigadores (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/diseasesuppression.htm>), os quais demonstraram que o composto induz a supressão das doenças e aumenta o crescimento das culturas vegetais, como por exemplo a cultura de tomate. Erhart *et al.* (1999) num estudo com o objectivo de avaliar o efeito do composto no crescimento vegetal e na produção e qualidade da fruta, mais precisamente maçãs, constataram que o crescimento das árvores aumentou, a produção foi positivamente influenciada pelo aumento do conteúdo de húmus no solo e que o aumento da capacidade de retenção da água no solo tratado com o composto afectou positivamente o tamanho da fruta.

No entanto, há que ter algumas precauções na aplicação do composto. Atendendo às elevadas concentrações iónicas no composto de RSU e ao teor de humidade, a salinidade dos compostos de RSU é significativa em termos da sua utilização agronómica. Esta característica está associada a sais solúveis (em particular aos iões cloreto e sódio) (Lemos *et al.*, 2001). Por esta razão é um parâmetro a ter em conta para a determinação da quantidade de composto a aplicar no solo.

Segundo Neto *et al.* (1992), a utilização de composto não estabilizado na agricultura pode ter efeitos negativos como:

- a libertação de amoníaco que poderá danificar as raízes das culturas;
- uma elevada relação C/N poderá ocasionar uma diminuição do azoto do solo, em consequência da utilização do carbono residual por microrganismos;
- a ocorrência da produção de toxinas inibidoras do metabolismo das plantas e da germinação de sementes.

2.8. Histórias de Sucesso

Conscientes da importância do aproveitamento da matéria orgânica existente nos resíduos sólidos urbanos, vários países europeus têm desenvolvido esforços para uma implementação efectiva do processo de compostagem.

2.8.1. Histórias de Sucesso na Europa

Apresentam-se, de seguida, as principais características do sistema de compostagem, bem como as principais razões apontadas para o respectivo sucesso, para o caso da Espanha, Itália e Reino Unido. A escolha foi feita de modo a poder comparar-se dois países mediterrânicos - Espanha e Itália - ao Reino Unido, dado os procedimentos serem diferentes.

Espanha

Neste país salientam-se 3 centrais de compostagem: Baix Camp Area, área metropolitana de Barcelona e Montejurra. Em todos os casos, o sistema engloba a recolha

ctiva dos resíduos orgânicos e a compostagem centralizada (Direcção Geral do Ambiente, 2000).

No que respeita ao tipo de recolha selectiva, o modo de operação nas 3 zonas é ntico. O sistema consiste na recolha selectiva da fracção orgânica depositada em tentores que se encontram no passeio e na recolha da fracção orgânica dos grandes dutores de resíduos (hotéis, mercados, restaurantes,...). Estes sistemas diferem no tipo processo de compostagem. No caso de Baix Camp Area e de Montejurra, a npostagem tem lugar em pilhas ao ar livre; no que respeita à área metropolitana de rcelona, a compostagem é efectuada em reactores.

É de referir que o sistema de Montejurra foi alvo de uma campanha publicitária intensa e consistiu no envio de cartas aos munícipes, apresentações em aldeias e cidades, mpanhas nas escolas e lares e colocação de anúncios nos jornais, televisão e rádio.

As razões apontadas, pela Administração, para o sucesso dos vários sistemas são as guintes:

- uma boa campanha de publicidade e empenho do município (Baix Camp Area);
- o empenho dos trabalhadores municipais e a experiência da companhia responsável pela gestão (área metropolitana de Barcelona);
- o entusiasmo da população local e intensa campanha de divulgação (Montejurra).

Itália

Em Itália destacam-se as seguintes centrais de compostagem: Monza e Pádua. Estas 2 entrais efectuem a recolha selectiva, porta-a-porta, da fracção orgânica (Direcção Geral do Ambiente, 2000). No entanto, no caso da zona de Monza, os resíduos de jardins são lepositados nos ecocentros municipais e no caso de Pádua são compostados conjuntamente com as lamas das estações de tratamento de águas residuais. Salienta-se que no caso da zona de Pádua, os munícipes têm de comprar sacos adicionais para a deposição da fracção orgânica. Esta situação não impediu o sucesso do sistema, apesar do facto de ter que se pagar por um saco ser genericamente considerado como um factor desmotivador dos participantes.

Na zona de Monza, um aspecto particular é o uso na recolha selectiva da fracção biodegradável, de veículos que eram usados na recolha de resíduos indiferenciados. Deste modo evitam-se despesas de investimento.

As justificações apresentadas, pelos responsáveis, para o sucesso baseiam-se, tal como em Espanha, na campanha de informação e publicidade. Apontam também outro factor que é a eficiência do sistema de recolha dos resíduos.

Reino Unido

No Reino Unido destaca-se a compostagem doméstica do distrito de Arun. Este sistema funciona num regime de compostagem doméstica, onde os compostores são vendidos aos participantes. Salienta-se que no primeiro ano de projecto foram vendidos 3600 compostores, numa área com cerca de 140 000 habitantes (Direcção Geral do Ambiente, 2000).

As razões evidenciadas pelos responsáveis para o sucesso do sistema são iguais às sentadas pelos responsáveis pelos sistemas em Espanha e Itália.

A análise dos sistemas de compostagem apresentados permite concluir que todos eles usam recolha selectiva. A recolha selectiva eficiente é portanto fundamental para a produção de uma fracção orgânica não contaminada, resultando num produto final de boa qualidade.

Em resumo, os factores chave que contribuíram para o sucesso dos vários sistemas de compostagem e recolha selectiva foram:

- objectivos claros e bem definidos para o sistema;
- agrupamento correcto das várias fileiras de resíduos a recolher conjuntamente;
- existência de infra-estruturas e de equipamento distribuídos e localizados de modo conveniente e prático para os participantes;
- garantia de um mercado para o produto final de elevada qualidade, devido à recolha selectiva de fracção orgânica;
- excelente planeamento e gestão financeira;
- campanha eficaz de marketing e estratégia de divulgação do sistema maximizando a participação do público, particularmente durante as fases iniciais de desenvolvimento do sistema.

2.8.2. Caracterização da Situação em Portugal

Segundo Paulino *et al.* (2001), actualmente, a capacidade instalada em termos de valorização orgânica dos RSU nas unidades de compostagem da LIPOR¹, AMAVE², AM Cova da Beira³, AMTRES⁴ e TRUSET⁵ é de cerca de 400 000 toneladas/ano. Na tabela 2.6 apresentam-se alguns dados relativos às unidades referidas.

Tabela 2.6: Unidades de compostagem actualmente em funcionamento em Portugal (Paulino *et al.*, 2001).

Sistema	Localização	Ponto de situação	Capacidade (t/ano)
LIPOR	Ermesinde	Em funcionamento desde 1966.	60 000
AMAVE	Riba d'Ave	Em funcionamento desde 1995.	87 600
COVA da BEIRA	Alcaria Fundão	Em funcionamento desde Agosto de 2001.	50 000
AMTRES	Trajouce	Em funcionamento desde 1991.	150 000
TRUSET	Setúbal	Em funcionamento desde 1994.	50 000

¹ LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Tratamento de Lixos da Região do Porto;

² AMAVE – Associação de Municípios do Vale do Ave;

³ AM Cova da Beira – Associação de Municípios da Cova da Beira;

⁴ AMTRES - Associação de Municípios de Cascais, Oeiras, Sintra e Mafra para o Tratamento de RSU;

⁵ TRUSET – Estação de Compostagem de Setúbal.

Em todos os casos, os resíduos sujeitos ao processo de compostagem são provenientes da colecta indiferenciada. O composto produzido é vendido a granel ou ensacado, sendo a sua principal aplicação a agricultura, nomeadamente na cultura de vinha e em pomares.

Em 2003, prevê-se que haja um aumento da capacidade de valorização orgânica para cerca de 520 000 toneladas/ano. Este aumento será devido à ampliação da unidade da TRUSET e à construção de duas centrais de processamento de resíduos biodegradáveis recolhidos selectivamente – central de digestão anaeróbia da VALORSUL⁶ e nova unidade de compostagem da LIPOR. Apresenta-se na tabela 2.7 uma breve descrição das unidades de valorização orgânica de RSU previstas para 2003.

Tabela 2.7: Unidades de valorização orgânica de RSU previstas para 2003 (Paulino *et al.*, 2001).

Sistema	Localização	Ponto de situação	Capacidade (t/ano)	Observações
LIPOR	Gondomar	Início de laboração no final de 2003 (previsto).	60 000	Resíduos provenientes da recolha selectiva nas habitações e junto dos grandes produtores.
AMAVE	Riba d'Ave	Em funcionamento desde 1995. Ampliação concluída em 2002.	131 400	Resíduos provenientes da recolha indiferenciada.
COVA da BEIRA	Alcaria Fundão	Em funcionamento desde Agosto de 2001.	50 000	Resíduos provenientes da recolha indiferenciada.
AMTRES	Trajouce	Em funcionamento desde 1991.	150 000	Resíduos provenientes da recolha indiferenciada.
TRUSET	Setúbal	Em funcionamento desde 1994.	89 000	Resíduos provenientes da recolha indiferenciada.
VALORSUL	Amadora	Início de laboração em 2002.	40 000	Resíduos provenientes da recolha selectiva da fracção orgânica junto dos grandes produtores.

Descrevem-se de seguida, resumidamente, as principais características das centrais de compostagem da LIPOR, da AMTRES e da TRUSET, visto serem as mais antigas.

LIPOR

A LIPOR possui uma unidade de compostagem (pilhas ao ar livre) que se encontra em laboração há mais de trinta anos, sendo a mais antiga do País. Encontra-se na sua fase final de funcionamento, sendo substituída por uma nova central, totalmente fechada, com captação, extracção e tratamento integral dos odores gerados no interior do edifício.

AMTRES

Esta central de compostagem foi recentemente modernizada, consistindo num parque de compostagem coberto com arejamento forçado.

⁶ VALORSUL- Valorização e Tratamento de RSU da Área Metropolitana de Lisboa Norte.

TRUSET

A unidade de compostagem, consiste num pavilhão totalmente fechado e revestido a inox, está equipada com sistema de tratamento de gases e de recirculação de lixiviados de modo a minimizar a emissão de odores e de efluentes contaminados, o que a torna uma unidade de referência em Portugal.

Perante este panorama, constata-se que Portugal, no que concerne à compostagem, está aquém do desejável comparativamente a outros países europeus, nomeadamente no que respeita à recolha selectiva da fracção orgânica. Estão a ser desenvolvidos esforços no sentido de aumentar a percentagem dos resíduos orgânicos que têm como destino final a compostagem. Salienta-se a implantação de novas instalações, a modificação das instalações já existentes, bem como a implementação da recolha selectiva dos resíduos biodegradáveis junto dos grandes produtores.

2.9. Co-compostagem de Resíduos Avícolas e de Resíduos Florestais – um estudo na região de Viseu

2.9.1. Caracterização do Sector Avícola e Florestal

A avicultura, na região de Viseu, tem um lugar de destaque em termos económicos. Segundo dados do último Recenseamento Geral Agrícola (1989), considerando igualmente os aviários de multiplicação e de produção de ovos, Tondela é o principal concelho avícola do País (Lemos *et al.*, 1998). Em termos globais, o efectivo total da região representa 34,2% do efectivo nacional. Na figura seguinte é visível a dimensão do sector avícola nos diversos concelhos da região de Viseu comparativamente à média nacional.

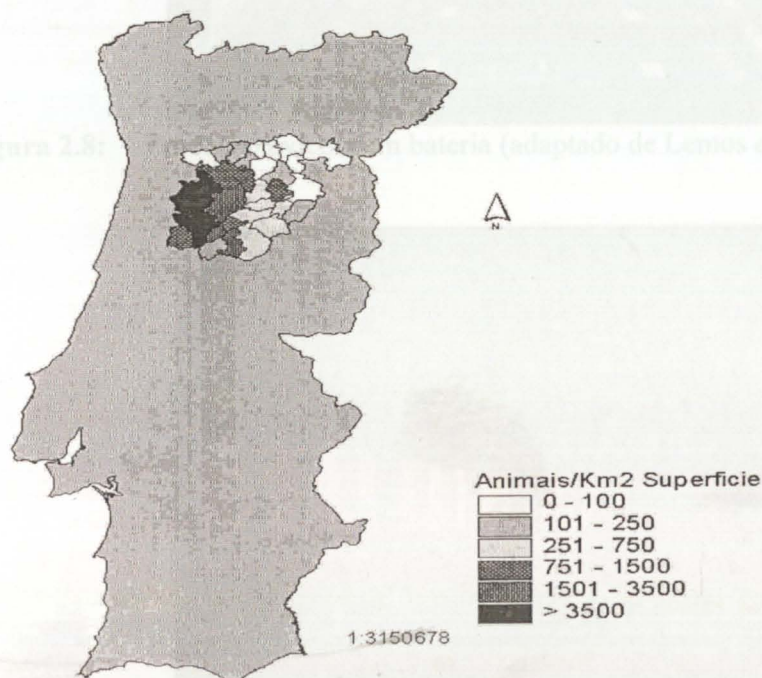


Figura 2.7: Densidade média de ocupação avícola dos concelhos da região em estudo e média nacional (adaptado de Lemos *et al.*, 1998).

Dada a dimensão da avicultura na região e dado o facto de parte dos avicultores conduzir esta actividade de uma forma ambientalmente incorrecta, tem-se como resultado a geração de impactes ambientais negativos significativos. Assim, a produção de elevada quantidade de resíduos e de efluentes, pode provocar impactes negativos directos no meio ambiente, nomeadamente no solo, na água, na atmosfera, bem como na saúde pública e nos próprios animais.

Na avicultura encontram-se fundamentalmente resíduos de dois tipos:

- os excrementos, com viscosidade e humidade elevadas, resultantes dos aviários de produção em bateria (figura 2.8);
- os resíduos mais pastosos e fibrosos, resultantes da mistura dos excrementos com o material da cama, gerados nos aviários com sistema de exploração no solo (figura 2.9) e de galinhas reprodutoras.



Figura 2.8: Produção avícola em bateria (adaptado de Lemos *et al.*, 1998).

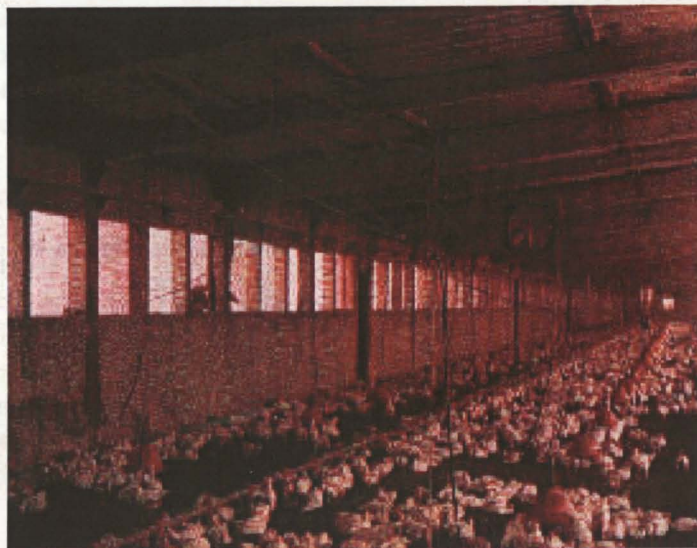


Figura 2.9: Produção avícola no solo (adaptado de Lemos *et al.*, 1998).

Segundo Lemos *et al.* (1998), os resíduos avícolas são extremamente ricos em macronutrientes (azoto, fósforo, potássio) e em micronutrientes. Os resíduos avícolas das instalações pecuárias intensivas resultam de: excreta dos animais; camas (se existirem); restos de ração desperdiçados; água desperdiçada nos bebedouros; penas e restos de penas das aves; casca de ovos (no caso de galinhas); material inorgânico dos pisos, das paredes ou de outras origens. Os antibióticos e outros fármacos bem como os factores de crescimento são misturados na água ou nas rações, sendo drenados, em parte, pelos desperdícios, implicando o aparecimento de antibióticos e metais pesados nos resíduos. A matéria orgânica, conjuntamente com a água, constitui a matriz dos resíduos avícolas.

As concentrações dos nutrientes presentes nos resíduos avícolas dependem: da espécie animal, da sua idade, do fim com que é feita a exploração, do modo de exploração, da quantidade e natureza do material utilizado nas camas, entre outros factores.

As camas na região de Viseu são geralmente de serrim/serradura e de aparas de madeira.

A região em estudo é também caracterizada por uma grande ocupação florestal, aproximadamente 40%, sendo uma das suas principais riquezas. As espécies predominantes são o pinheiro bravo (60%) e o eucalipto (20%).

Todos os verões, os incêndios florestais são uma constante na região de Viseu. Milhares de hectares de floresta são consumidos pelos incêndios o que origina imensos danos tangíveis e intangíveis. A ausência de um ordenamento florestal adequado e de uma política de prevenção contra incêndios são factores que têm contribuído para o aumento significativo do risco de incêndio.

Para além das perdas de vidas humanas, os incêndios originam perdas sociais e económicas muito elevadas, sobretudo agressões ao ambiente. A eclosão de fogos florestais é um fenómeno complexo, mas provavelmente a causa singular mais importante da sua origem será a inadequada manutenção das florestas (crescimento desordenado), juntamente com o facto de que durante essa manutenção e sua exploração são deixados no solo resíduos que, uma vez secos, contribuem para uma carga térmica extremamente elevada.

O aproveitamento racional da floresta passa, obrigatoriamente, pela utilização equilibrada e ambientalmente correcta de todos os recursos a ela associados. A roça e o aproveitamento dos matos, usando técnicas que não comprometam a protecção do solo contra a erosão e que diminuam o risco de incêndio, são técnicas já utilizadas com êxito nalguns países. Por outro lado, os resíduos gerados na manutenção e exploração não devem constituir um encargo adicional (por exemplo na sua eliminação ou tratamento), devendo antes constituir uma fonte potencial de matérias-primas e energia. Finalmente, todas estas operações para serem atractivas têm de ter viabilidade económica.

Há assim três aspectos fundamentais que se prendem com a actividade de limpeza e recolha dos resíduos da floresta, como parte duma filosofia de prevenção dos fogos florestais: (i) a não geração de impactes ambientais negativos (por exemplo evitando contribuir para um aumento da desertificação dos solos por erosão), (ii) a produção de bens materiais (por exemplo dum composto orgânico humificado para melhoramento dos solos na agricultura e florestação) e (iii) a viabilidade económica do empreendimento (Pereira *et al.*, 1995).

Conjuntamente com os incêndios florestais, os resíduos avícolas são uma grande preocupação ambiental na região em estudo. Nesta perspectiva, deve actuar-se nestes dois sectores de actividade, começando por valorizar correctamente o potencial fertilizante destes resíduos, pondo em prática um plano de reciclagem orgânica.

2.9.2. Fundamentação do Processo de Co-compostagem

Na Idade Média, sob a Ordem dos Templários, já se fazia composto a partir do mato e de ramos (Lemieux, 1990; De Bertoldi, 1999).

Os resíduos florestais são compostos essencialmente por ramos, folhas, copas de árvores e arbustos, entre outros. A nível químico, estes caracterizam-se por conterem muitos hidratos de carbono e serem quase isentos de azoto. A rapidez da decomposição da madeira é, para uma dada espécie, proporcional à riqueza do meio em azoto. Este é indispensável ao crescimento e desenvolvimento dos fungos, assim como de outros microrganismos. Os fungos lenhicolíticos são mais aptos que outros microrganismos a decompor madeira, apesar do seu baixo teor em azoto. Eles precisam de degradar uma grande quantidade de madeira afim de obterem suficiente azoto para o crescimento do micélio e para a produção de esporos (Silva *et al.*, 1997).

Os tecidos lenhificados com um conteúdo em lenhina igual ou superior a 20% são degradados por fungos filamentosos; e, para valores inferiores a 20%, são degradados por bactérias (aeróbias e anaeróbias) e fungos pertencentes a várias classes (Silva *et al.*, 1997). A influência do conteúdo de lenhina e da temperatura na biodegradação da lenhinocelulose na compostagem da pasta e de produtos de papel foi avaliada por Vikman *et al.* (2002). Estes constataram que o material com maior teor em lenhina (24 a 27%) foi melhor degradado a baixas temperaturas, enquanto que o material com menor teor em lenhina (0,2%) degradou-se bem em toda a gama de temperaturas (35, 50 e 58°C). Verificaram igualmente que a proporção de carbono convertido em biomassa microbiana foi consideravelmente maior a baixas temperaturas de incubação. As mudanças ocorridas na comunidade microbiana foram estudadas através da utilização da técnica de “PCR-DGGE”.

Um resíduo florestal que tem sido compostado com sucesso é a casca de árvore usada como substrato para plantas adultas devido, não só, às suas vantagens sobre o crescimento comparativamente a outros materiais, mas também às suas propriedades fungicidas e nematocidas (Jorba, 1983, cit. in Silva *et al.*, 1997).

A mistura dos resíduos florestais com os resíduos avícolas é importante porque: confere ao estrume uma relação C/N mais adequada; neutraliza o pH; atenua significativamente os maus odores; aumenta a capacidade condicionadora do composto final; dilui a concentração de organismos patogénicos eventualmente presentes; permite um melhor escoamento da água em períodos de elevada pluviosidade; e, sobretudo, cria uma matriz que permitirá um adequado arejamento e, daí uma melhor e mais rápida estabilização (Lemos *et al.*, 1998). Outro factor a ter em conta é o reduzido grau de hidratação dos resíduos florestais face às necessidades de compostagem. Todos estes aspectos confirmam que a mistura em proporções adequadas dos resíduos florestais com os resíduos avícolas, acarreta uma sinergia físico-química e biológica ideal para o tratamento por compostagem.

Um trabalho realizado com o objectivo de comparar o método de compostagem “Windrow” de resíduos avícolas, em pilhas de dimensão de 3 m de largura e 1,2 m de altura, com arejamento por revolvimento, arejamento forçado e arejamento passivo, indicou que não existe vantagem na aplicação de qualquer dos métodos de arejamento no que respeita à conservação do azoto e carbono, à lixiviação potencial e ao grau de inibição de germinação de sementes. Constatou-se igualmente que a compostagem reduz a lixiviação potencial do azoto, fósforo e potássio em comparação ao material inicial (resíduos avícolas). Observou-se que o revolvimento estimula a actividade bacteriana o que pode ser devido à redistribuição das bactérias, das enzimas e do substrato (Ecologistics Limited, 1997).

Um estudo realizado por Tiquia *et al.* (2002) envolvendo a co-compostagem de resíduos avícolas e de resíduos de jardinagem teve como objectivo avaliar as mudanças das populações dos diferentes grupos microbiológicos (heterotróficos aeróbios totais, actinomicetes, fungos, bactérias nitrificantes e bactérias desnitrificantes) e as actividades de 19 enzimas diferentes (3 fosfatases, 3 esterases, 3 amino-peptidases, 2 proteases e 8 glicosil-hidrolases). Os resultados demonstraram que a quantidade de microrganismos dos diferentes grupos microbiológicos não é um factor limitante para o desenrolar do processo, visto estes se encontrarem em grande abundância. Das 19 enzimas examinadas, a β -galactosidase (envolvida na hidrólise da lactose) é a que tem a mais importante correlação positiva com a população microbiológica, nomeadamente, com os heterotróficos aeróbios totais, bactérias nitrificantes e bactérias desnitrificantes. Concluindo que o processo de compostagem representa uma actividade combinada de uma sucessão de ambientes na pilha de compostagem, onde um grupo/enzima microbiológica sobrepõe o outro como resultado das mudanças de temperatura, teor de humidade, níveis de O_2 e CO_2 e a quebra progressiva dos compostos complexos em compostos mais simples. Neste seguimento, com o intuito de estudar a evolução da actividade enzimática extracelular durante a compostagem de estrume de porco e de resíduos avícolas, Tiquia (2002b) analisou igualmente 19 enzimas extracelulares. Observou que na compostagem de resíduos avícolas as enzimas mais abundantes eram a esterase, a valine amino-peptidase e a α -galactosidase, enquanto que na compostagem de estrume de porco era a N-acetil- β -glucosaminidase. Concluindo que existe um aumento na diversidade e abundância das enzimas presentes no processo, sendo mais elevada nos resíduos avícolas em comparação com o estrume de porco, estando correlacionadas com a mudança dos diferentes grupos microbianos.

Tiquia (2002a) conduziu, ainda, um outro estudo para avaliar a transformação microbiológica do azoto no processo de compostagem de estrume de porco com lamas e na compostagem de resíduos avícolas em pilhas com arejamento forçado. Constatou que, durante a fase inicial do processo, ocorre desnitrificação, indicada pela elevada população de bactérias desnitrificantes. No entanto, com o decorrer do processo de compostagem a população de bactérias desnitrificantes diminui significativamente, indicando que pouca desnitrificação tinha lugar aquando do arejamento. Confirmou com o seu estudo que as propriedades físico-químicas das biomassas (temperatura, teor de humidade, pH e relação C/N) são o factor mais importante que afecta a evolução do azoto durante a compostagem do estrume de porco e dos resíduos avícolas. Hansen *et al.* (1993) confirmaram a importância da relação C/N, tendo demonstrado que o aumento da relação C/N de 15:1 para 20:1 tem um efeito significativo na diminuição do NH_3 durante a compostagem de

resíduos avícolas. Constatando que 85% do NH_3 emitido durante a compostagem ocorre dentro dos primeiros 4 a 5 dias.

Contudo, Mahimairaja *et al.* (1994) num estudo que efectuaram à perda total de azoto durante a compostagem de resíduos avícolas com a adição de um agente condicionante rico em carbono, um material acidificante e material adsorvente, constataram que durante o processo se perdeu cerca de 50%, dos quais 17% sob a forma de NH_3 . Observação que sugere que a perda de azoto com a desnitrificação é consideravelmente maior do que a ocorrida por volatilização do NH_3 . Kithome *et al.* (1999) testaram vários correctivos de modo a diminuir as perdas de NH_3 durante a compostagem dos resíduos avícolas, nomeadamente, zeólitos naturais, cal, mesocarpo de coco, CaCl_2 , CaSO_4 , MgCl_2 , MgSO_4 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Estes constataram que o zeólito e o coco são os correctivos que mais reduzem as perdas do NH_3 .

Raviv *et al.* (1999) analisaram os benefícios da compostagem dos resíduos avícolas com casca de uvas, tendo observado que a conservação do azoto é mais elevada que a conservação dos sólidos voláteis totais na mistura, mas é menor na compostagem só de resíduos avícolas. O que sugere que o NH_4^+ libertado previamente foi biologicamente imobilizado na mistura. A adição da casca de uvas promoveu uma descida da relação C/N num menor período de tempo, menos 39 dias em comparação com a compostagem só de resíduos avícolas. Charest *et al.* (2002) efectuaram a compostagem de lamas da indústria de papel com resíduos avícolas e observaram que o azoto inorgânico diminui ao passo que o azoto orgânico aumenta com o desenrolar do processo. Constatando que a diminuição do peso total, da celulose e da hemicelulose é maior nas pilhas com menor teor de azoto. Guerra-Rodriguez *et al.* (2003) concluíram que a compostagem de resíduos avícolas com cevada é benéfica, visto que melhora a eficiência do processo, bem como a qualidade do produto final.

Schuchardt *et al.* (1999) conduziram um estudo sobre a mineralização do azoto de vários compostos, provenientes de resíduos de matadouros e de resíduos avícolas, em comparação com um fertilizante mineral (ureia), utilizando uma planta característica dos trópicos. Concluíram que a maior eficiência do azoto ocorreu com o fertilizante mineral (46%), seguindo-se o composto dos resíduos avícolas (30%) e, por último, o composto dos resíduos de matadouros (20%).

2.9.3. Condicionantes do Processo de Co-compostagem

Os resíduos avícolas apresentam alguns condicionalismos em termos de utilização, tais como: quantidades de azoto e de fósforo, de micronutrientes, cobre e zinco, o pH e a salinidade. Os resíduos avícolas também poderão conter metais pesados em concentrações elevadas. Estes aparecem nos resíduos, a partir de desinfectantes, de fármacos e de factores de aceleração de crescimento dos animais (Lemos *et al.*, 1998).

Por outro lado, a constituição e a dimensão dos resíduos florestais são muito heterogéneas, devendo estes sofrer uma redução de dimensão de modo a facilitar o seu manuseamento. Esta operação pode tornar o processo dispendioso. Também, poderá haver inconveniente em termos químicos associados, à elevada relação C/N, à presença de fenóis e, eventualmente, outras substâncias fitotóxicas (Santos, 1995).

No sentido de ultrapassar os problemas que possam existir, pode optar-se por outros destinos possíveis para estes dois tipos de resíduos, tais como: a vermi-compostagem e a micicultura.

Nesta perspectiva, os resíduos avícolas são, potencialmente, um substrato para a vermi-compostagem. Por outro lado, a cultura de cogumelos comestíveis ou micicultura, parece poder impor-se como uma forma de valorização de resíduos provenientes da exploração florestal e algumas indústrias relacionadas. A cultura de espécies de cogumelos lenhícolas, pela sua capacidade de produzir enzimas extracelulares que degradam o complexo lenhocelulósico dos resíduos agro-florestais, transformando-os em alimento proteico de elevada qualidade e valor nutritivo, pode contribuir para a solução do problema ambiental gerado pela acumulação de resíduos resultantes da produção e processamento de biomassa vegetal (Morais *et al.*, 2001).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O programa de investigação centrou-se na avaliação de parâmetros analíticos e de procedimentos operacionais de controlo do processo de compostagem e do respectivo efeito na qualidade do composto final.

Para a prossecução dos objectivos, o plano de trabalho experimental seguiu as seguintes fases:

1ª Fase - Caracterização físico-química dos resíduos orgânicos, de modo a avaliar a respectiva aptidão para a compostagem e a calcular a respectiva proporção a utilizar nas pilhas;

2ª Fase - Estudo do processo de compostagem através do controlo analítico das pilhas;

3ª Fase - Caracterização do composto final de modo a avaliar a respectiva qualidade como fertilizante orgânico.

3.1. Caracterização dos Materiais

3.1.1. Resíduos Orgânicos

Os resíduos utilizados no processo de compostagem são resíduos orgânicos biodegradáveis de origem agro-florestal. Estes podem dividir-se em três categorias, mediante a função desempenhada no processo de compostagem, nomeadamente na composição das pilhas:

→ material base – resíduo avícola;

→ agente condicionante - serrim (de Pinheiro bravo – *Pinus pinaster*) e palha;

→ agente de suporte – estilha de madeira de pinho.

O resíduo avícola utilizado proveio de um aviário de produção de galinhas poedeiras em bateria -“Beiravila”- localizado em Oliveira de Frades. O transporte foi, gentilmente, efectuado pelo próprio responsável do aviário. Segundo Santos (1995), os “estrumes” de aviário poderão ser utilizados na compostagem de outros resíduos (detritos florestais, madeira de podas, ...) permitindo substituir a habitual aplicação de azoto sob a forma de adubos e obter compostos mais ricos noutros nutrientes de grande interesse fertilizante, nomeadamente o fósforo, o potássio e o cálcio.

Ainda de acordo com Santos (1995), os desperdícios das serrações (serradura, cascas e aparas) e os detritos da limpeza das matas podem, pelo menos em termos teóricos e quando apresentem granulometria relativamente fina, ser aplicados aos solos e neles actuar, a mais ou menos longo prazo, como correctivos orgânicos. Tudo leva a crer, que a compostagem seja o seu principal destino, podendo nalguns casos servir como adjuvante físico da compostagem de outros resíduos. O serrim foi escolhido como agente condicionante em detrimento de resíduos florestais indiferenciados devido: às dificuldades encontradas em se obterem resíduos sólidos resultantes da limpeza das matas e à sua elevada heterogeneidade, o que implicaria a introdução de mais variáveis a influenciarem o desenvolvimento do presente estudo.

O serrim foi adquirido na indústria de produção de MDF (Medium Density Fiberboard) -“CASCA, SA”- sediada em Mangualde, constituindo um desperdício resultante da sua actividade. O outro agente condicionante utilizado foi palha, fornecida pela Escola Superior Agrária de Viseu, devido ao facto de possuir compostos de carbono em formas facilmente acessíveis aos microrganismos, contrariamente ao que acontece com o serrim.

O agente de suporte - estilha de madeira de pinho - foi proveniente da fábrica de produção de paletes -“Costa Ibérica”- localizada em Mangualde, onde representa um desperdício, sendo, por isso, um material de baixo custo. Devido à sua reduzida biodegradabilidade e às dimensões relativamente elevadas, constitui um material utilizável como agente de suporte, podendo ser recuperado no final do processo de compostagem.

3.1.2. Caracterização dos Resíduos

O conhecimento das características dos materiais a compostar é fundamental para avaliar a sua aptidão para a compostagem (necessidade de elevado teor em matéria orgânica e de nutrientes), com vista a determinar e a proporcionar as condições iniciais óptimas para assegurar uma boa compostagem.

Os resíduos foram caracterizados em termos físico-químicos e microbiológicos. Os parâmetros analisados foram escolhidos de modo a fornecerem a informação necessária para efectuar a avaliação pretendida, figurando na tabela 3.1.

Tabela 3.1: Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados para a caracterização dos resíduos a compostar.

Parâmetros		
Físico-Químicos		Microbiológicos/Biológicos
Dimensão das Partículas	Carbono Total	Indicadores de Poluição Fecal e Patogénicos
Massa Específica	Azoto Total / Nitratos	População Bacteriana Total e Esporos
Humidade	Relação C/N	População de Fungos Total
pH	Celulose Bruta	
Condutividade Eléctrica	Cálcio, Magnésio, Fósforo, Potássio e Sódio	
Matéria Orgânica e Cinzas	Metais Pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn)	

A metodologia utilizada para analisar estes parâmetros encontra-se descrita na secção 3.3.3..

3.2. Método de Compostagem

Dentre os vários sistemas de compostagem existentes, optou-se por utilizar, neste trabalho, o sistema sem reator (aberto), mais propriamente a pilha. A escolha deste sistema baseou-se no facto de ser de fácil operacionalidade e economicamente viável.

As infra-estruturas associadas a este projecto foram instaladas na Quinta da Alagoa, nos terrenos da Escola Superior Agrária de Viseu, constituindo um Centro de Compostagem (figura 3.1).

Este Centro de Compostagem é gerido pelo Departamento de Ambiente, mediante condições definidas em acordo/protocolo de cooperação entre o Departamento de Ambiente e a Escola Superior Agrária de Viseu.



Figura 3.1: Centro de Compostagem.

Esta infra-estrutura consiste basicamente numa laje com uma estrutura metálica coberta, vedada do exterior através de uma rede.

3.2.1. Ensaios de Compostagem

Efectuou-se a compostagem de 4 pilhas de configuração cónica, utilizando diferentes combinações de resíduos orgânicos. Estas tinham cerca de 1,50 m de altura e 2 m de diâmetro de base. Tais dimensões são as mais vulgarmente utilizadas no fabrico artesanal do composto.

Como referido, além de estilha de madeira, as 4 pilhas resultaram de diferentes combinações de resíduos avícolas (produção em bateria) com serrim e palha. Tendo como objectivo a obtenção de uma relação carbono/azoto de cerca de 25 e atendendo ao volume pretendido, as pilhas apresentaram as seguintes proporções:

- pilha 1 – 80% de resíduo avícola e 20% de estilha;
- pilha 2 – 80% de serrim e 20% de estilha;
- pilha 3 – 80% de resíduo avícola, 15% de palha e 5% de estilha;
- pilha 4 – 89% de resíduo avícola, 6% de serrim e 5% de estilha.

A pilha 1 foi preparada com 987 kg de resíduo avícola, e 116 kg de estilha, o que totalizou 1103 kg de biomassa.

A pilha 2 foi constituída com 491,5 kg de serrim, e 79,5 kg de estilha, o que totalizou 571 kg de biomassa.

A pilha 3 foi preparada com 246,5 kg de resíduo avícola, 36 kg de palha e 12 kg de estilha o que totalizou 294,5 kg de biomassa.

A pilha 4 foi preparada com 1169 kg de resíduo avícola, 86 kg de serrim e 89 kg de estilha, o que totalizou 1344 kg de biomassa.

As pilhas constituídas apenas por resíduo avícola (pilha 1) e serrim (pilha 2) foram construídas com o objectivo de servirem como controlos (brancos) do processo de compostagem.

3.2.2. Construção das Pilhas

Antes de se efectuar a construção das pilhas houve a necessidade de se proceder à separação de alguns materiais que surgiram nos resíduos avícolas, tais como, papel e cadáveres de galinhas.

A quantidade de cada resíduo foi pesada numa balança decimal. A montagem das pilhas iniciou-se com o lançamento do material sobre um círculo desenhado no chão com as dimensões pretendidas, a altura foi orientada com a ajuda de uma vara com o comprimento necessário. Alternaram-se camadas dos vários resíduos utilizados, de modo a promover o máximo de contacto entre ambos. Esta operação de construção deu-se como concluída quando a pilha tinha a forma e a quantidade de resíduos desejada, tal como se mostra na figura seguinte.



Figura 3.2: Aspecto das pilhas de compostagem.

Neste momento iniciou-se o processo de compostagem propriamente dito.

3.3. Estudo do Processo de Compostagem

Durante a compostagem, a decomposição da matéria orgânica ocorre num meio em contínua alteração, onde varia a temperatura, o pH e as disponibilidades de alimento. A rapidez com que se atinge o estado de maturação depende de vários factores: concentração de nutrientes, pH, arejamento e agitação, teor de humidade e dimensão das partículas. Salientam-se também a facilidade de decomposição do resíduo e as dimensões da pilha.

O estudo do processo de compostagem, teve duas vertentes: a manutenção das necessidades específicas das pilhas; e o controlo analítico dos parâmetros de avaliação da respectiva evolução descritos na tabela 3.2 (vide secção 3.3.3.). A duração de cada ensaio foi de aproximadamente 140 dias.

3.3.1. Manutenção das Pilhas

O controlo das principais variáveis operacionais do processo de compostagem (arejamento, temperatura e teor de humidade) foi efectuado a partir do ciclo de revolvimento.

Temperatura

A temperatura do ambiente e da massa a compostar foi controlada com periodicidade diária, neste caso através da leitura directa de uma sonda de temperatura posicionada em 3 pontos distintos na massa de compostagem (figura 3.3). A sonda utilizada foi do tipo K em aço inox (Hanna Instruments – HI 762PWL), ligada a um higrómetro (Hanna Instruments – HI 9161C).

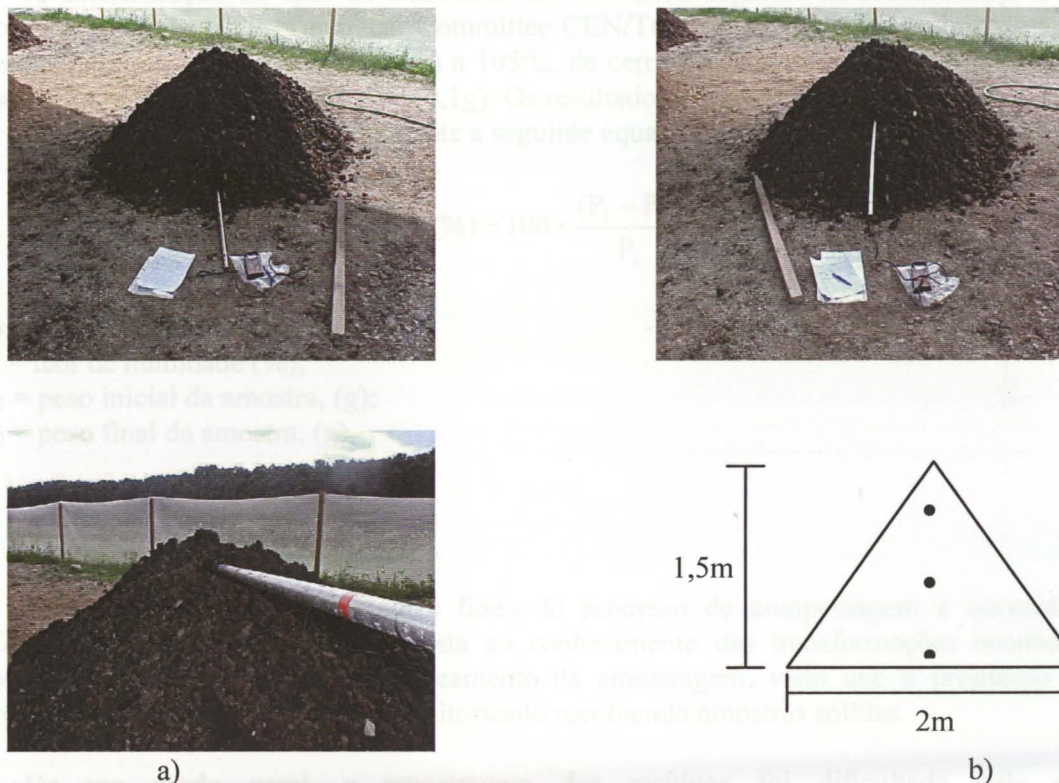


Figura 3.3: Representação da localização dos pontos de amostragem (●) da temperatura: a) real, b) esquemática.

Arejamento

O arejamento foi efectuado por revolvimento manual, com recurso a um ancinho. O ciclo de revolvimento foi definido mediante a temperatura atingida na massa em compostagem. Neto (1986) (cit. in Russo, 1997) propõe uma metodologia que consiste no revolvimento a cada 3 dias, durante o período de degradação activa, e a cada 5 ou 6 dias no período seguinte. Esta frequência para a operação de revolvimento teve um carácter indicativo, pois foi ajustada sempre que necessário, conforme a temperatura alcançada na pilha enquanto decorreu a compostagem. A finalização da fase activa foi evidenciada pela diminuição da temperatura para valores característicos da fase mesófila (temperatura inferior ou igual a 40°C).

Teor de Humidade

O controlo do teor de humidade é da máxima importância. A escassez de humidade inibe a actividade microbiana, uma vez que os processos biológicos ficam limitados por falta de água. No entanto, a humidade em excesso promoverá a colmatação dos poros dificultando o acesso do O_2 aos microrganismos.

O controlo do teor de humidade foi efectuado com uma periodicidade bissemanal, a partir de uma amostra representativa da pilha, de forma a manter este teor entre 40 a 60%. A correcção, quando necessária, fez-se mediante a adição de água por dispersão na superfície da pilha, com a ajuda duma mangueira e de um regador.

A determinação do teor de humidade foi efectuada segundo as recomendações da norma EN 13040:1999 (Technical Committee CEN/TC 223, 1999), por gravimetria após secagem, numa estufa (WTB Binder) a 105°C, de cerca de 50 g de amostra, durante pelo menos 24 horas, até peso constante (0,1g). Os resultados foram expressos em %.

O cálculo foi determinado mediante a seguinte equação:

$$H(\%) = 100 \times \frac{(P_1 - P_2)}{P_1}$$

Em que:

H = teor de humidade (%);

P₁ = peso inicial da amostra, (g);

P₂ = peso final da amostra, (g).

3.3.2. Amostragem

Para se estudarem as diferentes fases do processo de compostagem é necessário efectuar análises periódicas com vista ao conhecimento das transformações ocorridas. Deste modo, foi realizado um planeamento da amostragem, visto que o progresso da compostagem foi continuamente monitorizado recolhendo amostras sólidas.

De um modo geral, a amostragem dos resíduos foi dificultada pela sua heterogeneidade. Houve especial cuidado em assegurar que o equipamento de amostragem estivesse limpo, seco, sendo feito de material que não contaminasse a amostra. A amostragem foi realizada o mais rapidamente possível e de maneira a preservar a qualidade da amostra e a evitar qualquer alteração das suas características. No que se refere às análises microbiológicas todo o equipamento de amostragem, incluindo a embalagem, frasco tipo “Shott”, foi esterilizado antes da sua utilização.

O procedimento seguido na amostragem envolveu as operações unitárias de recolha e de mistura das amostras.

As amostras foram retiradas do interior da pilha, em todo o seu perfil (figura 3.4), ou seja, desde o topo à base. Retirou-se a amostra (cerca de 3 kg) do tubo de amostragem e homogeneizou-se manualmente de modo a obter uma amostra combinada, devolvendo à pilha uma parte dessa amostra. A quantidade de amostra bruta final foi de aproximadamente 2 kg. As amostras foram transportadas do Centro de Compostagem para o laboratório numa arca refrigeradora.

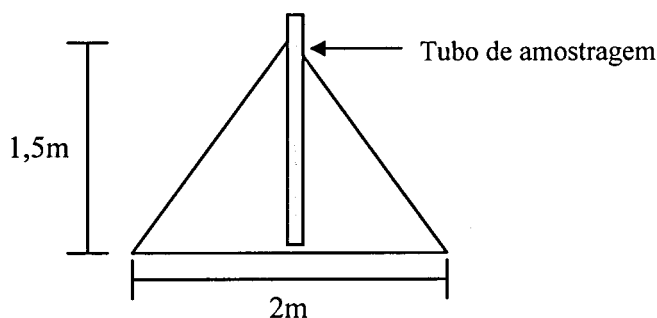


Figura 3.4: Representação esquemática da amostragem.

A amostra laboratorial preparou-se de acordo com os requisitos dos testes a realizar, ou seja, se era necessário a amostra húmida ou seca.

Como a amostra no seu estado original se encontrava húmida, houve dificuldade em efectuar a separação mecânica da estilha (agente de suporte), optando-se por retirá-la manualmente com uma pinça. Houve também o cuidado de se retirarem as pedras que se conseguiam detectar. Após esta operação, a amostra húmida foi homogeneizada, quebrando com cuidado os aglomerados existentes.

Na preparação das amostras secas procedeu-se à secagem de uma porção de amostra bruta (cerca de 100 g), a uma temperatura de $40^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ numa estufa (WTB Binder) durante 24 horas; seguindo-se uma nova separação da estilha e das pedras ainda existentes. No final, efectuou-se a trituração da amostra seca com o auxílio de um moinho de lâminas (tipo Moulinex).

Após a preparação das amostras efectuavam-se as análises necessárias para o controlo analítico do processo de compostagem.

3.3.3. Controlo Analítico

Devido à especificidade do processo de compostagem, em que é determinante a acção de microrganismos como bactérias e fungos, é essencial avaliar todos os factores bióticos e abióticos susceptíveis de afectar o bom desempenho destes microrganismos.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados, com vista à monitorização do processo de compostagem, e a periodicidade da respectiva determinação estão descritos na tabela seguinte.

Tabela 3.2: Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estudados ao longo do processo de compostagem e respectiva frequência de análise.

Parâmetros		Semanal	No início e no final
Físico-Químicos	Dimensão das Partículas		√
	Massa Específica		√
	Condutividade Eléctrica	√	
	PH	√	
	Matéria Orgânica e Cinzas	√	
	Carbono Total	√	
	Azoto Total/ Nitratos	√	
	Celulose Bruta	√	
	Cálcio, Magnésio, Fósforo, Potássio e Sódio		√
	Metais pesados		√
Microbiológicos	População Heterotrófica Total e Esporos (Bactérias e Fungos)		√*
	Indicadores de Poluição Fecal e Patogénicos		√*

* Para algumas pilhas, os parâmetros microbiológicos também foram determinados sensivelmente a meio do processo de compostagem.

Dimensão das Partículas

O procedimento de determinação da dimensão das partículas baseia-se na norma existente para a análise granulométrica de inertes por peneiração (J.A.E.; P. 5-53), descrita por Santos (2000). Pesou-se uma determinada quantidade de resíduo e colocou-se nos peneiros que estavam dispostos por ordem decrescente de abertura da malha. Procedeu-se à peneiração durante 15 minutos, utilizando o equipamento apropriado (Endecotts – EFL 2000/1). Retiraram-se os peneiros e pesou-se individualmente o material retido em cada um.

Calculou-se a percentagem através da expressão:

$$\% = 100 \times \frac{P_i}{P_t}$$

onde,

P_i - peso do material retido em cada peneiro (g);

P_t - peso total da amostra (g).

Massa Específica

A massa específica foi determinada pela relação directa do peso dum recipiente de volume conhecido cheio com a amostra.

Condutividade Eléctrica

A condutividade eléctrica permite estabelecer o grau de mineralização de modo a conhecer o efeito da concentração total de iões no equilíbrio químico, nas taxas de corrosão e nos efeitos fisiológicos dos seres vivos.

As determinações da condutividade eléctrica foram feitas de acordo com a norma EN 13038:1999 (Technical Committee CEN/TC 223, 1999). Este parâmetro foi determinado numa suspensão, resultante da extracção de 10 g de amostra em 50 mL de água destilada, após 1 hora de agitação num agitador magnético. Filtrou-se a amostra em lã de vidro, fazendo-se a determinação da condutividade eléctrica no filtrado, usando o medidor de condutividade digital (Jenway – 3405 Electrochemical Analyser). Os resultados foram expressos em mS/cm.

pH

O pH não é considerado um factor crítico dado ocorrer um fenómeno de “auto-regulação” resultante da actividade microbiana. No entanto, foi importante verificar a sua evolução para confirmar que as condições ambientais são favoráveis ao desenvolvimento das populações microbianas.

As determinações do pH foram feitas de acordo com a norma EN 13037:1999 (Technical Committee CEN/TC 223, 1999). A medição do pH foi feita a partir da amostra filtrada, conforme procedimento para a condutividade eléctrica e com o mesmo equipamento (Jenway – 3405 Electrochemical Analyser).

Matéria Orgânica e Cinzas

A determinação da matéria orgânica é importante pois revela a eficiência do processo e informa sobre o seu grau de degradação.

Esta análise foi feita de acordo com a norma EN 13039:1999 (Technical Committee CEN/TC 223, 1999). Pesou-se, para uma cápsula previamente pesada, aproximadamente 5 g de amostra, a qual foi seca numa estufa a 103-105°C, durante pelo menos 4 horas, até peso constante (variação menor a 0,01 g). De seguida, a amostra resultante foi calcinada a 450°C±10°C numa mufla (ISCO) durante pelo menos 8 horas até peso constante (variação menor a 0,01 g). Os resultados foram expressos em % (g/100 g de matéria seca).

O teor de matéria orgânica e teor de cinzas foram obtidos através das seguintes expressões:

$$\text{MO (\%)} = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0}$$

$$\text{Cinzas (\%)} = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0}$$

MO - Matéria orgânica (%);

m_0 - massa da cápsula (g);

m_1 - massa da cápsula com o resíduo após secagem (g);

m_2 - massa da cápsula com o resíduo após calcinação (g).

Carbono Orgânico Total (COT)

Os nutrientes são essenciais para a actividade microbiana porque fornecem material para a síntese protoplasmática e energia necessária para o crescimento celular, entre outras funções. De todos os nutrientes, o carbono e o azoto são os que assumem maior relevância.

O COT foi determinado de acordo com o método de ANNE descrito por Fernandes (1999). Pesaram-se rigorosamente 0,1 g de amostra seca e colocaram-se num tubo pertencente ao equipamento de determinação da Carência Química de Oxigénio (CQO) (Velp Scientifica – DK 20 Heating Digester). Adicionaram-se 20 mL de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) a 8 % e 30 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado e manteve-se a mistura em ebulição lenta durante 5 minutos. Deixou-se arrefecer ao ar durante 15 minutos e completou-se o volume a 250 mL com água destilada. Tomou-se uma alíquota de 10 mL e diluiu-se em 200 mL de água destilada num frasco tipo Erlenmeyer de boca larga. Adicionaram-se 200 mL de uma solução de fluoreto de sódio 7,5 g/L e 3-5 gotas de difenilamina. Efectuou-se a titulação com uma solução de Sal de Mohr ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 0,2 N$) até viragem de azul para azul esverdeado.

A determinação do Carbono Orgânico Total baseou-se na seguinte expressão:

$$COT (\%) = \frac{[(V_B - V_A) \times N \times 7,5]}{m}$$

onde:

COT – carbono orgânico expresso em % de matéria seca;

V_A - volume de Sal de Mohr gasto na titulação da amostra (mL);

V_B - volume de Sal de Mohr gasto na titulação do branco (mL);

N - normalidade do Sal de Mohr;

m – massa de amostra seca (g).

Também se procedeu à determinação do teor de carbono total, obtido a partir do teor de matéria orgânica, dividindo por 2, factor sugerido por Zucconi e De Bertoldi (1987) (cit. in Queda, 1999) para comparação com o COT obtido pela oxidação química.

Azoto Total/ Nitratos

O azoto total é constituído por azoto orgânico (proteínas e peptídeos, ácidos nucleicos, ureia e compostos de síntese orgânica) e azoto inorgânico. Portanto, o teor de azoto total engloba as seguintes formas: azoto orgânico, azoto amoniacal, nitritos e nitratos.

A determinação do teor de azoto total foi efectuada usando o método “Kjeldahl modificado” descrito no projecto norma prEN 13654-1:2001 (Technical Committee CEN/TC 223, 2001). Este método desenvolve-se em duas fases: digestão das amostras e destilação e determinação do azoto amoniacal.

Na digestão das amostras pesaram-se 20 g de amostra húmida para um tubo Kjeldahl de 250 mL. Adicionou-se uma quantidade suficiente da mistura ácido salicílico/sulfúrico (25 g de ácido salicílico em 1000 mL de ácido sulfúrico concentrado) de modo a este estar totalmente misturado com a amostra. Deixou-se a mistura repousar durante uma noite. Adicionou-se tiosulfato de sódio (0,5 g por cada 4 mL de ácido usado), juntamente com “anti-bumping” e agitou-se bem. Colocou-se no digestor (Velp Scientifica – DK 20

Heating Digester) e aqueceu-se até a espuma desaparecer. Deixaram-se arrefecer os tubos e adicionou-se a mistura catalisadora (200 g de K_2SO_4 e 6 g de $CuSO_4$) (1,1 g por cada 4 mL de ácido usado). Aqueceu-se novamente até a digestão da mistura se tornar evidente. Ferveu-se suavemente durante aproximadamente 24 horas até que o ácido sulfúrico tivesse condensado até cerca de 1/3 e a mistura apresentasse uma cor azul-esverdeada.

Para se efectuar a destilação, adicionou-se 20 mL de água destilada à amostra digerida, colocou-se o tubo Kjeldahl no sistema de destilação Kjeldahl (Selecta – Pro-nitro II), e adicionou-se uma quantidade suficiente de reagente alcalino⁷ para neutralizar a amostra. No local de recolha do destilado do sistema de destilação Kjeldahl, colocou-se um frasco tipo Erlenmeyer contendo 10 mL de solução indicadora de ácido bórico (20 g de H_3BO_3 em água destilada, 10 mL de solução de mistura de indicadores⁸ e perfazer para 1000 mL) e procedeu-se à destilação. Posteriormente, a determinação do azoto amoniacal foi efectuada através de titulação (viragem de verde para roxo).

A expressão usada para calcular o azoto total foi:

$$\frac{\text{mg N}}{\text{kg amostra}} = \frac{[(A - B) \times 280]}{\text{g de amostra seca}}$$

onde,

A - corresponde ao volume de H_2SO_4 gasto na amostra (mL);

B - corresponde ao volume de H_2SO_4 gasto no branco (mL).

A medição do teor de nitratos foi feita a partir da amostra filtrada, conforme procedimento para a condutividade eléctrica usando o eléctrodo selectivo de iões (pHonenix Eléctrodo Co.) associado ao aparelho Multi-channel Analyser da Consort C833. A concentração de nitratos calculou-se através da curva de calibração, a qual foi efectuada com a solução padrão de KNO_3 numa gama de concentração de 1 a 100 ppm.

Relação C/N

Os microrganismos só conseguem assimilar os nutrientes, nomeadamente, o carbono e o azoto, segundo determinadas quantidades relativas, que estão relacionadas com a proporção em que os mesmos existem nas células. Portanto, é essencial garantir uma quantidade mínima de nutrientes para assegurar a compostagem.

A relação C/N, obteve-se dividindo o teor de carbono total pelo teor de azoto total, traduzido pela seguinte expressão:

$$\frac{C}{N} = \frac{\text{Carbono total (\%)}}{\text{Azoto total (\%)}}$$

⁷ Dissolver 500 g de NaOH e 25 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ em 1000 mL de água.

⁸ Mistura de indicadores: dissolver 0,2 g de vermelho de metilo em 100 mL de álcool etílico a 95% e dissolver 0,1 g de azul de metileno em 50 mL de álcool etílico a 95% e misturar as duas soluções.

Celulose Bruta

Os resíduos sólidos florestais caracterizam-se por possuírem elevados teores de hemicelulose, celulose e lenhina, logo uma das formas de avaliar o grau de degradação destes resíduos é a determinação destes componentes refractários.

A celulose bruta foi determinada de acordo com o método descrito por Fernandes (1999). Pesaram-se rigorosamente 0,5 g de amostra seca para um tubo pertencente ao equipamento de determinação da carência química de oxigénio e adicionou-se 50 mL de mistura ácida (90 mL de HNO₃ concentrado diluído para 1000 mL com CH₃COOH a 80% (v/v)). Ferveu-se a uma temperatura de 100°C durante 25 minutos no digestor (Velp Scientifica – DK 20 Heating Digester). De seguida, filtrou-se a quente sob sucção através de um cadinho de Goosh (G3) de porosidade igual a 25 µm, previamente pesado, usando uma trompa de água. Lavou-se o resíduo que permaneceu no cadinho com 5 mL de mistura ácida quente e depois com água destilada quente até o filtrado apresentar reacção neutra. Lavou-se depois com álcool a 95° por diversas vezes e, finalmente, com éter. Secou-se o cadinho na estufa a 100-105°C durante pelo menos 12 horas, até peso constante.

As expressões de cálculo usadas foram:

$$\text{Peso da celulose bruta} = \text{Peso (cadinho+celulose bruta)} - \text{Peso do cadinho}$$

$$\text{Celulose Bruta (\%)} = 100 \times \frac{\text{Peso da celulose bruta}}{\text{Peso da amostra}}$$

Elementos Minerais

Os elementos minerais analisados incluem: os macronutrientes (P, K, Ca, Mg), o micronutriente (Na) e os metais pesados (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd e Pb). Estes parâmetros indicam a qualidade do composto final.

A determinação dos macro e micronutrientes e dos metais pesados foi baseada no projecto norma prEN 13650:1999 (Technical Committee CEN/TC 223, 1999).

Após calcinação da amostra a 450°C±10°C numa mufla (ISCO) durante pelo menos 8 horas, procedeu-se à sua mineralização com “aqua regia” (21 mL de ácido clorídrico a 37% (v/v) e 7 mL de ácido nítrico a 65% (v/v)), permanecendo durante 16 horas à temperatura ambiente, seguida de ebulição durante 2 horas. De seguida, o extracto foi filtrado e os elementos extraídos foram determinados de acordo com a tabela seguinte.

Tabela 3.3: Representação dos métodos a adoptar para cada elemento mineral.

Elemento Mineral	Método
Fósforo (P)	Espectrofotometria de Absorção Molecular
Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na)	Espectrofotometria de Absorção Atómica
Metais Pesados: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn	

A análise do fósforo engloba duas etapas gerais: a conversão da forma do fósforo relevante a ortofosfatos dissolvidos, e a determinação colorimétrica dos ortofosfatos

dissolvidos. O método colorimétrico usado para a determinação de ortofosfatos foi o método do ácido ascórbico, seguindo-se a leitura da absorvância por espectrofotometria de absorção molecular (APHA, 1992).

Assim, após a filtração, transferiu-se o conteúdo para um balão volumétrico de 100 mL, adicionou-se uma gota de fenolftaleína e neutralizou-se com uma solução de NaOH concentrado até ficar cor-de-rosa. Perfez-se o volume do balão com água desionizada. De seguida pipetaram-se 40 mL de amostra para um balão volumétrico de 50 mL e juntou-se 1 gota de solução de fenolftaleína. Quando se desenvolveu uma cor rósea, juntou-se H_2SO_4 2,5 M, gota a gota, até a cor desaparecer; adicionaram-se 8 mL de reagente combinado⁹, perfez-se com água e agitou-se bem. Após 10 minutos, mas não mais de 30 minutos, mediu-se a absorvância a 880 nm, num espectrofotómetro Jenway – 6505 UV/Vis., utilizando como referência um ensaio em branco com reagentes. Calculou-se a concentração a partir da curva de calibração usando o KH_2PO_4 numa gama de concentração de 0,1 a 1 mg/L. Os resultados foram expressos em mg/kg de matéria seca.

A determinação dos restantes elementos (K, Ca, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) foi realizada por espectrofotometria de absorção atómica. Após a filtração, transferiu-se o conteúdo para um balão volumétrico de 100 mL, completando-se em seguida com água desionizada para perfazer o volume do balão. A calibração do equipamento, espectrofotómetro Perkin Elmer, foi realizada com soluções padrão dos elementos escolhidos. As gamas de concentração foram: potássio [2 a 10 mg/L], cálcio e cobre [1 a 5 mg/L], magnésio [1 a 10 mg/L], sódio [2,5 a 80 mg/L], cádmio [0,05 a 1 µg/L], níquel [1 a 5 µg/L], crómio e chumbo [1 a 50 µg/L] e zinco [0,1 a 1 mg/L]. Todas as determinações foram feitas em triplicado. Os resultados foram expressos em mg/kg de matéria seca.

Parâmetros Microbiológicos

Os indicadores de poluição fecal e patogénicos estudados foram: coliformes totais, coliformes fecais, *Enterococcus faecalis* e *Salmonella spp.*. Realizou-se igualmente o estudo da população heterotrófica de bactérias e respectivos esporos e de fungos totais, nas fases mesófila, termófila e maturação. A avaliação destes parâmetros foi efectuada de acordo com o procedimento descrito no Standard Methods (APHA, 1992). A descrição dos meios de cultura utilizados encontra-se em anexo.

Preparação da amostra:

Exceptuando a detecção de *Salmonella spp.*, estas análises foram efectuadas tendo por base uma suspensão preparada em frasco tipo “Shott”, com 40 g de amostra húmida em 360 mL de solução salina estéril (0,85% (p/v) de NaCl). Esta suspensão foi agitada durante 30 minutos num agitador magnético, correspondendo à diluição 10^{-1} . A diluição 10^{-2} da amostra foi obtida diluindo 100 mL da diluição anterior em 900 mL de solução salina estéril, em frascos do mesmo tipo. Procedeu-se a diluições sucessivas, transferindo-se 1 mL da amostra preparada anteriormente para tubos de ensaio contendo 9 mL de solução salina estéril.

⁹ Mistura de 50 mL de H_2SO_4 2,5 M, 5 mL de solução de tartarato de antimónio e potássio (2,7 g/1000 mL), 15 mL de solução de molibdato de amónio (40 g/1000 mL) e 30 mL de solução de ácido ascórbico (2,6 g/150 mL).

Para a detecção de *Salmonella spp.* misturou-se 25 g de amostra húmida com 100 mL de água peptonada (peptona a 0,1% (p/v)), num frasco tipo “Shott”, e agitou-se energicamente a suspensão durante 10 minutos.

Todas as análises foram executadas em condições de assepsia, com material esterilizado, conforme protocolo laboratorial. Os resultados foram expressos em unidades formadoras de colónias (UFC) por grama de matéria seca.

Indicadores de Poluição Fecal e Patogénicos

A análise dos coliformes e *Enterococcus faecalis* foi realizada de acordo com o método da filtração por membrana. Procedeu-se à filtração das diluições da suspensão inicial da amostra (1 mL) através de membranas com 0,45 µm de porosidade. As diluições foram escolhidas de modo a obter culturas contendo entre 20-80 UFC. Para a caracterização dos materiais efectuaram-se as seguintes diluições: 10^{-1} até 10^{-3} para o serrim e palha e da 10^{-4} até 10^{-6} para os resíduos avícolas. Nos ensaios de compostagem as diluições foram: 10^{-4} a 10^{-6} no dia 7 e da 10^{-2} até 10^{-4} no dia 131 para a pilha 1; 10^{-1} até 10^{-3} para a pilha 2; 10^{-4} a 10^{-6} no dia 7 e da 10^{-2} até 10^{-4} no dia 40 e 96 para a pilha 3 e 4, incluindo o dia 131 no caso da pilha 4.

Enumeração de Coliformes totais e fecais:

Para a enumeração de coliformes, as culturas foram realizadas em meios selectivos: m-Endo-LES (Difco) para os coliformes totais e m-FC (Difco) para os coliformes fecais e incubadas a 35 e 44,5°C respectivamente, durante 24 horas. Após incubação, contaram-se o número de UFC presuntivamente pertencentes ao grupo de coliformes totais (UFC de cor verde-metálico) e dos coliformes fecais (UFC de cor azul), nas culturas que apresentavam entre 20 e 80 UFC. Os resultados foram confirmados através do cultivo das UFC presuntivas nos meios LTB e BGB 2% (coliformes totais) e EC (coliformes fecais). Foram considerados coliformes totais aqueles que cresceram e fermentavam com produção de gás nos meios LTB e BGB 2% após 48 horas a 35°C, e coliformes fecais aqueles que cresceram e fermentavam com produção de gás no meio EC após 48 horas a 44,5°C.

Enumeração de *Enterococcus faecalis*:

Para a enumeração de *Enterococcus faecalis* foi utilizado o meio de cultura m-*Enterococcus* (Difco), tendo-se procedido à sua incubação a 35°C durante 48 horas. Após incubação, contaram-se o número de UFC presuntivamente pertencentes ao grupo dos *Enterococcus faecalis* (UFC rosa-castanho avermelhado escuro) nas culturas que apresentavam entre 20 e 80 UFC. Os resultados foram confirmados através da inoculação de placas com meio de BEA com as UFC presuntivas. Foram considerados *Enterococcus faecalis* aqueles que formavam um pigmento preto após 24 horas de incubação e que não produziam gás no teste catalase.

Detecção de *Salmonella spp.*:

A detecção da *Salmonella spp.* foi efectuada mediante a adição de 100 mL de m-TBB duplamente concentrado à suspensão da amostra em água peptonada, seguindo-se a sua incubação a 41,5°C durante 3 horas. Após incubação, transferiu-se 1 mL de amostra enriquecida em m-TBB para um tubo contendo 10 mL de m-TBB fresco, adicionando-se 0,2 mL de solução de iodina (5 g de iodeto de potássio e 4 g de iodo em 20 mL de água destilada) e incubou-se a 41,5°C durante 3 horas. Este ciclo foi novamente repetido, alterando o tempo de incubação para 24 horas.

Após as 24 horas de incubação, procedeu-se à inoculação, com uma ansa, de meio de cultura Brilliant Green Agar e incubou-se a 35°C durante 24 horas. Simultaneamente, transferiu-se 1 mL de cultura em m-TBB para um tubo com 10 mL de m-TBB fresco (contendo 0,2 mL de solução de iodina) e incubou-se a 41,5°C durante 24 horas. Esta operação foi repetida durante 5 dias, caso não houvesse a formação de colónias rosa claro/brancas no meio de cultura Brilliant Green Agar, as quais indicavam a presença de *Salmonella spp.*.

População Heterotrófica Total e Esporos

A quantificação da população heterotrófica total e respectivos esporos foi realizada de acordo com o método de incorporação em agar, utilizando os meios de cultura Plate Count Agar (PCA, Merck) e Rose Bengal Cloramfenicol (RBC, Merck) para as bactérias e fungos, respectivamente. As diluições da amostra foram escolhidas de modo a obter placas contendo 30-300 UFC (tabela 3.4). Para a enumeração de esporos, as suspensões diluídas foram colocadas num banho a 80°C durante 30 minutos antes de se proceder à sua incorporação. Para cada amostra, pipetou-se 1 mL das diluições escolhidas para placas de Petri estéreis, e adicionou-se o meio de cultura líquido, arrefecido a cerca de 55°C. As culturas em PCA foram incubadas à temperatura de 30°C e 55°C durante 48 horas enquanto as culturas em RBC incubaram à temperatura de 30°C durante 15 dias. Após incubação, efectuou-se a contagem das unidades formadoras de colónias.

Tabela 3.4: Diluições efectuadas para a quantificação da população heterotrófica total e esporos.

			Caracterização dos Materiais			Ensaio de Compostagem			
Parâmetros			Serrim	Palha	Resíduo avícola	Pilha 1	Pilha 2	Pilha 3	Pilha 4
População Bacteriana Total e Esporos	30°C	C.V.	10 ⁻¹ -10 ⁻⁵	10 ⁻³ -10 ⁻⁵	10 ⁻⁴ -10 ⁻⁶	10 ⁻³ - 10 ⁻⁵		10 ⁻³ - 10 ⁻⁶	
		Esporos	10 ⁻¹ - 10 ⁻³			10 ⁻¹ - 10 ⁻³			
	55°C	C.V.	10 ⁻¹ - 10 ⁻³			10 ⁻¹ - 10 ⁻⁴	10 ⁻¹ - 10 ⁻³	10 ⁻¹ - 10 ⁻⁴	10 ⁻² -10 ⁻⁴
		Esporos				10 ⁻¹ - 10 ⁻³			
População de Fungos Total	30°C	C.V.	10 ⁻² - 10 ⁻⁵	10 ⁻³ - 10 ⁻⁵	10 ⁻¹ - 10 ⁻⁴	10 ⁻¹ - 10 ⁻⁴		10 ⁻¹ - 10 ⁻⁵	10 ⁻¹ -10 ⁻⁴

c.v. – células vegetativas

3.4. Caracterização do Composto

O composto obtido foi caracterizado em termos físico-químicos e microbiológicos com vista a avaliar a sua qualidade.

Os parâmetros analisados para efectuar a avaliação da qualidade do composto foram todos os já referidos para o controlo analítico (tabela 3.2). Adicionalmente foram realizados testes específicos para a avaliação do grau de maturação/estabilidade dos compostos, como: a razão entre os ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, os testes de auto-aquecimento e de fitotoxicidade.

Ácidos húmicos e ácidos fúlvicos

Os ácidos húmicos e ácidos fúlvicos foram determinados no laboratório da Direcção Regional de Agricultura de Entre o Douro e Minho.

Teste de auto-aquecimento

A metodologia utilizada para a realização do teste de auto-aquecimento foi baseada em Gutezeichen Kompost RALGZ (1992) (cit. in Gonçalves *et al.*, 2001).

Para o teste utilizaram-se 1000 g de amostra, a qual foi colocada num recipiente térmico (frasco de Dewar), após a correcção do seu teor de humidade para 35%. Colocou-se um termómetro a 2/3 da altura do contentor, tendo-se efectuado a monitorização da temperatura em intervalos de cerca de 2 horas durante 10 dias.

Fitotoxicidade

O teste de fitotoxicidade baseou-se no índice de germinação de acordo a metodologia de Colin (1985) adaptada por Brito (1997).

A experiência de germinação de sementes foi efectuada com sementes de alface (*Lactuca sativa* L.). Os ensaios de germinação foram realizados com extractos aquosos do composto final com concentrações crescentes: 0%, 10%, 20%, 30% e 40% (p/p). Os extractos aquosos foram obtidos através da agitação mecânica, do composto seco ao ar e crivado (< 5 mm), com água destilada pré-aquecida a 60°C, utilizando um agitador magnético, durante 3 horas, e, filtragem através de papel filtro Whatman n.º 2 dos extractos obtidos após agitação. Do extracto aquoso pipetaram-se 3 mL para cada placa de Petri, onde foram colocados papeis de filtro (Whatman n.º 42) que serviram de suporte a 40 sementes de alface. As placas foram incubadas a 28°C numa estufa de incubação (ISCO FTD-250). Fez-se a contagem das sementes germinadas, até não se observar a germinação de mais sementes, calculando-se a percentagem atendendo ao valor do controlo.

3.5. Tratamento Estatístico dos Resultados

Aplicou-se o teste Q aos resultados obtidos, o qual permite detectar erros grosseiros. Neste teste, o valor absoluto da diferença entre o resultado questionável (Xq) e o resultado mais próximo (Xn) é dividido pela diferença de toda a série de resultados (W):

$$Q_{\text{exp}} = \frac{|X_q - X_n|}{W}$$

O valor desta razão é comparado com o valor do Qcrítico que está tabelado. Para um total de 3 réplicas e um intervalo de 90% de confiança o Qcrítico é 0,941. O resultado questionável é rejeitado se Qexp é superior ao Qcrítico.

Posteriormente, calculou-se a média e o desvio padrão. No caso, dos resultados referentes aos parâmetros microbiológicos apenas se efectuou a média, visto as análises se terem realizado apenas em duplicado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente capítulo encontra-se dividido em três subcapítulos: um referente às análises físico-químicas, outro referente às análises microbiológicas e, o último, referente à caracterização do composto. Os dois primeiros subcapítulos iniciam-se com a caracterização dos vários materiais envolvidos no processo de compostagem, sendo posteriormente apresentados os resultados respeitantes à evolução do mesmo.

4.1. Análises Físico-Químicas

4.1.1. Caracterização dos Materiais

Para a realização dos ensaios foram utilizados diferentes materiais: o resíduo avícola como material base, a palha e o serrim como agentes condicionantes e a estilha como agente de suporte.

Para estes materiais, os parâmetros físico-químicos analisados foram: massa específica (ME), análise granulométrica, pH, condutividade eléctrica (CE), teor de humidade, teor de matéria orgânica e cinzas, teor de carbono total, teor em azoto total, teor em nitratos, relação Carbono/Azoto (C/N), teor de celulose bruta (CB) e teor em elementos minerais.

Os valores obtidos figuram nas tabelas e gráficos que, de seguida, se apresentam.

Os resultados referentes à determinação da massa específica indicam que é o resíduo avícola que apresenta o valor mais elevado, em contraste com a palha, tal como se ilustra na tabela seguinte.

Tabela 4.1: Valores obtidos, em kg/m^3 , para a massa específica (ME) real dos materiais usados.

Material	ME real (Kg/m^3)
Avícola	995
Estilha	405
Palha	28
Serrim	342

Da análise da tabela 4.2 verifica-se que, a dimensão das partículas que constituem a estilha e o serrim se encontra, maioritariamente, entre os intervalos 6,3 mm a 25 mm e 425 μm a 2 mm, respectivamente.

Tabela 4.2: Análise granulométrica, em percentagem mássica, referente ao serrim e à estilha.

Malha	Estilha	Serrim
25 mm	10,4	-
19 mm	24,2	-
12,5 mm	31,8	-
9,5 mm	15,5	-
6,3 mm	11,0	-
4,75 mm	4,4	1,2
2 mm	2,6	11,8
850 μ m	0,1	65,1
425 μ m	-	21,9

De acordo com a literatura em termos dimensionais, o agente de suporte deverá ter uma granulometria entre 25 mm e 70 mm (Morais *et al.*, 2001). Dos resultados obtidos, constata-se que cerca de 10% da estilha, agente de suporte, se integra neste intervalo.

No gráfico 4.1 são apresentados os valores referentes ao pH e à condutividade eléctrica dos diferentes materiais utilizados, no seu estado inicial.

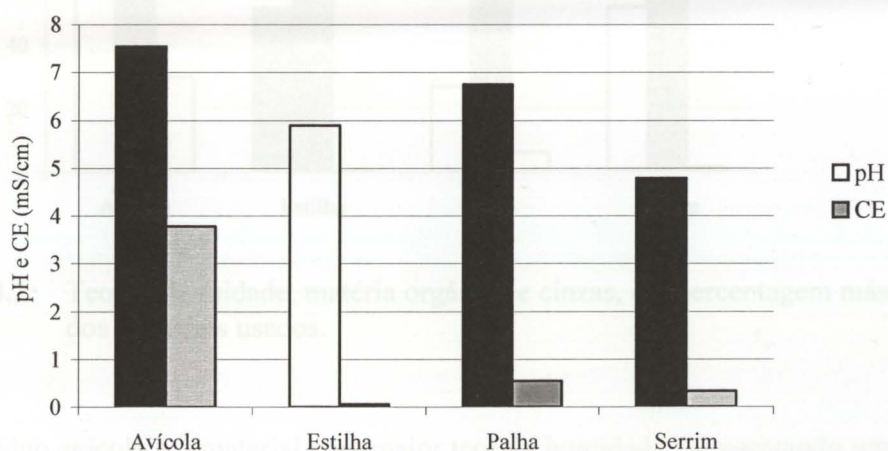


Gráfico 4.1: Valores de pH e da condutividade eléctrica (CE) dos materiais usados.

Constata-se que o resíduo avícola é o que apresenta o valor de pH mais elevado, com carácter ligeiramente básico, tal como esperado. De facto, segundo Santos (1995), os valores do pH dos “estrumes” de aviário são normalmente elevados, em consequência dos elevados teores de cálcio em combinações químicas alcalinizantes. O serrim apresenta um pH ácido e a estilha um valor ligeiramente ácido, em contraste com a palha, cujo pH denota um carácter neutro. No que respeita aos valores da condutividade eléctrica, confirma-se a elevada salinidade dos resíduos avícolas (Lemos *et al.*, 1998), pois apresentam um valor superior a 3 mS/cm. De acordo com Santos (1995), a elevada salinidade deve-se ao facto de, nos “estrumes” de aviário, não ocorrer separação entre as

fracções sólida e líquida o que faz com que neles permaneçam espécies químicas facilmente solubilizáveis, como é o caso, do potássio, do sódio e dos cloretos. Como a condutividade eléctrica mede as concentrações totais de iões, o valor apresentado também pode ser justificado pelo elevado teor de nitratos dos resíduos avícolas em relação aos restantes materiais (vide gráfico 4.5).

A presença da água é indispensável para a actividade microbiana, visto que os microrganismos só são capazes de absorver os nutrientes que se encontrem na fase dissolvida e, além disso, a água é necessária para os processos metabólicos (catabólicos e biossíntese). Deste modo, é importante a determinação do seu teor nos materiais a compostar. A caracterização dos materiais usados em termos do seu teor de humidade, matéria orgânica e cinzas encontra-se exposta no gráfico que se segue. Salienta-se que o teor de humidade está apresentado com base na matéria não processada, enquanto os restantes parâmetros estão referenciados com base na matéria seca.

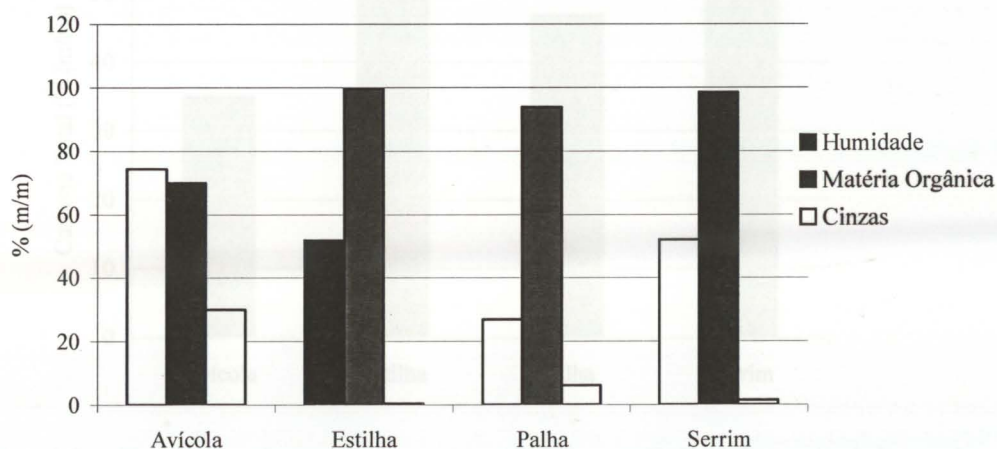


Gráfico 4.2: Teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, dos materiais usados.

O resíduo avícola é o material com maior teor de humidade, apresentando um valor de 74%. A estilha e o serrim possuem teores de humidade idênticos, de cerca de 51%, sendo a palha o material com menor teor: 27%.

Quanto ao teor em matéria orgânica, é a estilha e o serrim que apresentam maior teor: 99,6% e 98,4% respectivamente. A palha possui cerca de 93,8% e o resíduo avícola 70%. Este último é o material com o menor teor de matéria orgânica, sendo o valor encontrado concordante com o descrito por Martinho (1989) (cit. in Santos, 1995), 60,2%. Como as cinzas representam a matéria mineral, o seu teor varia inversamente ao teor em matéria orgânica. Confirma-se que o resíduo avícola é o material que possui o maior teor em cinzas.

Segundo Gotaas (1956), de todos os nutrientes, o carbono e o azoto, são os que assumem particular importância devido ao facto da sua relação ser um dos factores críticos para o processo de compostagem. O carbono tem como funções principais fazer parte da constituição do material celular (fonte de carbono) e funcionar como dador de electrões,

isto é, fonte de energia em organismos organotróficos. O azoto tem como principais funções fazer parte da constituição do material celular, como por exemplo, ácidos nucleicos, proteínas e aminoácidos. É pois fundamental conhecer a quantidade destes presente nos materiais usados.

Alguns investigadores utilizam o teor em matéria orgânica para os cálculos do conteúdo em carbono (vide secção 3.3.3). No presente caso constatou-se que a relação da matéria orgânica com o carbono, nas pilhas em compostagem, é muito próxima do que é referido na literatura, tendo-se por isso optado por usar a relação empírica.

O teor em carbono total (C) para os diferentes materiais é apresentado no gráfico seguinte.

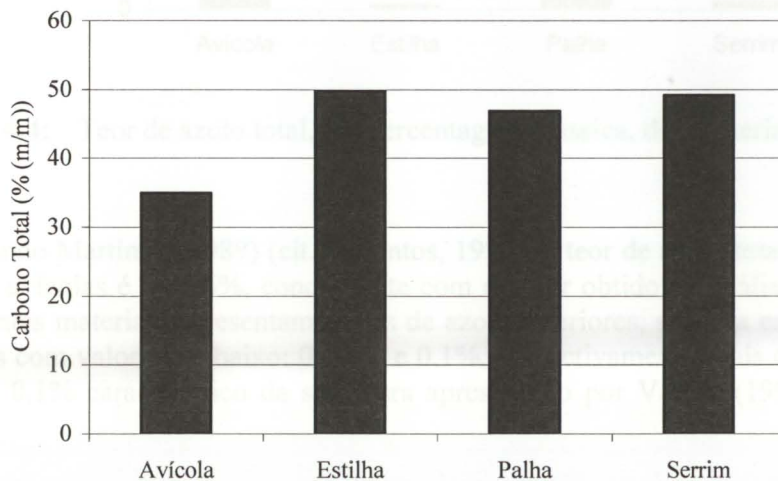


Gráfico 4.3: Teor de carbono total, em percentagem mássica, dos materiais usados, calculado com base na relação empírica (Matéria Orgânica/2).

Este parâmetro não apresenta variações significativas para os diferentes materiais usados: o conteúdo em carbono total oscila entre 35%, característico do resíduo avícola e, aproximadamente, 50% respeitante à estilha.

O conhecimento do valor de azoto total dos vários materiais envolvidos no processo é importante visto que o azoto é um nutriente assimilado pelos microrganismos em quantidades relativamente elevadas. Este parâmetro é apresentado no gráfico seguinte.

Gráfico 4.5: Valores de nitrógeno, em mg/kg de matéria seca, dos materiais usados.

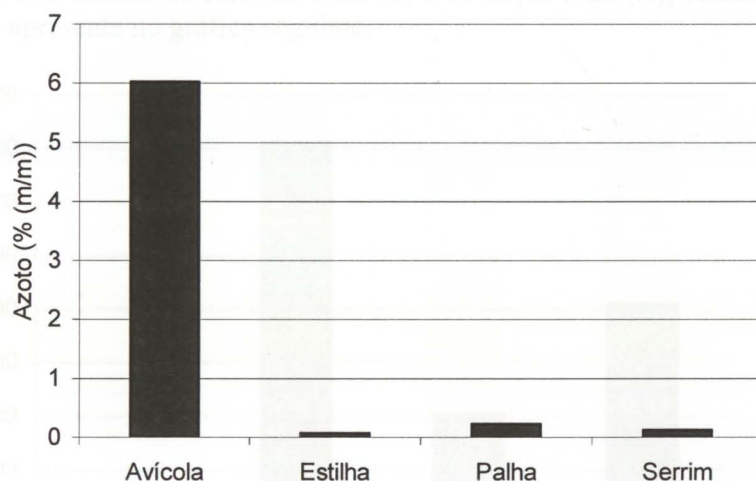


Gráfico 4.4: Teor de azoto total, em percentagem mássica, dos materiais usados.

Segundo Martinho (1989) (cit. in Santos, 1995), o teor de azoto total característico dos resíduos avícolas é de 6,6%, concordante com o valor obtido na análise efectuada: 6,0%. Os restantes materiais apresentam teores de azoto inferiores, sendo a estilha e o serrim os materiais com valor mais baixo: 0,07 % e 0,1%, respectivamente. Tais dados confirmam o valor de 0,1% característico da serradura apresentado por Vallini (1995) (cit. in Queda, 2001).

O teor de azoto inorgânico, sob a forma de nitratos, presente nos materiais a compostar encontra-se exposto no gráfico que se segue. É nítida a elevada quantidade de nitratos do resíduo avícola comparativamente aos restantes materiais analisados: este apresenta um valor de 7693 mg/kg ms em contraste, por exemplo, com os 46,7 mg/kg ms da palha.

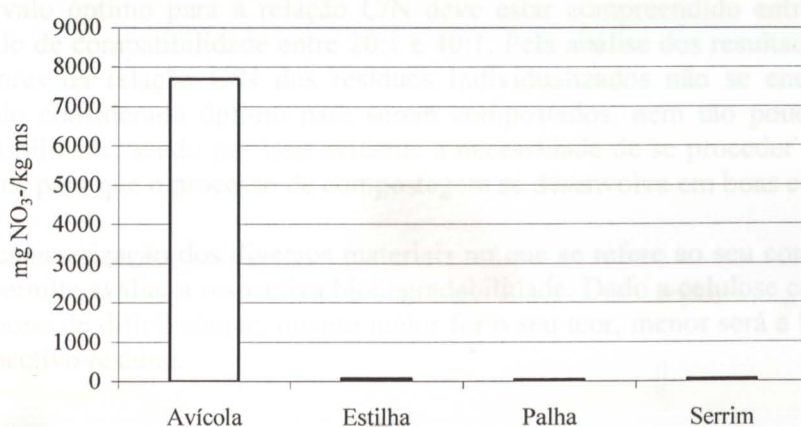


Gráfico 4.5: Valores de nitratos, em mg/kg de matéria seca, dos materiais usados.

Atendendo aos valores do carbono total (C) e do azoto total (N), calculou-se a relação C/N, a qual se apresenta no gráfico seguinte.

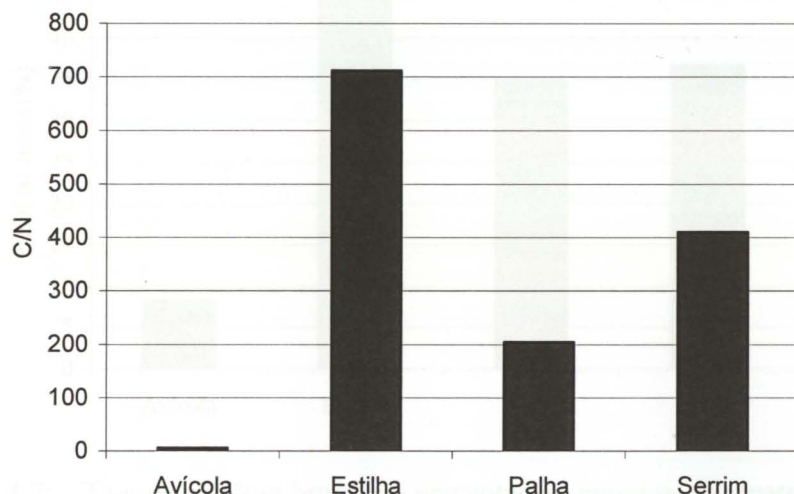


Gráfico 4.6: Valores da relação C/N dos materiais usados.

Do gráfico ressalta o reduzido valor da relação C/N do resíduo avícola, em comparação com os restantes materiais. O resíduo avícola apresenta uma relação C/N de 5,8, valor concordante com o apresentado por Santos (1995) para as galinhas poedeiras: 5,3. O valor da relação C/N de cerca de 204 obtido para a palha encontra-se acima do intervalo 48-150 considerado por Rynk *et al.* (1992). Os mesmos autores apresentam um intervalo da relação C/N, para o serrim, de 200-750 e de 451-819 para a estilha, o que é concordante com o valor obtido da relação C/N de cerca de 410 e de 711 para o serrim e estilha, respectivamente.

De acordo com Vallini (1995) (cit. in Queda, 2001), para o processo de compostagem, o intervalo óptimo para a relação C/N deve estar compreendido entre 25:1 e 30:1 e o intervalo de compatibilidade entre 20:1 e 40:1. Pela análise dos resultados, verifica-se que os valores da relação C/N dos resíduos individualizados não se encontram dentro do intervalo considerado óptimo para serem compostados, nem tão pouco do intervalo de compatibilidade, sendo por isso evidente a necessidade de se proceder a uma mistura dos materiais para que o processo de compostagem se desenvolva em boas condições.

A caracterização dos diversos materiais no que se refere ao seu conteúdo em celulose bruta permite avaliar a respectiva biodegradabilidade. Dado a celulose constituir uma fonte de carbono de difícil ataque, quanto maior for o seu teor, menor será a biodegradabilidade do respectivo resíduo.

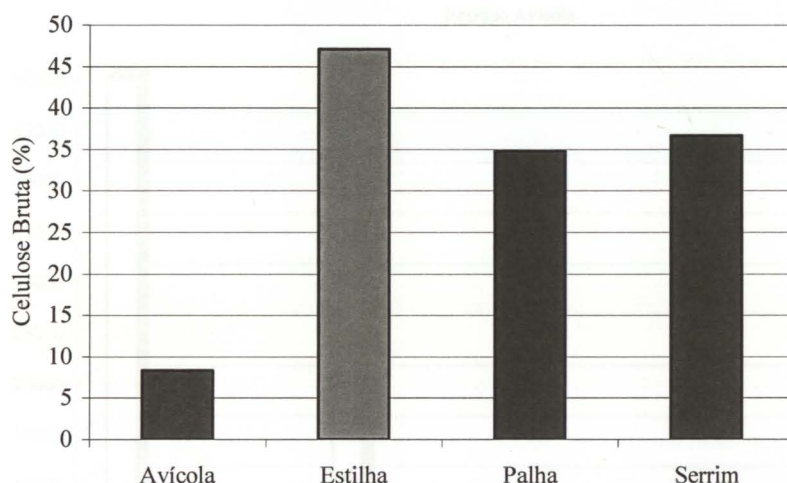


Gráfico 4.7: Teor de celulose bruta, em percentagem mássica, dos materiais usados.

Da observação dos resultados apresentados, verifica-se que o resíduo avícola apresenta um reduzido teor em celulose bruta comparativamente aos restantes materiais. O teor de 8,3 obtido para o resíduo avícola é ligeiramente inferior ao descrito por Berardino (1997): 11. A estilha e o serrim são os materiais que possuem maior conteúdo em celulose: 47,0% e 36,7% respectivamente, tal como era expectável, pois a celulose é o constituinte polimérico mais abundante das plantas.

Os resultados da determinação dos teores dos elementos minerais dos vários materiais apresentam-se nos gráficos seguintes.

Da observação do gráfico anterior, referente à caracterização do resíduo avícola, destaca-se a elevada quantidade de cálcio e de potássio, 49653 mg/kg ms e 19302 mg/kg ms, respectivamente, resultados concordantes com a composição descrita em Santos (1993). Ainda, segundo o mesmo autor, os teores de fósforo são sempre elevados, em particular no caso das penas de galinhas perdidas, o que é confirmado pelo valor obtido de 2743 mg/kg ms. O teor de sódio, no entanto, é muito baixo, o que também é confirmado pelo valor obtido de 16 mg/kg ms.

Para os outros materiais, os resultados apresentados pelo referido autor, confirmados nos resultados obtidos, em mg/kg ms: zinco – 137 e cobre – 16. O mesmo apresenta valores inferiores a 7 mg/kg ms. Não se detectou a presença de cádmio, chumbo ou estanho.

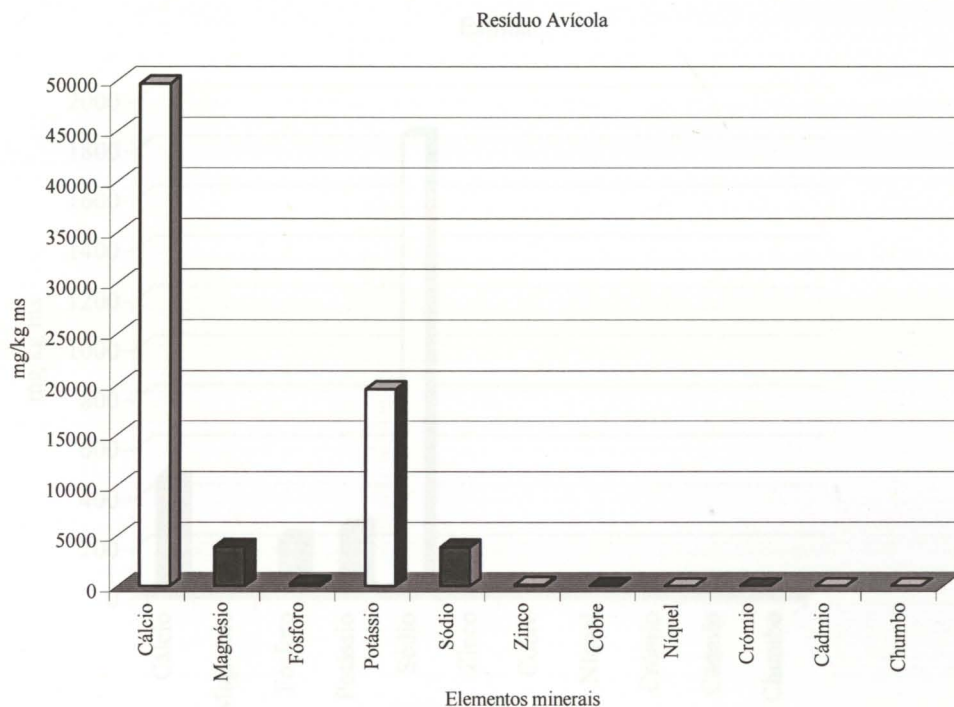


Gráfico 4.8: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no resíduo avícola.

Da observação do gráfico anterior, referente à caracterização do resíduo avícola, destaca-se a elevada quantidade de cálcio e de potássio, 49653 mg/kg ms e 19502 mg/kg ms, respectivamente, resultados concordantes com a composição descrita em Santos (1995). Ainda, segundo o mesmo autor, os teores de fósforo são sempre elevados, em particular no caso dos resíduos de galinhas poedeiras, o que é confirmado pelo valor obtido de 274,5 mg/kg ms. O teor de 3866 mg/kg ms de sódio que se obteve também é concordante com o teor de 4200 mg/kg ms apresentado pelo mesmo autor.

Tomando como referência os teores de metais pesados apresentados pelo referido autor, confirmam-se os resultados obtidos, em mg/kg ms: zinco – 137 e cobre – 16. O níquel apresenta valor inferior a 7 mg/kg ms. Não se detectou a presença de crômio, cádmio ou chumbo.

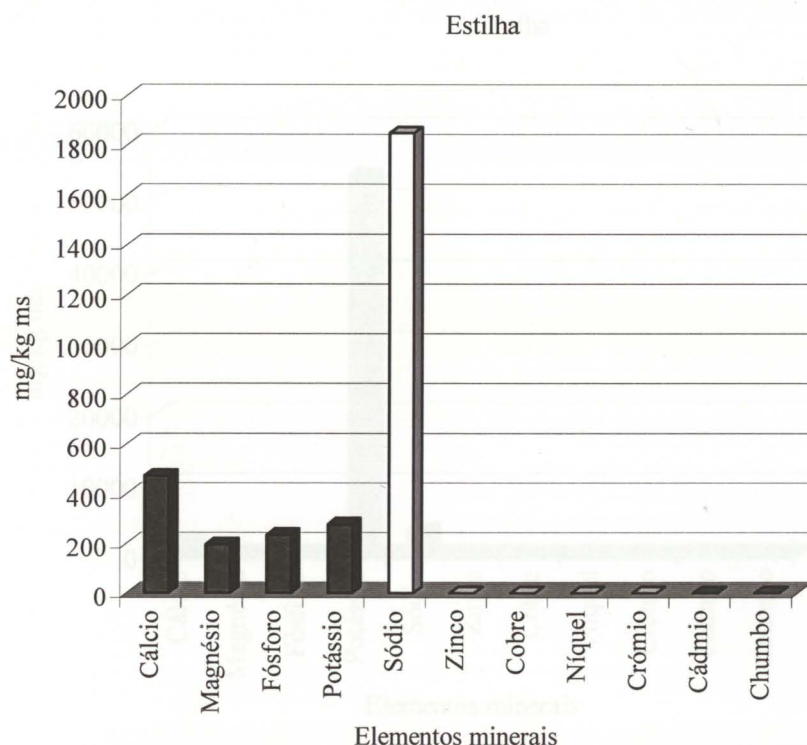


Gráfico 4.9: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes na estilha.

Pela análise do gráfico, verifica-se que a estilha apresenta quantidades significativas em termos de nutrientes, sendo o sódio o nutriente em maior quantidade: 1850 mg/kg ms. Os restantes nutrientes apresentam os seguintes teores, em mg/kg ms: cálcio - 473, magnésio - 196, fósforo - 236 e potássio - 277.

Relativamente aos metais pesados, as quantidades detectadas são insignificantes, pois obteve-se um valor de 0,3 mg/kg ms para o níquel. Não se detectou a presença de zinco, cobre, crómio, cádmio ou chumbo.

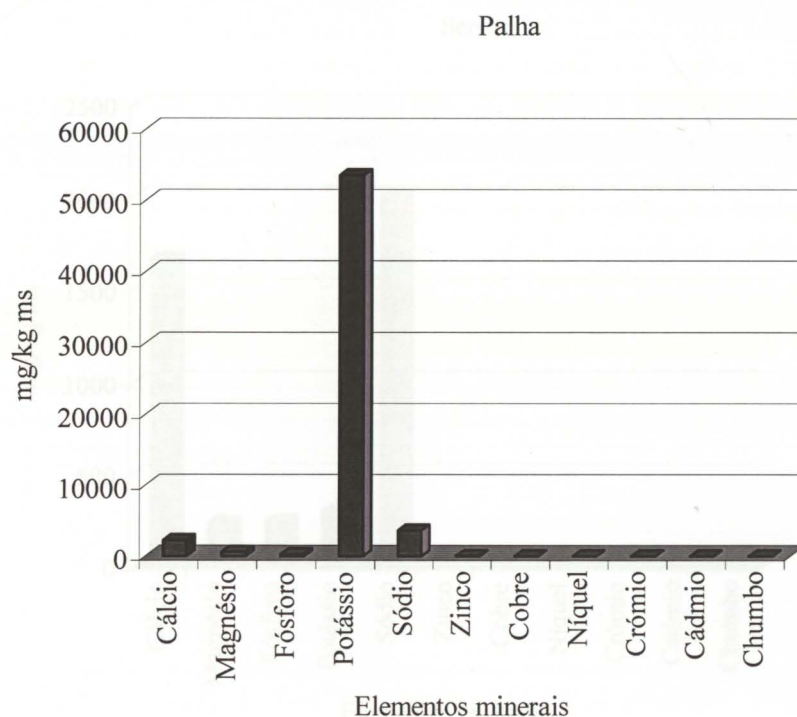


Gráfico 4.10: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes na palha.

Dos resultados obtidos ressalta a elevada quantidade de potássio presente na palha, a qual apresenta um teor de cerca de 53505 mg/kg ms. Relativamente aos restantes nutrientes obtiveram-se os seguintes teores, expressos em mg/kg ms: cálcio - 2228, magnésio - 578, fósforo - 228 e sódio - 3618.

No que respeita aos níveis de metais pesados, registaram-se as seguintes concentrações, em mg/kg ms: zinco - 8,2, cobre - 1,2 e níquel - 0,9. Não se detectou a presença de crômio, cádmio ou chumbo.

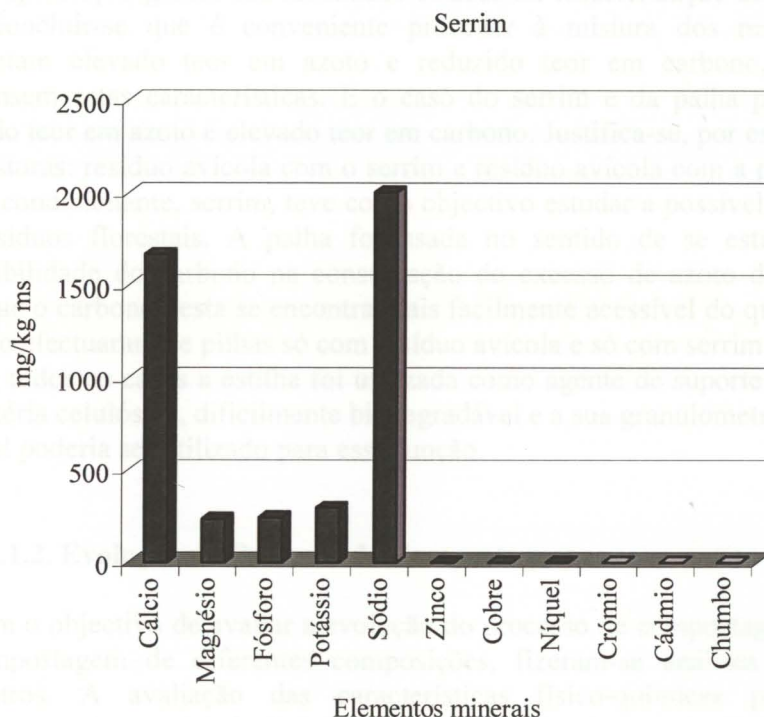


Gráfico 4.11: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no serrim.

O cálcio e o sódio são os nutrientes presentes em maior quantidade no serrim: 1670 e 2002 mg/kg ms, respectivamente. Os restantes nutrientes apresentam teores, em mg/kg ms, idênticos: magnésio - 235, fósforo - 244 e potássio - 297. Comparativamente ao teor de nutrientes presente na palha, verifica-se que o serrim apresenta menor quantidade para quase todos os nutrientes analisados, exceptuando o fósforo.

Os teores de metais pesados detectados não são significativos, visto que se obteve 0,7 mg/kg ms para o níquel, não se tendo detectado a presença de zinco, cobre, crómio, cádmio ou chumbo, tal como se verificou para a estilha.

Da apreciação geral, constata-se que é o resíduo avícola que apresenta teores mais elevados de nutrientes, exceptuando o teor em potássio. Este resíduo também apresenta maiores teores de metais pesados, comparativamente aos restantes materiais, salientando-se o seu teor em zinco. Tal facto deriva da dieta alimentar das galinhas poedeiras, pois de acordo com Lemos *et al.* (1998) as características quantitativas e qualitativas dos excreta avícolas estão relacionadas com aspectos da produção, sendo directamente influenciadas pelo plano de alimentação e composição da dieta dos animais e pela qualidade da água consumida, entre outros factores. A estilha, agente de suporte, é o material que apresenta menor quantidade para quase todos os elementos minerais analisados. É excepção a palha que apresenta menor quantidade de fósforo.

Da apreciação global dos resultados obtidos na caracterização dos diferentes materiais pode concluir-se que é conveniente proceder à mistura dos resíduos avícolas, que apresentam elevado teor em azoto e reduzido teor em carbono, com materiais que compensem estas características. É o caso do serrim e da palha pois estes apresentam reduzido teor em azoto e elevado teor em carbono. Justifica-se, por esta razão, a realização das misturas: resíduo avícola com o serrim e resíduo avícola com a palha. A utilização do agente condicionante, serrim, teve como objectivo estudar a possível valorização orgânica dos resíduos florestais. A palha foi usada no sentido de se estudar a influência da disponibilidade do carbono na conservação do excesso de azoto dos resíduos avícolas, visto que o carbono desta se encontra mais facilmente acessível do que o do serrim. Como controlo efectuaram-se pilhas só com resíduo avícola e só com serrim.

Em todos os casos a estilha foi utilizada como agente de suporte. O elevado conteúdo em matéria celulósica, dificilmente biodegradável e a sua granulometria indicaram que este material poderia ser utilizado para essa função.

4.1.2. Evolução do Processo de Compostagem

Com o objectivo de avaliar a evolução do processo de compostagem, nas várias pilhas de compostagem de diferentes composições, fizeram-se análises periódicas a vários parâmetros. A avaliação das características físico-químicas para cada pilha de compostagem é apresentada de seguida.

Há a salientar que devido a problemas técnicos não se realizou a análise referente ao teor de nitratos na primeira semana de compostagem, tendo-se efectuado apenas a partir do dia 9, após o início do processo.

Pilha de resíduos avícolas e estilha (Pilha 1)

Neste ensaio foram utilizados apenas resíduos avícolas e estilha como agente de suporte. Esta mistura alterou ligeiramente os parâmetros iniciais relativamente aos característicos dos resíduos avícolas. A presença da estilha pode ter alterado os valores iniciais, embora constituísse apenas 20% da massa total da pilha. A diferença encontrada também pode ter sido devida ao facto das condições da amostragem serem diferentes. Na caracterização dos materiais, a amostragem foi realizada no aviário e a análise foi realizada logo de imediato, enquanto que a primeira amostragem realizada à pilha foi efectuada após dois dias de compostagem, o que alterou inevitavelmente as características da biomassa.

Epstein *et al.* (1986) e Neto (1986) confirmam que a evolução da temperatura é o melhor indicador do processo de compostagem (Russo *et al.*, 1999). De facto, a temperatura acelera a decomposição da matéria orgânica; contudo, acima dos 65°C pode matar os microrganismos, limitando o grau de decomposição. No gráfico 4.12 é apresentada a evolução da temperatura durante este ensaio. A temperatura do ambiente (Tamb) e da massa a compostar foram controladas com periodicidade diária. As medições foram feitas em três pontos da pilha: base, meio e topo. As inflexões registadas no gráfico, correspondem a diminuições de temperatura, as quais coincidem com o arejamento das pilhas aquando do respectivo revolvimento.

Da análise do gráfico observa-se que o perfil de temperaturas é irregular, visto que a fase termófila decorreu em dois períodos. Comparando a temperatura obtida na base, a meio e no topo, constata-se que a temperatura da base é sempre inferior à temperatura do

meio da pilha e que, até ao dia 4, a temperatura do topo é superior às restantes. A partir deste dia, é a temperatura do meio que apresenta valores mais elevados.

Atendendo à temperatura do meio da pilha, verifica-se que, no arranque, a pilha apresentou temperaturas mesófilas (temperaturas inferiores a 40°C) durante 13 dias. O primeiro período termófilo (temperaturas superiores a 40°C) foi observado a partir do dia 14 até ao dia 31, tendo-se registado um valor máximo de 48°C, no dia 24. O segundo período termófilo ocorreu desde o dia 55 até ao dia 61, com um máximo de temperatura de 50°C, no dia 57. Seguiu-se um período de arrefecimento, tendo a temperatura da pilha estabilizado próximo da temperatura ambiente ao fim de 90 dias, iniciando-se a fase de maturação.

A variação do pH e da condutividade eléctrica ao longo do processo é apresentada no gráfico seguinte.

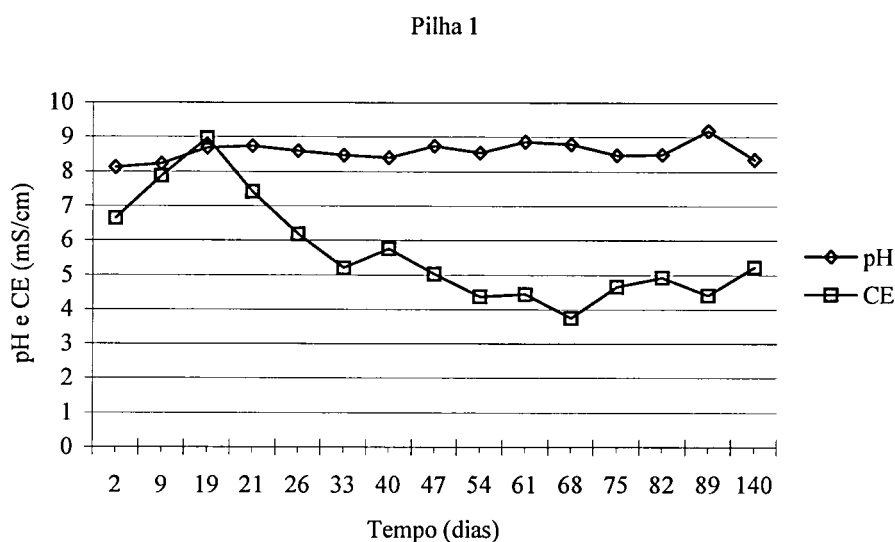


Gráfico 4.13: Evolução do pH e da condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

O valor do pH inicial era básico, o que é característico dos resíduos avícolas, tendo registado uma subida gradual, mas pouco significativa, ao longo da fase de degradação activa. No final do processo, o pH manteve-se básico com um valor de 8,3. De acordo com Russo (1997), a matéria orgânica decomposta em condições aeróbias apresenta pH neutro ou alcalino, devido aos humatos alcalinos que forma.

Pilha 1

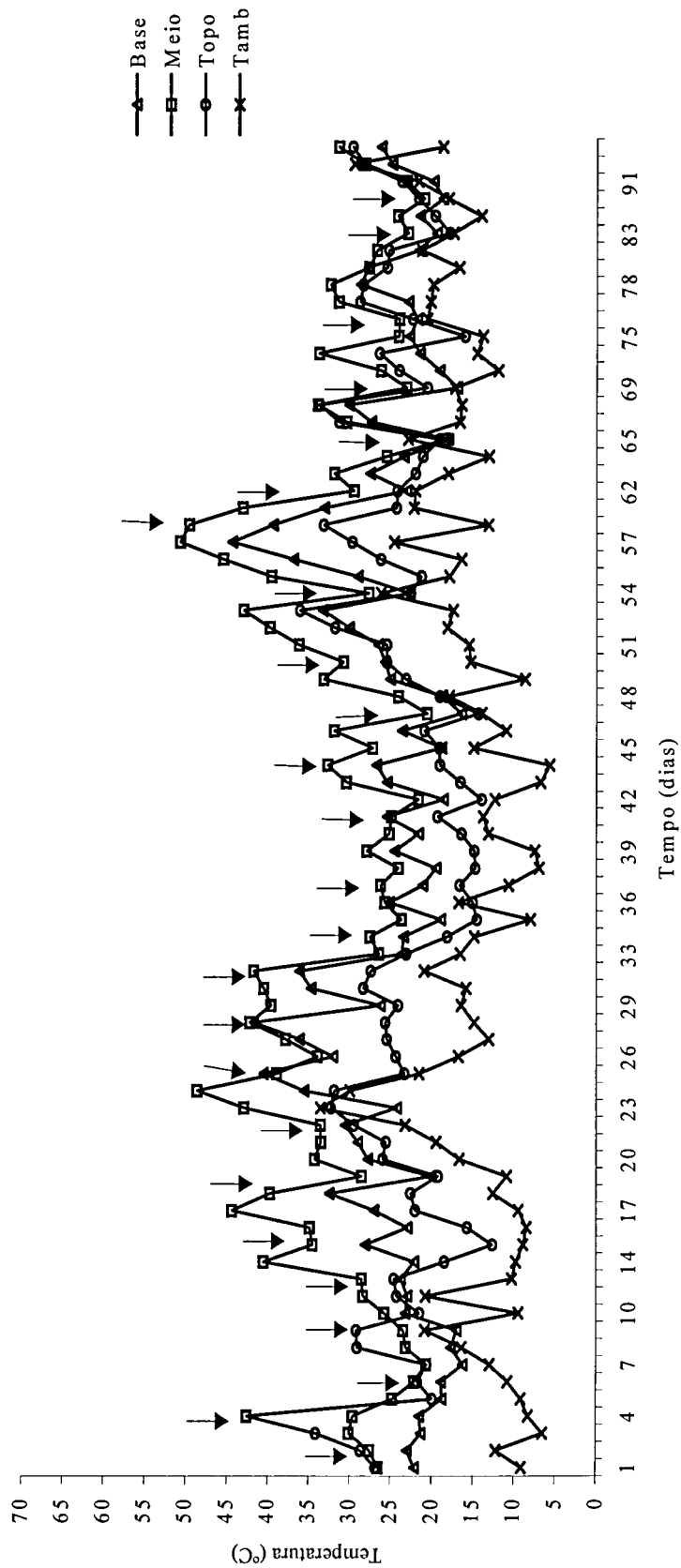


Gráfico 4.12: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1). As setas representam os dias de revolvimento.

Comparando o valor inicial da condutividade eléctrica com o valor característico para o resíduo avícola (gráfico 4.1), constata-se que o valor para a pilha é superior. Este facto pode dever-se às dificuldades na amostragem resultantes da heterogeneidade da amostra. Segundo Raviv (1987) (cit. in Queda, 1999) a condutividade eléctrica aumenta como resultado da mineralização parcial da matéria orgânica, originando o aumento do teor em sais minerais na matriz em compostagem. No entanto, da análise do gráfico anterior respeitante à evolução da condutividade eléctrica, observa-se uma tendência decrescente desde o dia 19 até ao dia 68. Atendendo à evolução do teor de humidade (gráfico 4.14), verifica-se que a diminuição de condutividade eléctrica acompanhou a diminuição do teor de humidade, o que leva a supor que a condutividade eléctrica diminuiu devido à perda de iões por lixiviação. Esta perda apenas foi compensada na fase final do processo, a partir do dia 68, registando-se um aumento da condutividade eléctrica, o que pode ser resultado da mineralização parcial da matéria orgânica. No final do processo de compostagem, obteve-se um valor de 5,2 mS/cm. A presença de nitratos na biomassa a compostar contribui para o valor da condutividade eléctrica. Portanto, tendo em conta a sua evolução ao longo do processo (gráfico 4.17), confirma-se igualmente a tendência decrescente da condutividade eléctrica.

A variação do teor de humidade, da matéria orgânica e das cinzas é ilustrada no gráfico que se segue. Há a salientar que os valores referentes à matéria orgânica e às cinzas tem por base a matéria seca.

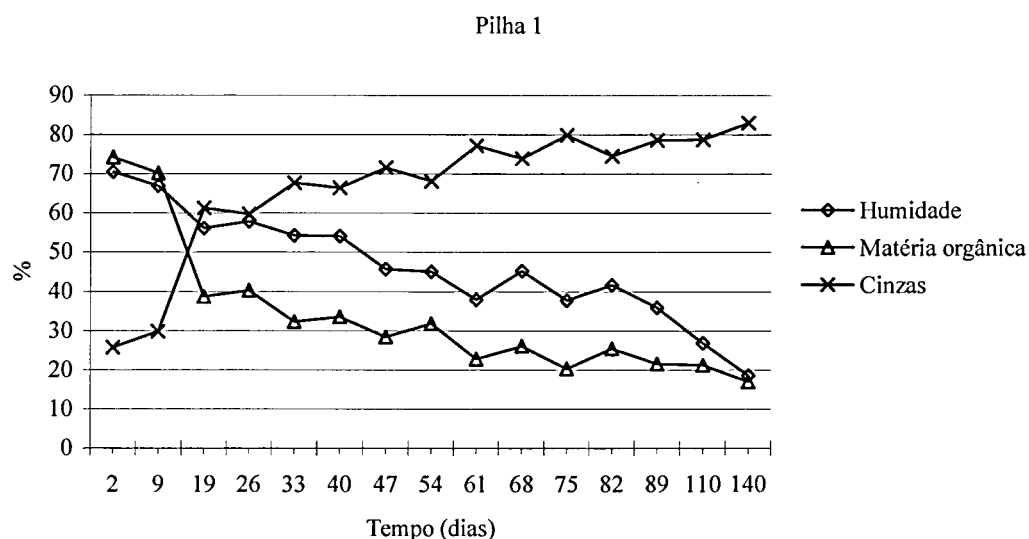


Gráfico 4.14: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

O teor de humidade sofreu um decréscimo ao longo do processo, tendo-se ultrapassado o limite mínimo de 40% no dia 89, que coincidiu com o último dia de rega.

Relativamente à evolução do teor de matéria orgânica, verifica-se que a sua diminuição foi superior no período referente à degradação activa (inclui a fase mesófila inicial e termófila), ou seja, até ao dia 61 houve uma diminuição de 69%. Esta observação

evidencia a importância do período de degradação activa para a estabilização da biomassa em compostagem. Após este período, a diminuição não foi significativa, terminando com um teor de matéria orgânica de 17%. O nível de cinzas é inversamente proporcional ao teor de matéria orgânica. Portanto, foi no período de degradação activa que ocorreu uma maior mineralização da matéria orgânica, com o consequente aumento do teor de cinzas.

O carbono total tende a decrescer ao longo do processo de compostagem, sendo um indicador da estabilização do material à semelhança dos sólidos voláteis (Fernandes, 1999). Analisando a evolução deste parâmetro (gráfico 4.15), observa-se que a pilha apresentou uma clara tendência para a diminuição do teor em carbono total. Esta diminuição foi mais significativa na fase de degradação activa, pois que partindo de um valor de cerca de 37,0% se atingiu, no final desta, no dia 61, um valor de 11,4%. O decréscimo total no teor de carbono foi de 77%, tendo-se registado um valor de 8,5% no final do processo.

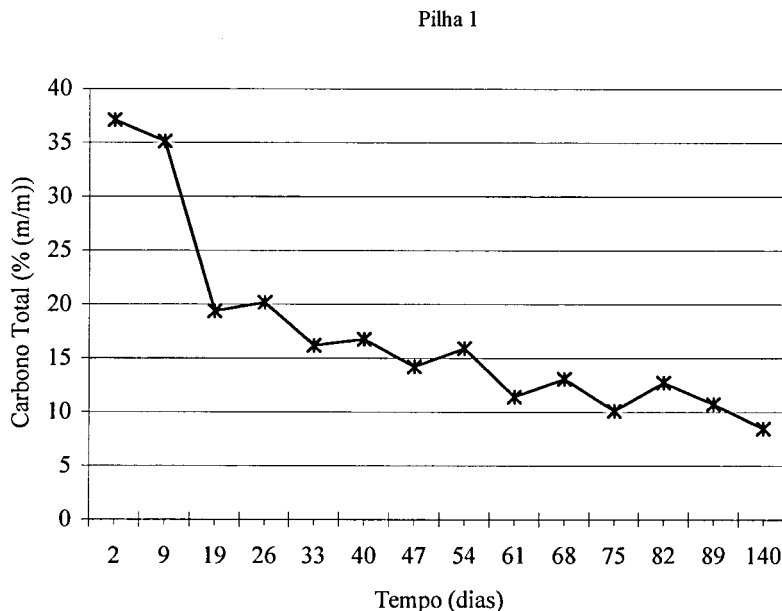


Gráfico 4.15: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

O azoto total registou uma tendência decrescente ao longo do processo de compostagem, tal como se mostra no gráfico seguinte.

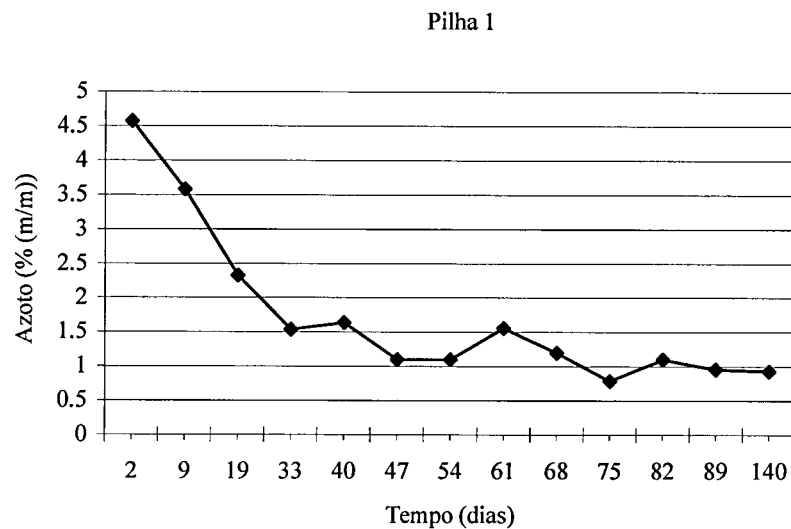


Gráfico 4.16: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

Como se pode observar, a diminuição do teor de azoto mais significativa ocorreu na fase de degradação activa, tal como aconteceu com o teor de carbono total. A diminuição total do teor de azoto foi de cerca de 80%, apresentando um valor final de 0,9%. A perda de azoto total verificada pode ser explicada pela volatilização do azoto amoniacal, a qual é favorecida pelo pH inicial elevado, e pela perda de azoto inorgânico sob a forma de nitratos (gráfico 4.17).

A presença de nitratos na biomassa a compostar contribui para o teor de azoto inorgânico. A sua evolução ao longo do processo (gráfico 4.17), denota uma tendência decrescente.

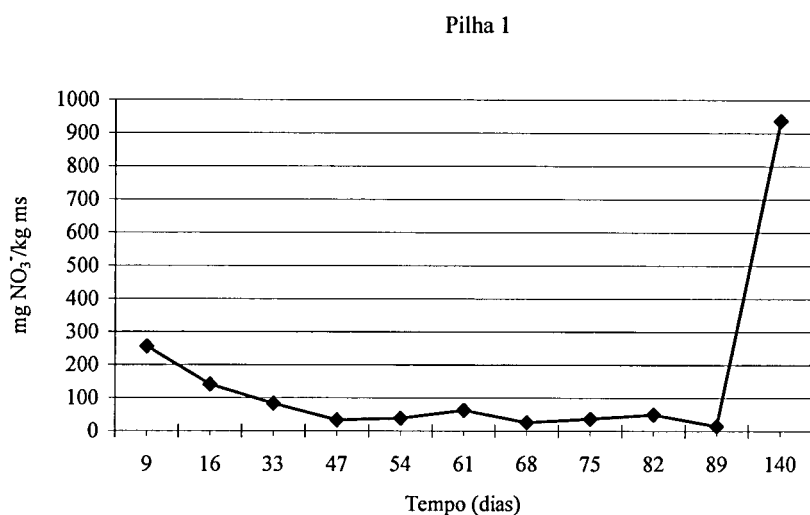


Gráfico 4.17: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

O teor inicial de nitratos observado foi de $256 \text{ mg NO}_3^-/\text{kg ms}$, tendo decaído para $15,6 \text{ mg NO}_3^-/\text{kg ms}$ até ao dia 89. Este decréscimo pode ter sido devido ao facto dos nitratos terem servido como fonte de azoto para os microrganismos, ou por terem sido lixiviados. Posteriormente, observou-se um aumento do teor de nitratos, registando-se um valor final de $937 \text{ mg NO}_3^-/\text{kg ms}$. Tal coincidiu com a diminuição do valor de pH, confirmando a ocorrência de nitrificação.

Da análise efectuada aos teores de carbono total e de azoto total, constatou-se que ambos decresceram ao longo do processo de compostagem, o que originou a evolução da relação C/N registada no gráfico seguinte.

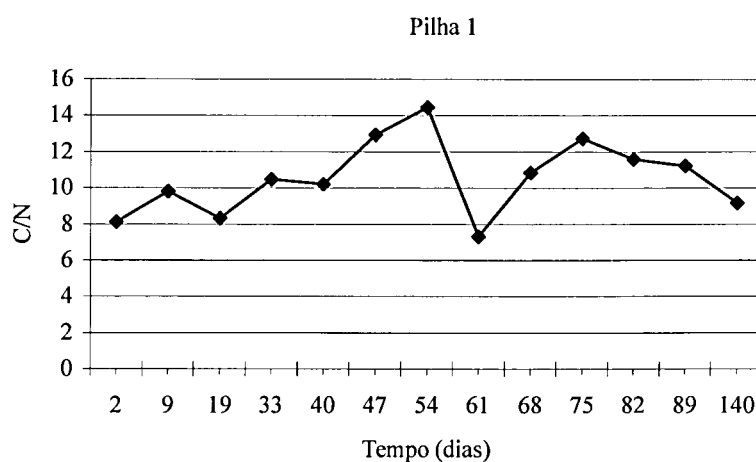


Gráfico 4.18: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

A relação C/N inicialmente verificada de cerca de 8:1 não é favorável ao desenrolar do processo. De acordo com Fernandes (1999), quando a relação C/N é reduzida, aumentam as perdas de azoto por volatilização do amoníaco, de modo a restabelecer o equilíbrio. Este facto é confirmado pelo decréscimo do valor de azoto apresentado no respectivo gráfico, promovendo o aumento da relação C/N para 14,5:1. Seguiu-se a diminuição desta relação até ao valor final de aproximadamente 9,1:1, evidenciando uma evolução positiva do processo de estabilização e a obtenção de um composto maturado.

Este comportamento de carácter crescente é justificado por Zucconi *et al.* (1987) (cit. in Russo, 1997), pois se o material a compostar for rico em azoto, ou seja, com baixa relação C/N (10:1 ou inferior), com o avanço da degradação, a relação tende a aumentar devido à perda do azoto.

A variação do conteúdo da celulose bruta apresentou um perfil de tendência crescente (gráfico 4.19), o que provavelmente ocorreu devido às dificuldades analíticas relativas a este parâmetro. Como a celulose foi determinada por gravimetria, verificou-se que, ao efectuar a filtração da amostra, também ficavam retidas algumas pequenas pedras provenientes do solo. Em consequência, os resultados obtidos estão associados a um erro por excesso, que resultou num aumento do teor em celulose ao longo do processo. Observação que também pode ser justificada pelo facto de, no início do processo de compostagem, ocorrer a degradação da matéria orgânica mais facilmente biodegradável, o que eleva o valor relativo da celulose bruta, expresso em % de matéria seca.

O teor de celulose bruta inicial é superior ao valor característico do resíduo avícola devido ao facto de, aquando da amostragem, não se ter conseguido separar totalmente a estilha.

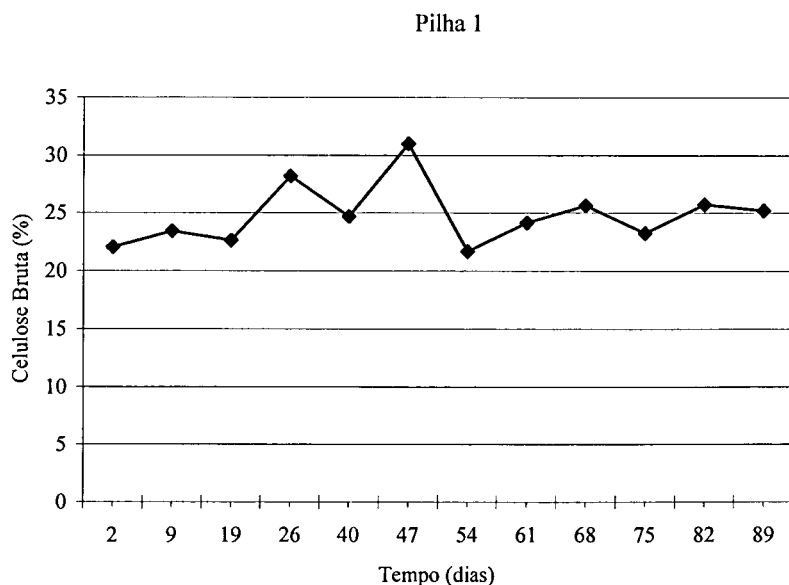


Gráfico 4.19: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

A partir da observação do gráfico relativo à variação dos níveis dos elementos minerais, pode verificar-se que todos os elementos sofreram uma diminuição, tal como esperado, visto que os microrganismos necessitam destes elementos para o seu crescimento e desenvolvimento e pelo facto de ter ocorrido perda por lixiviação.

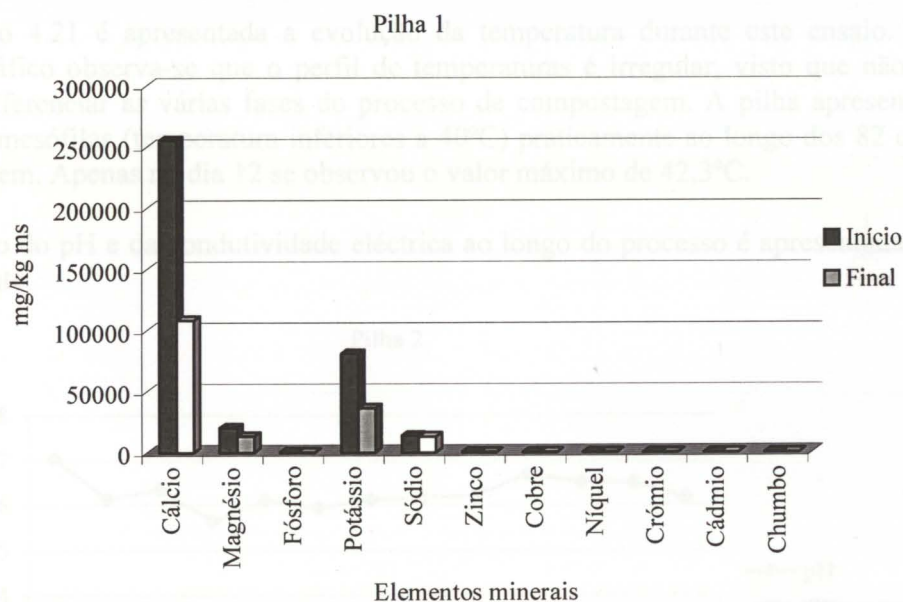


Gráfico 4.20: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

Constata-se que os nutrientes presentes em maiores quantidades são: o cálcio e o potássio, tal como se verificou aquando da caracterização do resíduo avícola (vide gráfico 4.8). No início do processo, o valor encontrado para o cálcio é superior ao obtido na caracterização do resíduo avícola, o que pode ter ocorrido devido à presença de cascas de ovos na massa em compostagem, as quais não se conseguiram separar.

No final do processo, os metais pesados registaram os seguintes valores, em mg/kg ms: zinco - 200, cobre - 62,8 e níquel -16. Não se detectou a presença de crómio, cádmio ou chumbo. Todos estes valores estão dentro dos limites estabelecidos pela proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001), que são, para os compostos com a qualidade mais elevada (valores em mg/kg ms), os seguintes: Cd - 0,7, Pb - 100, Cu - 100, Cr - 100, Ni - 50 e Zn - 200.

Pilha de serrim (Pilha 2)

Neste ensaio foram utilizados apenas serrim e estilha como agente de suporte.

No dia 82, esta pilha foi totalmente vandalizada, pelo que se apresentam os dados apenas até esse dia.

No gráfico 4.21 é apresentada a evolução da temperatura durante este ensaio. Da análise do gráfico observa-se que o perfil de temperaturas é irregular, visto que não se conseguem diferenciar as várias fases do processo de compostagem. A pilha apresentou temperaturas mesófilas (temperaturas inferiores a 40°C) praticamente ao longo dos 82 dias de compostagem. Apenas no dia 12 se observou o valor máximo de 42,3°C.

A variação do pH e da condutividade eléctrica ao longo do processo é apresentada no gráfico seguinte.

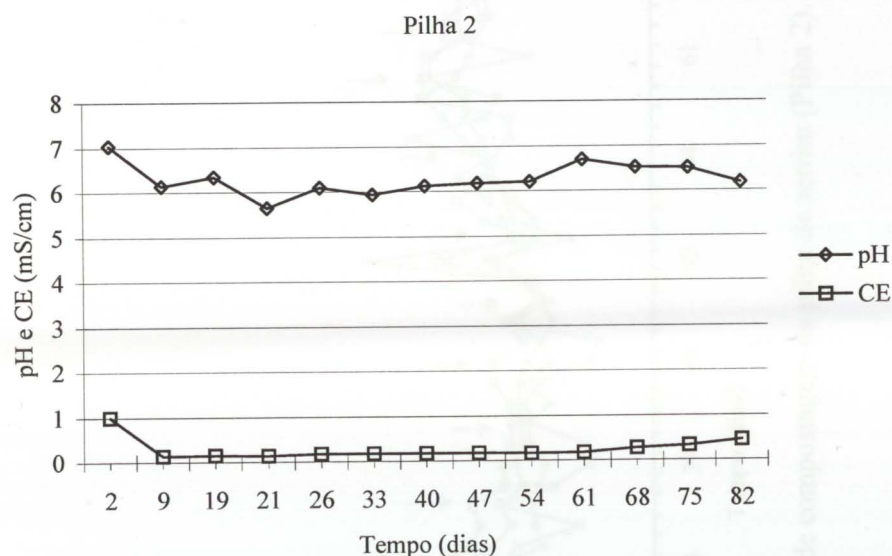


Gráfico 4.22: Evolução do pH e da condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

O valor inicial do pH era neutro, tendo-se registado uma descida gradual, mas pouco significativa, ao longo do processo de compostagem. No final do processo, o pH manteve-se neutro apresentando um valor de 6,2.

Analisando a evolução da condutividade eléctrica, observa-se uma tendência decrescente, registando-se apenas uma ligeira subida no final do processo, obtendo-se um valor final de 0,5 mS/cm.

A variação do teor de humidade, da matéria orgânica e das cinzas é ilustrada no gráfico que se segue.

Pilha 2

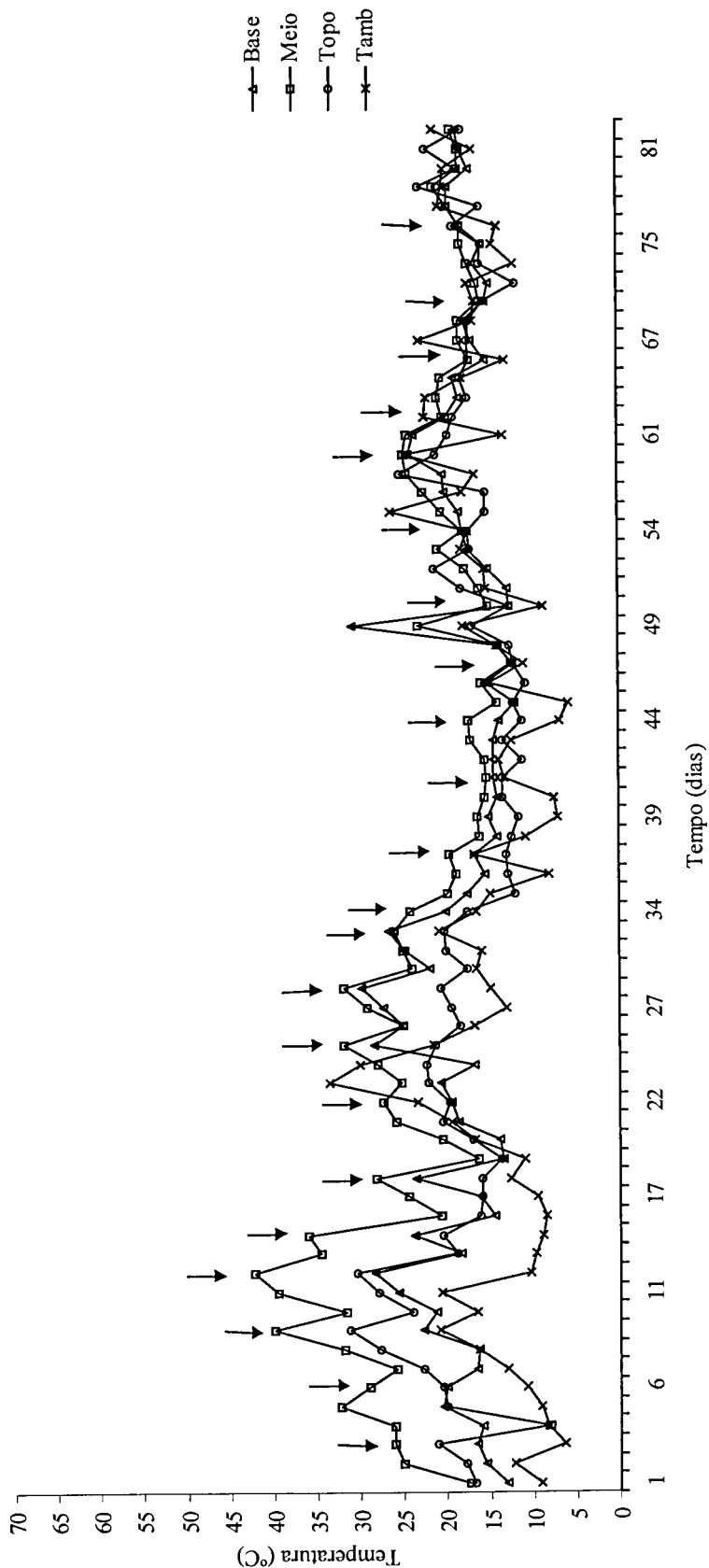


Gráfico 4.21: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2). As setas representam os dias de revolvimento.

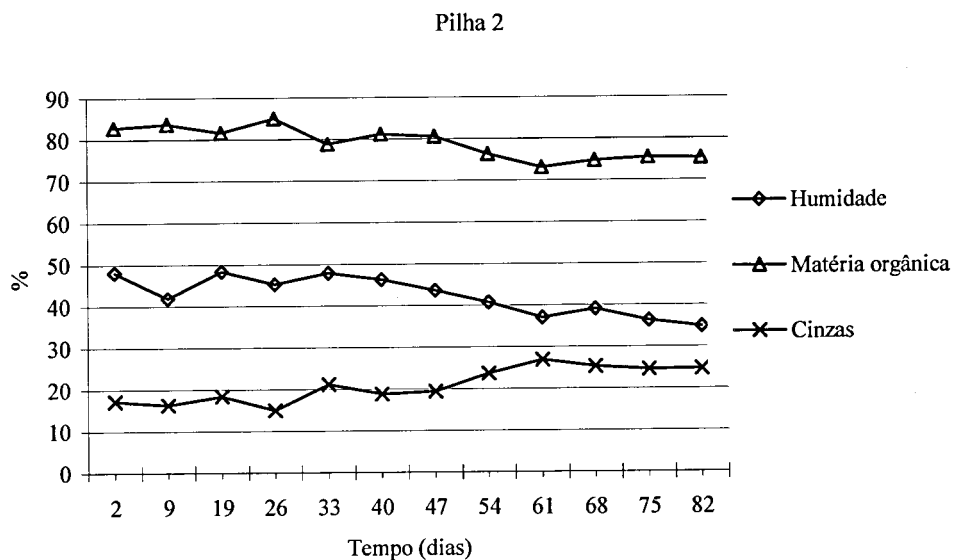


Gráfico 4.23: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

O teor de humidade sofreu um decréscimo ao longo do processo, tendo-se ultrapassado o limite mínimo de 40% a partir do dia 61. Relativamente à evolução do teor de matéria orgânica, verifica-se que não houve praticamente variação do seu teor durante os 82 dias, ou seja, iniciou-se com 82,8% e terminou com 75,4%. O nível de cinzas não sofreu variações, tal como aconteceu com a matéria orgânica. De igual modo, o teor de carbono total também não registou variação significativa (gráfico 4.24).

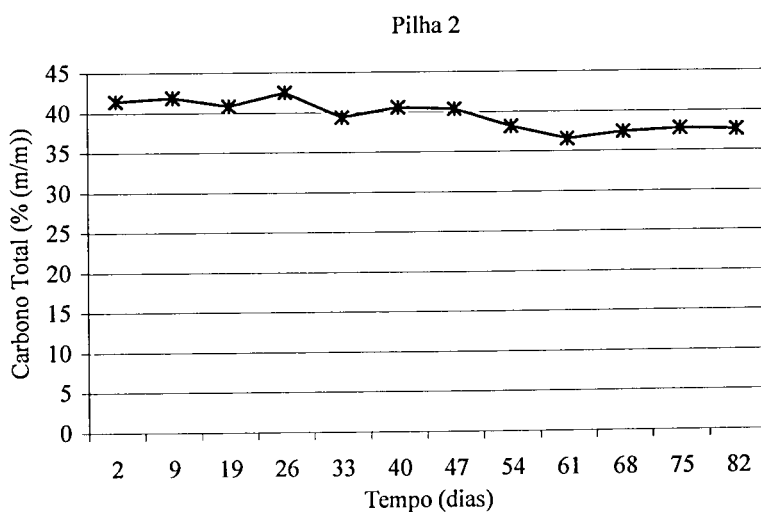


Gráfico 4.24: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

O teor de azoto total não sofreu alterações significativas ao longo do processo de compostagem, tal como se mostra no gráfico seguinte.

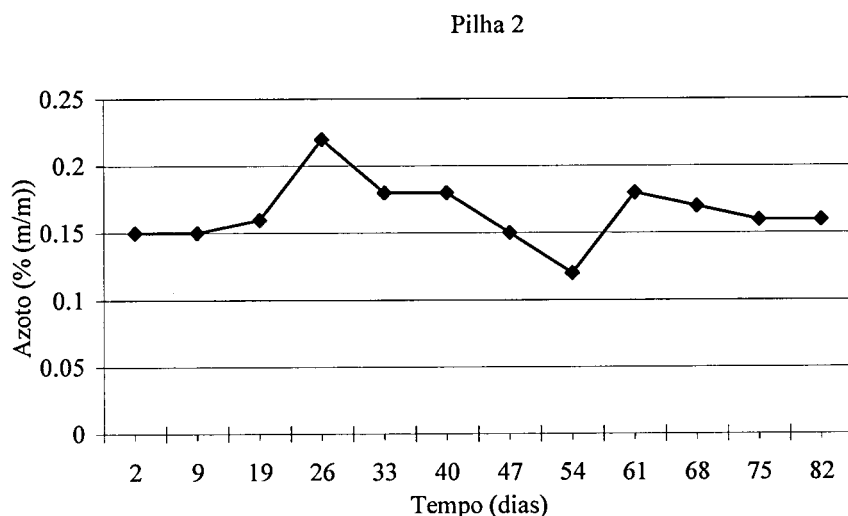


Gráfico 4.25: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

Como se pode observar, não se registou diminuição do teor de azoto, visto que o teor inicial de 0,15% se manteve praticamente inalterado, tendo terminado com 0,17%.

A evolução do teor de nitratos (gráfico 4.26) na biomassa a compostar apresentou uma tendência decrescente, evidenciando que não ocorreu nitrificação durante os 82 dias de compostagem.

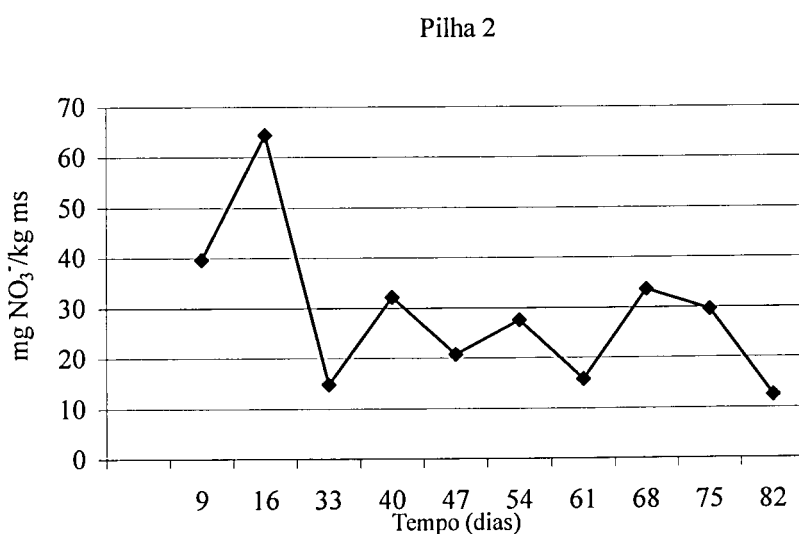


Gráfico 4.26: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

Da análise efectuada aos teores de carbono total e de azoto total constatou-se que não houve variações significativas ao longo do processo de compostagem, o que originou a evolução da relação C/N registada no gráfico seguinte.

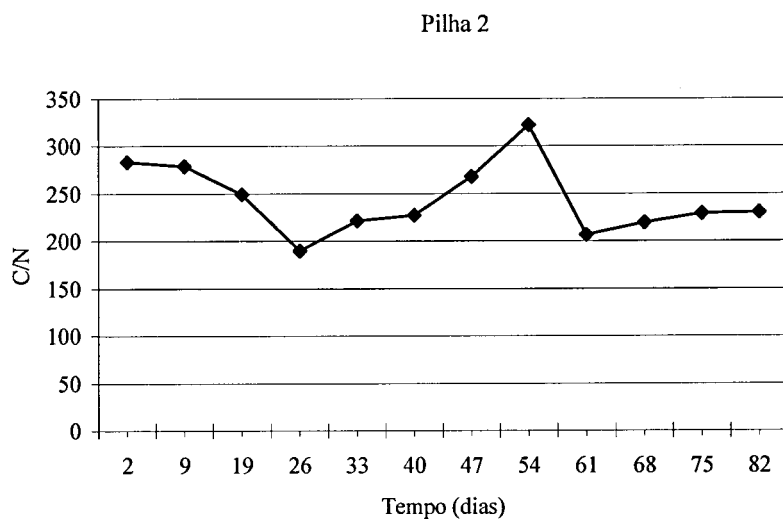


Gráfico 4.27: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

A relação C/N inicial verificada de 283,5:1 não é favorável ao desenrolar do processo. De acordo com Fernandes (1999), quando a relação C/N é elevada (da ordem de 60:1), a actividade biológica tende a diminuir por carência de azoto.

A variação do conteúdo da celulose bruta não foi significativa (gráfico 4.28). A diminuição verificada foi insignificante, visto que o teor de celulose bruta obtido no início foi de 47,3% e no final foi de 42,2%.

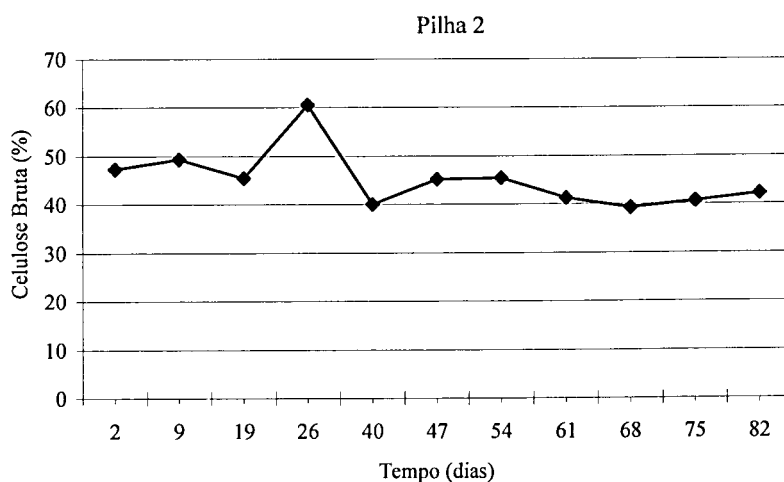


Gráfico 4.28: Evolução do teor de celulose bruta, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de serrim (Pilha 2).

Não se apresenta a variação dos elementos minerais, visto que o processo de compostagem só decorreu durante 82 dias, não se tendo efectuado, por esta razão, a sua análise.

Pilha com resíduo avícola e palha (3)

Neste ensaio foi utilizado resíduo avícola como material base, estilha como agente de suporte e palha como agente condicionante.

No gráfico 4.29 é apresentada a evolução da temperatura durante o período de compostagem.

Tal como na pilha de resíduo avícola, constata-se que a temperatura da base é sempre inferior à temperatura do meio da pilha e que, até ao dia 6, a temperatura do topo é superior às restantes. A partir deste dia, é a temperatura do meio que apresenta valores mais elevados, podendo diferenciar-se as diferentes fases do processo.

No arranque não se detectou a fase mesófila, tendo ocorrido quase de imediato a fase termófila. Esta fase decorreu em dois períodos: o primeiro, do dia 1 ao dia 10 (9 dias), tendo-se registado no dia 2 a temperatura máxima de 65°C; o segundo teve início no dia 15, tendo terminado no dia 35 (20 dias), atingindo um máximo de 67°C no dia 28. Seguiu-se um período de arrefecimento, observando-se, a partir do dia 61, a estabilização da temperatura até valores próximos da temperatura ambiente.

Comparando o perfil evolutivo da temperatura desta pilha (resíduo avícola e palha) com o observado para a pilha apenas de resíduo avícola (Pilha1), verifica-se que o período de arranque do processo foi menor para a pilha composta por resíduo avícola e palha. Outro aspecto a salientar, diz respeito à maior duração da fase termófila, tendo-se alcançado temperaturas mais elevadas para o caso da pilha com resíduo avícola e palha. Tal parece indicar que a adição da palha como agente condicionante é importante para promover uma rápida biodegradação.

Os valores do pH e da condutividade eléctrica apresentam-se no gráfico seguinte.

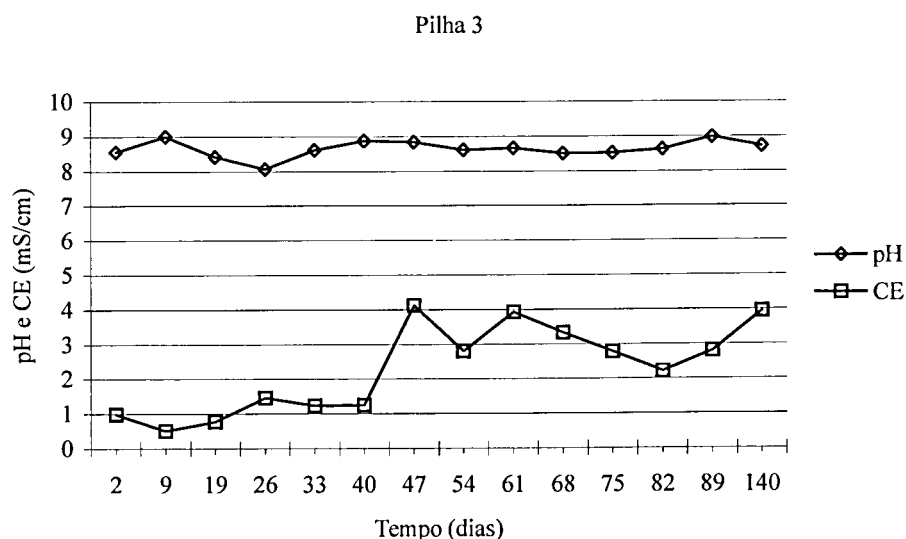


Gráfico 4.30: Evolução do pH e condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

Pilha 3

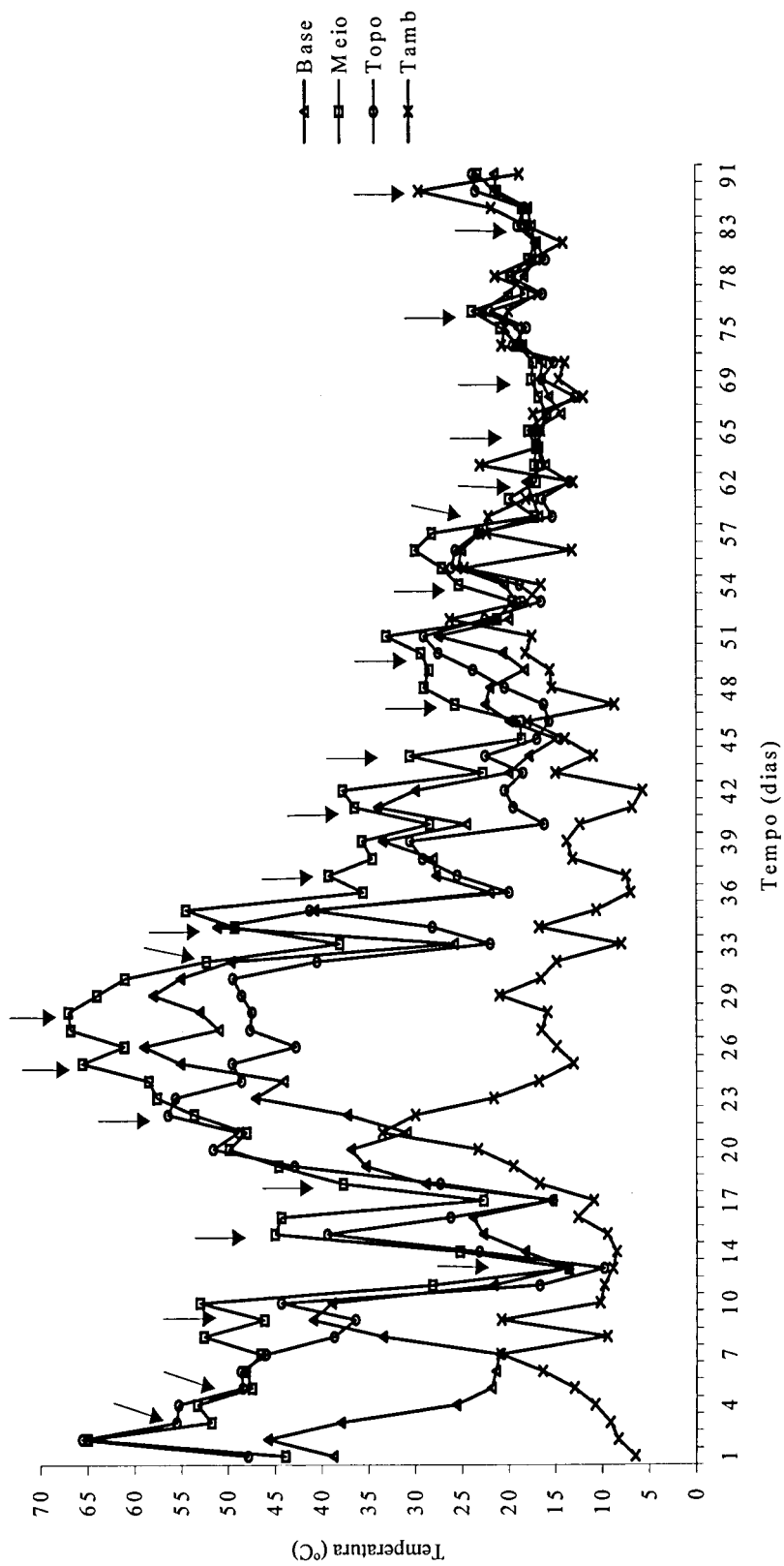


Gráfico 4.29: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3). As setas representam os dias de revolvimento.

A gama de variação do pH é muito reduzida, tendo-se registado um valor inicial de 8,5 e um valor final de 8,7. No dia 9 foi atingido o valor máximo de 9, tendo-se observado no dia 33 o valor mínimo alcançado durante todo o processo: 8.

Quanto à condutividade eléctrica é evidente a tendência crescente durante o processo, o que comprova a afirmação de Raviv (1987) (cit. in Queda, 1999). No início observou-se o valor de 1 mS/cm, o qual aumentou para 3,9 mS/cm no final do processo. A diferença observada entre o valor inicial da condutividade eléctrica desta pilha comparativamente ao valor da pilha 1 (avícola), pode ser explicada pelo facto de, nesta última, existir maior quantidade de sais solúveis, nomeadamente o potássio (vide gráfico 4.20). No entanto, o aumento da condutividade eléctrica só é significativa no final do período termófilo.

Os resultados relativos à variação do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas são indicados no gráfico que se segue.

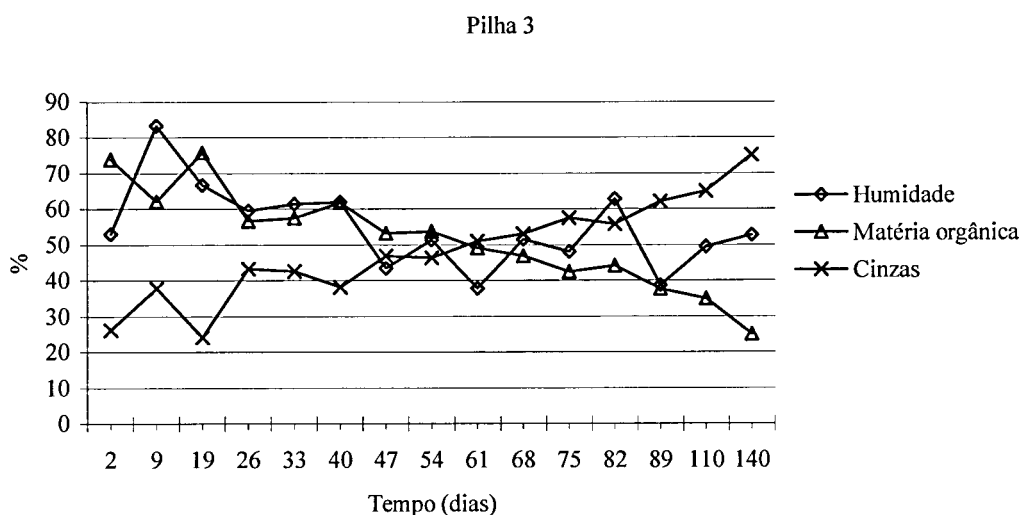


Gráfico 4.31: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

O teor de humidade foi uma das variáveis operacionais controladas periodicamente, tendo-se como objectivo que não ultrapassasse a gama considerada óptima [40, 60]%. Este intervalo apenas foi excedido no dia 9, tendo-se atingido um teor de humidade de 83% devido à rega efectuada no dia 6, o que pode explicar o fim do primeiro período termófilo. O último dia em que se adicionou água foi no dia 89, o que justifica o valor final de 52,6% de humidade.

Tal como o esperado, o teor de matéria orgânica foi decrescendo ao longo do processo, terminando com um valor de 24,9%. Relativamente ao teor em cinzas, observou-se um comportamento oposto ao teor em matéria orgânica, ou seja, ocorreu um aumento durante o processo.

No gráfico 4.32, representa-se a variação do teor de carbono total.

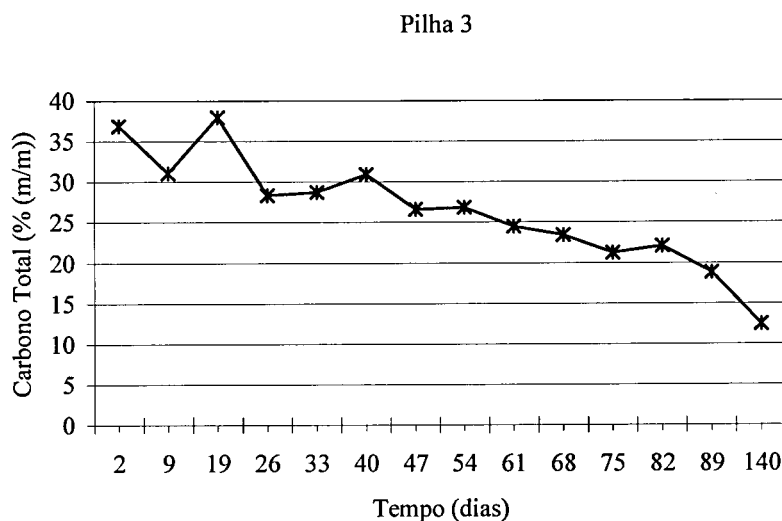


Gráfico 4.32: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

A pilha apresentou uma tendência de diminuição do teor de carbono total, tendo-se alcançado uma diminuição de cerca de 66% em relação ao valor inicial, partindo do valor médio inicial de 36,9% e terminando com aproximadamente 12,5%. A diminuição observada indica bem a eficiência global do processo de compostagem para a degradação da biomassa em causa.

A evolução do teor de azoto total é ilustrada no gráfico seguinte.

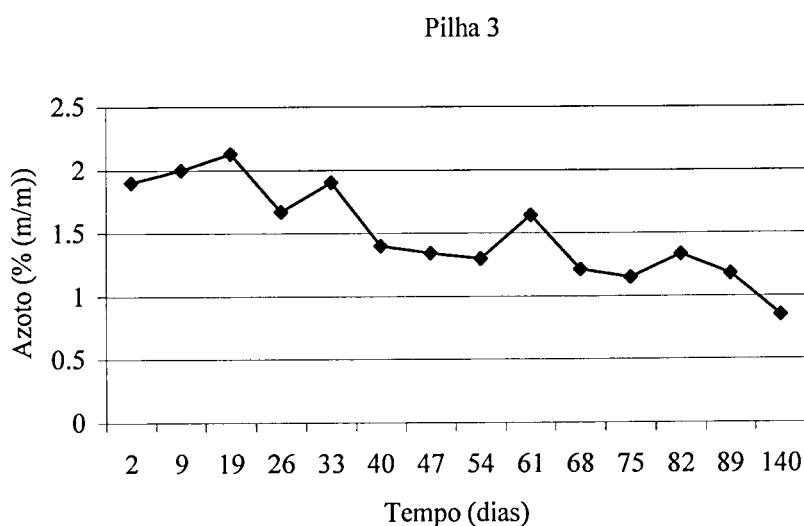


Gráfico 4.33: Evolução do teor de azoto durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

O teor de azoto foi diminuindo durante o período de compostagem, tendo apresentado um valor inicial de cerca de 1,9% e um valor final de 0,9%, o que representa uma diminuição de 52,6%. No entanto, constata-se que a diminuição do teor de azoto total foi menor que na pilha de resíduo avícola (Pilha 1), o que comprova que a adição de materiais com elevado teor em carbono permite evitar perdas de azoto na forma amoniacal (Mahimairaja *et al.*, 1994, cit. in Queda, 1999).

A evolução do teor de nitratos, apesar de irregular, apresentou uma tendência decrescente até ao dia 82. Neste caso, a evolução foi idêntica à observada para a pilha de resíduo avícola (Pilha 1).

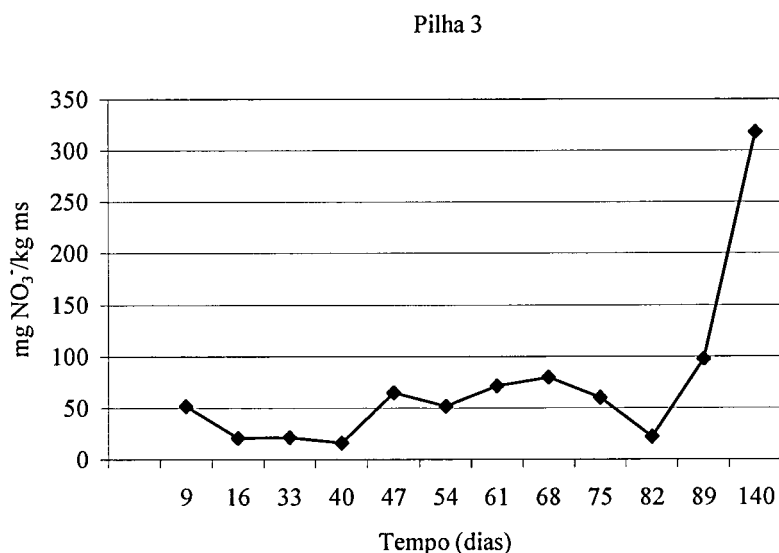


Gráfico 4.34: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

Ocorreu um ligeiro aumento no final do processo, tendo-se atingido um teor de nitratos de 318 mg/kg ms.

Embora a relação C/N inicial de 19,4:1 fosse inferior à óptima, o processo desenrolou-se normalmente, pois atendendo ao perfil evolutivo das temperaturas constatou-se que a biomassa atingiu, logo após o primeiro dia, temperaturas termófilas.

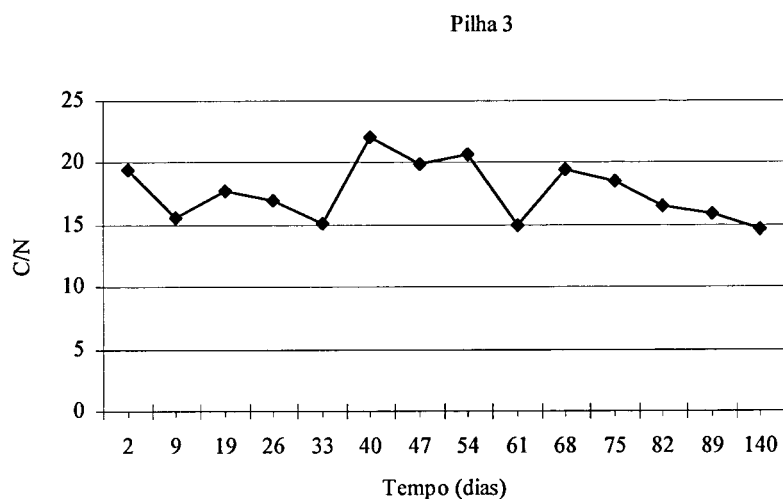


Gráfico 4.35: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

No que se refere à evolução da relação C/N, verifica-se que esta apresentou uma tendência para diminuir até ao dia 33. No entanto, no dia 40 verificou-se um aumento do valor da relação C/N atingindo-se um valor de 22:1, o que terá sido resultado da perda de azoto total (gráfico 4.33). Nos restantes dias é evidente a tendência decrescente, terminando com uma relação C/N de 14,7:1.

A variação do teor em celulose bruta é apresentada no gráfico que se segue.

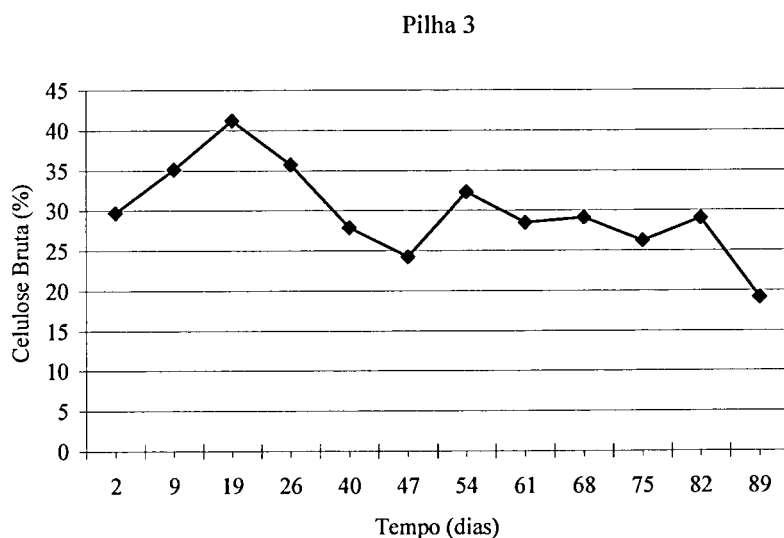


Gráfico 4.36: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

Pela análise do gráfico, pode afirmar-se que houve degradação da celulose, visto que o seu teor decaiu de 29,7% para 19,1%.

A evolução dos elementos minerais está exposta no gráfico seguinte.

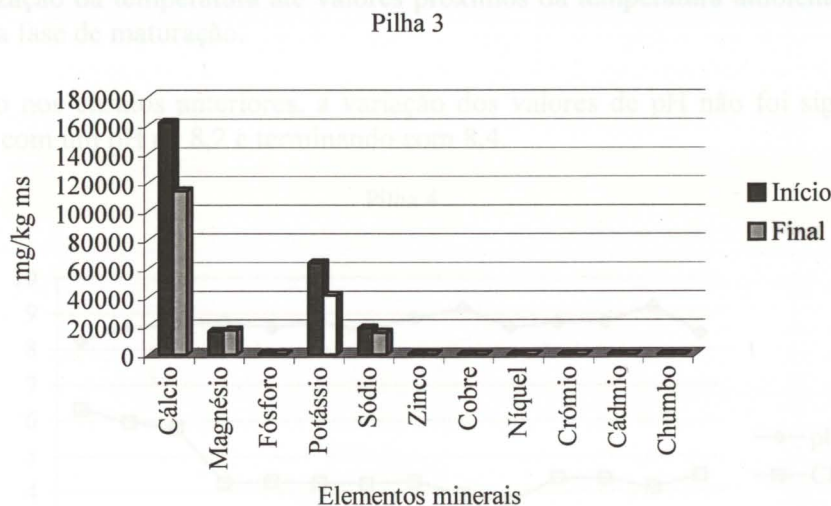


Gráfico 4.37: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

Verifica-se que houve uma diminuição do valor dos nutrientes. Santos e Campos (1986) (cit. in Queda, 1999) referem que o fósforo é um factor limitante em materiais orgânicos a compostar, indicando como relação C/P óptima, valores entre 70:1 e 100:1. Neste caso, a relação inicial foi de 584:1, que apesar de não estar dentro do intervalo óptimo não limitou o bom desenvolvimento do processo.

Quanto aos teores em metais pesados, estes não são significativos, observando-se, no final do processo, valores abaixo dos limites estabelecidos pela proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001). Os valores obtidos, em mg/kg ms, foram: 191, 72 e 16 para o zinco, cobre e níquel, respectivamente. Não foi detectada a presença de crómio, cádmio e chumbo.

Pilha com resíduo avícola e serrim (Pilha 4)

Para a realização deste ensaio foi usada uma pilha que apenas difere da anterior no agente condicionante utilizado: o serrim.

Apresenta-se no gráfico 4.38 o perfil de temperaturas observadas durante o período de compostagem, podendo-se facilmente distinguir as várias fases do processo.

Da análise do gráfico, constata-se, tal como para as pilhas anteriores, que a temperatura da base é sempre inferior à temperatura do meio da pilha e que até ao dia 8 a temperatura do topo é superior às restantes. A partir deste dia, é a temperatura do meio que apresenta valores mais elevados, podendo diferenciar-se as diferentes fases do processo.

Atendendo à temperatura do meio da pilha, pode distinguir-se a fase mesófila inicial, com temperaturas inferiores a 40°C até ao dia 9. Seguem-se 30 dias de fase termófila, com temperaturas superiores a 40°C, tendo-se atingido nos dias 27 e 29 um máximo de 62,8°C. Esta fase foi seguida de um período de arrefecimento até ao dia 76. Após este dia houve uma estabilização da temperatura até valores próximos da temperatura ambiente, ou seja, alcançou-se a fase de maturação.

Tal como nos ensaios anteriores, a variação dos valores de pH não foi significativa, iniciando-se com um pH de 8,2 e terminando com 8,4.

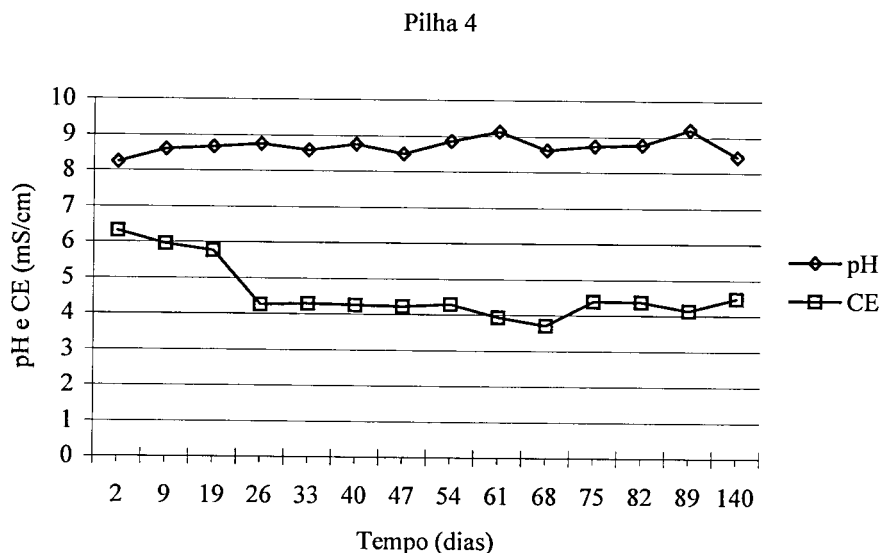


Gráfico 4.39: Evolução do pH e condutividade eléctrica (CE) durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Tal como o observado para a pilha de resíduos avícolas (Pilha 1), registou-se uma diminuição da condutividade eléctrica, mais acentuada durante a fase de degradação activa, partindo de valores de 6,3 mS/cm e atingindo 4,2 mS/cm no final da mesma. O valor registado no final do processo foi de 4,4, valor que é superior ao indicado na proposta de regulamentação: 2 mS/cm.

Pilha 4

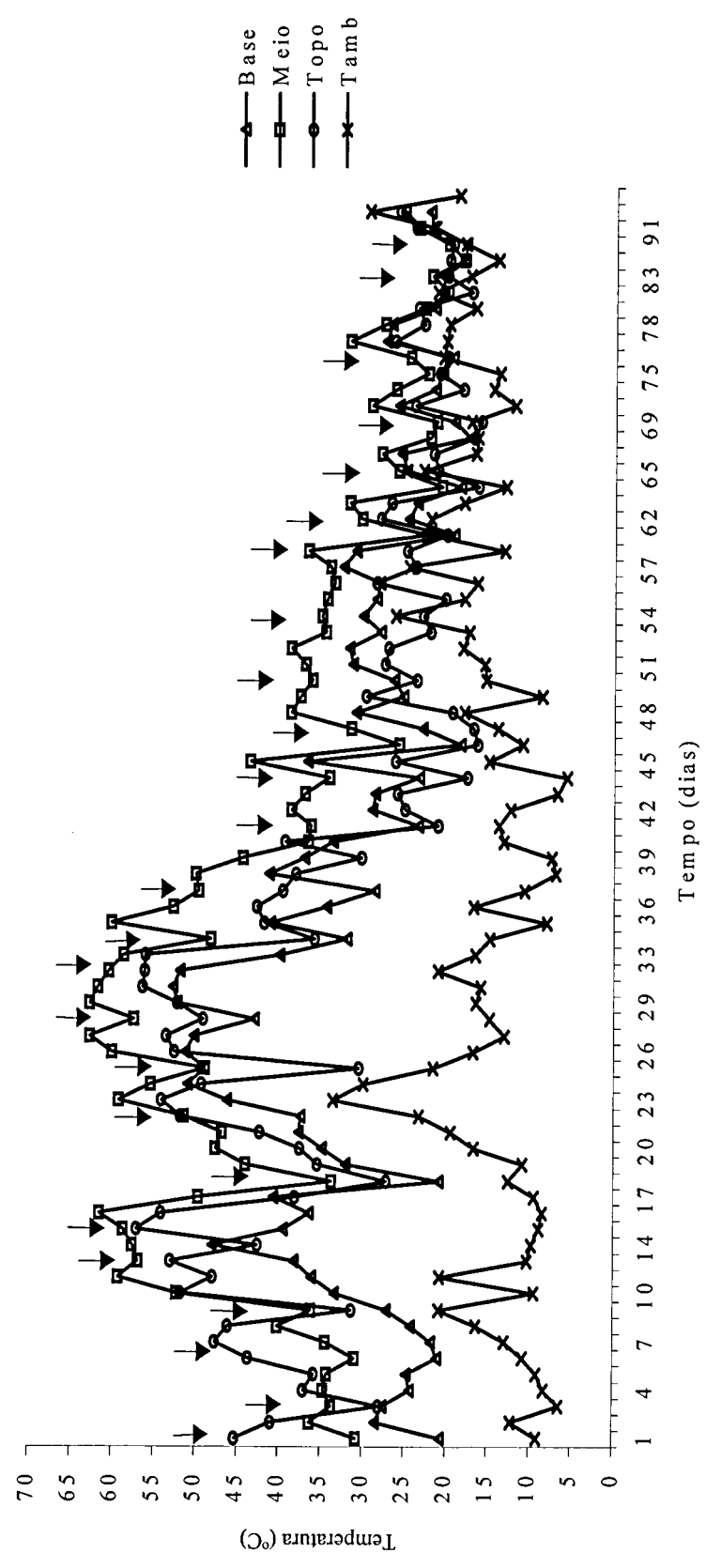


Gráfico 4.38: Evolução da temperatura durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4). As setas representam os dias de revolvimento.

Os resultados relativos à evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas estão expostos no gráfico seguinte.

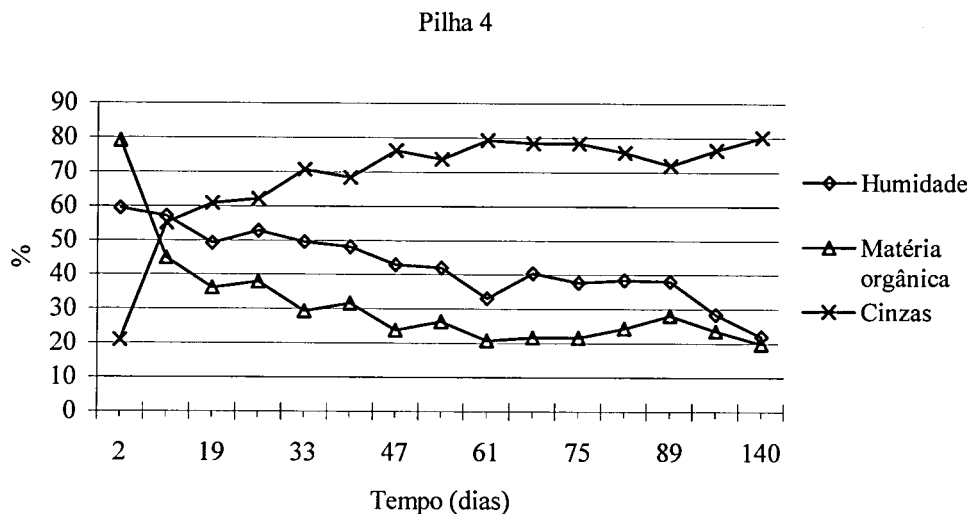


Gráfico 4.40: Evolução do teor de humidade, matéria orgânica e cinzas, em percentagem mássica, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

O teor de humidade da biomassa em compostagem tem tendência para diminuir em consequência da degradação da matéria orgânica, tal como se verifica pela análise do gráfico anterior. O valor inicial de 60% de humidade é considerado, por alguns autores, como o limite máximo de água presente na biomassa a compostar sem causar situações de anaerobiose. Quanto ao limite mínimo de 40%, este apenas foi ultrapassado no dia 61, ou seja, durante o período de arrefecimento. A última adição de água foi efectuada no dia 89, tendo-se registado um teor de aproximadamente 22% no final do processo.

Relativamente aos níveis de matéria orgânica estes decresceram ao longo do processo, como era expectável. O valor inicial de 79,1% de matéria orgânica decaiu para 19,9%, o que representa uma diminuição total de cerca de 75%. Este decréscimo foi mais evidente durante a fase de degradação activa (fase mesófila inicial e fase termófila) comparativamente à fase de maturação. A maior parte da degradação ocorreu nos primeiros 9 dias, ou seja, durante a fase mesófila.

Como as cinzas representam a matéria mineral presente na biomassa em compostagem, a sua variação é inversamente proporcional ao teor em matéria orgânica, tal como se observou para as pilhas anteriores.

A variação do carbono total foi idêntica à verificada para os ensaios anteriores, tal como se pode confirmar pela análise do gráfico que se segue.

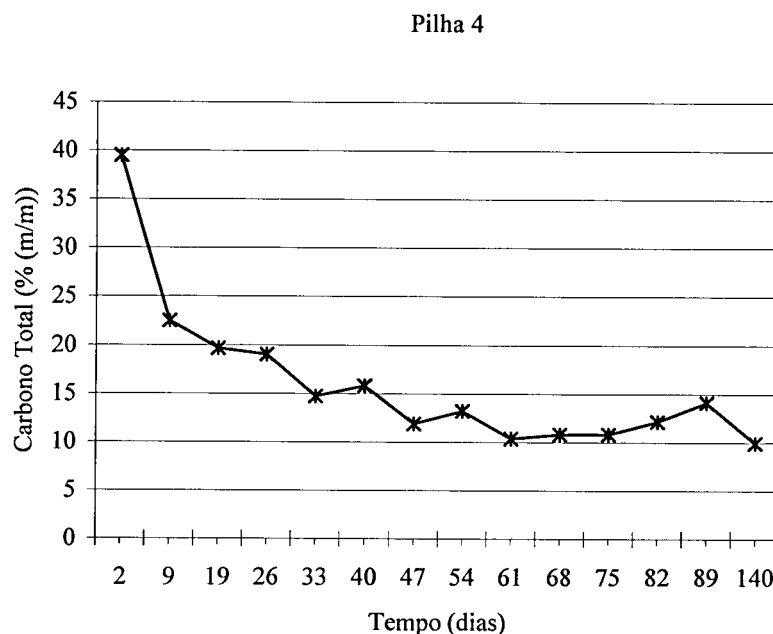


Gráfico 4.41: Evolução do teor de carbono total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

É evidente o decréscimo do nível de carbono total; no final do processo, o teor de carbono observado foi de 9,9%. No entanto, a eficiência global da degradação foi idêntica à registada para a pilha de resíduo avícola (Pilha 1), sendo a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) a que apresentou menor eficiência, isto não tendo em conta a pilha só de serrim (Pilha 2).

No que respeita à evolução do teor de azoto total (gráfico 4.42), verificou-se uma diminuição mais acentuada durante a fase de degradação activa, entre o dia 2 até ao dia 40, seguindo-se uma estabilização do seu valor. No início do processo, o teor de azoto foi de cerca de 3,4%, finalizando com cerca de 0,7%, o que representa uma diminuição de aproximadamente 79%.

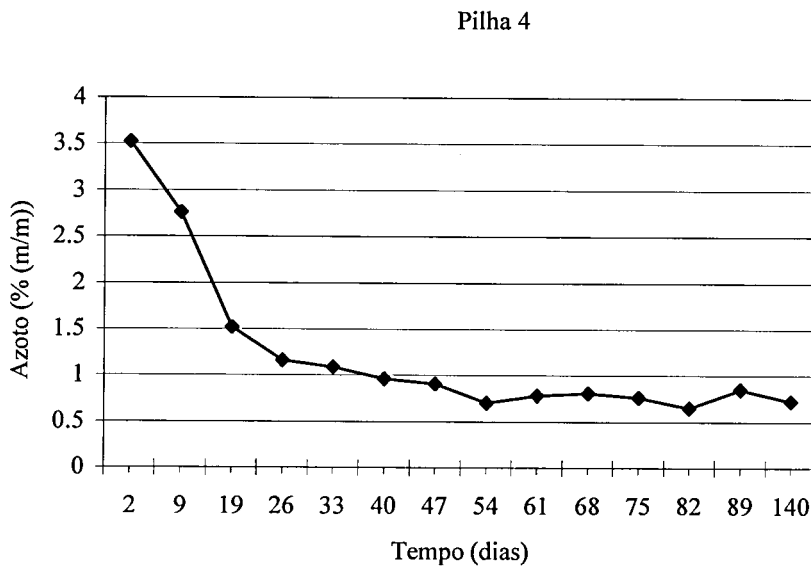


Gráfico 4.42: Evolução do teor de azoto total durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Neste caso, a diminuição do teor de azoto foi maior que na pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3), o que evidencia a influência do valor da relação C/N na retenção do azoto. De acordo com Duarte (2001), o teor em lenhina limita a biodegradabilidade dos resíduos orgânicos. Segundo Carolino (1991) (cit. in Silva *et al.*, 1997), o teor em lenhina da palha situa-se entre 1 e 2%, enquanto que para o pinheiro (serrim) o teor encontra-se entre 25 e 35%, o que comprova o diferente grau de biodegradabilidade. Portanto, a maior disponibilidade de carbono da palha permite evitar perdas de azoto em relação ao serrim cujo maior teor em lenhina limita a sua degradação.

A evolução dos níveis de nitratos (gráfico 4.43), seguiu o mesmo padrão dos ensaios anteriores. Observou-se um decréscimo até ao dia 82, registando-se ainda uma ligeira subida na fase de maturação. O que comprova que, no final do processo de compostagem, o composto é colonizado por bactérias nitrificantes. O valor final do teor de nitratos foi de 479,9 mg/kg ms.

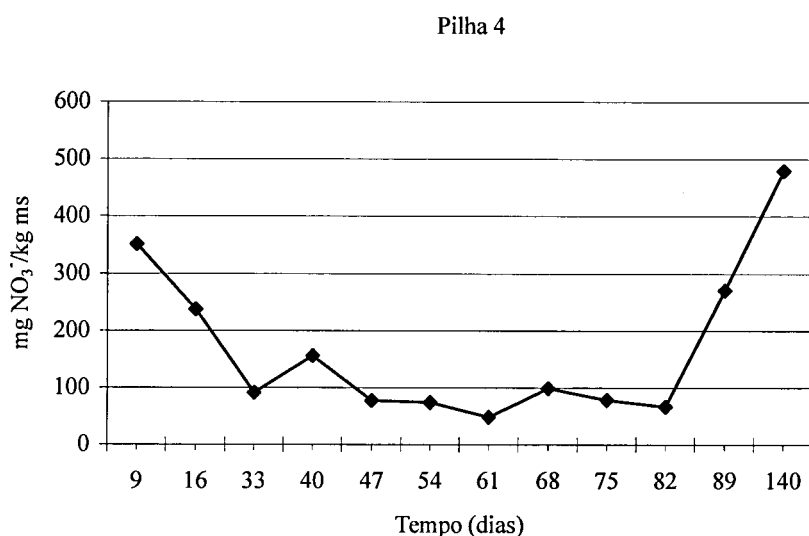


Gráfico 4.43: Evolução do teor de nitratos, em mg/kg de matéria seca, durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

A relação C/N inicial de 11,6:1 foi inferior à recomendada para o bom desenrolar do processo. Tal facto justifica o aumento desta relação que se verifica no início do processo de compostagem até se alcançar uma relação próxima de 19:1, no dia 54. Na fase de maturação registou-se um decréscimo dessa relação para valores de abaixo de 13,8:1. Comparando o valor final da relação C/N obtido para esta pilha com as restantes pilhas, constata-se que é a pilha de resíduo avícola que apresenta menor relação (9,1:1), pelo contrário, a pilha de resíduos avícola e palha apresentou a maior relação (14,7:1).

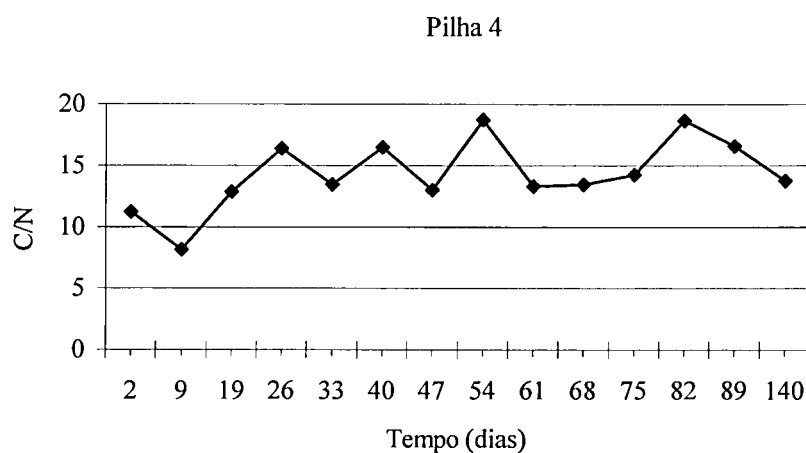


Gráfico 4.44: Evolução da relação C/N durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

O comportamento do teor de celulose bruta, apesar de irregular, denota uma tendência decrescente, partindo-se de um valor de 35,6% e terminando com 28,5%. Tal como já foi referido, não se pode concluir sobre o teor final de celulose bruta, somente acerca da sua tendência evolutiva.

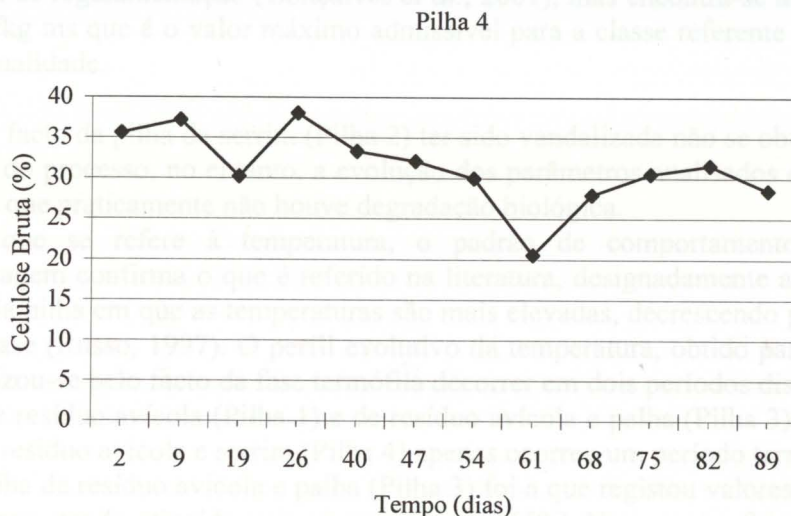


Gráfico 4.45: Evolução do teor de celulose bruta durante o processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Os resultados relativos à variação dos elementos minerais apresentam-se no gráfico seguinte.

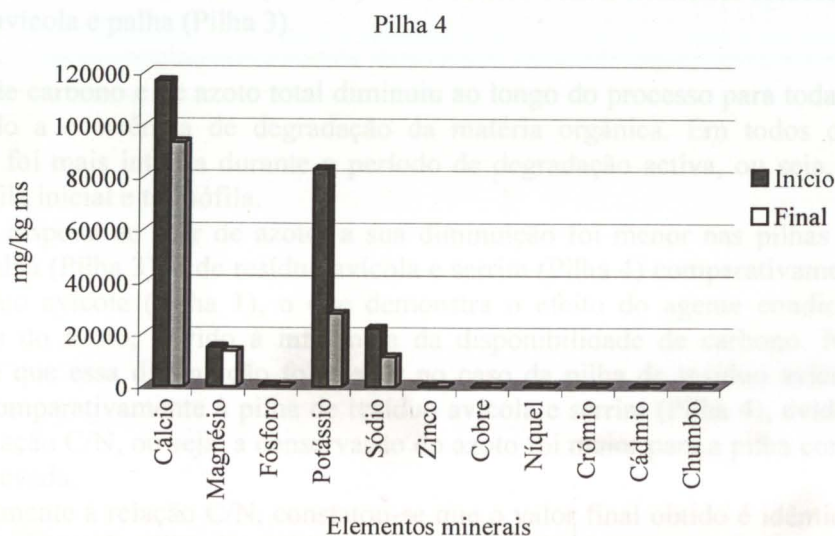


Gráfico 4.46: Teores de elementos minerais, em mg/kg de matéria seca, presentes no início e no final do processo de compostagem da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Mais uma vez, os nutrientes presentes em maior quantidade são o cálcio e o potássio, quer no início, quer no final do processo.

No que respeita aos teores em metais pesados, há apenas a salvaguardar que o teor em zinco, no final do processo, é de 367 mg/Kg ms. Este valor excede o limite apresentado na proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001), mas encontra-se abaixo do limite de 500 mg/kg ms que é o valor máximo admissível para a classe referente aos compostos de média qualidade.

Pelo facto da pilha de serrim (Pilha 2) ter sido vandalizada não se obtiveram resultados do final do processo, no entanto, a evolução dos parâmetros analisados durante os 82 dias mostrou que praticamente não houve degradação biológica.

No que se refere à temperatura, o padrão de comportamento das pilhas em compostagem confirma o que é referido na literatura, designadamente a existência de um núcleo da pilha em que as temperaturas são mais elevadas, decrescendo para a superfície e para a base (Russo, 1997). O perfil evolutivo da temperatura, obtido para as várias pilhas caracterizou-se pelo facto da fase termófila decorrer em dois períodos distintos no caso das pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e palha (Pilha 3), enquanto que na pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) apenas ocorreu um período termófilo.

A pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) foi a que registou valores mais elevados de temperatura, tendo atingido valores superiores a 65°C. No entanto, foi a pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) que apresentou um maior período de tempo para a fase termófila. Observações que evidenciam a influência do agente condicionante no desenrolar do processo.

A variação do nível de pH foi idêntica para as várias pilhas, terminando sempre com um valor superior a 8, ou seja, pH básico. No que respeita à evolução da condutividade eléctrica, constatou-se uma tendência decrescente para as pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) em contraste com a tendência crescente da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

O teor de carbono e de azoto total diminuiu ao longo do processo para todas as pilhas, evidenciando a ocorrência de degradação da matéria orgânica. Em todos os casos, a degradação foi mais intensa durante o período de degradação activa, ou seja, durante as fases mesófila inicial e termófila.

No que respeita ao teor de azoto, a sua diminuição foi menor nas pilhas de resíduo avícola e palha (Pilha 3), e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) comparativamente à pilha só de resíduo avícola (Pilha 1), o que demonstra o efeito do agente condicionante na conservação do azoto, devido à influência da disponibilidade de carbono. No entanto, observou-se que essa diminuição foi menor no caso da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3), comparativamente à pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), evidenciando o efeito da relação C/N, ou seja, a conservação do azoto foi maior para a pilha com a relação C/N mais elevada.

Relativamente à relação C/N, constatou-se que o valor final obtido é idêntico ao valor inicial para o caso da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) e da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), tendo ocorrido uma diminuição desta relação apenas para a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3).

A evolução dos elementos minerais foi idêntica para as três pilhas, ou seja, observou-se um decréscimo dos níveis destes elementos em relação ao valor inicial. Há a salientar,

relativamente aos teores de metais pesados, não ter sido detectada a presença de crómio, cádmio e chumbo nas várias pilhas de compostagem.

Da apreciação global dos resultados obtidos no processo de compostagem das várias pilhas pode-se concluir que é benéfico proceder à mistura dos resíduos avícolas com um agente condicionante como é o caso do serrim e da palha.

4.2. Análises Microbiológicas

As análises microbiológicas tiveram como objectivo:

- identificar a sucessão das populações microbianas envolvidas na compostagem; e
- avaliar a qualidade do composto em termos de indicadores de contaminação e em termos de microrganismos patogénicos.

Na identificação da sucessão de populações microbianas estudaram-se as populações heterotróficas de bactérias e de fungos totais porque são as populações predominantes num processo de compostagem. Como a compostagem envolve uma série de reacções que promovem uma sucessão de gamas de temperatura (mesófila e termófila) as análises foram efectuadas à temperatura de 30 e 55°C. Deste modo, pretendeu-se avaliar em cada uma das fases a presença de microrganismos mesófilos e termófilos quer em termos de células vegetativas quer em termos de esporos.

Na avaliação da qualidade do composto em termos microbiológicos foram utilizados os microrganismos indicadores universalmente aceites: coliformes totais, coliformes fecais e *Enterococcus faecalis*. Como microrganismo patogénico foi analisada a presença de *Salmonella spp.*

Numa primeira fase procedeu-se à caracterização dos vários materiais envolvidos no processo de compostagem (resíduo avícola, palha e serrim). Posteriormente, acompanhou-se a evolução do processo propriamente dito, tendo-se realizado as análises no início, a meio e no final do processo.

Nas tabelas seguintes são apresentados os valores obtidos na caracterização microbiológica dos materiais envolvidos. Por falta de valores, por vezes considerou-se o número de unidades formadoras de colónias inferior ao intervalo considerado óptimo: 20 a 80 UFC para os indicadores biológicos de poluição fecal e patogénicos e 30 a 300 UFC para a população heterotrófica bacteriana e de fungos.



Tabela 4.3: Caracterização microbiológica do resíduo avícola, da palha e do serrim. Resultados expressos em UFC/g ms.

Parâmetros			Avícola	Palha	Serrim
Indicadores Biológicos de Poluição Fecal e Patogénicos	Coliformes totais		7,1×10 ⁹	1,4×10 ⁴	1,0×10 ⁷
	Coliformes fecais		5,7×10 ⁹	n.d.	1,9 ×10 ⁴
	<i>Enterococcus faecalis</i>		1,6×10 ⁹	2,0×10 ⁶	n.d.
	<i>Salmonella spp.</i>		detectado	n.d.	n.d.
População Heterotrófica Bacteriana Total e Esporos	30°C	Células vegetativas	9,2×10 ⁹	8,9×10 ⁷	4,7×10 ⁷
		Esporos	4,8×10 ⁵	1,4×10 ³	6,9×10 ³
	55°C	Células vegetativas	5,4×10 ⁶	5,6×10 ⁵	3,0×10 ³
		Esporos	2,8×10 ⁴	1,8×10 ³	n.d.
População de Fungos Total	30°C	Células vegetativas	4,4×10 ⁴	n.d,	1,3×10 ⁶

n.d. – não detectada a sua presença em 25 g de amostra

De um modo geral, os resultados obtidos permitem concluir que o resíduo avícola contém um elevado número de unidades formadoras de colónias para todos os parâmetros analisados comparativamente aos restantes materiais analisados, tal como o esperado. Isto porque sendo o resíduo avícola o próprio excremento das galinhas é natural que seja o material mais rico em microrganismos. A presença de coliformes totais e de *Enterococcus faecalis* na palha pode ser devido ao facto de esta ser armazenada num estábulo onde facilmente se proliferam animais roedores. O serrim apresentou coliformes totais e fecais talvez porque este era acumulado no chão a céu aberto, sendo facilmente contaminado.

A pesquisa das características microbiológicas durante o processo de compostagem é ilustrada nas tabelas seguintes. Devido a dificuldades que surgiram no início do processo, não foi possível efectuar a análise no tempo zero, tendo-se procedido à primeira análise apenas no dia 7.

Na tabela 4.4 são descritos os resultados obtidos para as análises microbiológicas da pilha composta por resíduo avícola (Pilha 1). Neste caso, foram efectuadas análises na fase mesófila (7 dias) e na fase de maturação (131 dias).

Tabela 4.4: Evolução das populações microbiológicas na fase mesófila (7 dias) e na fase de maturação (131 dias) da pilha de resíduo avícola (Pilha 1). Resultados expressos em UFC/g ms.

Parâmetros		7 dias	131 dias
Indicadores Biológicos de Poluição Fecal e Patogénicos	Coliformes totais	$7,1 \times 10^6$	n.d
	Coliformes fecais	$6,7 \times 10^6$	n.d
	<i>Enterococcus faecalis</i>	$9,3 \times 10^8$	n.d
	<i>Salmonella spp.</i>	n.d.	n.d.
População Heterotrófica	30°C Células vegetativas	$8,2 \times 10^9$	$2,1 \times 10^7$
	Esporos	$1,0 \times 10^6$	$2,3 \times 10^5$
Bacteriana Total e Esporos	55°C Células vegetativas	$8,2 \times 10^6$	$6,6 \times 10^4$
	Esporos	$8,3 \times 10^5$	$1,2 \times 10^3$
População de Fungos Total	30°C Células vegetativas	$2,9 \times 10^6$	$3,3 \times 10^7$

n.d. – não detectada a sua presença em 25 g de amostra

Da observação dos resultados respeitantes aos microrganismos indicadores de poluição fecal e patogénicos podemos verificar que ocorreu uma higienização completa, pois estes não foram detectados no final da fase de maturação. Verificou-se que após 7 dias já não se detectou a presença de *Salmonella spp.*, o que confirma que estes microrganismos são muito sensíveis que mesmo não se tendo atingido temperaturas elevadas, as condições de competição com os outros microrganismos presentes na biomassa em compostagem tornam-se desfavoráveis que eles morrem. O mesmo pode ter acontecido com os coliformes, relativamente aos *Enterococcus faecalis*. Os coliformes, tal como a *Salmonella spp.*, que pertencem ao mesmo grande grupo de bactérias, sendo Gram-negativas e talvez por isso menos resistentes a condições adversas, do que as pertencentes ao género *Enterococos* que são Gram-positivas.

No que se refere às contagens da população heterotrófica total e esporos verificou-se uma diminuição das unidades formadoras de colónias da fase mesófila (dia 7) para a fase de maturação (dia 131). Comparando a população heterotrófica mesófila e termófila, observa-se que tanto no dia 7 como no dia 131 predomina a população mesófila, o que é concordante com as baixas temperaturas (< 40°C) que se registaram nesses dias.

Em relação à população de fungos total constatou-se um aumento no número de células vegetativas longo do processo a uma temperatura de 30°C. Esta observação pode ser justificada pelo facto dos fungos aparecerem na fase final do processo de compostagem, quando estamos perante condições de défice em termos de nutrientes, falta de humidade e baixas temperaturas.

Os resultados da evolução dos parâmetros microbiológicos referentes à pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) estão descritos na tabela 4.5.

Tabela 4.5: Evolução das populações microbiológicas na fase termófila (7 dias), no período de arrefecimento (40 dias) e na fase de maturação (96 dias) da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3). Resultados expressos em UFC/g ms.

Parâmetros		7 dias	40 dias	96 dias
Indicadores Biológicos de Poluição Fecal e Patogénicos	Coliformes totais	$2,5 \times 10^6$	n.d.	$3,5 \times 10^5$
	Coliformes fecais	n.d.	n.d.	n.d.
	<i>Enterococcus faecalis</i>	$4,8 \times 10^8$	$1,2 \times 10^6$	$8,5 \times 10^6$
	<i>Salmonella spp.</i>	n.d.	n.d.	n.d.
População Heterotrófica Bacteriana Total e Esporos	30°C	Células vegetativas	$3,0 \times 10^9$	$5,8 \times 10^8$
		Esporos	$2,5 \times 10^5$	$9,7 \times 10^5$
	55°C	Células vegetativas	$1,5 \times 10^7$	$5,4 \times 10^4$
		Esporos	$1,0 \times 10^5$	$5,2 \times 10^4$
População de Fungos Total	30°C	Células vegetativas	$3,0 \times 10^4$	$6,2 \times 10^6$
			$5,3 \times 10^7$	

n.d. – não detectada a sua presença em 25 g de amostra

Os resultados obtidos indicam que houve, do dia 40 (período de arrefecimento) para o dia 96 (fase de maturação) uma recontaminação da pilha em termos de coliformes totais. A recontaminação pode ter acontecido durante os revolvimentos ou pelo facto de no dia 82 ter ocorrido a vandalização das pilhas por animais, mais propriamente, cabras de um rebanho que se encontravam num terreno contíguo ao do centro de compostagem.

Quanto aos coliformes fecais, não foram detectadas unidades formadoras de colónias. Tal facto pode ser explicado pela eliminação deste microrganismo logo no início do processo devido às elevadas temperaturas (acima dos 50°C) que se registaram. No que respeita aos *Enterococcus faecalis*, constata-se que estes apresentaram sempre maior número de unidades formadoras de colónias relativamente aos coliformes, o que denota uma maior termotolerância comparativamente aos restantes organismos patogénicos. Como o número final de unidades formadoras de colónias foi de $8,5 \times 10^6$ significa que não houve higienização, visto que este ultrapassa o limite legal de $5,0 \times 10^3$ proposto por Zucconi e De Bertoldi (1987) (cit. in Queda, 2001). No entanto, não é de excluir a hipótese de a sua presença ser devido à vandalização das pilhas.

Verifica-se que a população heterotrófica bacteriana total sofreu um decréscimo, contrariamente aos esporos dos microrganismos mesófilos que aumentaram da fase de arrefecimento para a fase de maturação. Constata-se que no início do processo o número de colónias de células vegetativas termófilas (55°C) foi elevado, o que é concordante com a fase termófila em que se encontrava a pilha, no entanto, apresentou um valor mais baixo do que os mesófilos.

Dos resultados obtidos para a população de fungos, constatou-se que houve um aumento progressivo das células vegetativas com o decorrer do processo, tal como se observou para o ensaio anterior.

Na tabela 4.6 são apresentados os resultados relativos à evolução das características microbiológicas da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Tabela 4.6: Evolução das populações microbiológicas na fase mesófila (7 dias), período de arrefecimento (40 dias) e na fase de maturação (96 e 131 dias) da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4). Resultados expressos em UFC/g ms.

Parâmetros			7 dias	40 dias	96 dias	131 dias
Indicadores Biológicos de Poluição Fecal e Patogénicos	Coliformes totais		n.d.	$1,4 \times 10^4$	n.d.	n.d.
	Coliformes fecais		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	<i>Enterococcus faecalis</i>		$1,6 \times 10^8$	$9,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^4$	$4,0 \times 10^3$
	<i>Salmonella spp.</i>		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
População Heterotrófica Bacteriana Total e Esporos	30°C	Células vegetativas	$4,8 \times 10^9$	$2,2 \times 10^6$	$4,7 \times 10^6$	$3,6 \times 10^4$
		Esporos	$1,0 \times 10^6$	$4,1 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2,7 \times 10^4$
	55°C	Células vegetativas	$6,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^4$	$1,8 \times 10^3$	$4,0 \times 10^4$
		Esporos	$1,2 \times 10^4$	$2,7 \times 10^3$	$1,4 \times 10^3$	$1,2 \times 10^4$
População de Fungos Total	30°C	Células vegetativas	$7,6 \times 10^4$	$4,0 \times 10^3$	$3,8 \times 10^6$	$3,5 \times 10^7$

n.d. – não detectada a sua presença em 25 g de amostra

Da análise dos resultados obtidos para os indicadores biológicos de poluição e patogénicos ressalta o valor relativo ao dia 7, devido ao facto de não ter sido detectada qualquer colónia de coliformes. Provavelmente, este valor não corresponde à realidade porque não se efectuaram as diluições correctas aquando da respectiva análise, pois foram feitas diluições de 10^{-4} a 10^{-6} no dia 7, o que demonstrou não ter sido adequado, visto que tendo alterado a diluição no dia 40 para 10^{-2} até 10^{-4} já se detectaram coliformes.

Verifica-se que ocorreu uma eliminação progressiva dos *Enterococcus faecalis*, tendo-se terminado com $4,0 \times 10^3$ unidades formadoras de colónias, valor que se encontra dentro do limite proposto por Zucconi e De Bertoldi (1987) (cit. in Queda, 2001) que é de $5,0 \times 10^3$.

A população heterotrófica bacteriana total apresentou um decréscimo durante o processo, tal como se constatou para os ensaios anteriores. Tendo-se registado o oposto para a população de fungos. Confrontando os resultados da população bacteriana mesófila (30°C) e termófila (55°C) observa-se que a população mesófila é sempre superior à termófila, exceptuando o dia 131 em que os valores são idênticos.

Da apreciação global dos resultados, verificou-se que os coliformes fecais são mais sensíveis comparativamente aos coliformes totais e *Enterococcus faecalis*. Quanto à resistência dos microrganismos, os *Enterococcus faecalis* são os microrganismos do grupo dos indicadores biológicos de poluição fecal mais resistentes e as *Salmonellas spp.* são microrganismos pouco termotolerantes. Durante a fase de degradação activa processa-se a higienização da biomassa em compostagem, havendo uma melhoria do produto final na fase de maturação.

Observou-se que a população heterotrófica total sofreu um decréscimo com o decorrer do processo, sendo a população heterotrófica mesófila bacteriana sempre maior que a população termófila. Constatou-se que para todas as pilhas o número de bactérias termófilas se encontra abaixo do referido por Miller (1992) (cit. in Silveira, 1997): 10^8 – 10^{12} /g substrato (55-65°C). O número de unidades formadoras de colónias de células

vegetativas é sempre maior que a dos esporos, isto é, apenas parte da população bacteriana total produz esporos. Quanto à população de fungos total, esta exibiu um comportamento inverso ao da população heterotrófica bacteriana, ou seja, sofreu um aumento com o decorrer do processo.

4.3. Caracterização do Composto

Após a realização dos ensaios de compostagem, foram estudadas as características físico-químicas e biológicas dos compostos obtidos. O objectivo deste estudo consistiu em avaliar a qualidade, bem como o grau de estabilidade e de maturação dos diferentes compostos, comparando com a regulamentação existente nesta área.

Em todas as pilhas, após os 140 dias de compostagem, o produto final apresentava um aspecto distinto do original, caracterizado por uma cor castanha escura, textura similar e cheiro a terra húmida.

4.3.1. Caracterização Física

A caracterização física do composto consistiu na determinação da massa específica real e na análise granulométrica.

Os resultados obtidos no que se refere à massa específica (ME) estão descritos na tabela seguinte.

Tabela 4.7: Valores obtidos, em kg/m^3 , para a massa específica (ME) real dos compostos obtidos.

Composto	ME real (Kg/m^3)
Pilha só de resíduo avícola (1)	846
Pilha de resíduo avícola e palha (3)	1038
Pilha de resíduo avícola e serrim (4)	803

Da análise da tabela constata-se que o composto resultante da degradação da pilha de resíduo avícola e palha é o que apresenta maior massa específica, os restantes compostos possuem valores muito idênticos entre si.

Não se efectuou a análise granulométrica relativa à pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) porque no final do processo de compostagem esta pilha apresentava dimensões reduzidas, o que favoreceu a formação de agregados, os quais não representam, na realidade, a granulometria do composto.

No que respeita à análise granulométrica, verifica-se pela tabela seguinte que ambos os compostos apresentam, na sua maioria uma granulometria superior a 2 mm e inferior a 4,75 mm. De acordo com a proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001), os compostos destinados à utilização na agricultura deverão na sua maioria (99%) passar por

um crivo (de malha quadrada) de 20 mm, constata-se que ambos os compostos satisfazem este requisito.

Tabela 4.8: Análise granulométrica, em percentagem mássica, referente ao composto obtido da pilha só de resíduo avícola (Pilha 1) e da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4).

Malha	Pilha 1	Pilha 4
4,75 mm	10,6	5,9
2 mm	42,0	33,3
1,70 mm	5,8	6,5
850 μm	19,2	25,1
425 μm	10,4	14,1
300 μm	3,5	4,6
180 μm	3,6	4,4
150 μm	1,2	1,3
75 μm	2,5	3,1
< 75 μm	1,3	1,7

4.3.2. Caracterização Físico-Química

O resumo da caracterização físico-química dos compostos é apresentada na tabela 4.9.

Da apreciação dos resultados obtidos, constata-se que os compostos finais apresentam propriedades alcalinas, podendo, por conseguinte servir como correctivo para os solos ácidos. No entanto, a condutividade eléctrica é superior à recomendada na proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001) relativa à qualidade do composto, que impõe um valor inferior a 2 mS/cm, podendo constituir um factor de inibição da germinação para as culturas (Gonçalves *et al.*, 2001). Deste modo, seria necessário restringir a sua utilização às culturas tolerantes e muito tolerantes que suportam valores de condutividade eléctrica de 3 a 6 mS/cm e de 6 a 12 mS/cm respectivamente (Santos, 1995). Como exemplos de culturas tolerantes refiram-se a videira e a batateira e de culturas muito tolerantes refiram-se a cevada e o algodão.

Tabela 4.9: Caracterização físico-química dos compostos obtidos.

Parâmetros	Pilha 1	Pilha 3	Pilha 4
pH	8,3	8,7	8,4
Condutividade eléctrica (mS.cm ⁻¹)	5,2	3,9	4,5
Humidade (%)	18,5	52,6	22,1
Matéria orgânica (% ms)	17,0	24,9	19,9
Carbono total (% ms)	8,5	12,5	9,9
Azoto total (% ms)	0,9	0,9	0,7
Relação C/N	9,1	14,7	13,8
CaO (mg.Kg ⁻¹ ms)	108 103	114 246	93 486
MgO (mg.Kg ⁻¹ ms)	13 221	17 142	13 660
P ₂ O ₅ (mg.Kg ⁻¹ ms)	236,4	498,2	182,1
K ₂ O (mg.Kg ⁻¹ ms)	36 182	41 515	28 060
Na (mg.Kg ⁻¹ ms)	12 888	15 228	11 377
Zn (mg.Kg ⁻¹ ms)	200,4	191,1	367,0
Cu (mg.Kg ⁻¹ ms)	62,8	72,1	55,1
Ni (mg.Kg ⁻¹ ms)	16,2	16,6	10,5
Cr (mg.Kg ⁻¹ ms)	n.d.	n.d.	n.d.
Cd (mg.Kg ⁻¹ ms)	n.d.	n.d.	n.d.
Pb (mg.Kg ⁻¹ ms)	n.d.	n.d.	n.d.

ms – matéria seca; n.d. – não detectado

A relação C/N é utilizada como indicador do grau de maturação de um composto, definindo a sua qualidade agronómica. Muitos autores referem que uma relação C/N inferior a 20 é indicativa de um grau de maturação aceitável, sendo uma relação inferior a 15 preferível (Queda, 1999). Facto que é reforçado com a opinião de Juste (1983) (cit. in Queda, 1999), uma relação C/N igual ou inferior a 15:1 é indicada para que um composto seja considerado com um grau de maturação aceitável. Deste modo, com base na relação C/N podemos considerar que os compostos obtidos se encontram maturados.

Os compostos possuem igualmente quantidades apreciáveis de matéria orgânica e de vários nutrientes, nomeadamente, cálcio, potássio e magnésio, constituindo deste modo um bom correctivo orgânico.

Relativamente ao teor em metais pesados, verifica-se que os seus níveis são inferiores aos valores limites impostos na proposta de regulamentação (Gonçalves *et al.*, 2001), que são, para os compostos com a qualidade mais elevada (valores em mg/kg ms), os seguintes: Cd – 0,7, Pb – 100, Cu – 100, Cr – 100, Ni – 50 e Zn – 200. Há apenas a salguardar que o teor em zinco da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) embora excedendo o limite apresentado, encontra-se abaixo do limite de 500 mg/kg ms que é o valor máximo admissível para a classe referente aos compostos de média qualidade.

4.3.2. Caracterização Microbiológica

Os resultados relativos à caracterização microbiológica dos diferentes compostos são apresentados na tabela seguinte.

Tabela 4.10: Caracterização microbiológica dos compostos obtidos. Resultados expressos em UFC/g ms.

Parâmetros			Pilha 1	Pilha 3	Pilha 4
Indicadores Biológicos de Poluição e Patogénicos	Coliformes totais		n.d.	$3,5 \times 10^5$	n.d.
	Coliformes fecais		n.d.	n.d.	n.d.
	<i>Enterococcus faecalis</i>		n.d.	$8,5 \times 10^6$	$4,0 \times 10^3$
	<i>Salmonella spp.</i>		n.d.	n.d.	n.d.
População Heterotrófica Total e Esporos	30°C	Células vegetativas	$2,1 \times 10^7$	$1,4 \times 10^8$	$3,6 \times 10^4$
		Esporos	$2,3 \times 10^5$	$1,4 \times 10^6$	$2,7 \times 10^4$
	55°C	Células vegetativas	$6,6 \times 10^4$	$1,2 \times 10^5$	$4,0 \times 10^4$
		Esporos	$1,2 \times 10^3$	$5,2 \times 10^4$	$1,2 \times 10^4$
População de Fungos Total	30°C	Células vegetativas	$3,3 \times 10^7$	$5,3 \times 10^7$	$3,5 \times 10^7$

n.d. – não detectada a sua presença em 25 g de amostra.

A partir destes resultados verificamos que apenas a pilha de resíduo avícola (Pilha 1) sofreu uma higienização completa, o que não era de esperar. Visto que comparando o perfil evolutivo da temperatura das 3 pilhas, verifica-se que a pilha de resíduo avícola (Pilha 1) atingiu a temperatura máxima de 50°C apenas durante 2 dias, enquanto que a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) e pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) atingiram temperaturas acima dos 55°C por um período superior a 7 dias. Constata-se que os microrganismos do grupo dos *Enterococcus faecalis* foram os mais resistentes, ultrapassando na pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) o valor estipulado na proposta de regulamentação de Zucconi *et al.* (1987), que é de $5,0 \times 10^3$ unidades formadoras de colónias. Relativamente à *Salmonella spp.* as temperaturas atingidas foram suficientes para a sua eliminação nas 3 pilhas.

No que respeita à população heterotrófica, constata-se que é a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) a que apresenta maior número de microrganismos (bactérias e fungos) por grama de composto. Nas pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) a população de fungos predomina sobre a bacteriana.

4.3.3. Avaliação do Grau de Maturação/Estabilidade

A avaliação do grau de maturação/estabilidade dos compostos foi efectuada recorrendo aos seguintes parâmetros: razão entre os ácidos húmicos e fúlvicos, teste de auto-aquecimento e índice de germinação.

Os resultados referentes à razão entre os ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF) estão representados no gráfico seguinte.

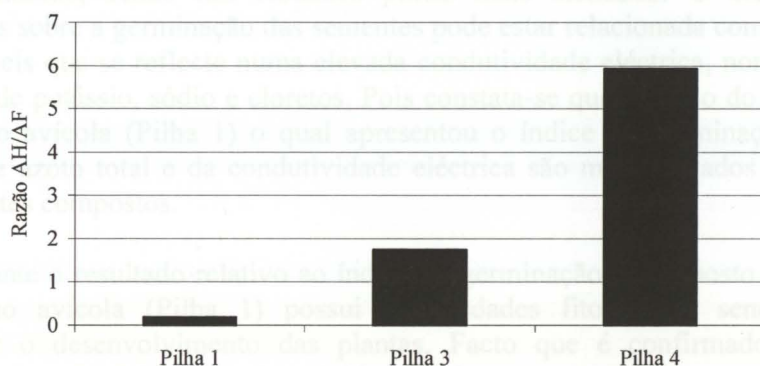


Gráfico 4.47: Razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (AH/AF) dos compostos obtidos.

No que respeita à razão AH/AF apenas as pilhas de resíduo avícola e palha (Pilha 3) e a de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) registam um índice superior a 1. Estes resultados permitem concluir que o processo de compostagem permitiu obter um composto suficientemente maturado (Roletto *et al.*, 1985, cit. in. Costa *et al.*, 2001).

Tabela 4.11: Grau de maturação dos compostos obtidos no teste de auto-aquecimento.

	Pilha 1	Pilha 3	Pilha 4
Temperatura máxima (°C)	30	25	26
Grau de maturação	IV	V	V

Mediante os valores da temperatura registados, obteve-se o grau de maturação IV para o composto da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) e maturação V para os restantes. É considerado um composto maturado o que não ultrapassar os 40°C (graus IV e V), quando submetido ao teste de auto-aquecimento em vasos de Dewar (Gonçalves *et al.*, 2001). O que significa que os compostos estão maturados, evidenciando que os 140 dias foram suficientes para o desenrolar do processo de compostagem.

Tabela 4.12: Variação do número de sementes germinadas, em percentagem, com o aumento de concentração de composto (10, 20, 30 e 40%).

	10%	20%	30%	40%
Controlo	20 sementes germinadas			
Pilha 1	40%	10%	0	0
Pilha 3	50%	40%	40%	20%
Pilha 4	60%	50%	50%	10%

Comparando os resultados relativos ao índice de germinação, pode-se verificar que ocorre um decréscimo na percentagem de sementes germinadas com o aumento da concentração do composto. No caso da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) esse decréscimo é

mais acentuado, sendo nas restantes pilhas mais atenuado. O efeito inibitório dos compostos sobre a germinação das sementes pode estar relacionada com o elevado teor em sais solúveis que se reflecte numa elevada condutividade eléctrica, nomeadamente com a presença de potássio, sódio e cloretos. Pois constata-se que no caso do composto da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) o qual apresentou o índice de germinação mais baixo, os valores de azoto total e da condutividade eléctrica são mais elevados comparativamente aos restantes compostos.

Mediante o resultado relativo ao índice de germinação o composto resultante da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) possui propriedades fitotóxicas, sendo susceptível de prejudicar o desenvolvimento das plantas. Facto que é confirmado pelos resultados referentes à razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos e ao teste de auto-aquecimento. Estes resultados confirmam que a relação C/N não poderá ser um indicador absoluto do grau de maturação, visto que, apesar, do composto resultante da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) possuir a menor relação C/N comparativamente aos restantes compostos, foi o que demonstrou ser o menos maturado/estável pelos restantes testes.

A qualidade dos restantes compostos é muito similar, visto que apesar do composto da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) se mostrar menos inibitório em termos de germinação de sementes com a máxima concentração (40%) relativamente ao composto da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), este último possui uma razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos bem superior.

Assim, os resultados mostram que um teste não é por si só suficiente para avaliar a qualidade dos compostos, sendo necessário conjugar os diferentes testes.

Pela apreciação geral dos resultados obtidos, pode-se inferir que a compostagem como via de tratamento dos resíduos avícolas é mais eficiente quando é feita procedendo-se à mistura destes com outros materiais que possam servir como fonte de carbono, como é o caso da palha e do serrim. A mistura do resíduo avícola com a palha, comparativamente à mistura do resíduo avícola com serrim, não apresentou mais valias quer em termos de rapidez do processo, quer na qualidade do composto final. Assim, torna-se mais vantajoso ambiental e economicamente proceder à compostagem dos resíduos avícolas juntamente com o serrim, visto que a palha é considerado um material nobre pois serve para a alimentação de animais (Queda, 1999).

5. CONCLUSÃO

Os ensaios de compostagem efectuados demonstraram que a evolução dos parâmetros físicos, químicos e biológicos está relacionada com a manutenção realizada em termos de arejamento e teor de humidade, bem como com as características dos resíduos a compostar, nomeadamente com a disponibilidade de carbono e azoto.

A utilização do agente de suporte e o ciclo de revolvimento de 3 dias, durante a fase activa de degradação, e de 7 dias, durante a fase de arrefecimento e maturação, mostraram ser um parâmetro operacional adequado à compostagem dos resíduos envolvidos, assegurando os níveis de oxigénio necessário à manutenção das condições aeróbias e permitindo o controlo da temperatura. Relativamente ao uso de agentes condicionantes, verificou-se terem os mesmos sido benéficos ao desenrolar do processo de compostagem. Da análise da evolução dos vários parâmetros analisados, constata-se que estes foram influenciados pela utilização dos agentes condicionantes, principalmente o parâmetro referente ao teor de azoto total, visto ter ocorrido diferentes percentagens de conservação do azoto consoante o valor da relação C/N.

No que se refere à temperatura, o perfil evolutivo obtido para as várias pilhas caracterizou-se pelo facto da fase termófila decorrer em dois períodos distintos no caso das pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e palha (Pilha 3), enquanto que na pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) apenas ocorreu um período termófilo. A pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) foi a que registou valores mais elevados de temperatura, tendo atingido valores superiores a 65°C. No entanto, foi a pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) que apresentou um maior período de tempo para a fase termófila.

Quanto ao pH as várias pilhas não sofreram variações significativas, apresentando propriedades alcalinas, podendo, por conseguinte servir como correctivo para os solos ácidos. No que respeita à evolução da condutividade eléctrica, constatou-se uma tendência decrescente para as pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) em contraste com a tendência crescente da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3). Todas as pilhas registaram um valor de condutividade eléctrica superior à recomendada na proposta de regulamentação relativa à qualidade do composto.

O teor de carbono e de azoto total diminuiu ao longo do processo para todas as pilhas, tendo a degradação sido mais intensa durante o período de degradação activa. A diminuição do teor de azoto foi menor nas pilhas de resíduo avícola e palha (Pilha 3), e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) comparativamente à pilha só de resíduo avícola (Pilha 1), o que demonstra o efeito do agente condicionante na conservação do azoto. No entanto, observou-se que essa diminuição foi menor no caso da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3), comparativamente à pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), evidenciando o efeito da relação C/N, ou seja, a conservação do azoto foi maior para a pilha com a relação C/N mais elevada.

No geral, a higienização da biomassa em compostagem processou-se durante a fase de degradação activa, havendo uma melhoria do produto final na fase de maturação. A pilha de resíduo avícola (Pilha 1) sofreu uma higienização completa. Os microrganismos do grupo dos *Enterococcus faecalis* foram os mais resistentes, ultrapassando na pilha de

resíduo avícola e palha (Pilha 3) o valor estipulado na proposta de regulamentação. No que respeita à população heterotrófica, foi a pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) a que apresentou maior número de microrganismos (bactérias e fungos) por grama de composto. Nas pilhas de resíduo avícola (Pilha 1) e de resíduo avícola e serrim (Pilha 4) a população de fungos predominou sobre a bacteriana.

Os compostos obtidos possuem quantidades apreciáveis de matéria orgânica e de vários nutrientes, nomeadamente, cálcio, potássio e magnésio, constituindo deste modo um bom correctivo orgânico de solos agrícolas. Relativamente ao teor em metais pesados, verifica-se que os seus níveis são inferiores aos valores limites impostos na proposta de regulamentação. No entanto, a elevada salinidade observada limita a sua utilização, havendo a necessidade de atender à tolerância das culturas à salinidade.

Mediante o resultado relativo ao índice de germinação o composto resultante da pilha de resíduo avícola (Pilha 1) possui propriedades fitotóxicas, sendo susceptível de prejudicar o desenvolvimento das plantas. A qualidade dos restantes compostos é muito similar, visto que apesar do composto da pilha de resíduo avícola e palha (Pilha 3) se mostrar menos inibitório em termos de germinação de sementes com a máxima concentração (40%) relativamente ao composto da pilha de resíduo avícola e serrim (Pilha 4), este último possui uma razão ácidos húmicos/ácidos fúlvicos bem superior.

A compostagem dos resíduos avícolas em mistura com os resíduos florestais (serrim) conduz à obtenção de um composto com um razoável grau de maturação, o que não acontece no caso da compostagem isolada de resíduos avícolas. A compostagem do resíduo avícola com a palha, não apresentou mais-valias, quer em termos de rapidez do processo, quer na qualidade do composto final, comparativamente à mistura do resíduo avícola com o resíduo florestal. Tal comprova que a mistura do resíduo avícola com resíduo florestal constitui uma alternativa vantajosa para a resolução dos problemas ambientais na região em estudo.

Trabalho Futuro

Findo este trabalho de investigação, indicam-se alguns aspectos importantes, dos quais se destacam, como recomendações e sugestões, os seguintes:

- proceder a uma vedação mais eficaz da área do centro de compostagem;
- desenvolver ou aferir técnicas laboratoriais de custo reduzido para avaliar o funcionamento do processo de compostagem, nomeadamente no que se refere aos métodos de análise da celulose bruta;
- utilizar um agente de suporte não biodegradável e de fácil separação;
- efectuar a análise dos cloretos e a sua relação com a fitotoxicidade;
- controlar e analisar os lixiviados de modo a evitar a contaminação do solo;
- utilizar outras metodologias que permitam avaliar a sucessão das populações microbianas, como por exemplo DGGE;
- determinar o teor de inertes, nomeadamente pedras.

Na sequência do trabalho realizado considera-se importante prosseguir com:

- o estudo da evolução de parâmetros bioquímicos durante a co-compostagem, nomeadamente, a pesquisa das actividades enzimáticas relacionadas com o ciclo do

carbono, do azoto e do fósforo, e a sua relação com as populações microbianas e com a qualidade do composto;

- a investigação da co-compostagem usando um sistema de pilhas estáticas arejadas comparativamente com um sistema fechado;
- o estudo ao nível da aplicação do composto no terreno, avaliando os respectivos benefícios agronómicos.

BIBLIOGRAFIA

Alfreid A., Peters S., Tebbe C. C., Ranger A., Insam H., -“Microbial Community Dynamics During Composting of Organic Matter as Determined by 16S Ribosomal DNA Analysis”, *Compost Science & Utilization*, 10 (4), 303 – 312, 2002.

American Public Health Association (APHA), -“Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”, USA, 1992.

Balis, C., Antonakou, M., -“Composting and Bioremediation”, Workshop Improlive-2000, (www.nf-2000.org/publications/q30011a1.pdf), [acedido a 4 de Fevereiro de 2003].

Berardino, S., -“Curso de Digestão Anaeróbia – Digestão Anaeróbia de Resíduos e Aproveitamento Energético do Biogás”, INETI, 1997.

Boulter J. L., Trevors J. T., Boland G. J., -“Microbial Studies of Compost: Bacterial Identification and their Potential for Turfgrass Pathogen Suppression”, *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 18 (7), 661 – 671, 2002.

Brito, L. M. C. M., -“Efeito das Lamas Celulósicas e dos Resíduos Sólidos Urbanos na Germinação e Emergência de Culturas Hortícolas”, *Actas de Horticultura*, Vol. 18: 432 – 436, II Congresso Ibero-americano e III Congresso Ibérico de Ciências Hortícolas, Vila Moura, 1997.

Bruce, M. P., Lau, A. K., -“Odour Production and Oxygen Consumption under Controlled Composting Conditions”, (www.compost.org/williamCheuk.pdf), [acedido a 4 de Fevereiro de 2003].

Cahyani, V.R., Watanabe. A., Matsuya K., Asakawa, S., Kimura M., -“Succession of Microbiota Estimated by Phospholipid Fatty Acid Analysis and Changes in Organic Constituents during the Composting Process of Rice Straw”, *Soil Science and Plant Nutrition*, 48 (5), 735 – 743, 2002.

Charest, M. H., Beauchamp, C. J., -“Composting of De-inking Paper Sludge with Poultry Manure at Three Nitrogen Levels Using Mechanical Turning: Behaviour of Physico-chemical Parameters”, *Bioresource Technology*, 81 (1), 7 – 17, 2002.

Chen, Y., Markovitch, O., Veeken, A., Blok, W., -“The Effect of Compost Organic Matter Quality on Disease Suppressiveness Against *Pythium ultimum*”, (http://ntmf.mf.wau.nl/wnmrc/proposal/2001-18_Chen-Markovitch.doc), [acedido a 4 de Fevereiro de 2003].

Christoph, C. T. -“Nucleic Acid Techniques to Characterize Microbial Communities in Composting Material”, (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/microbialecolgy.htm>), [acedido a 11 de Dezembro de 2002].

Costa, J. B., -“Caracterização e Constituição do Solo”, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 1991.

Costa, M. M., Fernandes, A., -“ Valorização Agronómica de Resíduos da Indústria Têxtil: Lamas e Fibras de Algodão”, Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos, Viana do Castelo, 2001.

De Bertoldi, M., -“Compost Quality and Standard Specifications: European Perspective”, In: Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects, Renaissance Publications, Ohio, 1993.

De Bertoldi, M., -“The Control of the Process and Compost Quality”, International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Wastes and the Environmental, Rhombos Verlag, Berlin, 1999.

Decisão da Comissão n.º 2000/532/CE, -“Novo Catálogo Europeu de Resíduos – CER”, JOL 226, de 20 de Dezembro de 2000.

Decisão da Comissão n.º 98/488/CE, -“Establishing the Ecological for Award of the Community Ecolabel to Soil Improvers”, JOL 219, p. 59, de 7 de Agosto.

Decisão da Comissão n.º 2001/688/CE, -“Establishing the Ecological for Award of the Community Ecolabel to Soil Improvers”, de 28 de Agosto de 2001, (http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/soil_improvers.htm), [acedido a 4 de Dezembro de 2001].

Decreto-Lei n.º 239/97, -“Estabelece as Regras a que Fica Sujeita a Gestão dos Resíduos” Diário da República – I Série-A, de 9 de Setembro de 1997, p. 4775 - 4780.

Decreto-Lei n.º 152/2002, -“Estabelece o Regime Jurídico a que Fica Sujeito o Procedimento para a Emissão de Licença, Instalação, Exploração, Encerramento e Manutenção Pós-encerramento de Aterros”, Diário da República – I Série-A, de 23 de Maio de 2002, p. 4680 – 4699.

Direcção Geral do Ambiente, -“Exemplos de Compostagem e de Recolhas Selectivas Bem Sucidadas”, Comunidades Europeias, 2000.

Duarte, E., -“A Compostagem e a Biometanização como Tecnologias de Tratamento e Valorização na Gestão Sustentável de Resíduos”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.

Ecologistics Limited, -“Final Report On-Farm Manure Compost Techniques – Understanding Nitrogen and Carbon Conservation”, Agriculture Canada, Waterloo, 1997.

Erhart, E., Hartl, W., Huspeka, C., -“Effects of Biowaste Compost on Vegetative Growth, Yield and Fruit Quality of James Grieve Apples”, International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Wastes and the Environmental, Rhombos Verlag, Berlin, 1999.

- Fernandes, P., -“Estudo Comparativo e Avaliação de Diferentes Sistemas de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos”, Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 1999.
- Ferreira, J. C., -“Manual de Agricultura Biológica: Fertilização e Protecção das Plantas para a Agricultura Sustentável”, Agrobio, Lisboa, 1998.
- Golueke, C. G., Diaz, L. F., -“Historical Review of Composting and its Role in Municipal Waste Management”, In: The Science of Composting – Part 1, Blackie Academic & Professional, Glasgow 1996.
- Gonçalves, M. S., Baptista, M., -“Proposta de Norma sobre a Utilização do Composto na Agricultura”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.
- Gootas, H. B., -“Composting – Sanitary Disposal and Reclamation of Organic Wastes”, World Health Organization, Geneva, 1956.
- Greenway, G. M., Song, Q. J., -“Heavy Metal Speciation in the Composting Process”, Journal of Environmental Monitoring, 4 (2), 300 – 305, 2002.
- Guerra-Rodriguez, E., Vazquez M., Diaz-Ravina, M., -“Dynamics of the Co-composting of Barley Waste with Liquid Poultry Manure”, Journal of the Science of Food and Agriculture, 83 (3), 166 – 172, 2003.
- Hansen, R., Keener, H., Marugg, C., Dick, W., Hoitink, H., -“Composting of Poultry Manure”, In: Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects, Renaissance Publications, Ohio, 1993.
- Haug, R. T. -“The Practical Handbook of Compost Engineering”, Lewis Publishers, Florida, 1993.
- Kithome, M., Paul, J. W., Bombe, A. A., -“Reducing Nitrogen Losses During Simulated Composting of Poultry Manure Using Adsorbents or Chemical Amendments”, Journal of Environmental Quality, 28 (1), 194 – 201, 1999.
- Körner, I., Schlegelmilch, M., Stegman, R., -“Regulation of Nitrogen Contents of Composts During Composting – First Experimental Results”, International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Wastes and the Environmental, Rhombos Verlag, Berlin, 1999.
- Körner, I., Stegman, R., -“N-Dynamics During Composting – Overview and Experimental Results”, Microbiology of Composting, Springer, 2002.
- Larsen, K. L., McCartney, D. M., -“The Effect of Carbon to Nitrogen (C:N) Ratio on Bench-Scale Composting of Pulp & Paper Biosolids”, (www.compost.org/kevinLarsen.pdf), [acedido a 4 de Fevereiro de 2003].

Lemieux, G., -“Le Bois Raméal et la Pédogénèse: Une Influence Agricole et Forestière Directe”, Département des Sciences Forestières, Université Laval, Québec, Canada, 1990.

Lemos, L. T., Antunes P., -“Estudo Prévio de Implantação de uma Central de Compostagem – Área Correspondente à Associação de Municípios da Região do Planalto Beirão”, Departamento de Ambiente do Instituto Politécnico de Viseu, 2001.

Lemos, L. T., Antunes P., -“Caracterização do Sector Avícola na Perspectiva Ambiental – Região de Influência de Viseu”, Associação Industrial da Região de Viseu – AIRV, 1998.

Li, P. J., Sun, T. H., Stagnitti, F., Zhang, H. R., Xiong, X. Z., Allinson, G., Ma, X. J., Allison, M., -“Field-scale Bioremediation of Soil Contaminated Crude Oil”, *Environmental Engineering Science*, 19 (5), 277 – 289, 2002.

Lobato, A. F., Chinita, A. T., Ferreira, F., Presumido, M., Inácio, M. M., Gama, P., -“Plano Estratégico de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos”, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território - Instituto Nacional dos Resíduos, Lisboa, 1997.

Mahimairaja, S., Bolan, N. S., Hedley, M. J., Macgregor, A. N., -“Losses and Transformation of Nitrogen During Composting of Poultry Manure with Different Amendments – an incubation experiment”, *Bioresource Technology*, 47 (3), 265 – 273, 1994.

Marmo, L., -“Proposta de Directiva sobre Tratamento de Resíduos Biodegradáveis”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.

Miller, S.A., Hoitink, H. A. J., Kleinhenz, M. D., -“Compost-Induced Disease Suppression and Growth Enhancement in Vegetable Crops”, (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/diseasesuppression.htm>), [acedido a 11 de Dezembro de 2002].

Morais, J., Oliveira, J. F. S. -“Compostagem na Gestão da Biomassa”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.

Mustin, M., -“Le Compost: Gestion de la Matière Organique”, François Dubusc, Paris, 1987.

Namkoong, W., Hwang, E. Y., Park, J. S., Choi, J. Y., -“Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil with Composting”, *Environmental Pollution*, 119 (1), 23 –31, 2002.

Neto, J. T. P., Mesquita. M. M. F., -“Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos – Aspectos Teóricos, Operacionais e Epidemiológicos”, LNEC, Lisboa, 1992.

Neto, J. T. P., -“Manual de Compostagem – Processo de Baixo Custo”, Belo Horizonte, UNICEF, 1996.

Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sanchez-Monedero, M. A., Cegarra, J., -“Evolution of Organic Matter and Nitrogen During Co-composting of Olive Mill Wastewater with Solid Organic Wastes”, *Biology and Fertility of Soils*, 32 (3), 222 – 227, 2000.

Paulino, A. I., -“Gestão de Resíduos Biodegradáveis em Portugal: Situação Actual e Perspectivas Futuras”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.

Paulino, A. I., Santana, P., -“A Estratégia Nacional de Gestão de Resíduos Biodegradáveis”, 3^{as} Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos, Viana do Castelo, 2001.

Pereira, F. J. M. A., Gomes, A. P., Matos, M. A., -“Técnicas de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos”, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, 1989.

Pereira, F. J. M. A., Coelho, M. C., Oliveira, A., Godinho, M. C., -“Remoção do Mato da Floresta numa Perspectiva de Prevenção dos Fogos e do Aproveitamento Energético”, Relatório Final, Universidade de Aveiro, 1995.

Portaria n.º 15/96, -“Aprova os Tipos de Operações de Eliminação e Valorização de Resíduos”, Diário da República – I Série-B, de 23 de Janeiro de 1996, p. 128 - 129.

Queda, A. C. -“Dinâmica do Azoto Durante a Compostagem de Materiais Biológicos Putrescíveis”, Dissertação de Doutoramento em Engenharia Agro-Industrial, Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, 1999.

Queda, A. C. -“A Importância da Selecção das Biomassas na Compostagem numa Perspectiva de Valorização de Resíduos versus Qualidade dos Compostos Obtidos”, Conferência Europeia sobre Compostagem, Lisboa, 2001.

Ranjard, L., Poly, F., Lata, J. C., Thioulouse, J., Nazaret, S. -“Characterization of Bacterial and Fungal Soil Communities by Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis Fingerprints: Biological and Methodological Variability”, Applied and Environmental Microbiology, 2001.

Raviv, M., Medina, S., Shamir, Y., -“Cocomposting – A Method to Improve Results of Poultry Manure Composting”, Compost Science & Utilization, 7 (2), 70 – 73, 1999.

Richard, T. L., Hamelers, H. V. M., Veeken, A., Silva, T., -“Moisture Relationships in Composting Processes”, Compost Science & Utilization, 10 (4), 286 – 302, 2002.

Riddech, N., Klammer, S., Insam, H. -“Characterisation of Microbial Communities During Composting of Organic Wastes”, Microbiology of Composting, Springer, 2002.

Roberts, M. S., Klammer, M., Frazier, C., Garland, J.L. -“Microbial Community Profiling of Fungi and Bacteria in an In-vessel Composter”, (<http://www.oardc.ohio-state.edu/michel/microbialecolgy.htm>), [acedido a 11 de Dezembro de 2002].

Russel, N.J., Jones, C.E., -“The Use of Biochemical and Molecular Techniques for Identification and Analysis of Bacteria in Composting Alpeorujo”, Workshop Improlive - 2000, (www.nf-2000.org/publications/q30011a1.pdf), [acedido a 4 de Fevereiro de 2003].

Russo, M. A. T.; -“Avaliação de Parâmetros que Influenciam a Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos e Sua Importância na Qualidade do Composto: Aplicação a Casos de Estudo”, Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, 1997.

Russo, M. A. T., Carvalho, A. -“The Relevance of Moisture Control in Organic Municipal Solid Waste Windrow Composting Process”, International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Wastes and the Environmental, Rhombos Verlag, Berlin, 1999.

Rynk, R., Kamp M. V., Willson, G. B., Singley, M. E., Hoitink, H. A. J., -“On-farm Composting Handbook”, Northeast Regional Agriculture Engineering Service, Ithaca, N.Y., 1992.

Santos, J. Quelhas -“Fertilização e Poluição – Reciclagem Agro-florestal de Resíduos Orgânicos”, Edição do autor, Lisboa, 1995.

Santos, S, M. A., -“Compostagem de Resíduos Avícolas com Resíduos Florestais”, Departamento de Ambiente do Instituto Politécnico de Viseu, 2000.

Schuchardt, F., Sunarlim, N., -“The Mineralization of Nitrogen from Compost in the Tropics”, International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Wastes and the Environmental, Rhombos Verlag, Berlin, 1999.

Schwintzer, C. R., Tjepkema J. D., Seekins, B., -“Nitrogenase Activity in Composting Horse Bedding and Leaves”, Plant and Soil, 242 (2), 277 – 282, 2002.

Sidhu, J., Gibbs, R. A., HO, G. E., Unkovich, I., -“The Role of Indigenous Microorganisms in Suppression of *Salmonella* Regrowth in Composted Biosolids”, Water Resource, 35 (4), 913 – 920, 2000.

Silva, C. S. M. A., Marques, E. M. S. -“Aplicação no Terreno de Resíduos Lenhino-celulósicos como Condicionantes/Fertilizantes Orgânicos”, Universidade de Aveiro, 1997.

Silveira, A. I. E. -“Contribuição para o Desenvolvimento do Modelo Cinético de Compostagem”, Dissertação de Doutoramento em Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 1997.

Smars, S., Gustafsson, L., Beek-Friis B., Jonsson H., -“Improvement of the Composting Time for Household Waste During an Initial Low pH Phase by Mesophilic Temperature Control”, Bioresource Technology, 84 (3), 237 – 241, 2002.

Technical Committee CEN/TC 223, -“EN 13037 - Soil Improvers and Growing Media – Determination of pH”, European Committee for Standardization, 1999.

Technical Committee CEN/TC 223, -“EN 13038 - Soil Improvers and Growing Media – Determination of Electrical Conductivity”, European Committee for Standardization, 1999.

Technical Committee CEN/TC 223, -“EN 13039 - Soil Improvers and Growing Media – Determination of Organic Matter Content and Ash”, European Committee for Standardization, 1999.

Technical Committee CEN/TC 223, -“EN 13040 - Soil Improvers and Growing Media – Sample Preparation for Chemical and Physical Test, Determination of Dry Matter Content, Moisture and Laboratory Compacted Bulk Density”, European Committee for Standardization, 1999.

Technical Committee CEN/TC 223, -“prEN 13650 - Soil Improvers and Growing Media – Extraction of Aqua Regia Soluble Elements”, European Committee for Standardization, 1999.

Technical Committee CEN/TC 223, -“prEN 13654-1 - Soil Improvers and Growing Media – Determination of Nitrogen – Part 1: Modified Kjeldahl Method”, European Committee for Standardization, 2001.

Tiquia, S. M., -“Microbial Transformation of Nitrogen During Composting”, *Microbiology of Composting*, Springer, 2002(a).

Tiquia, S. M., -“Evolution of Extracellular Enzyme Activities During Manure Composting”, *Journal of Applied Microbiology*, 92 (4), 764 – 775, 2002(b).

Tiquia, S. M., Wan, J. H. C., Tam, N. F. Y., -“Microbial Population Dynamics and Enzyme Activities During Composting”, *Compost Science & Utilization*, 10(2), 150 – 161, 2002.

Vikman, M., Karjomaa, S., Kapanen, A., Wallenius, K., Itavaara, M., -“The Influence of Lignin Content and Temperature on the Biodegradation of Lignocellulose in Composting Conditions”, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59 (4-5), 591 – 598, 2002.

Wiles, M.C., Amburgey, J. C., Borger, D. C., Willer, L. B., Keener, H. M., Elwell, D. L., -“Volatile Fatty Acid Emission as a Measurement of Perceived Odor from Swine Waste Compost Amended with Sawdust”, (http://ohioline.osu.edu/sc171/sc171_9.html), [acedido a 19 de Fevereiro de 2002].

ANEXOS

Anexo - Meios de Cultura

A – Indicadores de Poluição Fecal e Patogénicos

Meios de Cultura Presumptivos

1. m-FC Agar

Composição (g):

Proteose peptona – 5

Extracto de levedura – 3

Sais biliares – 1,5

Azul metileno – 0,1

Tryptona – 10

Cloreto de sódio – 5

Lactose – 12,5

Agar-agar – 15

Preparação:

Pesaram-se 52 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Ferveu-se o meio até ficar homogéneo, tendo-se posteriormente adicionado 10 mL de uma solução de ácido rosálico 1% (p/v) em 0,2 N NaOH. Colocou-se, novamente, a ferver cerca de 1 minuto e deixou-se arrefecer até aos 45°C. Distribuiu-se, em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

2. m-Endo-LES

Composição (g):

Extracto de levedura – 1,2

Peptona de carne – 3,7

Lactose – 9,4

Hidrogenofosfato de potássio – 1

“Desoxycholate” de sódio – 0,1

Sulfito de sódio – 1,6

Agar-agar – 15

Caseína hidrolisada – 3,7

Tryptona – 7,5

Hidrogenofosfato de di-potássio – 3,3

Cloreto de sódio – 3,7

Sulfato lauril de sódio – 0,05

Fucsina básica – 0,8

Preparação:

Pesaram-se 51 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada contendo 20 mL de etanol. Ferveu-se o meio até ficar homogéneo, deixou-se arrefecer até aos 45°C. Distribuiu-se, em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

3. m-Enterococcus

Composição (g):

Extracto de levedura – 5

Dextrose – 2

Cloreto de “2,3,5 –Trifenil Tetrazolium” – 0,1

Agar-agar – 10

Tryptona – 20

Fosfato de di-potássio – 4

“Azide” de Sódio – 0,4

Preparação:

Pesaram-se 42 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Ferveu-se o meio até ficar homogéneo, deixou-se arrefecer até aos 45°C. Distribuiu-se, em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

Meios de Cultura Confirmativos

1. EC Medium

Composição (g):

Peptona de caseína – 20

Lactose – 5

Mistura de Sais biliares – 1,5

Cloreto de sódio – 5

Hidrogenofosfato de di-potássio – 4

Dihidrogenosfosfato de potássio – 1,5

Preparação:

Pesaram-se 37 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Distribuiu-se o meio em tubos de ensaio contendo os tubos de fermentação e esterilizou-se em autoclave, durante 20 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão.

2. LTB (Lauryl Tryptose Broth)

Composição (g):

Triptona – 20

Lactose – 5

Hidrogenofosfato de di-potássio – 2,75

Hidrogenofosfato de potássio – 2,75

Cloreto de sódio – 3,7

Sulfato lauril de sódio – 0,1

Preparação:

Pesaram-se 35,5 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Distribuiu-se o meio em tubos de ensaio contendo os tubos de fermentação e esterilizou-se em autoclave, durante 20 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão.

3. BGB 2% (Brilliant Green Bile)

Composição (g):

Peptona – 10

Lactose – 10

“Oxbile” – 20

“Brilliant green” – 0,013

Preparação:

Pesaram-se 40 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Distribuiu-se o meio em tubos de ensaio contendo os tubos de fermentação e esterilizou-se em autoclave, durante 20 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão.

4. BEA (Bile Esculin Agar)

Composição (g):

Extracto de carne – 3

Peptona de carne – 5

Esculina – 1

Citrato de Ferro III – 0,5

Bílis de bovino – 40

Agar-agar – 14,5

Preparação:

Pesaram-se 64 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Esterilizou-se em autoclave, durante 15 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão. em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

5. m-TBB (Tetrathionato Broth Base)

Composição (g):

Extracto de carne – 0,9	Peptona de carne – 4,5
Extracto de levedura – 1,8	Cloreto de sódio – 4,5
Carbonato de cálcio – 25,0	Tiosulfato de sódio – 40,7
Bilis de bovino – 4,75	

Preparação:

Pesaram-se 82 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Aqueceu-se até o meio ferver, deixou-se arrefecer até à temperatura ambiente. Adicionou-se 20 mL de solução de iodina e 10 mL de solução “brilliant green” 0,1% (p/v).

B – População Heterotrófica Total e Esporos

1. PCA (Plate Count Agar)

Composição (g):

Triptona (peptona tríptica de caseína) – 5	Extracto de levedura desidratado - 2,5
Glucose anidra – 1	Agar-Agar – 12 – 18

Preparação:

Pesaram-se 22,5 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Esterilizou-se em autoclave, durante 20 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão. Deixou-se arrefecer até cerca de 55°C e distribuiu-se, em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

2. RBC Agar (Rose Bengal Cloramfenicol)

Composição (g):

Peptona – 5	Glucose – 10
Dihidrogenofosfato de potássio – 1,0	Sulfato de magnésio – 0,5
Rose bengal – 0,05	Cloramfenicol – 0,1
Agar-agar – 15,5	

Preparação:

Pesaram-se 32,2 g para um frasco tipo “shott”, adicionando-se 1 L de água destilada. Esterilizou-se em autoclave, durante 20 minutos, a 121°C e 1 atm de pressão. Deixou-se arrefecer até cerca de 55°C e distribuiu-se, em condições assépticas, em placas de Petri esterilizadas.

