

Luís Manuel da Cunha Santos

Resíduos com interesse agrícola

Evolução de parâmetros
da sua compostagem

56

Luís Manuel da Cunha Santos

Resíduos com interesse agrícola

Evolução de parâmetros
da sua compostagem

SÉRIE

Estudos

EDIÇÃO DO INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA

Título: Resíduos com interesse agrícola.

Evolução de parâmetros da sua compostagem

Autor: Luís Manuel da Cunha Santos

Edição: Instituto Politécnico de Bragança · 2001

Apartado 38 · 5301-854 Bragança · Portugal

Tel. 273 331 570 · 273 303 200 · Fax 273 325 405 · <http://www.ipb.pt>

Execução: Serviços de Imagem do Instituto Politécnico de Bragança

(grafismo, Atilano Suarez; paginação, Luís Ribeiro;

montagem, Maria de Jesus; impressão, António Cruz;

acabamento, Isaura Magalhães)

Tiragem: 500 exemplares

Depósito legal nº 128419/98

ISBN 972-745-052-0

Aceite para publicação: 1997

A meus pais
À minha mulher
Ao meu filho

“Quando eu decidi focar a minha investigação sobre o papel da matéria orgânica na agricultura, eu sentia-me como que um novilho sem ferro de ganadaria .

No passado, a ênfase em agronomia era dada à fracção argilosa do solo e a interacções entre minerais de argila. Dava-se pouca atenção à actividade biológica vigente na matéria orgânica e conducente à sua transformação em húmus. Mas isso mudou dramaticamente.

Actualmente, há muito interesse pelas substâncias húmicas, pelas suas reacções com metais no solo, pela sua capacidade para disponibilizar micronutrientes para as plantas e pelo seu potencial para incrementar os rendimentos das culturas sem recurso a altas taxas de uso de fertilizante comercial.”

Yona Chen, 1986

Agradecimentos

É com particular emoção que guardamos na memória todas as palavras, acções e manifestações de apoio, de estímulo e de incentivo que nos foram sendo manifestadas ao longo do tempo que durou a elaboração desta dissertação. Não temos dúvidas em afirmar que sem esta conjugação de boas vontades nunca teria sido possível a conclusão deste trabalho, pelo que é, de facto, muito grande a dívida de gratidão que com todos contraímos.

Sem prejuízo do enorme apreço que por todos naturalmente sentimos, cumpre-nos, no entanto, destacar o contributo das entidades abaixo mencionadas, pela particular importância que a sua acção teve na concepção e execução deste trabalho.

Ao Sr. Prof. J. Quelhas dos Santos expressamos o nosso profundo agradecimento pelo interesse com que sempre acompanhou a nossa prestação na parte curricular prévia a este trabalho e a elaboração da dissertação, pelo incentivo que sempre nos manifestou, pelos meios disponibilizados e pelas facilidades concedidas que contribuíram poderosamente para a sua execução e conclusão.

Ao Sr. Prof. João Coutinho, nosso orientador, agradecemos profundamente o interesse manifestado pela execução

do trabalho, os esclarecimentos, sugestões e correcções oportunamente apresentadas, a permanente disponibilidade para nos atender, as amostras que nos facultou e a disponibilização de meios e equipamentos para análises laboratoriais.

Ao Srs. Presidentes das Comissões Instaladoras do IPB, Prof. Dionísio Gonçalves, e da ESAB, Prof. Francisco Cepeda, exprimimos o nosso agradecimento pelas facilidades concedidas em termos de dispensa de serviço docente para a execução da parte curricular prévia a este trabalho e de disponibilização das diversas instalações e equipamentos existentes e dos meios logísticos e financeiros necessários à compra de reagentes e às deslocações aos locais onde decorreram os ensaios. Ao Sr. Prof. Dionísio Gonçalves agradecemos vivamente ainda a disponibilização de um computador pessoal adstrito aos seus serviços pelo tempo necessário até à redacção deste trabalho.

Aos colegas responsáveis das quintas da ESAB agradecemos a disponibilização de terreno, matéria-prima e equipamento necessários à condução e acompanhamento de um dos ensaios de compostagem.

Aos responsáveis das firmas onde foram instalados ensaios de compostagem agradecemos a disponibilidade e equipamento para o seu acompanhamento.

À Sr^a Eng^a Lurdes Galvão da ESAB agradecemos as facilidades concedidas em termos de articulação do emprego do pessoal e equipamento do laboratório e instalações por si tutelados, bem como os esclarecimentos e elementos bibliográficos por si facultados.

À Sr^a Eng^a Margarida Arrobas da ESAB, para além de agradecermos os elementos e meios que nos facultou, queremos expressar o nosso mais vivo reconhecimento e o mais profundo agradecimento pela forma zelosa, abnegada e atenciosa como, num momento difícil para nós, nos executou pessoalmente um conjunto de análises, exibindo sempre um elevado espírito de camaradagem que muito nos apraz registar.

Ao Sr. Prof. Luís Campos, à Sr^a Prof^a. Elisabeth Fernandes e à Sr^a Prof^a Fernanda Cabral da Secção Autónoma de Química Agrícola do Instituto Superior da Agronomia, bem como ao Sr. Prof. Luís Miguel Brito e à Sr^a Dr^a Ana Paula Vale da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima agradecemos os elementos de bibliografia que nos forneceram.

Ao Sr. Eng^o Souteiro Gonçalves do Laboratório Rebelo da Silva e à Sr^a Eng^a Rafaela Matos e à Sr^a Dr^a Margarida

Mesquita do LNEC queremos expressar o nosso profundo agradecimento pela forma grata como nos receberam e pelos preciosos elementos de revisão bibliográfica que nos forneceram.

Ao Sr. Eng^o Vaz e ao Sr. Eng^o Valente do Centro de Investigação Tecnológica da Portucel, S. A. agradecemos a forma grata como nos atenderam e os elementos facultados.

Aos funcionários da ESAB Ana Veiga e Mário Graça agradecemos e sublinhamos o zelo, competência e profissionalismo postos na execução de diversas análises laboratoriais imprescindíveis para o presente trabalho.

Aos funcionários de informática da ESAB agradecemos a sua prestimosa colaboração no que respeita ao apoio informático a este trabalho, imprescindível quer para a execução do texto e dos gráficos, quer para a interpretação estatística dos resultados obtidos.

Ao Sr. Dr. Mário Rocha da Escola Superior de Educação de Bragança agradecemos a ajuda prestada na elaboração da versão em língua inglesa do resumo do presente trabalho.

Índice

Agradecimentos _____	7
1 · Introdução _____	17
2 · A compostagem e a fertilidade do solo _____	19
2.1 · Noção de compostagem _____	19
2.2 · Aspectos do processo de compostagem _____	20
2.2.1 · Matéria-prima de um processo de compostagem	20
2.2.2 · Aspectos de metabolismo em compostagem _____	22
2.2.3 – Características físico-químicas do composto obtido _____	31
2.2.3.1 – Substâncias húmicas existentes nos solos (breve referência) _____	31
2.2.3.2 – Substâncias húmicas existentes nos compostos _____	34
2.3 · Utilização do composto em agricultura _____	37
2.3.1 – A matéria orgânica dos solos e o uso dos compostos _____	37

2.3.2 – Repercussões da aplicação de compostos não maturados _____	40
2.3.3 – Repercussões da utilização de compostos maturados _____	42
2.3.3.1 – Vantagens da utilização dos compostos _____	42
2.3.3.2 – Aspectos económicos da utilização dos compostos _____	44
2.3.3.3 – Aspectos específicos de fertilidade e fertilização nos compostos _____	45
2.3.3.3.1 – Azoto _____	45
2.3.3.3.1.1 – Perdas de azoto _____	45
2.3.3.3.1.2 – O azoto dos compostos e a fertilização _____	49
2.3.3.3.2 – Outros macronutrientes _____	50
2.3.3.3.3 – Micronutrientes _____	53
2.3.3.3.4 – Metais pesados e pesticidas _____	54
2.3.3.3.5 – Aspectos referentes à fertilidade física _____	57
3 · Processos de compostagem acompanhados _____	59
3.1 · Material e métodos _____	59
3.1.1 – Ensaio de compostagem acompanhados _____	59
3.1.2 – Preparação das amostras _____	60
3.1.3 – Análises efectuadas _____	60
3.1.3.1 – Aspectos gerais _____	60
3.1.3.2 – Azoto total _____	60
3.1.3.3 – pH _____	61
3.1.3.4 – Matéria seca e matéria orgânica por calcinação _____	61
3.1.3.5 – Carbono oxidável _____	62
3.1.3.6 – Celulose, hemicelulose e lenhina _____	63
3.1.3.7 – Teores de fósforo, de elementos metálicos e de substâncias húmicas _____	65
3.2 · Apresentação e discussão dos resultados _____	66
3.2.1 – Resultados obtidos _____	66
3.2.2 – Discussão dos resultados _____	72
3.2.2.1 – Aspectos de carácter global _____	72
3.2.2.2 – Aspectos inerentes a cada processo _____	73
3.2.2.2.1 – Processo 1 _____	73

3.2.2.2.2 – Processo 2	89
3.2.2.2.3 – Processo 3	96
3.2.2.2.4 – Processo 4	106
4 · Conclusões	121
Bibliografia	125
Anexo n.º 1	
Pesagens (gr) para determinação da matéria seca e matéria orgânica por calcinação	135
Anexo n.º 2	
Pesagens (gr) para determinação do NDF	138
Anexo n.º 3	
Pesagens (gr) para determinação do ADF e ADL	141

Resíduos com interesse agrícola

Evolução de parâmetros da sua compostagem

Resumo

O aproveitamento de resíduos orgânicos através da sua transformação pelo processo biológico aeróbio da compostagem permite a obtenção de correctivos orgânicos sucedâneos eficazes dos estrumes e “camas” dos animais cada vez menos usados pela lavoura. O emprego da compostagem apresenta elevadas potencialidades de uso, dada a multiplicidade e abundância de resíduos orgânicos disponíveis. Torna-se imperiosa, portanto, a investigação neste domínio no Nordeste. O principal objectivo deste trabalho é submeter diversos resíduos a processos de compostagem. São acompanhados quatro ensaios de diferentes materiais: mistura de estrume de bovino e palha; mistura de estrume de aviário com casca de pinheiro e bagaço de uva; bagaço de uva com correcção calcárea da acidez; resíduo sólido urbano. São periodicamente recolhidas amostras e analisadas. São discutidos os resultados analíticos sob o ponto de vista do valor fertilizante de cada produto. São discutidas as tendências manifestadas na evolução de diversos parâmetros de acompanhamento de cada processo de compostagem em função do tempo.

PALAVRAS-CHAVE: Correctivo Orgânico, Compostagem, Processo Aeróbio, Transformação, Resíduos Sólidos

Abstract

By means of the biological aerobic process of composting it is possible to transform organic wastes and, thus, take advantage on them and obtain efficient succedaneous organic correctives of stock manure and “camas” which happen to be less and less used in farming. The use of composting is highly likely, given the availability of multiple, abundant organic wastes. Research in this field is, then, urgent. The main objective of this study is to submit several wastes to composting processes. Four tests of different materials are accompanied: a mixture of cattle manure and straw; a mixture of poultry manure with pine bark and husk; husk with a calcareous correction; solid urban waste. Samples are periodically collected and analysed. The analytical results are discussed based on the fertilizing value of each product. The tendencies shown during the development of several parametres of the accompanying of each composting process are discussed on the basis of time.

KEY-WORDS: Organic Corrective, Composting, Aerobic Process, Transformation, Solid Wastes

1 • Introdução

Já muitos séculos atrás o Homem aproveitava os diversos resíduos produzidos pela sua própria actividade, designadamente dejectos animais e os detritos vegetais e os acumulava em pilhas ou depositava em fossas, onde sofriam um processo de compostagem (Gotaas, 1959), ainda que de forma primitiva e, porventura de forma tecnicamente incorrecta.

Após a descoberta por Liebig, nos anos 40 do século passado, do princípio da nutrição mineral das plantas, começou-se a generalizar o uso dos adubos minerais na Lavoura. A facilidade de transporte e armazenagem dos adubos (desde que feita da forma tecnicamente adequada), a comodidade do seu manuseamento, a possibilidade da sua aplicação sem necessidade de um demorado processo de transformação prévia, a rapidez e por vezes a espectacularidade da resposta obtida em termos de produção vegetal, os rendimentos obtidos nas culturas e as melhorias acentuadas na produtividade das mesmas, a pressão sobre a produção de alimentos decorrente da expansão demográfica então verificada, terão sido, de resto, razões de peso que determinaram a substituição dos fertilizantes orgânicos até aí usados por aqueles novos produtos da tecnologia humana.

É certo que a demonstração científica da importância da matéria orgânica na fertilidade dos solos e a comprovação dos efeitos positivos da correcta aplicação de produtos compostados no rendimento das culturas contribuíram para a instalação em Portugal de instalações

de compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) logo nos anos 50 do presente século.

Foi, contudo, a presença dos problemas de poluição actualmente postos pelos RSU e pelos efluentes de explorações pecuárias, a par da comprovação de significativos decréscimos dos teores de matéria orgânica e da constatação de fenómenos de erosão pronunciada em muitos solos do Globo, com evidentes repercussões de sinal negativo na fertilidade dos mesmos, que fez aumentar de novo o interesse pela compostagem e pelos produtos compostados.

No presente trabalho são acompanhados os processos de compostagem de quatro distintos substractos orgânicos: RSU, mistura de estrume de bovino com palha, mistura de estrume de aviário com casca de pinheiro e bagaço de uva, bagaço de uva. É apreciada a evolução de diversos parâmetros físico-químicos inerentes ao processo, com o objectivo de se aquilatar do interesse de cada produto final para a fertilização.

O autor deste trabalho reside numa Região de Portugal – o Nordeste Transmontano – onde, felizmente, os problemas ecológicos acima referidos não se põem com uma premente acuidade. Existe, contudo, um problema que assume foros perfeitamente dramáticos – a desertificação humana da Região, que se traduziu, em apenas dez anos, pelo êxodo de cerca de 30000 pessoas – 20% da população – só no distrito de Bragança, de acordo com os dados revelados pelo Recenseamento Geral da População de 1991.

Estamos firmemente convencidos de que o uso de produtos compostados, desde que a preços competitivos, pode ajudar a contribuir para fixar as populações rurais e a travar e inverter os problemas de poluição e de erosão acima referidos, pelo que são de encorajar em particular todas as acções de investigação científica neste domínio.

2 · A compostagem e a fertilidade do solo

2.1 · Noção de compostagem

Haug (1980) define compostagem como um processo de decomposição biológica e de estabilização de substractos orgânicos sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas na gama termófila, e que originará um produto final suficientemente estabilizado, que não é fonte de problemas em armazenagem e na aplicação ao solo ou para as culturas.

O dicionário Larousse Agricole, na sua edição de 1981, define a compostagem como uma técnica que consiste, em previamente à sua incorporação no solo, provocar a degradação de matérias orgânicas de modo a que sofram uma humificação mais ou menos completa.

Já Gotaas (1959) designa de “composto” um produto final obtido por decomposição e estabilização de matéria orgânica.

Por outro lado, Mustin (1987) define a compostagem como um processo biológico que assegura a decomposição dos constituintes orgânicos dos sub-productos e dejectos, dando origem a um produto orgânico estável – o “composto” –, rico em substâncias húmicas.

Em contrapartida, Campos *et al.* (1988) afirmam que a compostagem é a oxidação do material biodegradável, com formação de húmus e libertação de energia calorífica.

Resumindo, pode-se considerar a compostagem como um

processo de transformação de matéria biodegradável no sentido da obtenção de um produto final estabilizado e humificado.

2.2 · Aspectos do processo de compostagem

2.2.1 · Matéria-prima de um processo de compostagem

O composto pode ser considerado como um caso limite de solo muito rico em matéria orgânica (M.O.) em evolução e pobre em elementos minerais (Mustin, 1987). Será, portanto, lícito pensar que o processo de compostagem se assemelhará aos processos naturais de decomposição de M.O. nos solos. Uma relevante diferença consistirá, no entanto, segundo o mesmo autor (ob. cit.), no carácter controlado daquele processo.

Tabela I – Classificação das matérias-primas compostáveis

1. Classificação segundo a natureza química

- Resíduos orgânicos
 - ricos em Carbono
 - ricos em Azoto
- Resíduos minerais (adjuvantes de compostagem)
 - resíduos básicos (calcários, cinzas,...)
 - sais residuais (carbonato de cálcio, sulfatos, fosfatos,...)

2. Classificação segundo o estado físico

- Resíduos sólidos (RSU, madeira, palha, lamas desidratadas,...)
- Resíduos em suspensão (lamas de tratamento de efluentes,...)
- Resíduos líquidos (efluentes agro-alimentares, lamas frescas líquidas,...)

3. Classificação segundo a origem

- Resíduos provenientes de actividade doméstica: RSU
 - Resíduos provenientes do sector da distribuição e serviços
 - Resíduos do sector primário
 - resíduos agrícolas
 - resíduos de indústrias extractivas
 - Resíduos provenientes do tratamento de efluentes líquidos e gasosos
-

Adaptado de: Mustin, 1987

O mesmo autor observa, aliás, que somente resíduos orgânicos de origem biológica são compostáveis, isto é, passíveis de sofrer um processo de compostagem. Material orgânico de origem química, como por exemplo plásticos, não o poderão ser.

Dada a multiplicidade de possíveis origens, a matéria-prima de um processo de compostagem caracteriza-se em regra por uma granulometria assaz variada e por uma grande diversidade, em termos de análise química e sob o ponto de vista físico. Daí que sejam possíveis diversas classificações das matérias-primas compostáveis, consoante o fim a que se destinam, de acordo com o que vem expresso na Tabela I.

Tabela II – Alguns aspectos da composição de “lixos compostados” e “lamas de esgotos” (substância seca)

Parâmetros	Lixos compostados	Lamas de esgotos
Matéria Orgânica (%)	35,30	50,25
Azoto (N, %)	0,96	3,73
Fósforo (P ₂ O ₅ , %)	0,23	1,65
Potássio (K ₂ O %)	0,22	0,48
Cálcio (Ca %)	2,00	5,15
Magnésio (Mg %)	0,13	0,55
Razão C/N	21,33	7,81

Fonte: Santos, 1991

Tabela III – Alguns aspectos da composição de lamas celulósicas (substância seca)

Parâmetros	Lamas de tratamento primário	Lamas de tratamento secundário	Lamas compostadas
Matéria Orgânica (%)	81,30	89,77	32,80
Azoto (N, %)	0,05	1,69	1,07
Fósforo (P ₂ O ₅ , %)	0,05	0,74	2,00
Potássio (K ₂ O %)	0,09	0,80	2,51
Cálcio (Ca %)	5,30	5,50	6,64
Magnésio (Mg %)	0,05	0,23	1,13
Razão C/N	943	29	18

Fonte: Santos, 1991

Sob o ponto de vista bioquímico, é de salientar, no entanto, que, embora em proporções assaz diversificadas consoante a natureza do material, as matérias compostáveis apresentam, de um modo geral, os seguintes grupos: glúcidos de baixo peso molecular (PM), amido, celulose, hemicelulose, lenhina, substâncias pécnicas, substâncias de natureza lipídica e substâncias de natureza proteica, para além de uma fracção mineral mais ou menos significativa.

A título meramente exemplificativo são apresentados nas tabelas II e III alguns aspectos em termos de composição química

elementar de algumas matérias-primas compostáveis e de alguns compostos.

2.2.2 · Aspectos de metabolismo em compostagem

Pese embora a enorme diversidade em termos de natureza da matéria-prima e de condições do meio, verifica-se em termos gerais uma evolução contínua do processo de compostagem de acordo com o esquema indicado na Figura 2.1

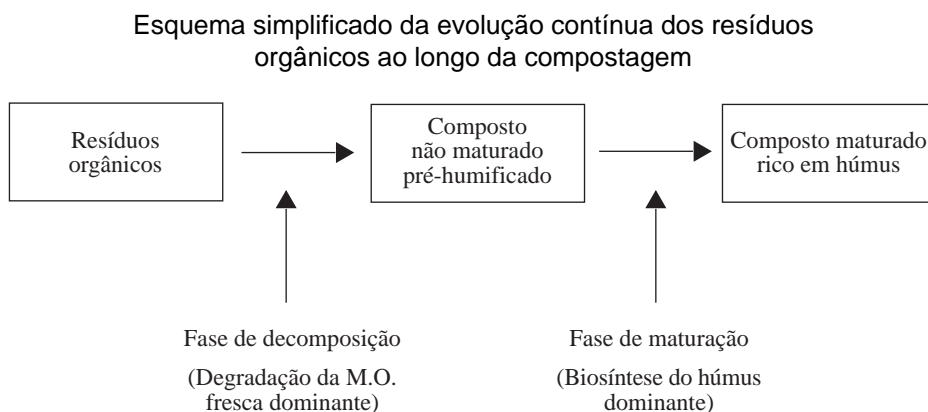


Figura 2.1—Esquema simplificado da evolução de um processo de compostagem
Adaptado de: Mustin, 1987

Os materiais compostáveis sofrem naturalmente a contaminação por diversos grupos de microorganismos, tais como bactérias, fungos, actinomicetas, alguma microfauna do solo. Todos estes organismos contribuirão para a metabolização dos referidos materiais.

Após uma fase latente, inicia-se o processo metabólico propriamente dito.

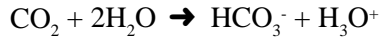
Começam por ser metabolizadas as substâncias bioquímicas mais facilmente biodegradáveis, como os glúcidos de baixo PM. A sua metabolização, feita por microflora heterogénea e heterotrófica (Bertoldi *et al.* 1983) da gama mesofílica, isto é, com temperaturas óptimas de crescimento entre os 10°C e os 40°C, originará ácidos orgânicos de baixo PM, que fazem descer inicialmente o pH do sistema a valores de 4,5-6,0 (Neto e Mesquita, 1992):



Esta descida inicial do pH deve-se a três ordens de razões (Golueke, 1991): zonas anaeróbicas localizadas que possam ter lugar na pilha; eventuais condições de abundância de substratos glucídicos, das quais resulte a acumulação de compostos intermediários da sua

metabolização; eventual interferência de condições ambientais, como por exemplo o efeito acidificante provocado pela lixiviação de bases solúveis (Mustin, 1987) na sequência de chuva sobre pilhas ao ar livre.

Não deve ainda ser escamoteado o efeito acidificante motivado pela dissolução do CO_2 produzido pelo metabolismo microbiano:



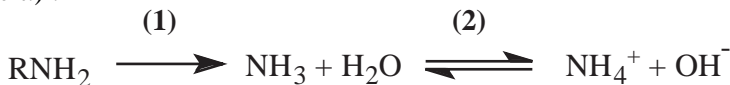
Verifica-se nesta fase inicial do processo, designada de fase mesofílica (Neto e Mesquita, 1992) ou fase de crescimento (AGHTM, 1982), uma elevada actividade metabólica, caracterizada por processos exotérmicos (Bertoldi *et al.*, 1983) que elevam rapidamente a temperatura do sistema a valores já da gama termofílica, isto é, superiores a 45°C .

Este facto conduz a um forte efeito selectivo na microflora em favor de organismos termofílicos (Bertoldi *et al.*, 1983), que apresentam temperaturas óptimas de crescimento acima de 45°C – bactérias termofílicas, fungos e actinomicetas.

Os organismos termofílicos multiplicam-se e logo que se atinjam temperaturas da faixa de 55°C a 60°C , iniciam a metabolização das macromoléculas biológicas, como polissacáridos e proteínas, a qual dará origem aos respectivos monómeros, por sua vez usados como substractos por outras espécies microbianas (Neto e Mesquita, 1992).

Nesta segunda fase do processo, designada de fase termofílica (Neto e Mesquita, *ob. cit.*), o pH sobe para valores já da faixa alcalina – 7,5-8,5 (Neto e Mesquita, *ob. cit.*), ou mesmo 9,0 (Golueke, 1991) – devido à metabolização pela flora termofílica dos ácidos orgânicos previamente formados (Golueke, 1991).

A própria libertação de bases até aí integradas nas estruturas das macromoléculas entretanto metabolizadas pode contribuir para a elevação do pH (Mustin, 1987), bem como a produção de amoníaco a partir da degradação microbiana de proteínas ou bases azotadas (Mustin, *ob. cit.*) :



Neste processo degradativo a elevada temperatura, assume algum destaque o papel desempenhado por fungos termofílicos, particularmente activos na decomposição da fracção celulósica (Anderson e Smith, 1987), designadamente ascomicetas do género *Xylaria* e alguns basidiomicetas (Mustin, 1987). Observe-se, contudo, que as elevadas temperaturas podem prejudicar gravemente o metabolismo dos fungos e até destruí-los (Biddlestone e Day, 1987).

Aliás, se não se proceder a algum controlo, a temperatura da pilha de compostagem pode atingir 80°C , o que prejudica o processo, dado que, conforme é referido por Neto e Mesquita (1992), este valor representa o limite de tolerância para a população termofílica (com a excepção óbvia dos esporos termorresistentes que entretanto se possam ter formado).

De resto, a tão elevadas temperaturas é altamente provável uma desnaturação pelo calor das enzimas hidrolíticas extracelulares, sintetizadas e exsudadas pelos microorganismos que metabolizam as macromoléculas. Sem a acção destas enzimas seria impossível a sua metabolização, visto que tais estruturas não podem atravessar as paredes celulares dos referidos microorganismos (Biddlestone e Day, 1987).

À medida que as fontes de carbono acima referidas se tornam cada vez mais escassas, a intensidade dos processos metabólicos vai diminuindo e, em consequência, a temperatura do sistema começa a diminuir. Entra-se assim numa nova fase do processo, designada de fase de arrefecimento (Neto e Mesquita, ob. cit.), caracterizada pelo abaixamento paulatino da temperatura do sistema até igualar a do ambiente, pelo regresso da predominância dos organismos mesofílicos sobre os termofílicos e pela recolonização da massa em compostagem por fungos e actinomicetas, que se vão estabelecer nas zonas periféricas do sistema, de temperatura inferior, conforme vem esquematizado na Figura 2.2.

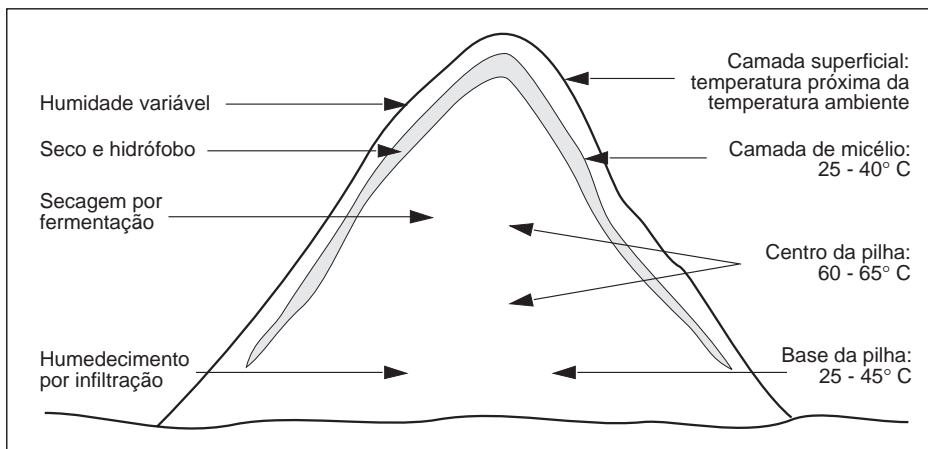


Figura 2.2—Representação em corte de uma pilha de compostagem na fase de arrefecimento

Adaptado de: AGHTM, 1982

Nesta fase continua a degradação de macromoléculas, nomeadamente a decomposição da celulose, particularmente intensa nesta fase e na seguinte, de acordo com observações efectuadas em RSU, misturado ou não com efluentes domésticos (Bertoldi *et al.*, 1983).

Em ambas as fases se observa, contudo, um decréscimo da população de bactérias celulolíticas, concomitante com o acréscimo do número de fungos e actinomicetas celulolíticos (Neto e Mesquita, ob. cit.), conforme vem esquematizado no Gráfico 2.1

Observa-se ainda a degradação de diversas outras substâncias de estrutura macromolecular como amido e pectina por diversos orga-

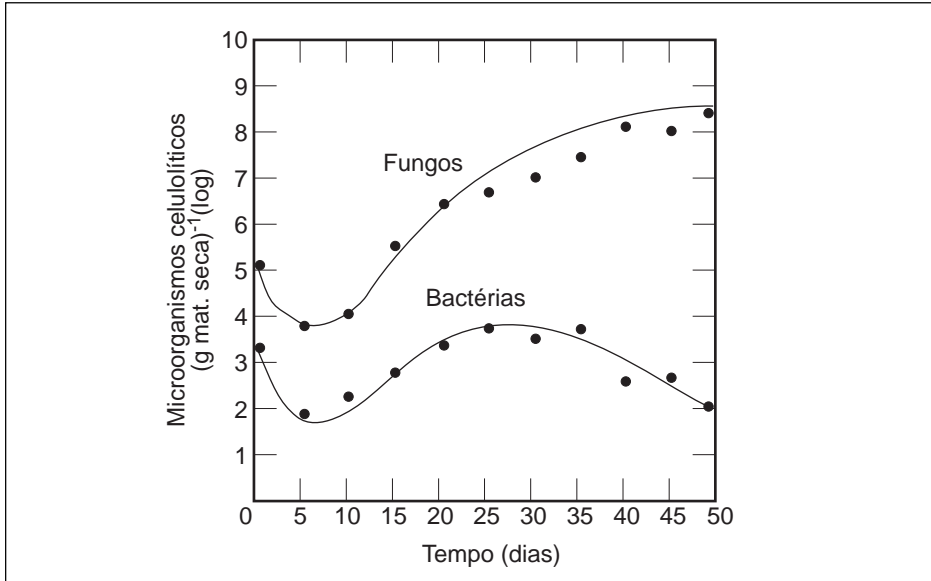


Gráfico 2.1 – Crescimento populacional de microrganismos celulolíticos num processo de compostagem

Adaptado de: Bertoldi et al, 1983

nismos mesofílicos e termofílicos (Bertoldi e Zucconi, 1980, cit. por Bertoldi *et al*, 1983).

O processo biológico da compostagem completa-se com a quarta e última fase, a fase de maturação (AGHTM, 1982; Neto e Mesquita, 1992), cujo início se torna difícil de assinalar com precisão, porventura por eventualmente coincidir com o momento em que a temperatura do sistema iguala a do ambiente, que é variável. Neto e Mesquita (ob. cit.) referem, no entanto, que o material em compostagem deve ser transferido para a maturação quando a temperatura, na sua descida, atinge valores de cerca de 35°C.

A fase de maturação caracteriza-se por processos metabólicos secundários favoráveis à transformação de compostos orgânicos como celulose e lenhina em colóides húmicos estreitamente associados a elementos minerais (AGHTM, 1982).

Nesta fase verifica-se a metabolização da fracção celulósica mais resistente à alteração (Bertoldi *et al*. 1983; Biddlestone e Day, 1987), sobretudo por fungos eumicetas, bem como um marcado aumento populacional de actinomicetas, conforme vem referenciado no Gráfico 2.2. Este grupo de microrganismos só se torna particularmente abundante nas últimas etapas do processo de compostagem (Bertoldi *et al.*, 1983).

É importante frisar que a actividade metabólica dos actinomicetas é fundamental para a humificação da M. O. e para a produção de substâncias aromáticas (Bertoldi *et al*, ob. cit.).

Nesta fase também se torna importante a degradação enzimática aeróbia da lenhina, feita exclusivamente por fungos do grupo dos basidiomicetas (Bertoldi *et al.*, ob. cit.). A degradação da lenhina decorre, contudo, para os mesmos autores, de uma forma lenta, de tal modo que a actividade dos basidiomicetas só se faz sentir na sua plenitude cerca de um mês após o início do processo de compostagem, conforme decorre da observação da Gráfico 2.3.

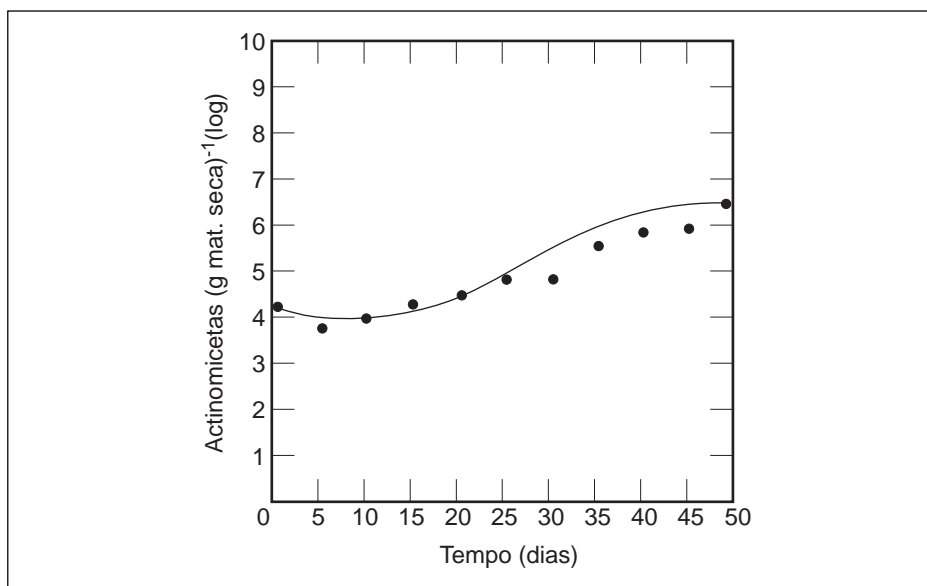


Gráfico 2.1 – Crescimento populacional de actinomicetas num processo de compostagem

Adaptado de: Bertoldi et al, 1983

De acordo com os mesmos autores, a degradação da lenhina está ligada ao método de compostagem sem remeximento e com ventilação forçada, dado que eventuais reviramentos periódicos podem perturbar a normal difusão das hifas pela massa.

Segundo Neto e Mesquita (ob. cit.), a lenhina combina-se com proteínas através de complexas reacções enzimáticas, sendo, inclusivé, esta a principal via de produção de húmus, de acordo com aqueles autores.

Nesta última fase e na anterior têm alguma importância os mecanismos de fixação bacteriana de azoto com base na actividade da nitrogenase.

De facto, a fixação biológica de azoto em compostagem é inibida pela presença de NH_4^+ e por altas temperaturas (Bertoldi *et al.*, 1982c, cit. por Bertoldi *et al.*, 1983), de tal modo que estes mesmos autores afirmam não a terem detectado nos 20 primeiros dias para o processo por eles estudado. De resto, Alexander (1977) refere que acima

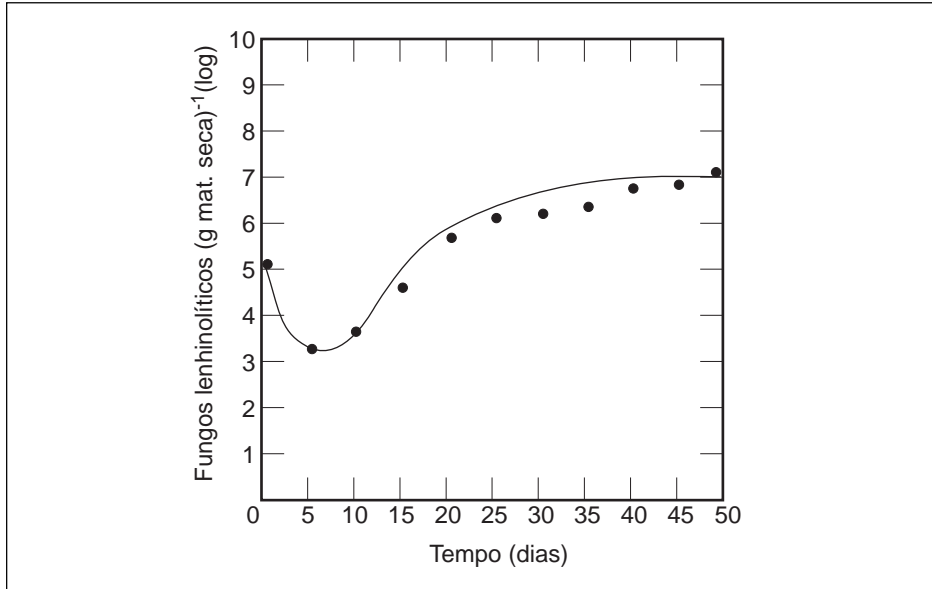
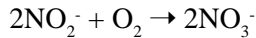


Gráfico III – Crescimento populacional de fungos basidiomicetas lenhícolicos num processo de compostagem

Adaptado de: Bertoldi et al, 1983

de 40°C a taxa de nitrificação é muito baixa, Loehr (1974) e Focht e Chang (1975) (cit. por Bertoldi *et al.*, 1983) afirmam que teores excessivos de NH_4^+ também inibem o crescimento dos nitrificantes, em especial o *Nitrobacter*, bactéria autotrófica conversora dos nitritos em nitratos, de acordo com a reação:



Quanto à mineralização de frações orgânicas azotadas por bactérias heterotróficas ou por fungos eumicetas nas primeiras fases do processo de compostagem (Eylar e Schmidt, 1959; Hirsch, *et al.* 1961; Marshall e Alexander, 1962; cits. por Bertoldi *et al.* 1983), parece que o respectivo processo metabólico sofre das mesmas limitações em termos de temperatura e teores de NH_4^+ (Bertoldi *et al.*, 1983).

De qualquer modo, apesar da obtenção de NH_4^+ pela mineralização das referidas frações azotadas, a sua oxidação biológica a NO_3^- dificilmente ocorre em compostagem (Bertoldi *et al.*, ob. cit.).

Em qualquer caso, nem a fixação biológica de azoto nem o reaproveitamento de frações mineralizadas pelo metabolismo microbiano conseguem, mesmo em conjunto, compensar as perdas por volatilização de amoníaco (Bertoldi *et al.*, ob. cit.) verificadas durante o processo de compostagem.

Todos os compostos não maturados induzem uma elevada actividade microbiana nos solos onde são aplicados (Zucconi *et al.*, 1981b), de tal modo que não é despendendo o risco de aparecimento de

microorganismos patogénicos que podem comportar riscos para a saúde pública. Inbar *et al.*, (1991) citam a este respeito referências ao crescimento de *Salmonella spp* (Husson *et al.*, 1985) ou de *Pythium spp* (cit. de Chen *et al.*, 1988b; cit. de Mandelbaum e Hadar, 1990), bem como de patogénicos vegetais.

No entanto, como estes microorganismos necessitam de nutrientes orgânicos solúveis para o seu desenvolvimento, não há risco de aqueles recontaminarem o composto após a conclusão do processo de maturação, uma vez que o teor naqueles componentes decresce até um nível impeditivo do crescimento de tais patogénicos (Inbar *et al.*, ob. cit.).

Também a microflora benéfica é afectada pela fase de maturação. Chung *et al.* (1988), cit. por Inbar *et al.*, (1991), referem como exemplo o caso do fungo *Trichoderma hematum*, que cresce como saprófita em M.O. fresca, não inibindo patogénicos, e que os mata se estes recontaminarem compostos maturados.

No que respeita aos demais elementos químicos indispensáveis ao desenrolar do processo de compostagem, estes, exceptuando alguns casos, existem nos materiais a compostar em teores suficientes (Gotaas, 1959) para não constituírem factores acentuadamente limitantes, pelo que não são aqui referidos aspectos inerentes à sua metabolização.

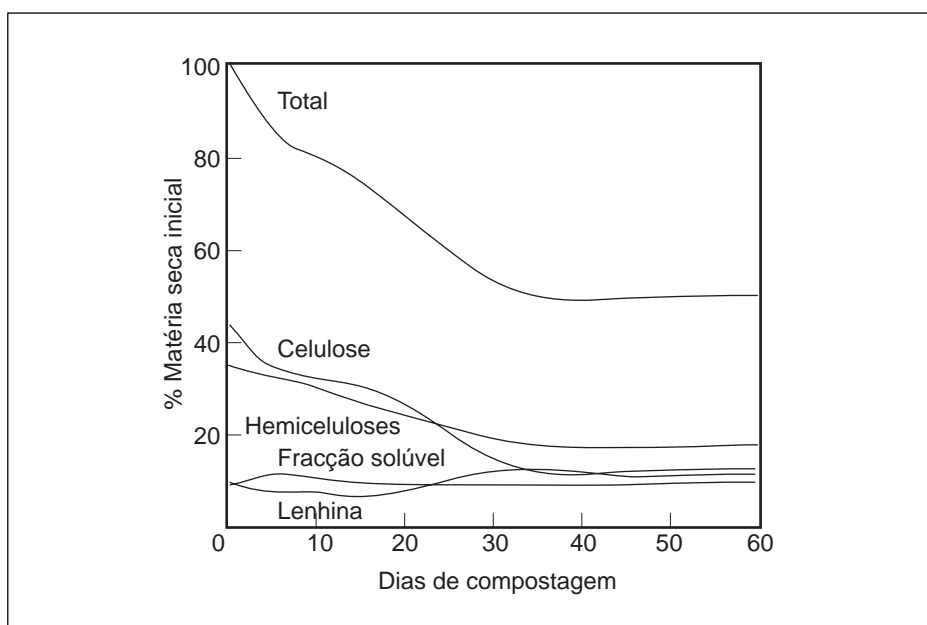


Gráfico 2.4 – Evolução dos teores de diversos componentes na compostagem de palha de trigo com nitrato de amónio.

Adaptado de: Bidllestone e Day, 1987

De referir ainda que todo o processo metabólico da compostagem, ao comportar a transformação de material orgânico em produtos voláteis como o CO_2 e H_2O , terá como consequência uma significativa perda de massa, a qual se poderá mesmo cifrar em cerca de metade do valor inicialmente medido (Blanco *et al*, 1992).

No Gráfico 2.4 é apresentada uma apreciação de conjunto da evolução de diversos componentes ao longo de um processo de compostagem. Pese embora o facto de o gráfico em causa dizer especificamente respeito a um processo de compostagem de palha de trigo misturada com nitrato de amónio, ele é aqui apresentado como exemplo ilustrativo de uma possível evolução do comportamento de alguns componentes, em face do que foi concluído em resultado das investigações desenvolvidas por alguns autores, como os que temos vindo a referenciar.

É ainda apresentado o Gráfico 2.5, que mostra os perfis de temperatura e pH em função do tempo num processo de compostagem.

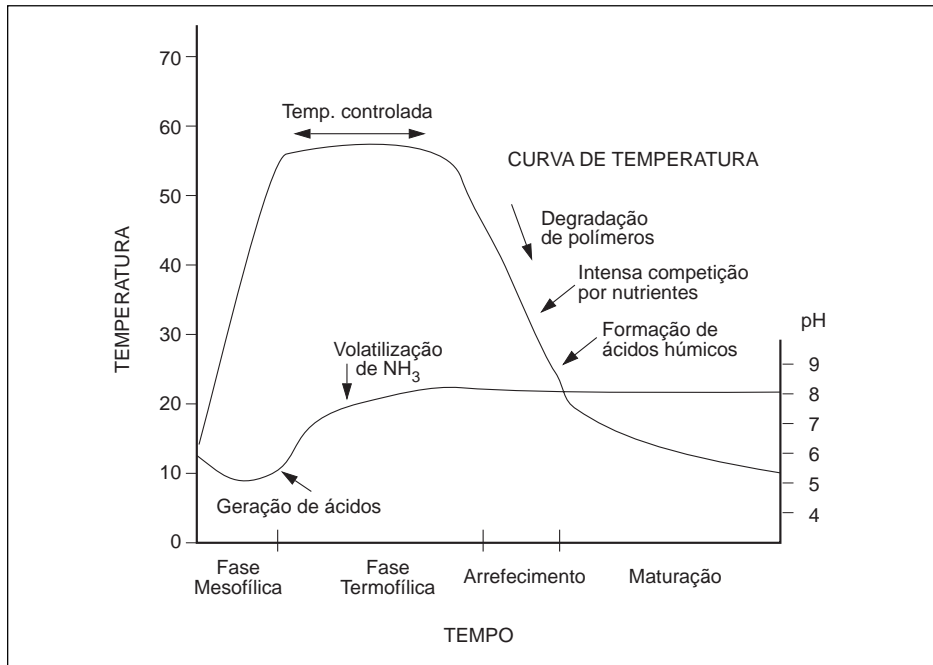


Gráfico 2.5 – Perfis de temperatura e de pH num processo de compostagem. Adaptado de: Neto e Mesquita, 1992

Como foi afirmado, no final do processo biológico da compostagem obtém-se um produto estabilizado, rico em colóides húmicos, que pode ser usado como correctivo orgânico.

Põe-se a questão de saber quando termina este processo. Na verdade, tendo presentes os diversos factores intervenientes, é inútil

prolongar indefinidamente este processo, sob pena de uma mineralização excessiva do composto (AGHTM, 1982).

No que respeita aos organismos sobreviventes no final do processo, poderemos supor que estes, por falta de nutrientes, acabarão por sucumbir. Esta biomassa será naturalmente incorporada no solo, juntamente com o composto, integrando-se nos ciclos naturais nele vigentes.

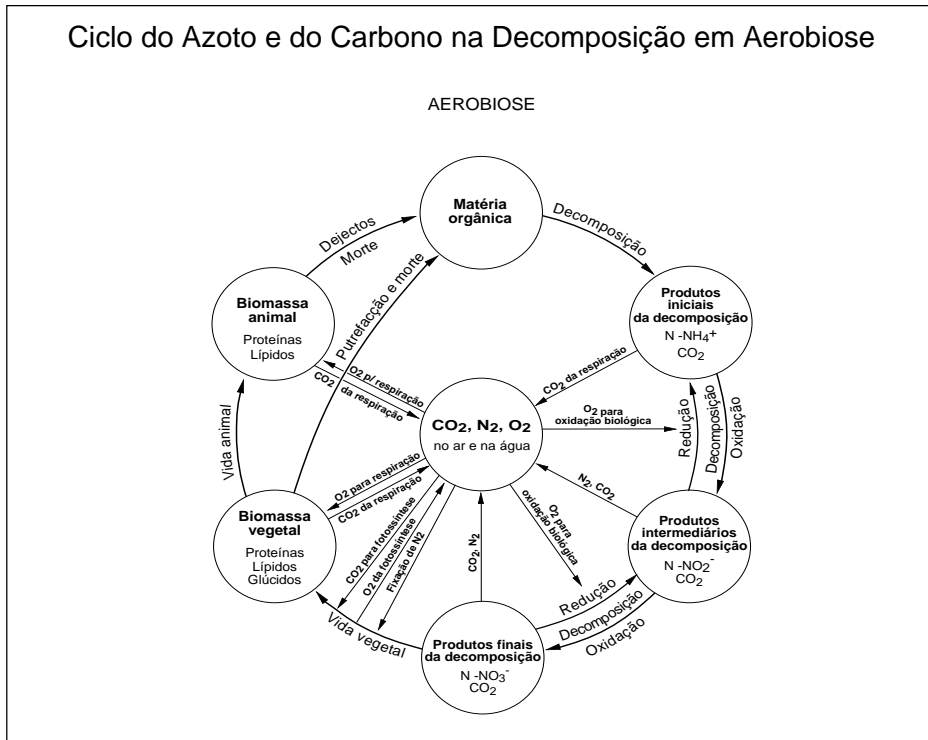


Figura 2.3 – Representação simplificada dos ciclos naturais de carbono e azoto em aerobiose.

Adaptado de: Gotaas, 1959

É apresentado na Figura 2.3 o ciclo do azoto e do carbono na decomposição em aerobiose, a mais comum na natureza (Gotaas, 1959). Conforme se pode inferir da sua análise em face do que foi aqui afirmado, apresenta aspectos bastante semelhantes à situação vigente no processo de compostagem, designadamente no que respeita à evolução da matéria orgânica morta até à obtenção dos produtos finais de decomposição.

Na Tabela IV são resumidamente apresentadas as principais diferenças entre o processo biológico de compostagem e o de decomposição natural da M.O. nos solos.

Tabela IV – Actividades biológicas comparadas nos solos e nos compostos

	Solo Activo	Composto
Matéria Orgânica	Horizonte de acumulação de folhas, ramos, raízes e fezes de animais	Substrato de origem variável
Conjunto dos Parâmetros	Variáveis (condições naturais)	Padronizados (se houver controlo do processo)
	Fraca acumulação	Efeito de massa
	Evolução a temperatura média	Evolução a elevada temperatura em algumas fases
Principais Organismos	Cadeias tróficas complexas e inumeráveis	Predominância de Bactérias, Fungos e Actinomicetas à partida; recolonização da massa por animais do solo na maturação
Ecosistema	Diversificado	Simplificado

Adaptado de: Mustin, 1987

2.2.3 – Características físico-químicas do composto obtido

2.2.3.1 – Substâncias húmicas existentes nos solos (breve referência)

Pese embora as diferenças entre ambos, bem patentes na Tabela IV, as características físico-químicas dos compostos terão necessariamente de apresentar semelhanças com as da fracção húmica da M.O. dos solos, até porque aqueles tem como seu importante constituinte as substâncias húmicas. Por isso começam por ser expostas de um modo muito sumário algumas propriedades das substâncias húmicas existentes nos solos, acerca das quais já existe um volume de conhecimentos resultante de numerosas investigações desenvolvidas de há longos anos a esta parte.

As substâncias húmicas existentes nos solos são normalmente obtidas do solo a partir de um processo de extracção com soluções alcalinas (usualmente NaOH 0,1 - 0,5N). De acordo com o diagrama representado na Figura 2.4, a fracção insolubilizada obtida designa-se de humina; quanto à fracção solubilizada, após tratamento em meio ácido obtém-se um precipitado designado de ácidos húmicos e um soluto denominado de ácidos fúlvicos.

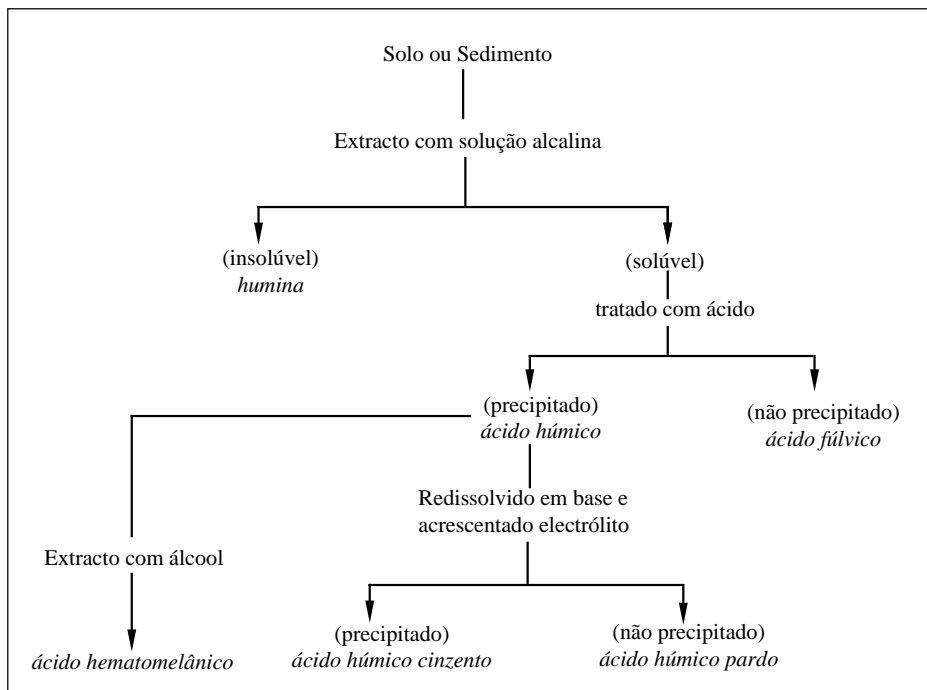


Figura 2.4 – Diagrama representativo do processo usado na extracção laboratorial das substâncias húmicas existentes nos solos.

Adaptado de: Stevenson, 1986

As substâncias húmicas constituem, em conjunto, um material de natureza coloidal com uma capacidade de troca bastante elevada, quando confrontada, em igualdade de métodos de medição usados, com a inerente às fracções minerais do solo.

Torna-se cada vez mais evidente que quimicamente as substâncias húmicas não são constituídas por simples moléculas mas antes por associações de moléculas originadas a partir de lenhina, em parte condensadas, ou de polifenóis (Schnitzer, 1977, cit. por Schnitzer, 1978).

As diversas fracções húmicas acima referidas representam, na verdade, um sistema de polímeros que variam de uma forma sistemática no que respeita a análise elemental, acidez, grau de polimerização e peso molecular (Stevenson, 1986).

A estes polímeros estão ligados diversos grupos funcionais e cadeias alifáticas, de acordo com os resultados de processos de análise química, sempre à base da digestão de amostras seguida da identificação de fragmentos (Jenkinson, 1988).

Sabe-se hoje da existência nas substâncias húmicas de grupos OH formando pontes de Hidrogénio, ligações por amidas e eventualmente ligações C – C aromáticas, ligações alifáticas C – H, grupos

carboxilo ligados a carbonos alifáticos ou aromáticos (Jenkinson, 1988), podendo estes últimos estar esterificados com grupos OH de natureza fenólica (Schnitzer, 1977) (cit. por Schnitzer 1978)), conforme é sugerido pela Figura 2.5.

De entre os diversos grupos funcionais existentes, os mais importantes são sem dúvida os grupos carboxilo (Jenkinson, 1988), devido à sua contribuição para a capacidade de troca catiónica (CTC), dado que aos valores mais comuns de pH dos solos, mesmo de solos ácidos, aqueles se encontram dissociados na forma de iões carboxilato (COO⁻).

O mesmo autor salienta ainda na mesma obra a importância dos hidroxilos fenólicos, apesar do facto de estes grupos funcionais não se dissociarem significativamente a pH inferior a 9. Contudo, a presença de grupos acidificantes como substituintes no anel aromático pode fazer baixar o pKa das substâncias fenólicas afectadas de tal modo que estas possam exercer uma contribuição significativa para a CTC.

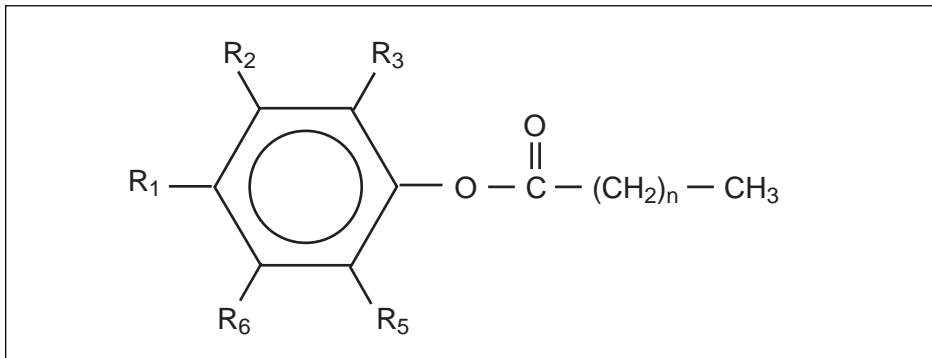


Figura 2.5 – Representação de uma possível estrutura-tipo para as substâncias húmicas.

Adaptado de: Schnitzer, 1978

No que respeita à humina, ela deve consistir, segundo Stevenson (1986), numa mistura de ácidos húmicos tão fortemente ligados a matéria mineral que não podem ser separados e de matéria húmica altamente condensada, com teor de carbono acima de 60%.

No que respeita aos ácidos húmicos (AH) e aos ácidos fúlvicos (AF), estas duas fracções distinguem-se uma da outra, segundo Stevenson (1986), pelo seu maior teor em oxigénio e menor em carbono, pela maior acidez de troca dos AF em confronto com os AH e pelo menor peso molecular por parte dos AF.

De acordo com Stevenson (ob. cit.), uma molécula “tipo” de AH consiste em micelas de natureza polimérica cuja estrutura básica é composta de anéis aromáticos de fenol di ou tri-hidroxilado, ligados entre si por grupos como - O -, - CH₂ -, - NH -, - N -, - S - ou outros. Tais anéis contêm como substituintes grupos OH livres e/ou duplas ligações

quinona. Quer as ligações quinona quer outros grupos cromóforo, como os representados na Figura 2.6, são responsáveis pela cor escura das substâncias húmicas.

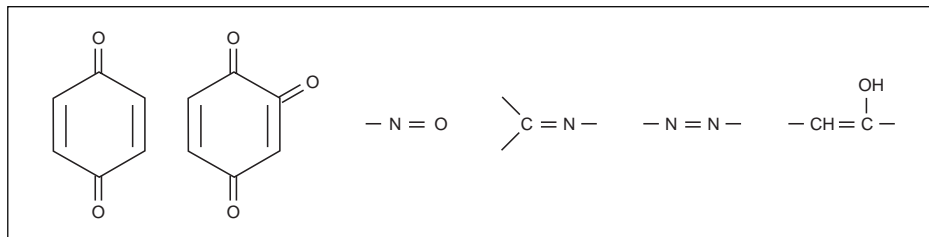


Figura 2.6 – Alguns grupos cromóforo responsáveis pela cor escura das substâncias húmicas.

Adaptado de: Stevenson, 1986

Saliente-se que as substâncias húmicas podem estabelecer ligações por complexação, através dos seus grupos funcionais oxigenados (OH fenólico, COOH, C - O), com iões metálicos, mantendo-os em solução, as quais são particularmente intensas com os catiões trivalentes Fe^{3+} e Al^{3+} (Schnitzer 1978; Jenkinson, 1988), e um pouco menos com catiões bivalentes.

Fisicamente os materiais húmicos apresentam-se no solo sob a forma de micelas de carga negativa e comportamento coloidal.

As micelas húmicas contribuem poderosamente para a agregação dos solos ao constituírem-se como agentes de ligação persistente (Tisdall e Oades, 1982) com as micelas coloidais de minerais de argila, formando os complexos argilo-húmicos. Como as micelas de argila também apresentam uma carga predominante de sinal negativo, a ligação entre ambas estabelece-se por pontes de catiões metálicos, designadamente ferro, alumínio e cálcio, conforme vem esquematicamente representado na Figura 2.7.

Saliente-se por fim que as substâncias húmicas podem interactuar com pesticidas, de diversas formas, consoante os casos: por adsorção, para o caso dos pesticidas catiónicos, exemplificada pela Figura 2.8, por forças de Van der Waals entre pesticidas não-iónicos e porções hidrófobas das substâncias húmicas ou lípidos que aparecem no solo a elas associados (Schnitzer, 1978), ou ainda por pontes de hidrogénio.

2.2.3.2 – Substâncias húmicas existentes nos compostos

Ao contrário do que se passa na natureza, designadamente nos solos, em compostagem as características do material de partida parecem influir em grande medida nas propriedades das substâncias húmicas formadas (Almendros *et al.*, 1987, numa publicação baseada em estudos efectuados para um composto obtido a partir de palha de trigo).

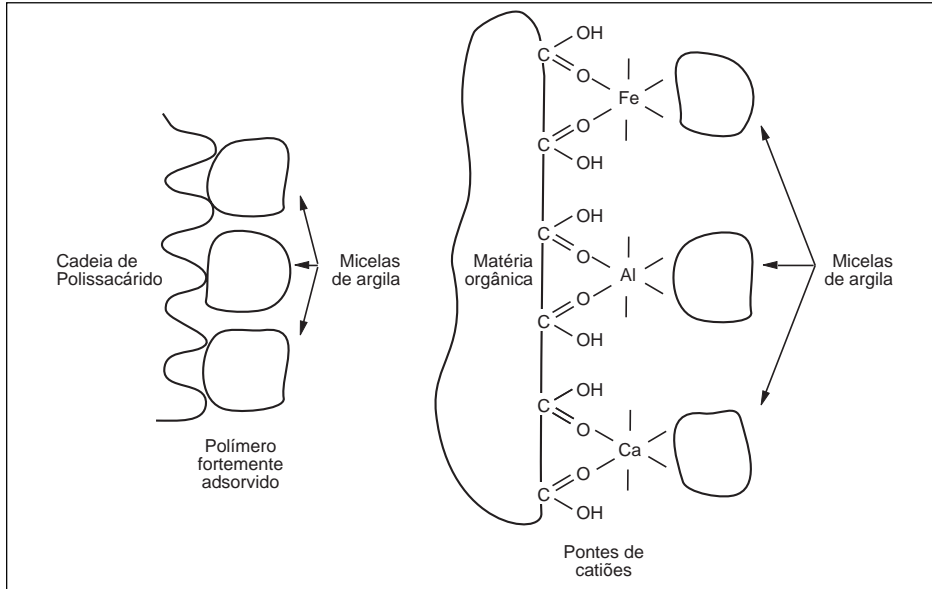


Figura 2.7 – Interação de agentes de ligação persistente com micelas de argila. À esquerda: Polímero orgânico directamente adsorvido à superfície da micela de argila; À direita: Material húmico associado a cátions metálicos. Adaptado de: Tisdall e Oades, 1982

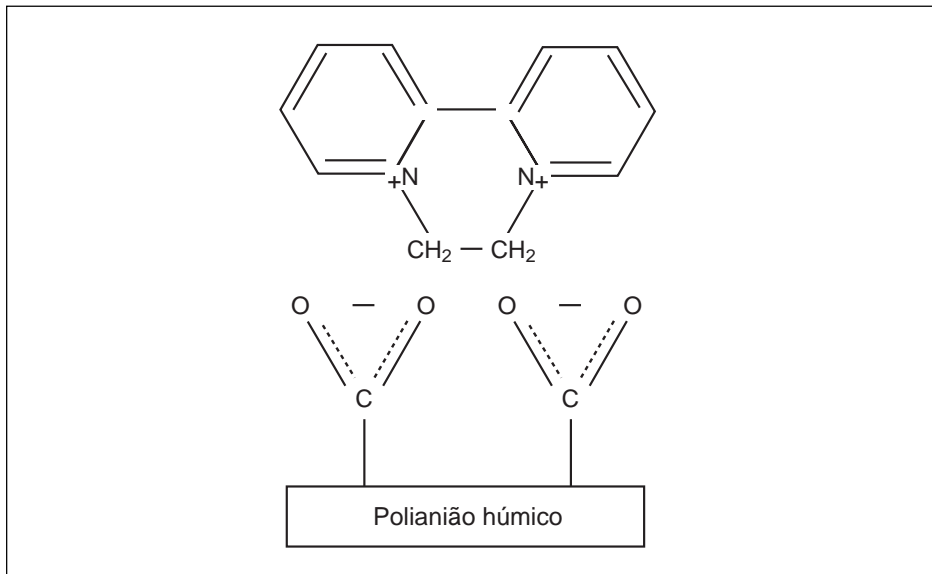


Figura 2.8 – Esquema representativo da adsorção do herbicida diquato a um polímero húmico. Adaptado de: Jenkinson, 1988

Nem é de admirar que assim seja, já que, conforme estes autores observam, quando se confronta este processo com o que se passa nos solos, por um lado as condições ambientais não são tão complexas, e por outro lado, não há fluxos continuados de M.O. (não há designadamente queda ou transporte de detritos vegetais como acontece no horizonte superficial dos solos). Isto determina, dizem, uma situação de linearidade dos processos microbiológicos e químicos que conduzem à formação do composto.

Assim, o resultado final do processo é um composto cujos AH seus constituintes são diferentes em termos estruturais dos AH dos solos.

Estas conclusões corroboraram os resultados de um trabalho de Almendros *et al.*, (1984), que, a partir de compostos de palha de trigo (obtidos por um processo com adição de um suplemento de NH_4NO_3 a 2,3%), extraíram polímeros muito diferentes dos AH dos solos e que eram, no fundo, uma forma alterada de lenhina nativa.

Também Inbar *et al.*, (1989), num trabalho efectuado em composto de estrume de bovino, observaram que, concomitantemente com uma elevada taxa de decomposição de glúcidos ao longo do processo, com mais baixas concentrações de matéria orgânica solúvel, hemicelulose e celulose e com um grande aumento de CTC (de 63 a 181 $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}\text{M.O.}$), se verificava um aumento dos teores de carbono, quer alifático quer aromático, o que indicava para aquela matéria-prima uma acumulação de lenhina modificada.

Garcia *et al.*, (1992), num trabalho efectuado sobre dois compostos, de lamas de esgoto e de RSU, observaram um significativo grau de humificação em ambos os casos, tendo obtido tolueno como fragmento mais abundante na respectiva análise, bem como fenóis e cresóis, em menor abundância, dentro dos aromáticos; detectaram ainda derivados de nitrilo.

Mas são Boyd e Sommers (1990) os autores que, de uma forma mais explícita, embora reportada a produtos obtidos a partir de lamas de esgotos, referem que as substâncias húmicas dos compostos têm características químicas e estruturais diferentes das originadas nos solos. Estes autores referem que os AF e AH obtidos daqueles compostos apresentam maior teor de azoto, relações C/N mais baixas, menor acidez devida a grupos carboxilo e maiores relações H/C, indicadores de uma maior fracção de componentes alifáticos.

Neste trabalho também é referido o facto de que os AH e AF obtidos daqueles compostos se encontram associados a materiais proteicos e lipídicos, sendo ainda detectados outros componentes não-húmicos, designadamente aminoácidos, hexosaminas, oses.

Também Almendros *et al.*, (1984) abordam a questão do teor de azoto num trabalho acerca de palha de trigo, ao referirem que o teor de azoto não hidrolizável e em oxigénio funcional é significativamente superior aos determinados para as testemunhas não compostadas, o que é resultado de um processo de humificação. Observam-se ainda a oxidação de fenóis a ácidos fenólicos, a diminuição da proporção

relativa de moléculas alifáticas de cadeia longa e a degradação das cadeias de substituintes laterais de anéis aromáticos.

Campos e Santos (1986) também detectaram a presença de ácidos fenólicos num composto de bagaço de uva, resultantes do desdobramento microbiano de taninos e outras substâncias fenólicas constituintes desta matéria-prima.

Segundo Anderson e Smith (1987), um composto de boa qualidade deve, quando estabilizado, ter uma cor castanho-rico, ser visualmente homogêneo, emanar um agradável odor a terra, deve conter baixos teores materiais não-biodegradáveis e de componentes tóxicos como pesticidas ou metais pesados, deverá ter níveis muito baixos ou nulos de organismos patogênicos para o homem, animais ou plantas.

Zucconi e Bertoldi (1987) afirmam, por seu turno, que o valor de pH mais frequentemente encontrado está, por seu turno, compreendido entre 6,5-8,0.

A AGHTM (1982), para o caso de composto de RSU, afirma que este deve exalar um fraco odor butiroso, conferir uma sensação ao tacto sem aspereza, ter uma densidade de produto final compreendida entre 0,5-0,8 e uma humidade inferior a 40%; pelo menos 35% da matéria seca deve ser M.O..

2.3 · Utilização do composto em agricultura

2.3.1 – A matéria orgânica dos solos e o uso dos compostos

Face à expansão e aumento do uso dos adubos minerais na agricultura desde meados do século XIX, os rendimentos dos agricultores que têm vindo a utilizar criteriosamente tais produtos não têm cessado de progredir.

Contudo, desde os anos 70 do presente século, os rendimentos agrícolas na Europa não progridem a tão elevado ritmo (Mustin, 1987), não obstante os crescentes esforços no que respeita ao aperfeiçoamento dos parâmetros de produção-selecção genética, fertilizantes, pesticidas, energia, irrigação, drenagem.

Isto levou a que se repensasse o papel benéfico dos diversos tipos de matéria orgânica sobre a fertilidade dos solos, a produtividade das culturas e os rendimentos dos agricultores.

Não podem estes, no entanto, se queixarem de não terem sido alertados bem a tempo! Com efeito, conforme refere Mustin nesta sua obra, já em 1890, J. Grandeau, então Director da Estação Agronómica do Leste, em França, afirmava que “com o desenvolvimento que toma o emprego dos adubos químicos, que tendem a se substituir em larga medida ao estrume das quintas (...), o teor de húmus dos solos cultivados vai necessariamente diminuir”, tendência aliás agravada pela substituição dos animais de trabalho (cujos dejectos também contribuíam para a manutenção do teor de M.O. no solo) por maquinaria agrícola.

De facto, a menos que se efectuem reposições, os solos veêm-

se gradualmente empobrecidos em M.O (Santos, 1987) por processos de mineralização por esta sofridos.

Este problema é particularmente marcante nas condições climáticas características dos sistemas de agricultura mediterrânicos, em que a rápida mineralização da M.O. frequentemente conduz à progressiva fragilização da estrutura do solo e aos concomitantes riscos de erosão e desertificação (Dormaar *et al.*, 1988; Oades, 1988, cits por Blanco *et al.*, 1992).

Este processo de mineralização em tais condições climáticas pode, na verdade, conduzir os teores de húmus a níveis tão baixos que se verifique em tais condições um acentuado decréscimo de fertilidade dos solos. Com efeito, segundo Eliard (1979), há acentuadas quebras de fertilidade para teores de húmus abaixo de 2,5% em solos argilosos, 2,0% em solos limosos e 1,3% em solos arenosos.

Um solo nesta situação agronómica e ecologicamente indesejável terá a sua produtividade extremamente dependente de fluxos externos provenientes da actividade humana (Blanco *et al.*, ob. cit.), sob a forma de elevadas quantidades de fertilizantes, com todos os encargos que tal situação acarreta, para além de eventuais riscos da sua salinização e de poluição dos cursos de águas.

Por todas as razões acima enunciadas, impõe-se a inversão desta situação de empobrecimento dos teores de M. O., não só como forma de eliminação, por aplicação ao solo, de alguns resíduos da actividade humana de valor nulo ou mesmo negativo, porque poluentes, mas sobretudo porque a M.O. desempenha, de facto, um papel benéfico insubstituível nos solos, pelas seguintes razões (Mustin, 1987; Santos, 1991):

- permite a aglomeração de partículas minerais, contribuindo assim para que o solo apresente melhor estrutura, com reflexos favoráveis nos movimentos de água, do ar e inclusivé das próprias raízes das plantas;
- comunica ao solo uma cor mais escura, permitindo uma maior absorção de calor, o que, aliado a um maior conteúdo do teor de água do solo, contribui para aumentar e regularizar a sua temperatura;
- apresenta uma elevada capacidade de hidratação e de troca iónica, o que contribui para o aumento da retenção da água e de nutrientes e para a retenção física, por adsorção, de substâncias tóxicas e de pesticidas;
- aumenta o poder tampão do solo;
- proporciona às plantas a possibilidade de uma forma gradual de absorção de nutrientes, quer directamente pelos elementos que veicula, como azoto, enxofre e micronutrientes, quer indirectamente pela acção solubilizante do CO₂ sobre diversas substâncias do solo;
- tem poder complexante em relação a alguns elementos, como o alumínio, o que reduz os riscos de fitotoxicidade e aumenta

- as disponibilidades de fósforo no solo;
- é o principal suporte energético e nutritivo dos microorganismos do solo;
 - liberta diversas substâncias de interesse para as plantas e outros organismos aquando da sua decomposição.

Infelizmente, a insistência em certas práticas culturais manifestamente erradas sob o ponto de vista da fertilidade química, como as queimas, com perda por combustão do material deixado no solo pelos resíduos das culturas e volatilização do azoto e do enxofre incluídos na sua constituição, em nada ajuda ao enriquecimento do teor de M.O. nos solos, para além de constituir uma significativa fonte de poluição atmosférica (Santos, 1991; Blanco *et al.*, 1992).

É certo que a melhoria da produtividade vegetal verificada traduz necessariamente um acréscimo de rendimento fotossintético e portanto um aumento potencial da quantidade de detritos das culturas. Contudo, tal melhoria de rendimento obtém-se à custa de maiores exigências nutricionais por parte das culturas.

Acresce que, apesar dos detritos das culturas (raízes, caules e folhas) continuarem a ser os principais responsáveis pela manutenção, ainda que a níveis quase sempre muito baixos, do teor de M. O. dos solos do País (Santos, 1991), em termos gerais, uma significativa parte da biomassa produzida é aproveitada para a obtenção e comercialização de palha ou directamente para forragens, pelo que não contribuirá para restituições de M.O. ao solo.

Também o enterramento de plantas em verde, designadamente, pela importância que tem no País, a sideração feita com tremocilha, tem um reduzido contributo para o aumento do teor de M. O. dos solos (Santos, 1991), dadas as condições, nomeadamente em termos de época do ano e de estado fenológico – floração, com uma razão C/N de cerca de 13 – propiciarem uma rápida mineralização primária.

De resto, de um modo geral, a adição directa de biomassa lignocelulósica fresca promove efeitos adversos resultantes, quer da retenção biológica do azoto do solo na biomassa dos organismos decompositores (a sideração de tremocilha é, como vimos, uma excepção), quer de substâncias fitotóxicas derivadas de resíduos vegetais (Blanco *et al.*, 1992).

Sem prejuízo do contributo dos detritos das culturas e do enterramento das plantas em verde, torna-se, na verdade, necessário permitir ou viabilizar processos alternativos ou complementares de aplicação de M.O. aos solos, a fim de que o teor dos mesmos neste componente aumente, ou, pelo menos, de que seja travado o seu empobrecimento.

Na verdade, a agricultura portuguesa terá de se adaptar ou criar a curto prazo novas soluções, dedicando maior atenção à utilização de sub-produtos agrícolas ou agro-industriais (Campos *et al.*, 1988) ou a outros resíduos orgânicos, pela sua aplicação ao solo, de maneira a melhor enfrentar os desafios de preservação do espaço rural, da conser-

vação dos solos e da livre concorrência impostos pela nova Política Agrícola Comum.

Impõe-se, com efeito, a necessidade de práticas agrícolas baseadas na gestão sustentada dos sistemas de agricultura, as quais deverão envolver a reciclagem de biomassa residual sob condições compatíveis com a manutenção das características do solo a longo prazo (Lockeretz, 1988; Parr *et al.*, 1990, cits. por Blanco *et al.*, 1992).

É neste quadro que se insere a possibilidade de utilização dos produtos obtidos por compostagem, os quais deverão ser aplicados aos solos já devidamente estabilizados, isto é, bem humificados e com taxas de mineralização insignificantes.

2.3.2 – Repercussões da aplicação de compostos não maturados

Como foi acima referido, a compostagem decorre em várias fases, a última das quais é a maturação, que no seu conjunto fazem estender o processo no tempo por vários meses.

Contudo, este tipo de produtos é frequentemente aplicado no solo antes de se ter completado todo o processo e, designadamente, a fase de maturação.

Verifica-se um efeito depressivo na produção obtida para uma cultura instalada imediatamente após a aplicação de um composto nestas condições.

É certo que se pode empiricamente obviar a esta situação, fazendo separar no tempo de algumas semanas ou mesmo meses a aplicação do composto e a instalação da cultura. Sucede, contudo, que por razões de natureza logística ou agronómica, dado que as culturas estão frequentemente integradas em rotações, tal procedimento muitas vezes se mostra inviável.

Já em 1977, Golueke (cit. por Zucconi *et al.*, 1981a) afirmava que a aplicação de composto não maturado causava sérios danos aos sistemas radiculares e atribuía as causas desta situação à elevada relação C/N observada no composto antes da sua maturação, bem como à volatilização de amoníaco, dado que esta substância ou o catião NH_4^+ dela derivado podem ser fitotóxicos, em particular na fase de germinação e primeiras fases de desenvolvimento das plantas, sobretudo se a temperatura do solo ou a sua reacção não favorecerem uma rápida nitrificação (Santos, 1991).

Aquelas razões não parecem, contudo, suficientemente convincentes na explicação do referido fenómeno de depressão da produção vegetal.

De facto, como, aliás, observam Zucconi *et al.* (1986) e Neto e Mesquita (1992), embora não haja dúvidas de que uma elevada razão C/N causa uma depressão da produção vegetal, tal fenómeno não deve ser encarado como um fenómeno de fitotoxicidade mas sim um problema de competição pelo azoto entre as plantas e a microflora do composto e do solo.

De resto, para materiais de elevada razão C/N, se se quiser obviar a este problema pode-se sempre corrigi-la com outros de baixa razão C/N ou com um suplemento azotado na forma por exemplo de adubo mineral, sem que com tal procedimento se tenha a garantia de que o fenómeno depressivo deixe de surgir na sequência da aplicação de um produto não maturado.

Katayama *et al.* (1987) chamam, entretanto, a atenção para a possível repercussão da diminuição do potencial redox por consumo de O₂ no processo de maturação, na medida em que tal facto se traduz num déficiente arejamento do sistema radicular, o qual naturalmente afectará o crescimento vegetal e, portanto, a produção.

A fim de procurar esclarecer as razões deste fenómeno depressivo da produção vegetal, Zucconi *et al.* (1981b) fizeram germinar sementes num substracto constituído por um composto não maturado de RSU, previamente esterilizado, com uma razão C/N corrigida, na ausência de amoníaco, porque este era extraído por sucção, e não obstante um adequado arejamento do sistema, verificaram o referido fenómeno depressivo. Tinha pois de se admitir a existência de fitotoxinas responsáveis por um processo de inibição do crescimento vegetal.

Hirai *et al.* (1986), com base em ensaios de crescimento vegetal sobre compostos não maturados de RSU, concluíram que o efeito inibidor do crescimento vegetal era causado por ácidos gordos de baixo peso molecular, sobretudo ácido propiónico e ácido butírico, a que, segundo Zucconi *et al.* (1984), se acrescentariam outras fitotoxinas, de origem fenólica.

Inbar *et al.* (1991) referem que um certo número de substâncias que se podem acumular na fase líquida dos compostos no início do processo de compostagem têm potencial fitotóxico, especialmente sobre sementes, designadamente: ácidos orgânicos em compostos de elevada razão C/N e amoníaco em compostos de baixa razão C/N.

Harai *et al.* (1986) alertam ainda para a possibilidade de ocorrência de efeito depressivo no crescimento vegetal na presença de elevados teores de composto de RSU devido a problemas de salinidade.

De referir, como Bertoldi *et al.* (1983), que são de encarar os riscos de efeito depressivo na produção por contaminação devida a metais pesados, dado que, para além de representarem um risco para a saúde pública ao se integrarem na cadeia alimentar, interferem directamente nos processos fisiológicos do crescimento vegetal.

Segundo estes autores, é particularmente de recear tal risco em compostos de lamas de efluentes industriais ou de misturas que incluam este tipo de resíduos, dado o elevado teor de metais pesados nelas vigentes; na fracção orgânica de RSU o referido risco também existe, ainda que estes elementos potencialmente tóxicos possam em alguns casos estar presentes em baixas concentrações, sobretudo se se proceder à segregação dos mesmos.

Em suma, o efeito depressivo no crescimento vegetal causado pela utilização de composto não maturado resulta sobretudo da acção

conjugada de uma ou várias das seguintes causas (Neto e Mesquita, 1992): libertação de amoníaco que poderá danificar as raízes das culturas, competição entre cultura e microorganismos pelo azoto em situações de elevada razão C/N, acção de toxinas inibidoras do metabolismo das plantas e da germinação das sementes. Não se pode, no entanto, ao aplicar ao solo um composto não maturado, escamotear o impacto que poderão ter por vezes certos factores como o teor de metais pesados e a salinidade ou o teor de O₂ junto às raízes das culturas.

É importante saber quando se dá a completa maturação do composto ou, o que é cronologicamente o mesmo, em que momento a fitotoxicidade se anula, pois isso significa que, sob este ponto de vista, se pode aplicar o composto sem problemas para as culturas.

Não há consenso na investigação sobre este assunto.

Assim, enquanto Vaz e Valente (1992) sugerem um índice assente na razão C/N, admitindo que o composto fica maturado quando esta, ao fim de algumas semanas de compostagem, atinge determinados valores, Hirai *et al.* (1983) constatam que a razão C/N não constitui um método fiável, dado que os valores finais obtidos variam de uma forma demasiado acentuada.

Para obviar a este inconveniente propõem em alternativa um indicador baseado na relação $C_{\text{orgânico}}/N_{\text{orgânico}}$ obtida em extractos em água dos compostos, visto que afirmam constatar que obtêm sempre valores de 5-6 para esta grandeza em material maturado.

Roletto *et al.* (1985) propõem índices baseados nos teores de celulose e lenhina, enquanto que Zuconni *et al.* (1981b) propõem um índice de germinação a partir da incubação de sementes de *Lepidium sativum* 24 horas a 27°C em extracto aquoso extraído sob pressão a partir de M. O. com teor de humidade acertado a 60%.

2.3.3 – Repercussões da utilização de compostos maturados

2.3.3.1 – Vantagens da utilização dos compostos

Os compostos, quando aplicados ao solo já maturados, para além de não manifestarem nenhum dos inconvenientes atrás referidos, abstraindo o problema dos metais pesados ou da salinidade, apresentam particular interesse ao serem usados como fertilizantes.

Estes produtos, como correctivos orgânicos, melhoram, com efeito, de forma muito significativa as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos.

Na verdade, estes produtos incrementam o arejamento, a capacidade de retenção de água e de infiltração, contribuem para a redução da densidade aparente dos solos e para evitar incrustações de superfície e reduzem a lixiviação dos solos (Biddlestone e Day, 1987; Campbell *et al.*, 1991).

Por outro lado, dada a sua composição à base de colóides húmicos, vão melhorar a estrutura e agregação dos solos (Bertoldi *et al.*,

1983). Estão pois criadas condições para um mais fácil enraizamento das culturas.

Acresce, ainda, que os compostos, dada a sua constituição química, podem reter fisicamente íões minerais e cedê-los gradualmente às culturas por permuta iónica com as raízes.

O sistema radicular é, assim, estimulado devido à melhoria das características físicas dos solos e ao incremento da nutrição (Bertoldi *et al.*, 1983). Isto habilita a planta explorar um maior volume de solo, resultando assim num aumento de crescimento acima e abaixo da superfície deste, conforme bem atesta a Figura 2.9.

Assim, justifica-se o uso dos compostos para fins agrícolas por razões de ordem ecológica, pois permitem gradualmente biodegradar e estabilizar a M.O. e melhorar as características físicas do solo, contribuindo assim para o combate à erosão (Diaz *et al.*, 1987), e por razões de ordem agronómica, dado que os compostos podem ser sucedâneos tecnicamente adequados dos correctivos orgânicos tradicionais, cada vez menos usados pela Lavoura. Além disso, quando estabilizados, são, em princípio, mais fáceis de manusear e de aplicar e têm menor probabilidade de transmitir ao solo algumas pragas e doenças (Santos, 1987).

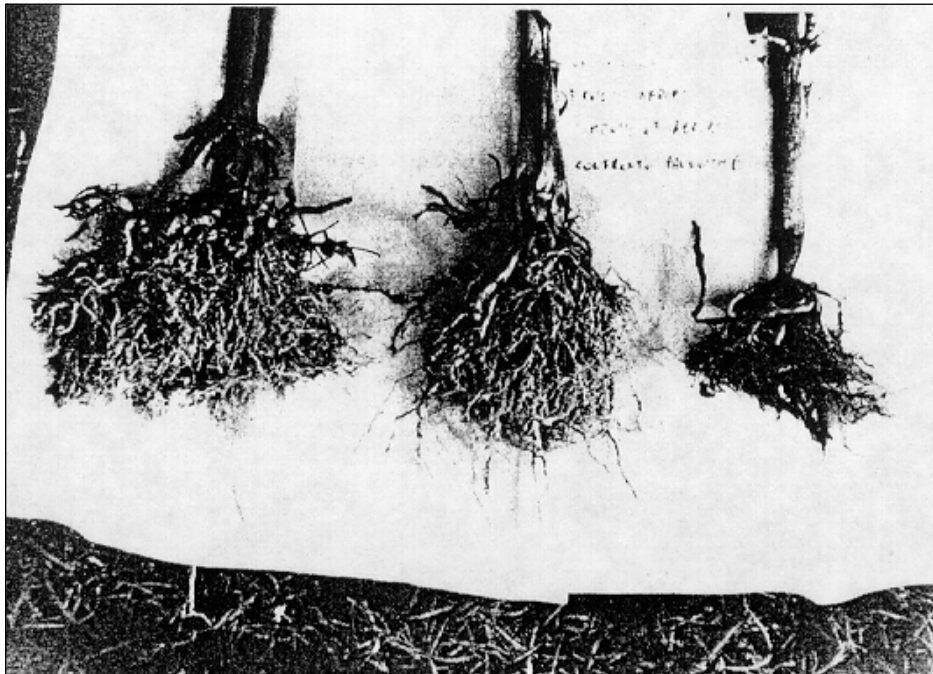


Figura 2.9 – Sistemas radiculares de espécimes de milho tratados exclusivamente com fertilizantes minerais, à direita, com chorume, ao centro e com composto de RSU, à esquerda.

Adaptado de: Bertoldi *et al.*, 1983

2.3.3.2 – Aspectos económicos da utilização dos compostos

É manifesto que a venda de compostos tem constituído um negócio atrente para as empresas ou entidades que os comercializam, visto que têm mercado assegurado (quanto mais não seja para os jardins municipais, campos de golfe, etc) a preços assaz interessantes.

Infelizmente, contudo, a Lavoura, de um modo geral, pouco continua a utilizar estes produtos, não obstante os seus evidentes benefícios.

Conforme alerta Santos (1991), estes produtos são vendidos a preços demasiado elevados para que o seu consumo tenha uma expansão mais generalizada.

A nosso ver, os poderes públicos responsáveis pelas políticas agrícolas e ambientais têm de ter a coragem e vontade de tudo fazer no sentido do abaixamento dos referidos preços.

Nestas condições, parece lógico, que, tal como preconiza Santos (ob. cit.), no caso dos compostos de RSU ou de lamas de tratamento de efluentes urbanos, parte dos encargos seja transferida para as estruturas do saneamento básico e para os organismos ou entidades que os tutelam, sem prejuízo da dotação dos necessários meios financeiros.

Também os «matos» (espécies florestais arbustivas), desperdícios de serrações ou outros resíduos são aproveitáveis para o fabrico dos chamados estrumes artificiais (Santos, 1991) obtidos por compostagem, desde que seja obviamente assegurada uma razão C/N adequada ao processo no caso de tal não estar garantido à partida (por exemplo, por mistura com dejectos de animais) e desde que tais materiais se possam obter localmente como subprodutos de valor de utilização nulo (ou negativo se for de reear o impacte ambiental da sua acumulação) (Santos, ob. cit.).

No caso dos matos põem-se, contudo, problemas de elevados custos de mão-de-obra associada à sua apanha, bem como encargos derivados do seu transporte e trituração (Santos, 1987), que poderiam ser debitados aos custos de prevenção dos incêndios florestais.

Na verdade, é hoje reconhecido que uma das mais importantes causas de aumento dos incêndios florestais no País consiste na excessiva proliferação de espécies florestais arbustivas devido aos encargos de mão-de-obra resultantes da limpeza das florestas e matas e à própria desertificação humana das regiões do interior.

Uma aposta decidida na prevenção dos fogos florestais, com a dotação dos necessários meios financeiros, constitui, a nosso ver, um imperativo, e pode deste modo viabilizar o aproveitamento dos resíduos da limpeza das matas para o fabrico de compostos e sua entrega a baixo custo à lavoura regional.

2.3.3.3 – Aspectos específicos de fertilidade e fertilização nos compostos

2.3.3.3.1 – Azoto

2.3.3.3.1.1 – Perdas de azoto

Um dos aspectos relevantes que importa tomar em consideração na fertilidade e fertilização com uso dos compostos é o problema do azoto, que se põe não só pela importância deste elemento enquanto macronutriente principal mas também pelas perdas que pode sofrer.

Em compostagem, as perdas mais relevantes a considerar têm origem em processos de lixiviação e, de longe, na volatilização de amoníaco.

Os processos de lixiviação em compostagem são possíveis, quer devido à porosidade destes materiais, quer pelo significado expressivo da sua fracção solúvel em água.

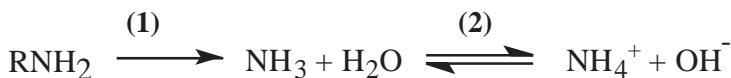
Blanco *et al.* (1992) afirmam que no caso de compostagem em palhas a fracção solúvel em água, que pode representar 14% do material original, contém substâncias orgânicas facilmente metabolizáveis (Blanco *et al.*, ob cit.), algumas das quais azotadas.

Cabral e Vasconcellos (1993) chamam a atenção para a importância que pode assumir a lixiviação de nitratos em lamas celulósicas secundárias ou combinadas não compostadas, sendo mesmo de reear a contaminação das águas subterrâneas pelo NO_3^- , se bem que este risco não esteja ainda claramente confirmado.

No caso da compostagem destes materiais, embora existam este tipo de perdas, elas poderão não ser tão expressivas, dado que quer a mineralização microbiana quer a nitrificação são afectados por elevadas temperaturas ou pela actividade do ião amónio.

No processo de compostagem assumem grande importância os fenómenos de volatilização de amoníaco.

Na verdade, como se viu em 2.2.3., as substâncias azotadas tendem a mineralizar-se devido a degradação microbiana de proteínas e bases azotadas, de acordo com a reacção



Serão, com efeito, de reear perdas de azoto por volatilização de amoníaco através da reacção inversa a (2), sobretudo em condições de excesso de azoto (Neto e Mesquita, 1992), tanto mais que a elevada temperatura vigente durante a fase da compostagem em que predominantemente se dá a degradação microbiana dos componentes azotados propicia à ocorrência deste fenómeno.

Kirchmann e Witter (1989) citam referências a perdas que podem estar compreendidas entre 10% e 80% , embora, de acordo com estes autores, uma parte seja devida a processos de lixiviação. Estes

mesmos autores, neste seu trabalho, detectam, em condições de reacção alcalina, perdas por volatilização compreendidas entre 9% e 44%.

Segundo Buijman *et al.* (1987), cits. por Kirchmann e Witter (ob. cit.), os resíduos orgânicos são mesmo a maior fonte de emissões de amoníaco na Europa, contribuindo com 81% do total, com importantes repercussões em termos ecológicos.

De facto, estas emissões suscitam preocupações crescentes quer em termos do seu papel nas chuvas ácidas, quer no incremento dos fluxos de substâncias azotadas nos ecossistemas naturais (Roelofs *et al.*, 1985; ApSimon *et al.*, 1987, cits. por Kirchmann e Witter, ob. cit.).

Não obstante o decréscimo verificado na utilização de tais materiais pela agricultura, a fracção mais significativa a nível europeu destas perdas provém da volatilização de amoníaco durante o armazenamento em eiras e manipulação de estrumes e aquando do espalhamento de chorumes (Kirchmann e Witter, ob. cit.).

Blanco *et al.* (1992), em diversos ensaios de co-compostagem de palha de trigo com diferentes materiais (estrupe natural, estrupe de aviário, bagaço de uva, varas de videira, etc), a que se juntavam em alguns casos suplementos azotados, como água amoniacal e nitrato de amónio, também observaram importantes perdas de azoto por volatilização de amoníaco.

A mais expressiva, com cerca de metade do azoto inicial volatilizado, correspondia às amostras a que se tinha adicionado azoto sob a forma de água amoniacal, mas também foram observadas perdas importantes – cerca de 25% (p/p) de azoto – quando o aditivo usado foi nitrato de amónio – NH_4NO_3 –, sobretudo em doses elevadas, as quais determinaram uma razão C/N inicial de 5-10.

Os mesmos autores, perante este trabalho, concluíram ainda que o uso de resíduos da indústria de cerveja, como extractos da sua levedura ou radículas ou pó, reduziam fortemente as perdas, quase as prevenindo. Observe-se, que estes aditivos são ricos em azoto peptídico, facilmente metabolizável pelos microorganismos.

Classicamente, o método usado para controlar ou minimizar as perdas de azoto baseia-se no controlo de pH (Blanco *et al.*, ob. cit.).

Contudo, corrigir o pH dos materiais em compostagem para valores ácidos não parece uma solução correcta, visto que iria desfavorecer a actividade microbiana, com reflexos indesejáveis nos processos de mineralização dos materiais orgânicos ou da sua humificação, pelo que se obteria, no final, um produto não estabilizado.

Acresce que a aplicação deste produto acidificado, para além dos inconvenientes referidos em 2.3.2, introduziria um material de reacção previsivelmente ácida nos solos. Isto seria particularmente inconveniente em termos de reacção, dado que, como é sabido, os solos portugueses são, na sua grande maioria, ácidos ou muito ácidos, com todos os inconvenientes daí advenientes, dos quais Santos (1991) destaca os seguintes:

- intoxicação das culturas provocada pelos micronutrientes catiões, nomeadamente o alumínio;
- deficiente absorção do fósforo, dado que este é fixado e/ou retido em condições de elevada acidez;
- deficiente mineralização da M. O. com reflexos negativos em vários aspectos, designadamente na mineralização de nutrientes, na complexação de micronutrientes e na actividade microbiana;
- reduzida actividade dos microorganismos benéficos para a disponibilização de azoto, nomeadamente os nitrificantes e o grupo *Rhizobium/Bradyrhizobium*;
- possibilidade de carência de bases de troca, nomeadamente cálcio e magnésio, por o complexo de troca estar dominado por Alumínio e iões H_3O^+ .

Terão, pois, de se encarar outros métodos de prevenção ou controlo das perdas de amoníaco por volatilização, designadamente através do emprego de materiais aos quais as moléculas gasosas se possam adsorver ou do uso de aditivos facilmente decomponíveis pobres em azoto (Kirchman e Witter, ob. cit.).

Estes autores verificaram a redução da volatilização de amoníaco em compostagem de estrume de aviário à medida que se incrementavam as quantidades de palha adicionada, a qual, segundo estes, garantia a fixação do azoto por ligação deste em formas orgânicas.

De acordo com estes autores, para o caso de estrume de bovino seriam necessários 25kg de palha para reduzir em 50% as perdas por volatilização das 250gr de azoto excretado diariamente por vaca adulta. Esta metodologia, se aplicada, levará à recuperação do uso das “camas” em animais estabulados.

Outra hipótese de redução das perdas por volatilização de amoníaco é, como dissemos, através do emprego de diversos aditivos.

Assim, Blanco *et al.* (1992) observaram no seu trabalho uma forte redução de perdas de azoto por volatilização de amoníaco quando empregaram como aditivos sais de cálcio, nomeadamente sulfato de cálcio – $CaSO_4$ – ou fosfato de cálcio – $Ca(PO_4)_2 \cdot 2H_2O$.

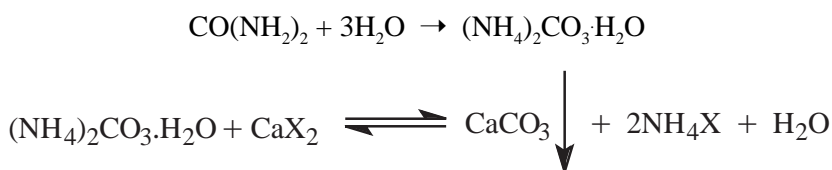
Por outro lado, Santos (1991), baseado na propriedade que tal adubo tem de reduzir as perdas de amoníaco por volatilização, recomenda o uso de superfosfato, sobretudo o superfosfato 18%, que tem de composição gesso – $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ – a 42% e fosfato monocalcico solúvel – $Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O$ – a 58%, nas nitreiras e nos estábulos, tanto mais que, por um lado, este produto actua como desinfectante e desodorizante, e por outro lado, a grande maioria dos estrumes apresentam-se, em termos nutricionais, desequilibrados contra o fósforo. Mesmo no caso dos estrumes de aviário, onde tal desequilíbrio não se verifica, se pode empregar este aditivo, por exemplo simultaneamente com o uso de palhas acima referido.

Também Witter e Kirchmann (1989) constataram significativas reduções de volatilização de amoníaco em compostagem de estrume

de aviário na sequência da adição de sais de cálcio e de magnésio, chegando a obter diminuições de 85-100% nas perdas em 48 dias com os respectivos cloretos. Contudo, enquanto que com CaCl_2 parte do amoníaco adicionalmente retido foi metabolizado num período de observação de sete semanas, com MgCl_2 ou MgSO_4 não foi detectada nenhuma conversão em azoto orgânico.

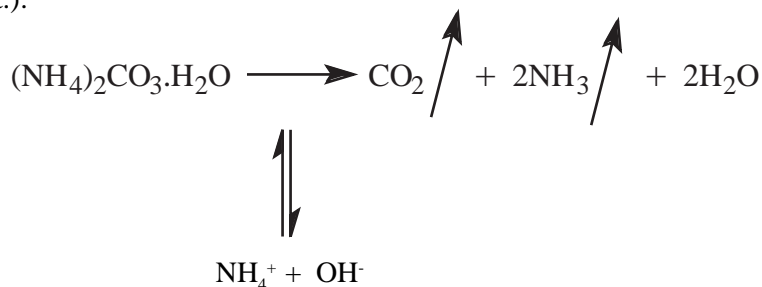
Witter e Kirchmann (1989) citam Fen e Richards (1986) e Fen e Hossner (1985), entre outros, os quais mostraram que a adição de sais reduz significativamente a volatilização de amoníaco, concretamente a partir de ureia aplicada à superfície do solo.

O mecanismo reaccional proposto por Fenn *et al.* (1981a), cit. por Witter e Kirchmann (ob. cit.), envolve a precipitação de carbonato por Ca^{2+} e Mg^{2+} aquando da hidrólise da ureia, reacção muito comum nos estrumes, catalizada pela enzima urease:

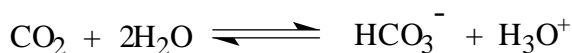


em que X representa os iões Cl^- ou NO_3^- .

É fácil reconhecer que a precipitação de CaCO_3 , ao favorecer a reacção directa, faz decrescer a actividade de $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, que, de outro modo ficaria disponível para se decompôr, de acordo com a seguinte reacção (Fen e Kissel, 1973, cit. por Witter e Kirchmann, ob. cit.):



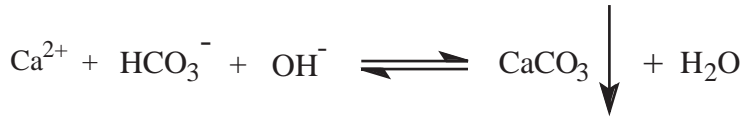
O CO_2 , para além de se volatilizar, também se pode solubilizar, de acordo com a reacção



De resto, o processo de compostagem, ao deslocar a reacção do meio para a alcalinidade, favorecerá a formação do bicarbonatão, por consumo dos iões hidrónio, devido ao predomínio de OH^- , de acordo com a reacção



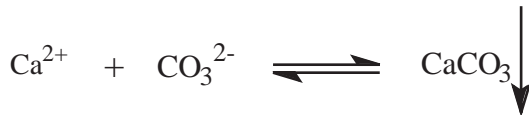
Em condições de alcalinidade mas com $\text{pH} < 8,5$, como sucede frequentemente na compostagem, a adição de cálcio solúvel, segundo Feagly e Hossner (1978) (cit. por Witter e Kirchmann, ob. cit.) fará precipitar o bicarbonatão, encaminhando-o também para a formação de carbonato de cálcio, de acordo com a seguinte reacção:



Se o pH for superior a 8,5, isso traduzir-se-á numa alcalinidade acrescida, o que conduzirá a que o anfólito HCO_3^- se comporte cada vez mais como um ácido, formando-se o carbonatão, de acordo com a reacção



A adição de cálcio solúvel também se traduzirá, nestas circunstâncias, na precipitação do carbonatão:



Resumindo, com a adição de sais solúveis de cálcio ou magnésio – desde que se salavaguarde a questão da salinidade – consegue-se sempre precipitar o carbonatão e, em consequência, limitar as perdas de amoníaco por volatilização.

Saliente-se, contudo, a menor eficiência dos sulfatos de cálcio e magnésio na limitação de perdas de amoníaco por volatilização em confronto com os cloretos ou os nitratos, observada por Witter e Kirchmann (ob. cit.) e também referida por Fen *et al.* (ob. cit.), a qual é explicada pela menor actividade dos catiões Ca^{2+} e Mg^{2+} na presença do SO_4^{2-} (Fen e Hossner, 1985, cit por Witter e Kirchmann, ob. cit.).

Observe-se que, apesar de os cloretos e sulfatos de cálcio e magnésio serem sais de reacção ácida, o seu efeito acidificante pouco contribui para a retenção de amoníaco (Witter e Kirchmann, ob. cit.).

2.3.3.3.1.2 – O azoto dos compostos e a fertilização

Não obstante as perdas verificadas, os compostos ainda apresentam um teor significativo de azoto na sua composição.

Zucconi e Bertoldi (1991), embora ressaltando que tal varia especificamente consoante a matéria-prima empregue na compostagem, afirmam que, para o caso dos compostos de RSU, os teores mínimos admissíveis de azoto total, na base de peso seco, não deverão ser inferiores a 0,6%, dos quais pelo menos 90% deverão ter natureza

orgânica. No que respeita à fracção mineral, a concentração de NH_4^+ em composto maturado não deve exceder 0,04%, dado que a presença de azoto amoniacal é um indicador da existência de materiais não estabilizados.

Segundo AGHTM (1982), ainda para o caso de RSU, 5%-20% do azoto total é directamente assimilável pelas plantas, com a vantagem de ir sendo paulatinamente libertado mediante as necessidades destas, o que diminui os riscos de perdas por lixiviação.

No que respeita à razão C/N, Bertoldi *et al.* (1983) consideram, para composto de RSU, que uma razão C/N superior a 20 pode interferir com a nutrição das plantas devido a fenómenos de competição com os microorganismos pelo azoto, mas AGHTM (1982) afirma que tais problemas só aparecem para $\text{C/N} > 25$, embora defenda a conveniência de valores inferiores, de preferência da ordem de 15.

Santos (1991), reportando-se a materiais orgânicos em geral, afirma que há problemas de imobilização microbiana de azoto para valores de $\text{C/N} > 30$ e que para valores de $\text{C/N} < 20$ os teores de azoto excedem as necessidades dos microorganismos. Haverá, pois, uma situação de equilíbrio para valores de C/N compreendidos entre 20 e 30.

Zucconi e Bertoldi (1987) afirmam, para este tipo de materiais, que um produto maturado apresenta normalmente uma razão compreendida entre 35-40, no que é corroborado por Neto e Mesquita (1992), que referem um intervalo de 30-40, mas AGHTM (1982), para compostos do mesmo material admite a possibilidade de valores mais baixos, inclusive de 10, enquanto que Santos (1987) refere uma gama de 20-30.

Para outros materiais, são referidas razões C/N de compostos maturados não acentuadamente distintas destas.

A título de exemplo são referidos diversos resultados para compostos maturados: em lamas celulósicas (mistura de lamas de tratamento primário com secundário com suplemento de sulfato de amónio a 0,1% a 0,3% de N) obtidos por Vaz e Valente (1991), com valores de C/N compreendidos entre 14 e 40; em estrume de aviário, por Kirchmann e Witter (1989) (ainda que com razões C/N iniciais acertadas a valores entre 18 e 36 com palha de aveia) com valores entre 9,5 e 18; em bagaço de uva, por Campos *et al.* (1986), com valores entre 15 e 20.

Parece, pois, que, pelo menos numa parte muito significativa dos casos, a razão C/N não constituirá factor limitante em termos de valor fertilizante dos compostos maturados, mas é sempre aconselhável verificar este parâmetro de todas as vezes que se equacione o uso de um composto no planeamento da fertilização de um solo.

2.3.3.3.2 – Outros macronutrientes

O processo metabólico da compostagem, ao determinar quebras muito significativas de massa em virtude da volatilização de substâncias gasosas, dá origem a perdas importantes em alguns elemen-

tos, como o carbono, o oxigénio e o azoto, e ao aumento na concentração dos que não fazem parte das substâncias voláteis, como é o caso do fósforo, potássio, cálcio, magnésio ou micronutrientes (Wani e Shinde, 1976, cits. por Blanco *et al.*, 1992).

A Tabela V apresenta os teores mínimos admissíveis para alguns nutrientes em composto maturado de RSU, segundo Zucconi e Bertoldi (1991). Apesar de se constatarem teores relativamente baixos de potássio e altos de cálcio (Zucconi e Bertoldi, 1991; AGHTM, 1982), 80% do potássio em composto de RSU é directamente assimilável (AGHTM, 1982).

Este aspecto deverá ser tido em atenção aquando do planeamento de uma fertilização com recurso ao emprego de composto de RSU, dado o fenómeno de antagonismo iónico cálcio/potássio, sem prejuízo da importância do cálcio para a formação e estabilização dos agregados nos solos, uma vez que os iões Ca^{2+} tendem a estabelecer pontes entre as micelas de argila e os colóides húmicos (Tisdall e Oades, 1982) (Fig.7).

Tabela V – Teores Totais de Nutrientes no Composto (Substância seca)

Nutrientes	Níveis Admissíveis (Mínimo)
N	0.6%
P_2O_5	0.5%
K_2O	0.3%
CaO	2.0%
CaCO_3	3.0%
MgO	0.3%

Fonte: Zucconi e Bertoldi, 1991

Também o carácter alcalinizante imprimido a estes materiais pelo seu elevado teor em cálcio pode contribuir para a melhoria da reacção dos solos, dado que, como é sabido, são na sua grande maioria ácidos ou muito ácidos em Portugal.

Tabela VI — Características dos solos após aplicação de compostos de lama

Talhão	pH (H ₂ O)		Mat. orgânica %		Carbonatos totais %	Textura	Dose aplicada ton/ha
	inicial	final	inicial	final			
a	4.9	6.1	4.5	4.6	0.5	Lig.	20
b	5.6	7.4	6.3	8.0	3.8	Fina	40
c	5.1	6.7	4.5	5.0	2.1	Média	40
d	4.8	7.3	4.0	4.8	3.9	Fina	40
e	5.6	7.1	5.0	5.8	1.5	Lig.	15
f	5.4	6.9	4.9	5.0	2.2	Fina	40
g	4.7	7.2	3.3	3.7	1.7	Fina	40
h	5.2	7.4	2.7	4.5	8.5	Fina	40

Fonte: Vaz e Valente, 1991

O mesmo se pode afirmar dos compostos de lamas celulósicas, que, de resto, mostram um elevado poder de correcção da acidez do solo, conforme demonstram os resultados obtidos por Vaz e Valente (1991) (Tab.VI).

Também os compostos das lamas do tratamento de esgotos deverão ter carácter alcalinizante, dado que a matéria-prima deste tipo de compostos também apresenta elevado teor de cálcio. Santos (1987) considera, inclusivé, tais matérias-primas como adubos orgânicos, dados os seus elevados teores em azoto e fósforo. Contudo, também neste caso se está perante materiais bastante desequilibrados contra o potássio.

No que respeita ao fósforo, em composto de RSU os seus teores estão equilibrados e 50-60% são directamente assimiláveis.

Já os compostos originados de estrume deverão apresentar previsivelmente desequilíbrios contra o fósforo (excepto estrume de aviário), dada a pobreza das suas matérias-primas naquele nutriente. Pode, contudo, como já referimos, ser adicionado como aditivo, por exemplo, superfosfato 18%, que, para além de corrigir o referido desequilíbrio, contribuirá para travar as perdas de azoto por volatilização de amoníaco.

Já em composto de bagaço de uva, Campos *et al.* (1986) e Campos e Santos (1986) referem que o fósforo se apresenta de uma forma equilibrada, com uma relação C/P de 70-100:1, para além de os demais nutrientes se encontrarem em proporções equilibradas.

Em geral, a aplicação de fósforo em formas minerais, para além de contribuir para reequilibrar situações desfavoráveis em relação a este nutriente, pode fomentar a mineralização do fósforo, orgânico, existente nos compostos, por abaixamento da razão C/P (Santos, 1991).

2.3.3.3.3 – Micronutrientes

Também os micronutrientes sofrem uma concentração durante o processo de compostagem, pelo que no produto final não estarão, em princípio, presentes em quantidades tão baixas que possam, só por si, causar deficiência em termos nutricionais para as plantas.

Há, pelo contrário, uma probabilidade de se verificarem problemas de fitotoxicidade devida a micronutrientes presentes nos compostos, em função, naturalmente, da matéria-prima que lhes deu origem e também do comportamento destes em termos de pH.

Assim, por exemplo, serão de recear fenómenos de fitotoxicidade em estrume de poedeiras, devida a cobre e/ou a zinco, utilizados como estimulantes do apetite ou desinfectantes neste tipo de aviários (Santos, 1991).

Fernandes *et al.* (1990) admitem que certos constituintes da fase sólida de efluentes de suinicultura, designadamente catiões metálicos como o cobre, podem causar problemas e condicionar inclusive o próprio processo de mineralização da M.O..

Chen e Stevenson (1986), cit. por Golueke (1991b), referem a possibilidade de problemas de disponibilização excessiva de manganês para as plantas em resultado da aplicação de composto de casca de árvore ou de subprodutos de indústria de serração.

Os estudos efectuados sobre os compostos obtidos a partir deste tipo de matéria-prima têm particular interesse, de acordo com estes autores, na medida em que estes produtos podem ser usados como sucedâneos de um material tão caro como é a turfa em viveiros vegetais.

É importante salientar que a disponibilização de micronutrientes pelos compostos, bem como o risco de fitotoxicidade por aqueles causada, está muito dependente de algumas substâncias orgânicas presentes nestes produtos, que têm o poder de complexar iões metálicos por fenómenos de quelatização. Como consequências deste fenómeno tem-se: a inactivação em termos químicos dos iões metálicos quelatizados; o fim ou a redução da sua fitotoxicidade devido à referida inactivação, dependente da extensão em que se dá a quelatização e da estabilidade dos quelatos formados; a possibilidade de cedência gradual dos iões como micronutrientes para as plantas à medida das suas necessidades de nutrição.

Por exemplo, os compostos de casca de árvore ou de subprodutos de indústria de serração são, de acordo com Chen e Stevenson (ob. cit.), particularmente eficazes e económicos na disponibilização do ferro, devido à abundância naqueles materiais em poliflavonóides e sulfonatos de lenhina, substâncias que têm forte tendência para formar complexos com aquele elemento, para além de poderem, em geral, veicular micronutrientes catiões sob a forma de quelatos, podendo-os facultar, portanto, para as plantas.

Mas o ferro de compostos pode ainda ter outros usos. Assim, Ester (1982), cit. por Anderson e Smith (1986), refere o uso de composto

de RSU como terra para cama de leitões para prevenir os casos de anemia nestes animais, devido ao alto teor de ferro daquele produto.

Também em compostos de bagaço de uva é marcante a importância de substâncias quelatizantes, em particular, no caso vertente, os ácidos fenólicos (Campos *et al.*, 1988; Campos e Santos, 1986). Com efeito, os ácidos fenólicos têm marcada influência, quer pelo seu poder quelatizante sobre os micronutrientes, de resto detectados neste composto, quer pelo papel de defesa que estes compostos fenólicos podem desempenhar contra pragas dos vegetais, visto que são inibidores de fungos patogénicos, quer por promoverem a propagação de micorrizas e assim favorecerem a capacidade de absorção dos nutrientes pelas raízes.

Santos *et al.* (1988) detectaram, contudo, aumentos inesperados do teor de manganês em formas disponíveis para as plantas até níveis de risco de fitotoxicidade, pelo menos em solos ácidos, na sequência da aplicação de bagaço de uva como fertilizante, o que, segundo Santos (1991), pode ser devido à dissolução de formas pouco solúveis deste micronutriente no solo por quelatização efectuada por substâncias incorporadas através daquele produto.

A quelatização de iões metálicos também pode comportar outros aspectos relevantes para a nutrição vegetal, dado que, conforme observa Avnimelech (1986), certas substâncias orgânicas presentes em compostos podem quelatizar iões como o ferro, o cálcio e o alumínio, que, de outro modo poderiam precipitar o fósforo, indisponibilizando-o para as plantas.

Em solos de reacção alcalina os micronutrientes catiões formam compostos insolúveis, pelo que só numa quantidade reduzida podem ser utilizados pelas plantas. Como referem Chen e Stevenson (ob. cit.), a aplicação de compostos, ao veicular tais nutrientes sob a forma de quelatos, pode aumentar a sua absorção pelas plantas em solos alcalinos.

Estes autores chegam mesmo a referir, para o Senegal, o caso de um solo calcáreo em que uma aplicação de composto de estrume bovino pôs termo a uma clorose de ferro em sorgo e quase fez dobrar o rendimento de produção em termos de matéria seca.

Santos (1991) refere, contudo, a possibilidade de alguns quelatos de zinco e cobre com substâncias húmicas serem tão estáveis que as plantas podem ter dificuldade na absorção destes nutrientes, havendo até a probabilidade de ocorrência de carências, mesmo em solos ácidos.

2.3.3.3.4 – Metais pesados e pesticidas

Em relação aos metais pesados – chumbo, cádmio, crómio, mercúrio, níquel, cobre e zinco –, os riscos de toxicidade deles advenientes são particularmente graves, quer pela capacidade que têm de se acumularem nos tecidos vegetais e animais, quer pelas possíveis repercussões na qualidade sanitária dos produtos agrícolas ou animais (Santos, 1991).

O problema dos metais pesados põe-se apenas para compostos de matérias-primas onde a abundância relativa destes elementos químicos justifique fundados receios: compostos de RSU, aliás os mais comuns, de lamas de esgotos, de lamas celulósicas, de restos de papel, de estrume de aviário de poedeiras devido à presença de cobre e zinco ou ainda de quaisquer outros materiais no caso de estarem situados junto a rodovias ou a zonas de indústria pesada.

É certo que cada vez mais se tem de caminhar para a separação prévia de objectos metálicos, o que diminuirá conseqüentemente os teores em alguns componentes metálicos no produto final. Contudo, por um lado esta nem sempre é viável e por outro ela pode não obviar de uma forma completamente eficaz os riscos inerentes a um excessivo teor em metais pesados.

Assim, é recomendável e prudente uma certa parcimónia na quantidade/hectare de composto a aplicar nos solos, a fim de que não sejam ultrapassados certos valores-limite, nomeadamente os estabelecidos pela directiva comunitária 86/278/CEE.

Santos (1991) recomenda não mais de 10-15 t/ha de composto de RSU e de 3-4t/ha em composto de estrume de aviário enquanto não se dispuserem de dados experimentais seguros. Já para lamas celulósicas admite 40-50t/ha e para os compostos de estrume de gado 30-40t/ha no caso mais desfavorável (correspondente a elevados teores de nutrientes).

Vaz e Valente (1991) concluíram que os teores em metais pesados de compostos de lamas celulósicas mistas se situavam abaixo dos limites definidos pela directiva 86/278/CEE.

Richard e Chadsey (1991) observaram em composto de RSU que os teores de metais pesados eram inferiores aos limites preconizados pelas leis nova-iorquinas, não obstante a tendência para a acumulação de chumbo e cádmio em áreas urbanas.

Brito e Hadley (1993) em resultado das observações de um ensaio de cultivo de *Brassica oleracea*, nomeadamente da emergência e crescimento em composto de RSU e em composto de mistura de casca de pinheiro com papel moído, sugerem a aplicação de não mais do que o equivalente a 32t/ha devido aos teores de cádmio no primeiro caso e 27t/ha devido aos teores de zinco no segundo caso.

Cabral e Vasconcellos (1993), ainda que trabalhando com *Lectuca sativa* em lamas celulósicas frescas, não detectaram concentrações de metais pesados superiores às estipuladas na directiva 86/278/CEE para aplicações de lamas não superiores a 70-80t/ha.

Mustin (1987) refere que os serviços franceses de extensão hortícola estão muito reticentes quanto ao uso de compostos de lamas de tratamento de esgotos ou de RSU, devido ao elevado teor em metais pesados e componentes indesejáveis.

Este autor observa ainda que mesmo que nenhum desses componentes se encontre nas plantas em teores fitotóxicos, as culturas vêem a sua qualidade muito rapidamente diminuída. Este autor cita a

título de exemplo a quebra de 23% em vitamina C e de 38% de caroteno na salsa, em resultado da aplicação de teores de chumbo entre 20-100ppm Pb.

Saliente-se, finalmente, como Chen e Stevenson (1986), cit. por Golueke (1991b) que, tal como acontece para os micronutrientes catiões, as substâncias húmicas podem reter os catiões dos metais pesados, reduzindo, assim, a sua actividade e, portanto a sua fitotoxicidade.

Ao contrário dos metais pesados, os pesticidas não têm carácter elementar, pelo que teoricamente são susceptíveis de alteração química e de degradação.

É certo que o seu carácter biocida mais ou menos acentuado é um obstáculo poderoso à sua biodegradabilidade. Daí que, como é sabido, possam surgir e persistir em diversos resíduos orgânicos durante bastante tempo, e até acumularem-se, tanto mais que actuam eficazmente como inibidores do metabolismo mesmo a muito baixas concentrações.

Será, contudo, de esperar que os pesticidas sejam eficazmente degradados nas pilhas ou fossas de compostagem (Rosen *et al.*, 1989, cit. por Hegberg *et al.*, 1991) por acção térmica em resultado das elevadas temperaturas desenvolvidas durante o processo.

Apesar de tudo, alguns pesticidas subsistem após a compostagem (Hegberg *et al.*, 1991), a concentrações baixas, mas ainda suficientes para poderem ser nefastos (Tab.VII).

Valo e Salkinoja-Salonen (1986), cits. por Campbell *et al.* (1991) sugeriram a possibilidade de degradação de pesticidas clorados por compostagem, tendo verificado que a concentração de clorofenol era reduzida em 86% quatro meses após o início do processo.

Tabela VII — Persistência de Herbicidas no Solo

Nome Comum	Nome Comercial	Persistência no solo (meses)
Benefin	Balan, Balfin	4 - 8
DCPA	Dacthal	4 - 8
Bensulide	Betasan, Prefar	6 - 12
Glifosato	Roundup, Kleenup	< 1
2,4-D	(Vários nomes)	1 - 2
MCPP	(Vários nomes)	1 - 3

Fonte: Rosen *et al.*, 1989 (cit. Hegberg *et al.*, 1991)

De acordo com Hegberg *et al.* (1991), são particularmente de recesso situações resultantes da necessidade de tratamentos pontuais, não rotineiros, por exemplo para eliminar pragas que tenham assumido proporções muito fortes. Nestas condições, há a tendência para se aplicarem quantidades relativamente elevadas de pesticidas de grande poder biocida, como a clordana para formigas ou pentaclorofenol em tratamento de madeira de postes de vedação. Os resíduos destes produtos são particularmente difíceis de eliminar, mesmo em compostagem.

2.3.3.3.5 – Aspectos referentes à fertilidade física

Já foram anteriormente referidos os benefícios observados nos solos, no que respeita à permeabilidade ao ar e à água, à capacidade de retenção e de infiltração de água, à estrutura e agregação, resultantes da aplicação de compostos.

Estes aspectos são de extrema importância na actualidade, uma vez que, ao se incorporar criteriosamente matéria orgânica humificada, se está a promover a prevenção de fenómenos de erosão ou a recuperar solos degradados, através do fomento da melhoria da sua estrutura, da agregação de partículas e da criação de condições para a fixação de microfauna e microflora e para o estabelecimento da cadeia trófica.

Conforme observam Chen e Stevenson (1991), cit. por Golueke (1991b), em resultado da aplicação de compostos, moderam-se situações extremas nos solos, como é o caso de encharcamentos e compactação em solos pesados ou a fraca capacidade de retenção de água e nutrientes em solos ligeiros, para além dos aspectos ligados à problemática da erosão.

A acção dos compostos é tanto mais saliente e marcante quanto mais as condições dos solos, em concreto, em termos de luminosidade, asfixia radicular, humidade e pluviosidade, são desfavoráveis (Mustin, 1987).

Para citar um caso concreto, refira-se que Mays e Giordano (1991), após a aplicação de composto de RSU de 1968 a 1972 num solo do Tennessee como correctivo para cultura de trigo, e após o acompanhamento continuado da sua evolução, observaram em 1987 incrementos de produção de 53% para uma aplicação de 40 ton/acre/ano e aumento do pH de 5,6 para 6,1 em relação à testemunha não tratada.

Observaram-se, mesmo após 15 anos, incrementos na CTC de 7,4 cmol(+) kg⁻¹ M.O. e de 1,6% no teor de M.O., para além de significativos decréscimos na densidade aparente e na resistência à penetração das aivecas das alfaias agrícolas e acréscimo na capacidade de retenção de água.

Não foram, contudo, observadas alterações na CTC e nos teores de M.O. a profundidades inferiores a 30cm, pelo que se tem de concluir que a mistura do composto através da mobilização do solo foi o único modo de migração descendente de matéria orgânica.

3 · Processos de compostagem acompanhados

3.1 · Material e métodos

3.1.1 – Ensaios de compostagem acompanhados

Foram acompanhados quatro processos de compostagem abaixo discriminados:

Processo 1 – consistiu na compostagem ao ar livre de “camas” de bovinos, retiradas na Primavera dos estábulos de uma exploração agro-pecuária situada em Bragança, constituídas por uma mistura, em partes iguais em volume dos dejectos dos animais e de palha. A pilha, de dimensões aproximadas 3 x 2 x 2 (m), era voltada semanalmente pela pá frontal de um tractor agrícola a fim de se assegurar o arejamento.

Processo 2 – decorreu numa das pilhas de compostagem da fracção orgânica de RSU de uma estação na região do Porto, de dimensões aproximadas de 10 x 4 x 3 (m), com arejamento feito, como habitualmente naquelas instalações, pelo reviramento de 10 em 10 dias, por meio de uma retroescavadora.

Processo 3 – desenrolou-se num dos silos de compostagem de uma firma de fabrico de fertilizante orgânico em Viseu, de dimensão aproximada de 8 x 4 x 5(m), com reviramento feito semanalmente por retroescavadora. A matéria-prima usada era, como habitualmente, uma mistura de estrume de aviário, casca de pinheiro e bagaço de uva na proporção aproximada, em volumes, de 4 x 2 x 4, previamente triturada e crivada por processos mecânicos.

Processo 4 – decorreu na zona da Bairrada, usando, como habitualmente, bagaço de uva como matéria-prima, com correcção calcárea de acidez.

3.1.2 – Preparação das amostras

Para além de medições diárias de temperatura em profundidade, foi feita a recolha de amostras dos materiais em compostagem, com uma periodicidade tanto quanto possível semanal, as quais eram constituídas por sub-amostras aleatoriamente recolhidas por todo o volume da pilha.

As amostras eram de imediato guardadas em arca frigorífica, a -18°C , a fim de paralisar os processos metabólicos em curso e tornar muito pouco significativos os fenómenos de volatilização de amoníaco e transportadas subsequentemente até aos laboratorios de análise.

No laboratório, após pré-secagem em estufa a 65°C durante 48 Horas, as amostras foram moídas em moínho de martelos, de forma a atingirem uma granulometria de 0,1-0,3mm de diâmetro médio, e, de seguida encaminhadas para as análises.

3.1.3 – Análises efectuadas

3.1.3.1 – Aspectos gerais

As análises efectuadas incidiram sobre os seguintes parâmetros: matéria seca; matéria orgânica por calcinação; carbono oxidável; pH; azoto total; razão C/N; celulose, hemicelulose e lenhina; teores totais de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, ferro, manganês, cobre e zinco, substâncias húmicas.

O tratamento estatístico dos valores obtidos para todas as análises foi feito com base em análise de regressão efectuada com o auxílio do programa informático Systat 5.1 Folder. São resumidamente apresentados, de seguida, os métodos de análise usados.

3.1.3.2 – Azoto total

Para esta determinação recorreu-se ao método de Kjeldhal, utilizando um dispositivo automatizado, após digestão prévia da toma de amostra em H_2SO_4 concentrado ($d=1,835$), à razão de 15ml por toma de 0,5gr. A cada toma se juntaram duas pastilhas de selénio, usado como catalizador da digestão (Mossberg, 1987), o que à temperatura de 440°C , permite, de acordo com este autor, índices de recuperação de azoto de 98-99% no tempo gasto, de 50mn. Segundo Bremner e Mulvaney (1982), o azoto é assim mineralizado a formas amoniacais.

Após a digestão o processo decorre automaticamente, sendo o amoníaco obtido destilado com NaOH a 40% (p/p), recolhido numa solução de ácido bórico a 1% e de seguida titulado por HCl 0,5N na presença de um indicador até viragem da cor de verde acinzentado para rosa. O referido indicador consiste numa mistura de verde de bromocresol

e vermelho de metilo na proporção, em peso, de 10/7 e à razão global de de 170mg/10Lt H₂O destilada.

O resultado final vem expresso em % N na matéria seca.

Noutra análise, foi feito o azoto total em amostras que antes da pré-secagem a 65°C foram embebidas num excesso de H₃PO₄ 1M, a fim de se detectar e, se possível, quantificar reduções de perdas de amoníaco semelhantes às verificadas aquando da adição de superfosfato a uma pilha em compostagem. Após a secagem em estufa, o processo seguido para a determinação do azoto total foi idêntico ao aqui referido.

3.1.3.3 – pH

O pH é uma grandeza assim definida por Sørensen, em 1909:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$$

O pH de cada amostra foi medido por meio de um método instrumental de análise, com recurso a um medidor de pH graduado, como habitualmente, em escala de unidades 0-14.

Pese embora o facto de a Sociedade Internacional de Ciência do Solo recomendar medições de pH numa suspensão solo-solução à razão de 1:2,5 (J. Coutinho, 1989), optou-se por fazer suspensões à razão de 1:5 de amostras sem secagem a 65°C e sem moenda prévia (5gr em 25ml H₂O destilada) e suspensões à mesma razão para amostras com secagem e moenda prévia, dado que a 1:2,5 se obtinham situações de tal modo pastosas que em rigor nem seria correcto chamar ao conjunto obtido “suspensão”. Tais situações comportavam riscos de interações de natureza electrostática ou de fenómenos de superfície interferirem de tal modo com a mobilidade dos iões hidrónio – H₃O⁺ – na «suspensão» que os resultados das medições de pH poderiam ser seriamente afectados.

3.1.3.4 – Matéria seca e matéria orgânica por calcinação

A mesma sequência de procedimentos permite estas duas determinações. Para tanto foram pesadas tomas de 2,5gr de amostras previamente secas a 65°C, secas em estufa a 105°C durante 8Horas (normalmente de um dia para o outro), pesadas novamente e depois calcinadas em mufla a 500°C até à cessação da ocorrência de perdas de peso, (normalmente chegavam 3 Horas), após o que se seguia a pesagem final.

Sendo

P₁ – peso do cadinho

P₂ – peso do cadinho + toma de amostra

P₃ – peso do cadinho + amostra seca a 105°C

P₄ – peso do cadinho + amostra calcinada

as percentagens em peso de matéria seca (M.S.) e de M.O. são dadas por

$$\% \text{ M.S.} = (P_3 - P_1) / (P_2 - P_1) \times 100$$

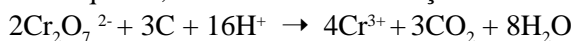
$$\% \text{ M.O.} = (P_4 - P_1) / (P_2 - P_1) \times 100$$

A partir do teor de M.O. estima-se o teor de Carbono Orgânico, dado que este aí existe em concentração relativamente constante de 58% de carbono (Schulte, 1985; Santos, 1991).

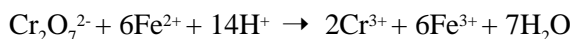
3.1.3.5 – Carbono oxidável

Nesta análise se procura fazer directamente a determinação do teor de carbono existente na M.O. . Pode-se considerar todo o carbono existente nas amostras de materiais em processo de compostagem como carbono orgânico e estimar o teor de M.O. multiplicando o valor do teor de Carbono por 1,72 (resultado da divisão 100/58).

A determinação directa do carbono orgânico é feita com base na sua oxidação por um excesso de dicromato de sódio ou de potássio em meio ácido a quente, de acordo com a reacção



e na titulação do excesso de dicromato com sulfato de amónio ferroso, também designado de sal de Mohr, $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$, de acordo com a reacção



Para o caso vertente, como resultado do trabalho de aferição do método para os materiais em compostagem, foram utilizadas tomas de dimensão reduzida, embora comportável pelo método – 0,10gr de amostra. Contudo a relativa homogeneidade das amostras, fruto do tratamento prévio de secagem e moenda que lhes foi conferido, a uniformização da sua granulometria, conseguida aquando da moenda, e o próprio facto de as amostras serem provenientes de materiais em que a componente orgânica é claramente dominante contribuem para se possam obter resultados fiáveis, apesar da reduzida dimensão das tomas.

Assim, à toma de amostra adicionam-se, num Erlenmeyer de 500ml, 20ml de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1N e 20 ml de H_2SO_4 concentrado ($d = 1,835$) e deixa-se 60mn em digestão a quente.

Após diluição a 200ml com água destilada, adicionam-se 10ml de H_3PO_4 a 85% (p/p) a fim de eliminar a interferência do ião Fe^{3+} pela sua complexação e titula-se a suspensão com solução do sal de Mohr acidificada na proporção de 20ml de H_2SO_4 concentrado ($d=1,835$) para 1L, de modo que o ião Fe^{2+} esteja presente à concentração de 0,5N, na presença de um indicador. Este é preparado através da dissolução conjunta para 250ml de água destilada de 1,74gr de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e de 3,71gr de fenantrolina, $\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e acusará no ponto de viragem uma mudança de cor de verde-garrafa para castanho-escuro.

Faz-se, ainda, um ensaio a branco, sem o emprego de amostra.

O resultado obtido vem expresso em “percentagem de carbono orgânico facilmente oxidável”, sendo calculado através da seguinte expressão:

$$\% \text{C} = \frac{(\text{B}-\text{S}) \times \text{Norm. do Fe}^{++} \times 12}{\text{gr de amostra} \times 4000} \times 100$$

em que

B – ml de solução ferrosa gastos para a titulação no ensaio a branco

S – ml de solução ferrosa gastos para a titulação da amostra

$\frac{12}{4000}$ – factor de conversão de meq de carbono para gr

Saliente-se que, conforme refere Schulte (ob. cit.), este método de análise apenas doseia o carbono orgânico facilmente oxidável existente na amostra. Com efeito, haverá carbono de tal modo ligado e integrado em estruturas orgânicas que não estará disponível para reagir, mesmo perante um oxidante tão poderoso como é o dicromato de potássio.

Este autor estima que 77% do carbono orgânico é oxidado por este método.

3.1.3.6 – Celulose, hemicelulose e lenhina

Estas determinações foram efectuadas com base em análises de “fibra vegetal”.

Este tipo de análise exige a prévia separação da designada “fibra vegetal”, formada pelos constituintes das paredes celulares das células vegetais, nomeadamente por celulose, hemicelulose e lenhina.

A celulose é um polissacárido de molécula formada por cadeias longas, de unidades de D-glucose ligadas entre si por ligações glucosídicas b-1,4 (Fig. 3.1), que se agrupam em feixes paralelos, de cerca de 2000 unidades, designados de microfibrilas (Ricardo e Teixeira, 1977).

As hemiceluloses constituem um grupo heterogéneo de polissacáridos da parede celular de matriz amorfa e complexa onde se entrelaçam as microfibrilas de celulose (Ricardo e Teixeira, ob. cit.).

Já a lenhina, precursora dos ácidos húmicos, se trata de um polímero tridimensional, de PM da ordem de 10 000, constituído por unidades fenil-propanóidicas (Figura 3.2), que se encontra incrustado por entre a celulose das paredes celulares dos vegetais, conferindo a estas rigidez e resistência mecânica (Ricardo e Teixeira, ob. cit.).

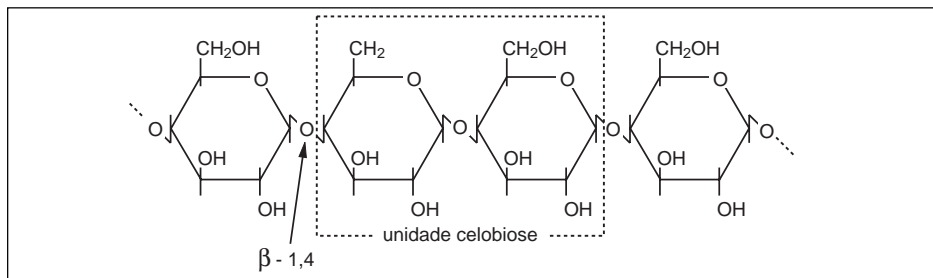


Figura 3.1 – Representação de uma unidade de celobiose
Adaptado de: Campos, 1990

A estas fracções acima descritas se encontram ligadas outros componentes bioquímicos, designadamente de natureza proteica, que necessitam de ser previamente separados antes de se poder proceder à análise de fibra, o que é feito por soluções detergentes.

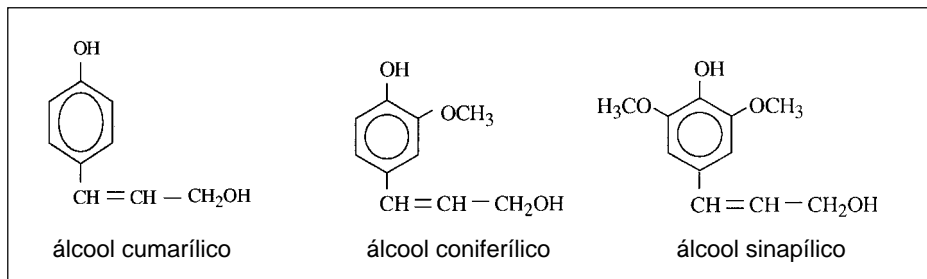


Figura 3.2 – Representação de unidades fenil-propanóidicas constituintes da lenhina.

Adaptado de: Ricardo e Teixeira, 1977

Assim, designa-se de “fibra neutro-detergente” – NDF – o resíduo insolúvel que subsiste após o tratamento de uma amostra por hidrólise feita por com uma solução detergente de reacção neutra, que é preparada adicionando para um balão graduado de 2L.

- 37,22gr de ácido etilenodiaminatetraacético (EDTA), $C_{10}H_{14}N_2O_8Na_2 \cdot 2H_2O$
- 13,62gr de tetraborato de sódio (Borax), $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$
- 60,00gr de sulfato lauril-sódico, $C_{12}H_{25}NaO_4S$
- 20,00ml de etilenoglicol, $C_2H_6O_2$
- 9,12gr de hidrogenofosfato dissódico anidro, Na_2HPO_4

e perfazendo com água destilada. O pH é acertado a 6,9-7,1, usando para o efeito, consoante as necessidades, NaOH ou HCl.

O resíduo resultante da lavagem da toma de amostra, de 0,5gr, e da sua filtração é seco à estufa durante 8 Horas a 105°C e após nova pesagem, incinerado em mufla a 550°C até cessar a perda de peso (no caso vertente chegaram 2,5 Horas).

Nestas condições, para

P'_1 – peso do cadinho

P'_2 – peso da toma de amostra

P'_3 – peso do cadinho + amostra seca a 105°C

P'_4 – peso do cadinho + amostra calcinada

os valores de NDF, referidos à substância seca, são calculados do seguinte modo

$$NDF = (P'_3 - P'_1) / (P'_2 \times \% \text{ M.S. na toma}) \times 100$$

$$NDF \text{ isento de cinzas} = (P'_3 - P'_4) / (P'_2 \times \% \text{ M.S. na toma}) \times 100$$

Para separar os diversos componentes, faz-se a determinação da designada “fibra ácido-detergente” – ADF. A diferença NDF – ADF

constitui, segundo Goering e Van Soest (1975) uma estimativa do teor de hemicelulose das fibras de origem vegetal em análise.

Designa-se de ADF o resíduo insolúvel que subsiste após o tratamento de uma toma de amostra de 0,5gr por hidrólise com uma solução detergente ácida. Segundo Goering e Van Soest (ob. cit.), o resíduo ADF consiste de celulose, lenhina, cutina e cinzas insolúveis a tratamento ácido (sobretudo sílica).

Para a determinação do resíduo ADF dissolve-se 40,00gr de brometo de N-cetiltrimetilamónio, $C_{19}H_{42}BrN$, em 2Lt H_2SO_4 1N.

Também de acordo com estes mesmos autores se designa de ADL ou “lenhina ácido-detergente” o resíduo insolúvel obtido a partir da fracção ADF por dissolução da celulose em resultado de tratamento por solução ADL, isto é, por H_2SO_4 a 72%.

Nestas condições, após actuação a quente de 100ml de solução ADF durante 1 hora sobre a toma de amostra, seguida de filtração, seca-se o resíduo obtido em estufa a $105^\circ C$ durante 8 horas, e, submete-se de seguida a maceração com H_2SO_4 a 72% durante 3 horas, e seca-se à estufa novamente a $105^\circ C$ durante 8 horas.

Após nova pesagem incinera-se em mufla a $550^\circ C$ até deixarem de se registar perdas de peso (normalmente são suficientes 2,5 horas).

Nestas condições tem-se

P''_1 – peso do cadinho

P''_2 – peso da toma de amostra

P''_3 – peso do cadinho + resíduo após primeira secagem a $105^\circ C$

P''_4 – peso do cadinho + resíduo ADL

P''_5 – peso do cadinho + resíduo calcinado

$ADF = (P''_3 - P''_1) / (P''_2 \times \% \text{ M.S. na toma}) \times 100$

$ADL = (P''_4 - P''_5) / (P''_2 \times \% \text{ M.S. na toma}) \times 100$

De acordo com os autores, o teor de celulose determina-se pela diferença ADF-ADL

3.1.3.7 – Teores de fósforo, de elementos metálicos e de substâncias húmicas

A descrição resumida da determinação destes teores, feita na UTAD, com base nos métodos em rotina já implementados, a partir de digestões de tomas de amostra por via húmida, é apresentada em conjunto, dada uma certa similaridade destes entre si, uma vez que todos se baseiam em análise instrumental.

Para a determinação do fósforo fez-se a digestão da toma de amostra em H_2SO_4 concentrado a quente e o doseamento por colorimetria em autoanalisador de fluxo segmentado, com base na reacção de Berthelot, de acordo com o método descrito por Walinga *et al.* (1989).

Neste procedimento por colorimetria, o fósforo reage com o paramolibdato de amónio, $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$, originando um com-

plexo fosfomolibdato de amónio, o qual, por sua vez, reduz o ácido ascórbico, $C_6H_8O_6$, em meio ácido.

No que respeita aos demais catiões, a sua determinação baseou-se numa digestão ácida em meio nítrico-perclórico a quente, seguida do doseamento por espectrofotometria de emissão para o potássio e por espectrofotometria de absorção atómica para os restantes elementos.

No que concerne às substâncias húmicas, a sua determinação baseou-se na prévia extracção a partir de uma toma de amostra, por dissolução em NaOH 0,2N na presença de EDTA, seguida do doseamento por colorimetria a 650nm.

3.2 · Apresentação e discussão dos resultados

3.2.1 – Resultados obtidos

Nos quadros nº 1 a 4 vêm globalmente apresentados, para cada processo, os resultados obtidos para o conjunto das análises efectuadas e os valores da razão C/N, bem como as percentagens de carbono, considerando, conforme Schulte (1985) e Santos (1991), que a M. O. doseia o teor de 58% (p/p) neste elemento.

Ambas as colunas reportam ao teor de M. O. por calcinação, dado que esta análise corresponde a uma determinação mais completa do teor de carbono. Em relação ao azoto, os valores usados no cálculo da razão C/N dizem respeito ao teor de azoto total sem H_3PO_4 .

Todos os valores apresentados, com as excepções óbvias dos valores de pH, razão C/N e do tempo, vem expressos em fracções de peso – percentagem ou partes por milhão – reportadas à matéria seca a 65°C.

No que respeita aos valores de pH, as expressões “pH seco” e “pH húmido” pretendem significar os resultados das medições desta grandeza, respectivamente após pré-secagem à estufa a 65°C ou na sua ausência.

Tempo - dias	Mat. seca - %	M.O. calc. - %	Carbono - %	M.O. ox. - %	N Total	N Ác. fosf. - %	Razão C/N	pH seco	pH húmido	Subs. húcs. - %
0	97,1	78,9	45,762	62,4	1,689	0,751	27,094	8,0	8,3	1,307
8	96,3	78,4	45,472	63,2	1,426	1,157	31,888	8,1	8,8	1,740
14	96,0	76,7	44,486	59,9	1,344	1,107	33,100	7,2	8,6	1,463
22	96,5	71,2	41,296	50,5	1,815	0,796	22,753	7,2	8,6	1,742
36	93,3	62,2	36,076	59,1	1,760	1,672	20,498	7,8	8,5	3,251
43	95,9	63,3	36,714	56,5	1,711	0,937	21,458	7,5	8,3	3,214
51	94,3	65,6	38,048	51,6	1,967	1,749	19,343	7,8	8,1	2,411
64	97,5	59,2	34,336	41,0	1,688	1,898	20,341	7,9	8,3	2,679
72	96,3	57,8	33,524	43,6	1,934	1,458	17,334	7,7	8,3	2,503
Celulose-%	Hemicels-%	Lenhina-%	Fósforo -%P	Potássio-%K	Cálcio-%Ca	Mag.-%Mg	Ferro-ppm	Cobre-ppm	Zinco-ppm	Mang-ppm
36,7	22,90	10,1	0,309	2,300	0,800	0,700	4260	18	40	240
43,2	15,20	13,4	0,331	2,400	0,890	0,800	6240	45	120	220
49,9	10,80	14,2	0,322	2,000	1,060	1,800	15720	39	120	450
47,3	10,80	13,9	0,344	2,000	1,035	2,800	18600	56	100	520
37,7	2,00	22,5	0,607	1,900	1,555	1,150	7,200	52	120	400
46,1	5,41	17,6	0,509	3,050	1,150	1,500	11280	48	110	320
42,1	3,00	21,1	0,409	2,900	1,315	1,300	11880	41	130	490
47,1	0,30	19,5	0,357	2,300	1,590	2,400	21200	58	160	570
46,7	0,10	20,2	0,404	2,550	1,630	2,750	21960	226	140	670

Quadro I – Processo I - Resultados das análises laboratoriais.

Tempo - dias	Mat. seca - %	M.O. calc. - %	Carbono - %	M.O. ox. - %	N Total	N Ác. íosf. - %	Razão C/N	pH seco	pH húmido	Subs. húcs.-%
0	97,5	51,7	29,986	49,0	1,567	1,677	19,136	5,9	5,4	0,959
10	96,8	58,1	33,698	56,2	1,413	1,437	23,849	5,6	5,3	1,112
20	96,3	66,0	38,280	64,5	1,446	1,497	26,473	6,0	5,5	0,545
30	97,1	42,5	24,650	56,0	1,271	1,316	19,394	6,2	6,7	0,779
40	96,6	51,4	29,812	52,4	1,314	1,721	22,688	7,0	7,7	1,080
Celulose-% Hemicels-% Lenhina-% Fósforo -%P Potássio-%K Cálcio-%Ca Mag.-%Mg Ferro-ppm Cobre-ppm Zinco-ppm Mang-ppm										
47,6	6,20	5,9	0,426	0,900	2,400	0,250	9920	77	230	130
42,9	7,40	7,7	0,463	0,400	2,150	0,350	15000	249	610	510
50,4	3,40	8,1	0,398	0,500	2,650	0,250	22000	1075	770	420
54,6	0,80	9,3	0,560	0,500	2,650	0,245	10720	451	720	240
52,4	0,40	12,8	0,816	0,550	3,700	0,255	14000	2500	960	300

Quadro II – Processo 2 – Resultados das análises laboratoriais.

Tempo - dias	Mat. seca - %	M.O. calc. - %	Carbono - %	M.O. ox. - %	N Total	N Ác. fosl. - %	Razão C/N	pH seco	pH húmido	Subs. húcs. - %
0	97,7	80,9	46,992	64,5	3,650	2,920	12,855	6,0	6,8	2,089
8	97,3	80,7	46,806	64,5	3,019	3,074	15,504	6,0	6,7	1,572
19	96,2	79,4	46,052	64,5	3,337	3,485	13,800	5,8	6,4	1,869
23	96,8	78,5	45,530	60,9	3,431	3,540	13,270	5,8	6,3	5,099
30	96,5	79,5	46,110	63,2	3,036	2,943	15,188	6,1	7,5	2,048
35	97,4	78,5	45,530	60,6	3,036	3,449	14,997	6,3	7,2	2,318
42	97,4	76,2	44,196	62,3	3,200	3,101	13,811	6,5	7,0	2,908
Celulose - %										
30,3	7,90	22,1	1,133	1,350	1,515	0,550	3180	75	250	300
30,7	11,0	11,4	1,332	2,150	2,050	0,650	2100	70	210	260
30,8	3,10	16,1	1,195	2,250	1,900	0,450	1990	83	330	330
38,6	1,40	20,4	1,223	2,050	1,700	0,450	4800	78	230	330
34,1	9,70	17,5	1,150	1,950	1,820	0,650	2790	72	200	270
33,9	7,80	17,2	1,332	2,050	1,855	0,400	2030	74	220	350
33,8	9,80	16,4	1,156	2,400	2,015	0,450	2240	78	240	230
Mag. - %Mg										
Ferro - ppm										
Cobre - ppm										
Zinco - ppm										
Mang - ppm										

Quadro III – Processo 3 – Resultados das análises laboratoriais

Tempo - dias	Mat. seca - %	M.O. calc. - %	Carbono - %	M.O. ox. - %	N Total	N Ác. fosf. - %	Razão C/N	pH seco	pH húmido	Subs. húcs. - %
0	97,1	71,8	41,644	69,1	1,560	1,655	26,695	6,4	6,3	0,669
8	96,3	72,6	42,118	66,3	1,552	1,414	27,131	6,4	6,3	1,055
15	96,6	72,0	41,760	66,8	1,578	1,515	26,464	6,2	6,0	1,132
22	96,9	73,7	42,746	72,2	1,760	1,607	24,288	6,9	7,3	0,787
24	96,2	76,0	44,080	75,6	1,661	1,436	26,538	6,6	6,5	1,091
31	97,5	70,6	40,948	67,5	1,637	1,733	25,014	6,6	7,3	1,039
38	97,6	68,8	39,904	72,2	1,560	1,573	25,579	6,8	6,8	1,611
45	97,4	68,4	39,672	73,5	1,635	1,530	24,264	6,9	7,1	1,426
Celulose - % Hemicels. - %										
27,2	3,60	35,5	0,213	0,950	3,750	0,105	1810	57	40	70
28,0	11,50	36,5	0,226	1,050	4,100	0,105	1500	67	40	60
26,4	8,10	35,1	0,241	1,300	4,100	0,105	1380	58	230	60
21,8	5,10	40,1	0,244	1,050	5,600	0,130	980	63	30	40
25,9	5,20	39,7	0,236	0,950	4,650	0,105	1010	57	90	70
33,4	3,50	38,9	0,208	1,075	1,785	0,070	2040	52	125	80
35,5	4,60	30,5	0,212	0,950	3,025	0,085	1845	54	20	50
29,3	5,42	35,9	0,195	0,850	3,540	0,085	2200	52	45	75
Mag. - % Mg										
Ferro - ppm										
Cobre - ppm										
Zinco - ppm										
Mang. - ppm										

Quadro IV – Processo 4 – Resultados das análises laboratoriais.

Processo 1		Processo 2		Processo 3		Processo 4	
Dia	Temperatura	Dia	Temperatura	Dia	Temperatura	Dia	Temperatura
0	20	0	22	0	30	0	20
2	32	3	40	7	64	4	51
4	53	4	37	9	66	8	63
8	59	5	42	12	66	12	68
12	63	6	43	15	68	15	66
16	65	7	49	20	68	18	69
20	67	10	51	22	68	22	67
24	67	11	44	26	68	24	67
28	67	12	46	28	67	27	69
32	66	13	57	30	68	29	68
36	67	18	59	34	68	31	68
40	66	19	54	37	68	34	69
44	69	20	25	40	68	36	68
48	67	21	27	42	68	38	66
52	66	25	48			41	68
56	65	26	49			43	67
60	66	27	52			45	66
64	63	28	43				
68	62						
72	60						

Quadro V – Valores de temperaturas (°C) observadas em cada pilha ou silo.

3.2.2 – Discussão dos resultados

3.2.2.1 – Aspectos de carácter global

No que respeita às temperaturas, só o Processo 2 registou temperaturas mais baixas que as habitualmente vigentes na fase termófila, o que é explicável pela provável ocorrência de fenómenos de anerbiose, dado o facto de o remeximento para arejamento só ser feito de 10 em 10 dias, apesar das grandes dimensões das pilhas.

No que respeita à humidade, são evidentes os baixos teores medidos, sempre inferiores a 4% da matéria seca a 65°C (MS), devido precisamente ao facto de as amostras já virem para as análises previamente secas a 65°C.

No que respeita aos valores dos teores de cinzas, estes oscilam ao longo do tempo, embora as tendências observadas apontem no sentido de um aumento.

Esta constatação aparentemente contradiz os resultados das investigações de Pereira *et al.*, 1987 e de Pereira *et al.*, 1988, os quais afirmam que os teores das cinzas deverão aumentar em função do tempo, por efeito de concentração, mas que o seu quantitativo em valor absoluto se mantém constante. Deste modo se pode, portanto, estimar os teores de sólidos voláteis e apreciar a evolução das suas perdas ao longo do tempo.

Saliente-se, contudo, que estes autores, ao efectuarem os seus ensaios de compostagem, para além de os terem feito sem remeximento, procuraram minimizar as perdas por lixiviação, protegendo-os contra as infiltrações de água das chuvas.

Observe-se ainda a elevada proporção da fracção orgânica existente nas amostras, sempre superior a 50% da MS excepto para um só caso, de acordo com os resultados obtidos por calcinação.

Por outro lado, o teor de substâncias húmicas é muito baixo, sempre inferior a 6% da MS, o que indicia um baixo grau do processo de humificação dos materiais em compostagem.

Na verdade, as substâncias orgânicas que mais contribuem para o processo de humificação estão presentes em teores muito significativos, quer a celulose, com teores sempre superiores a 20% da MS, quer sobretudo a lenhina, que frequentemente surge a concentrações superiores a 15% da MS (as hemiceluloses apresentam teores mais variáveis).

Julgamos que uma importante razão para a ocorrência de tão baixo grau de humificação reside nos curtos períodos em que foi possível o acompanhamento dos processos de compostagem, dado que os produtos eram enviados cedo para o mercado.

Também o facto de nos quatro processos acompanhados ter sido feito o remeximento da pilha ou silo pode ter contribuído para atrasar a metabolização da lenhina por fungos basidiomicetas, ao destruir ou danificar seriamente o seu micélio.

O curto período de tempo de acompanhamento dos ensaios pode ser a causa determinante para a preponderância de valores ácidos em algumas medições de pH, dado que seria insuficiente para se registar a subida e persistência na faixa alcalina que a literatura prevê para os valores desta grandeza.

Para o caso vertente foram efectuadas medições de pH com e sem pré-secagem. Para avaliar se há lugar a diferenças significativas entre os dois métodos, foram comparadas estatisticamente as médias das respectivas medições por meio de um teste de t-Student para o caso de duas amostras emparelhadas, recorrendo ao programa informático Systat 5.0 Folder, com 28 graus de liberdade e probabilidade de confiança de 95%. Concluiu-se haver lugar a diferenças significativas entre os dois métodos de medição, sendo os valores de pH sem pré-secagem superiores aos de pH após pré-secagem.

Este resultado é explicável pelo facto de a pré-secagem, ao fazer evaporar a água retida por adsorção, ir provocar um efeito de concentração nos hidrogeniões existentes nas amostras.

Também por este método estatístico, às mesmas condições, se confrontaram as medições dos teores de azoto total com e sem H_3PO_4 .

Concluiu-se haver uma probabilidade estatística de 5,3%, baixa aliás, de existirem diferenças significativas entre os dois conjuntos de resultados inerentes ao método de determinação laboratorial empregado, mas, curiosamente, no sentido da inferência de que a adição de ácido ortofosfórico aumenta as perdas de azoto.

O facto de o efeito medido ser pouco expressivo recomenda o prosseguimento de estudos neste domínio. Subsequentemente neste trabalho opta-se pela discussão dos resultados obtidos após pré-secagem, por coerência com o procedimento seguido para as demais análises.

Confrontando as determinações de M. O. feitas por calcinação ou por oxidação através de permanganato, o número de graus de liberdade mantém-se, pelo que, para uma probabilidade de confiança de 95%, se conclui que a diferença entre os valores médios das duas análises é significativa. De resto, como já foi atrás afirmado, o doseamento por meio da oxidação pelo permanganato apenas determina o carbono facilmente oxidável, que corresponde, segundo Schulte (1985), a 77% do carbono total.

3.2.2.2 – Aspectos inerentes a cada processo

3.2.2.2.1 – Processo 1

Em relação às proporções relativas de macronutrientes, para além da questão do azoto, adiante referida, é de salientar o desequilíbrio dos materiais constituintes – mistura de estrume de bovino com palha de trigo – contra o fósforo e a relativa riqueza em potássio, confirmando as conclusões de outros autores a este respeito.

Conclui-se que os teores nestes elementos, ainda que com

significativas oscilações, se vão mantendo ao longo do tempo, o que significa que, se poderá haver exportação para fora da pilha por lixiviação, também há que contar eventualmente com retenção biológica de pelo menos parte destes nutrientes pelos microorganismos intervenientes no processo de compostagem. Há que ter presente, ainda, um efeito de concentração resultante de perda de materiais carbonados por volatilização de dióxido de carbono e água resultantes da actividade metabólica.

No que respeita ao cálcio, porventura por uma menor metabolização e por perda de peso total de material de compostagem, o teor deste elemento vai paulatinamente aumentando ao longo do tempo, como demonstra o gráfico abaixo representado.

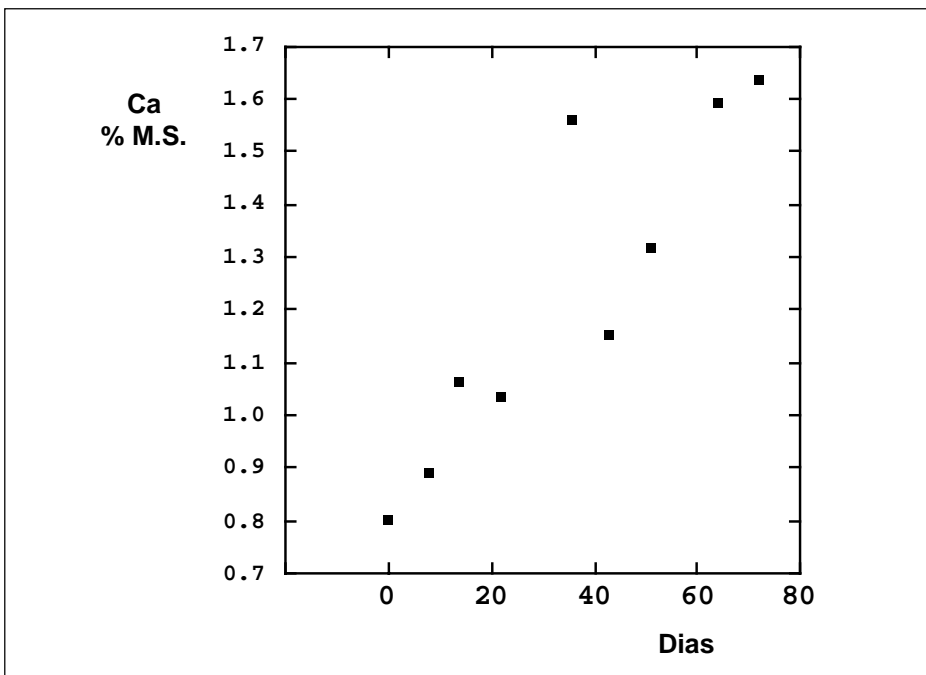


Gráfico 3.1 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de cálcio no período de observação.

O aumento do teor de cálcio é muito consistente, de tal modo que ele pode ser traduzido pela seguinte recta de regressão, do tipo $y = ax + b$, em função do nº de dias do processo

$$\% \text{ Ca} = 0,011n^\circ \text{ dias} + 0,842$$

com erros-padrão associados de $s_a = 0,011$ e $s_b = 0,085$.

Esta recta apresenta uma forte correlação com o factor tempo, bem expressa pelo coeficiente $r = 0,900$, muito elevado para processos de carácter biológico.

Já para o magnésio, se observa também um aumento no seu

teor ao longo do processo, mas de forma muito irregular, conforme decorre da leitura do Gráfico 3.2, de tal modo que a respectiva recta

$$\%Mg=1,057 + 0,018 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

com erros-padrão associados de $s_a=0,409$ e $s_b=0,010$, apresenta um coeficiente de correlação de $r=0,335$.

No que respeita aos micronutrientes, destaca-se naturalmente

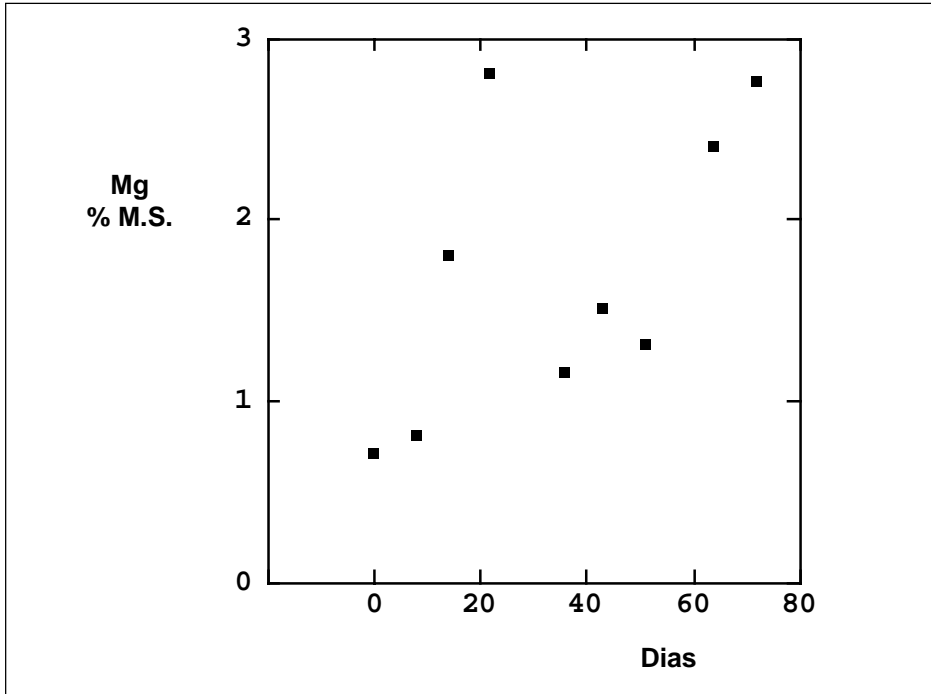


Gráfico 3.2 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de magnésio no período de observação.

o ferro, pelos seus teores muito elevados. Estes inclusivé, vão aumentando ao longo do processo de uma forma relativamente consistente, conforme o Gráfico 3.3 atesta, porventura por retenção biológica e efeito de acumulação.

A recta de regressão que traduz o comportamento do ferro é

$$\text{ppm Fe} = 7121,479 + 174,989 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

tem uma dispersão de valores razoável em processos biológicos dado que $r=0,671$, com erros-padrão associados de $s_a=3056,818$ e $s_b=73,026$.

Uma possível explicação para os elevados valores neste elemento residirá nas condutas de água para os bebedouros automáticos, constituídas por material ferroso com sinais evidentes de alguma corrosão.

Curioso é o comportamento do cobre, em termos do seu teor. Com efeito, sendo de início diminuto, é perceptível o aumento do seu

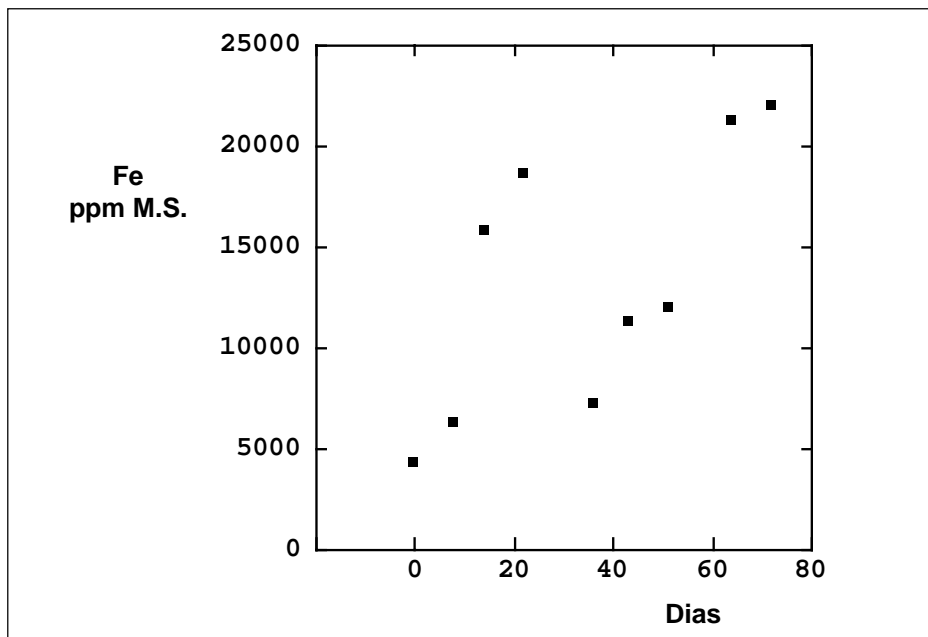


Gráfico 3.3 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de ferro no período de observação.

teor, o qual, após um patamar de estabilização, sofre um forte incremento no fim do período, como decorre da observação do Gráfico 3.4.

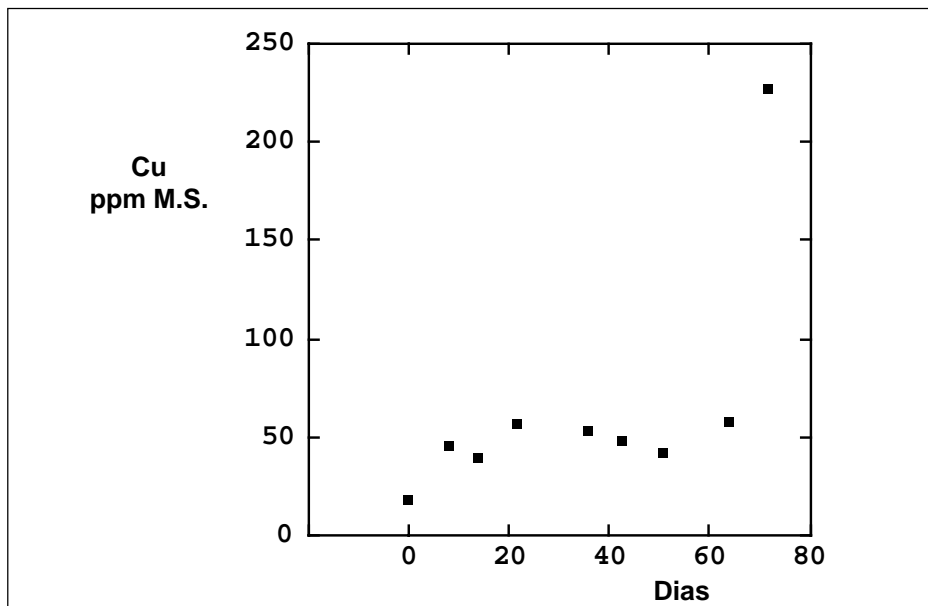


Gráfico 3.4 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de cobre no período de observação.

Julgamos que o emprego de diversos suplementos vitamínicos na alimentação de novilhos e de gado adulto com aptidão para carne, ou o uso de desinfetantes, alguns dos quais com cobre na sua constituição em ambos os casos, pode contribuir para aumentar os teores deste elemento no material em compostagem.

No que respeita ao zinco, é consistente, ainda que gradual, o seu aumento ao longo do período de observação, embora com oscilações, conforme vem expresso no Gráfico 3.5.

Neste caso não parece que o aumento do teor de zinco se deva fundamentalmente à utilização de qualquer forma de aditivos como poderá ter sucedido com o cobre, até porque os teores dos dois elementos se encontram estatisticamente pouco correlacionados entre si. O seu coeficiente de correlação não é mais do que $r = 0,416$.

A equação de regressão

$$\text{ppm Zn} = 81,615 + 0,985n^\circ \text{ dias}$$

traduz o incremento do teor de Zinco ao longo do período de observação; a sua validade vê-se reforçada pelos valores não excessivamente elevados dos erros-padrão associados, $s_a = 0,330$ e $s_b = 13,807$. O valor do coeficiente de correlação, $r = 0,749$, traduz a inexistência de grandes desvios à tendência geral do teor de zinco no sentido da subida ao longo do tempo.

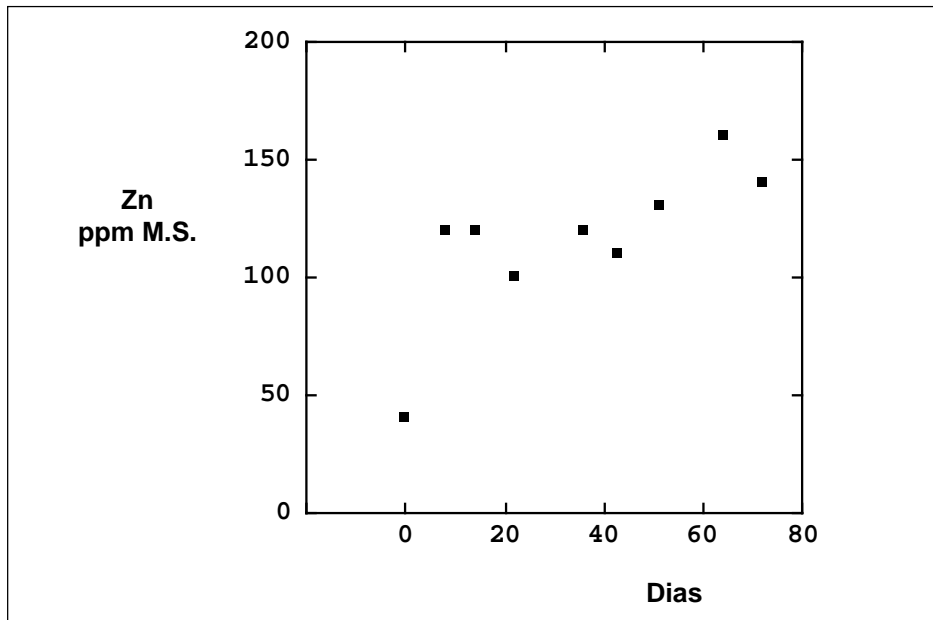


Gráfico 3.5 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de zinco no período de observação.

Provavelmente a razão do incremento do teor de zinco se deve fundamentalmente a uma sua acumulação na pilha, quer por via da

diminuição global de massa que esta sofre, quer pela sua retenção biológica pelos microorganismos intervenientes na compostagem.

Quanto ao manganês, também se observa um aumento do seu teor, conforme é comprovado pelo Gráfico 3.6. Trata-se de um aumento firme mas com significativas oscilações.

A respectiva recta de regressão,

$$\text{ppm Mn} = 4,659n^\circ \text{ dias} + 270,628$$

com baixos erros-padrão, $s_a = 0,330$ e $s_b = 13,807$ confirma a tendência de subida do teor de manganês ao longo do tempo; o valor de $r = 0,778$ evidencia não serem grandes as oscilações observadas.

É provável que este aumento do teor de manganês com o tempo também tenha por base razões semelhantes às por nós aduzidas para o caso, por exemplo, do zinco ou do ferro. Constata-se, aliás, a existência de fortes correlações entre alguns catiões metálicos, designadamente magnésio, ferro e manganês.

Assim, o magnésio e o ferro apresentam entre si uma grande correlação estatística, traduzida no valor de $r = 0,959$, inerente à equação

$$\text{ppm Fe} = 7884,810 \% \text{Mg} - 167,679$$

com erros-padrão associados são $s_a = 875,069$ e $s_b = 1618,680$, a que corresponde o Gráfico 3.7.

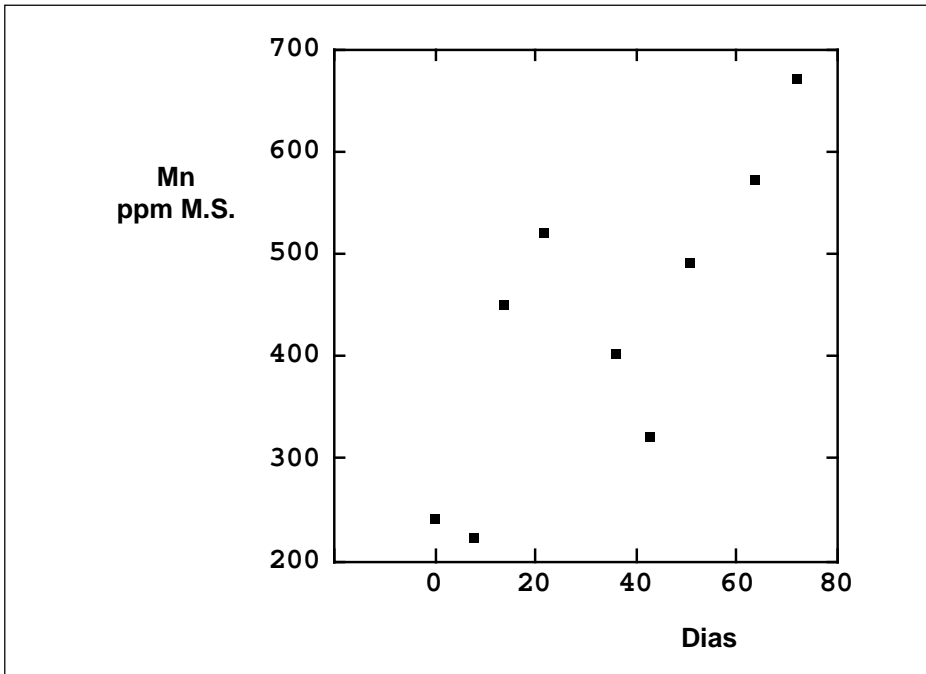


Gráfico 3.6 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de manganês no período de observação.

Por outro lado, o ferro e o manganês estão fortemente correlacionados sob o ponto de vista estatístico – $r = 0,910$ –, com base na equação de regressão

$$\text{ppm Fe} = 39,627 \text{ ppm Mn} - 3934,808$$

com erros-padrão associados de $s_a = 39,627$ e $s_b = 6,822$, a que corresponde o Gráfico 3.8.

Tão estreitas correlações estatísticas, visto que se verificam num processo de natureza biológica, indiciam evoluções de comportamento relacionadas entre si.

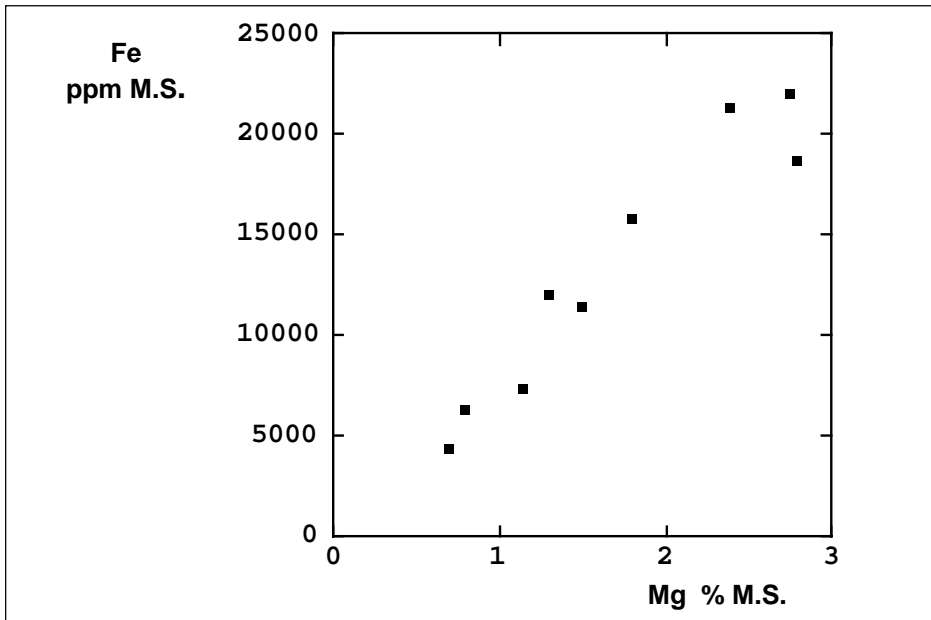


Gráfico 3.7 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de ferro em função dos valores do teor de magnésio durante o período de observação.

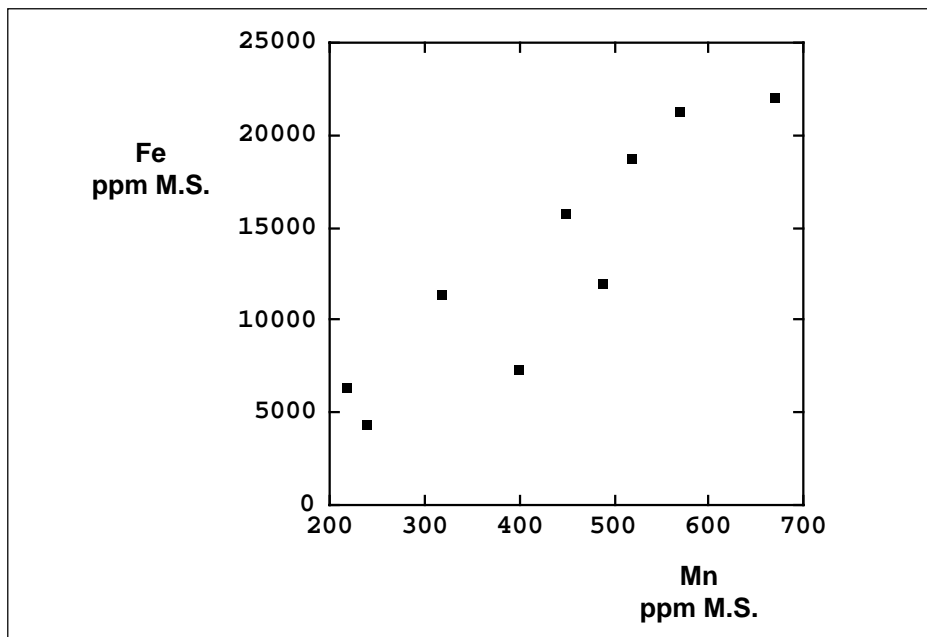


Gráfico 3.8 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de ferro em função dos valores do teor de manganês durante o período de observação.

De facto, como foi acima afirmado, parece que o aumento do teor de cada um destes três elementos em função do tempo tem uma explicação comum, baseada num fenómeno de retenção biológica por microorganismos intervenientes na compostagem e num efeito de concentração resultante da perda de peso resultante da volatilização de CO_2 , H_2O e outras substâncias em resultado do processo metabólico.

De referir, contudo, que o zinco não apresenta correlações estatísticas tão estreitas com estes elementos apesar de nos parecer plausível a suposição de que sofre neste processo um percurso semelhante ao longo do tempo.

Saliente-se ainda que quer o cobre quer o zinco, metais pesados, apresentam teores muito inferiores aos limites estipulados pela directiva 86/278/CEE para correctivos orgânicos.

No que respeita aos valores de pH, verifica-se uma descida significativa após a primeira semana do processo de compostagem e, depois de um curto período de estabilização, uma subida consistente nos respectivos valores até se firmarem francamente na faixa alcalina.

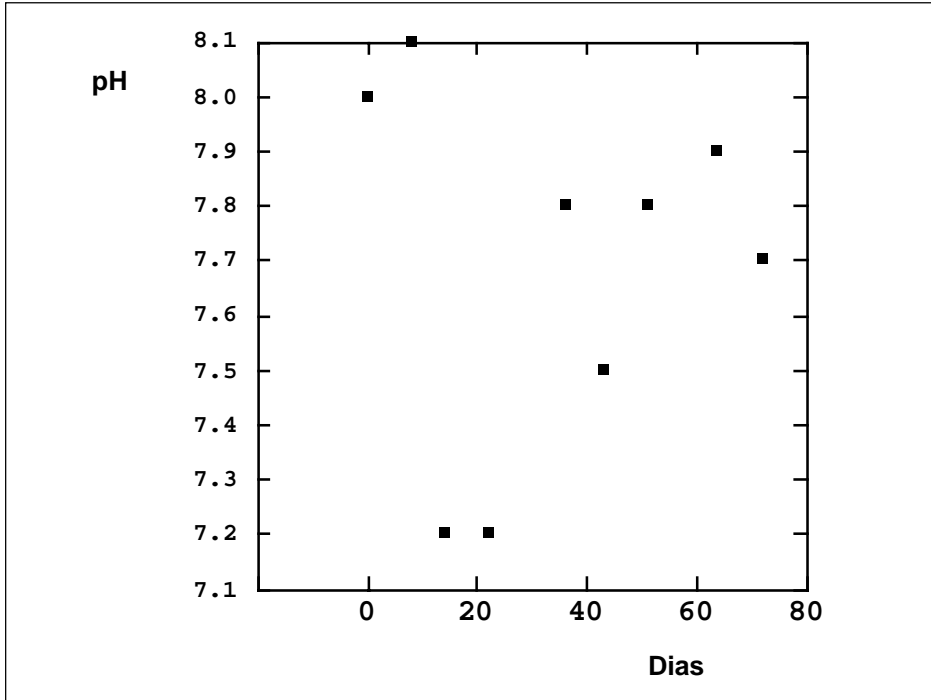


Gráfico 3.9 – Processo 1: Evolução dos valores de pH durante o período de observação.

Estas constatações estão conformes com as referências da literatura, mas a descida de pH inicialmente constatada não é tão pronunciada que chegue ao ponto de atingir a zona ácida.

No que concerne à evolução dos teores de matéria orgânica, aqui apresentada no que diz respeito às respectivas determinações por calcinação, o seu comportamento global está conforme as referências habitualmente apresentadas na literatura, dado que se regista, com efeito, uma diminuição dos respectivos valores ao longo do tempo, traduzida pela equação de regressão respectiva

$$\%M.O. = 78,969 - 0,314 n^{\circ} \text{ dias}$$

que tem baixos erros-padrão associados, de $s_a = 1,611$ e $s_b = 0,038$, e apresenta um coeficiente de correlação de $r = -0,951$.

Esta descida muito clara dos valores do teor de M. O. em função do tempo é explicada pelas perdas de CO_2 e H_2O por volatilização, resultantes da metabolização dos resíduos orgânicos para obtenção de energia pelos microorganismos intervenientes no processo de compostagem, e é acompanhada por uma concomitante perda de peso verificada na pilha.

De referir que o teor de M.O. determinada por oxidação do permanganato apresenta uma evolução muito semelhante, dado que as perdas constatadas foram, obviamente, as mesmas. Situação idêntica

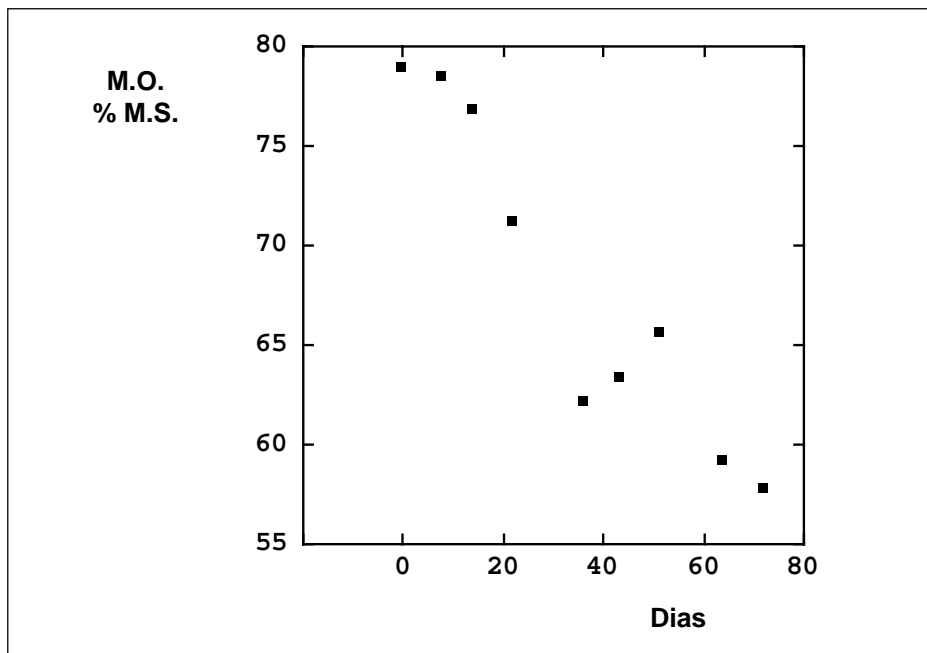


Gráfico 3.10 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de matéria orgânica durante o período de observação.

sucedeu nos restantes ensaios. São aqui apresentados os gráficos comparados entre os dois métodos, a título de exemplo, para o Processo 1.

Sublinhe-se que a utilização de linhas quebradas entre pontos não pretende, de modo algum, significar que os valores nos intervalos entre amostragens correspondem exactamente aos pontos que constituem estas linhas poligonais. A utilização das linhas poligonais é apenas um artifício usado para melhor facilitar a comparação visual entre os gráficos em causa. Esta observação mantém-se válida sempre que apresentarmos comparações visuais entre gráficos.

No que respeita à evolução do teor de azoto total em função do tempo, ela vem representada no Gráfico 3.12.

Trata-se de uma evolução com variações de teores de carácter oscilante, embora com tendência crescente após uma descida inicial. De qualquer modo, esta evolução decorre sempre entre valores de azoto total relativamente próximos entre si, dado que nunca são inferiores a 1,3% nem superiores a 2%.

Esta relativa estabilidade dos teores de azoto resulta, a nosso ver, de diversos factores.

Na verdade, por um lado, é lícito supôr, com elevada probabilidade de acertar, a ocorrência de significativas perdas de azoto por volatilização de amoníaco, até porque os valores de pH vigentes, situados na faixa alcalina, a isso propiciam.

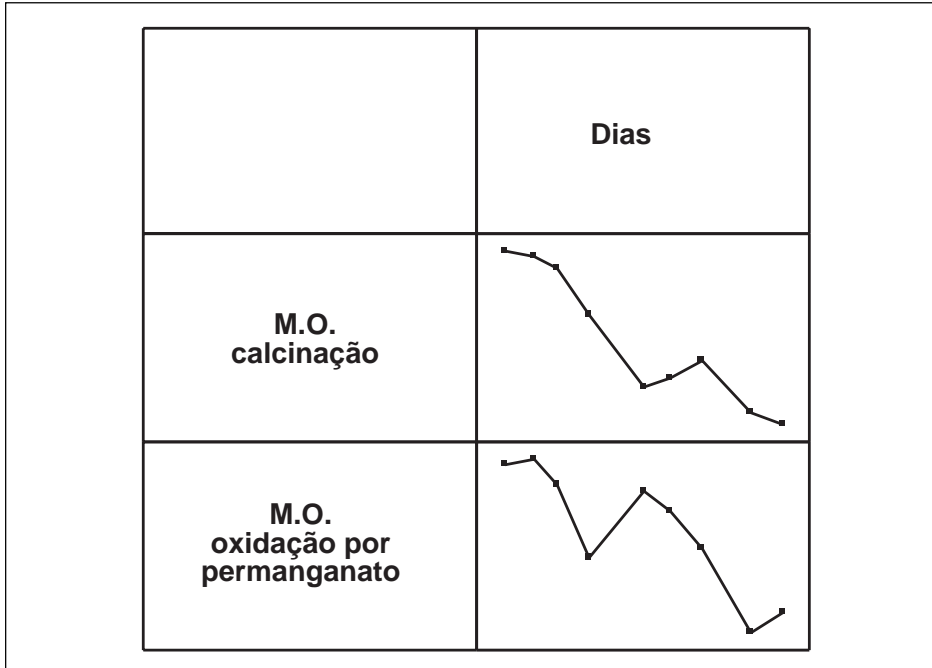


Gráfico 3.11 – Processo 1: Evolução comparada dos valores dos teores de matéria orgânica determinada por calcinação e por oxidação por permanganato durante o período de observação.

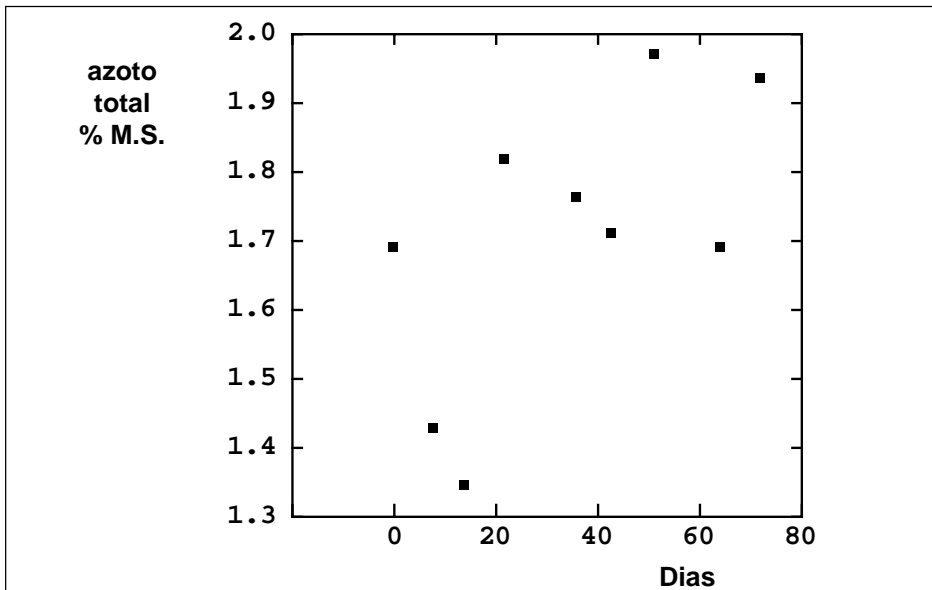


Gráfico 3.12 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de azoto total durante o período de observação.

Por outro lado, ao efeito, no sentido descendente, da volatilização de amoníaco sobre a evolução do teor de azoto total ao longo do tempo, sobrepõe-se o efeito, de sentido contrário, causado pelas fortes perdas de M. O., também constatadas, as quais obstarão a acentuadas descidas na concentração daquele nutriente.

Acresce que parte, pelo menos, do azoto deverá ter sofrido retenção biológica pelos microorganismos intervenientes no processo de compostagem, o que, naturalmente, limitou à partida as perdas deste nutriente.

De todas estes efeitos cruzados resulta uma relativa estabilidade, com tendência ascendente, do teor de azoto total na pilha de compostagem.

A descida verificada nas duas primeiras semanas de compostagem pode, a nosso ver, ser atribuída a duas causas: hidrólise de ureia proveniente do estrume bovino ainda não transformada por acção da enzima urease, com subsequente volatilização de amoníaco; perdas físicas, nomeadamente por lixiviação de formas orgânicas solubilizadas na água em circulação na porosidade da pilha, dado que esta não se encontrava ao abrigo da pluviosidade atmosférica.

Estas perdas são sempre de pequena monta, e só terão tido algum significado enquanto não ocorreu a multiplicação e disseminação dos microorganismos intervenientes na compostagem pela pilha.

Um indicador adequado para se avaliar qual o impacto dos efeitos contraditórios das perdas de amoníaco por volatilização e do decréscimo do teor de M.O. sobre a concentração de azoto total na pilha consiste na evolução da razão C/N. Da leitura do Gráfico 3.13 se conclui que o segundo efeito se sobrepõe ao primeiro, estando a evolução da razão C/N, de resto, concordante com o referido na bibliografia.

Assiste-se, com efeito, a uma descida dos respectivos valores, primeiro mais acentuada e, subsequentemente, mais moderada, como que a tender para a estabilização, porventura em torno de um valor próximo ou ligeiramente inferior a 20.

Esta descida é confirmada pela análise de regressão para este caso, com

$$\text{Razão C/N} = 30,172 - 0,186 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

e os erros-padrão associados, baixos, são $s_a = 1,948$ e $s_b = 0,047$, enquanto que o coeficiente de correlação, razoável para processos de cariz biológico, é de $r = -0,834$.

A subida inicialmente constatada na razão C/N, terá sido motivada quer pelas perdas acima referidas, quer por a flora microbiana se encontrar numa fase inicial do seu desenvolvimento.

No que respeita a evolução do teor das substâncias húmicas regista-se para o caso vertente uma tendência no sentido crescente, como seria de esperar, não obstante as oscilações verificadas, confirmada pela equação de regressão respectiva

$$\% \text{Substs. Húmicas} = 0,020 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 1,559$$

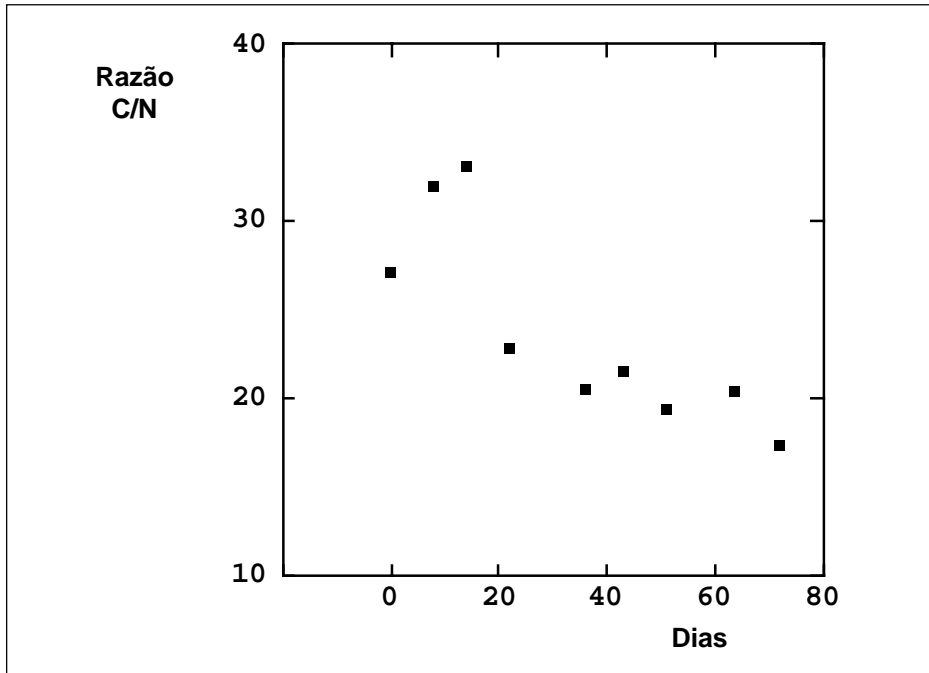


Gráfico 3.13 – Processo 1: Evolução dos valores da razão C/N durante o período de observação.

com erros-padrão associados de $s_a = 0,325$ e $s_b = 0,008$ e um coeficiente de correlação $r = 0,703$.

No Gráfico nº 3.18 pode-se, entretanto, apreciar a evolução conjunta dos materiais lenhocelulósicos, principal origem das substâncias húmicas, enquanto que nos Gráficos nº 3.15, 3.16 e 3.17 se pode observar cada evolução por si.

Observe-se o decréscimo acentuado do teor de hemicelulose, a par de um crescimento quase simétrico do teor de lenhina e oscilações significativas no teor de celulose.

É provável que o aumento do teor de lenhina se deva a um efeito de concentração devido ao facto de se tratar, como é sabido, de um tipo de substância de difícil alteração.

No que respeita ao teor de celulose, ele começa por aumentar, fruto da degradação prioritária dos metabolitos orgânicos facilmente biodegradáveis; de seguida diminui em resultado da sua metabolização por microorganismos termófilos; finalmente, observa-se uma tendência relativa no sentido de um novo aumento do teor de celulose, não obstante continuar a sua metabolização, devido, provavelmente, a um efeito de concentração resultante da metabolização mais intensa das hemiceluloses.

As tendências antagónicas de descida e de subida respectiva-

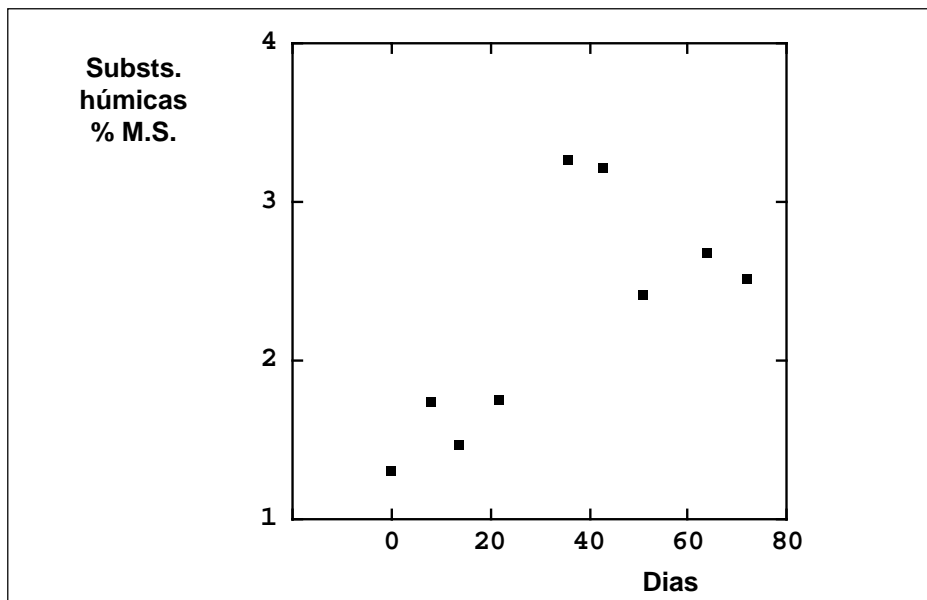


Gráfico 3.14 – Processo 1: Evolução dos valores do teor de substâncias húmicas durante o período de observação.

mente das hemiceluloses e da lenhina são, de facto, bastante acentuadas, como o comprovam as respectivas análises de regressão.

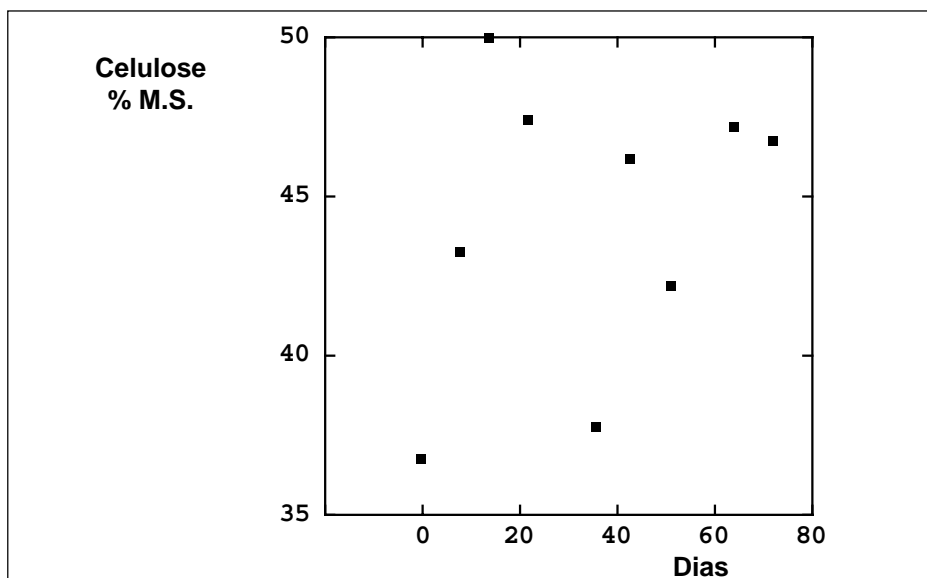


Gráfico 3.15 – Processo 1: Evolução dos valores dos teores de celulose durante o período de observação.

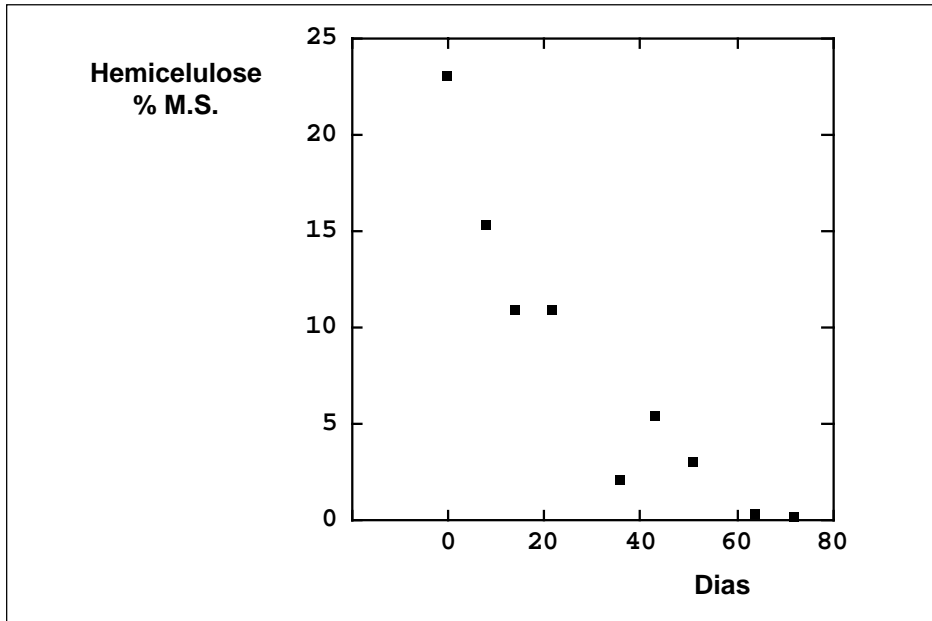


Gráfico 3.16 – Processo 1: Evolução dos valores dos teores de hemicelulose durante o período de observação.

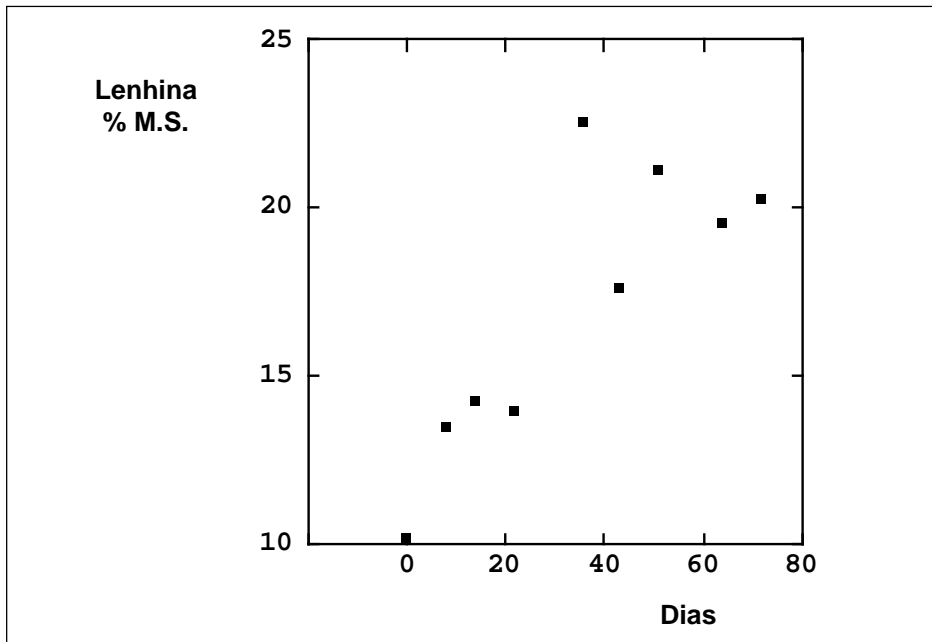


Gráfico 3.17 – Processo 1: Evolução dos valores dos teores de lenhina durante o período de observação.

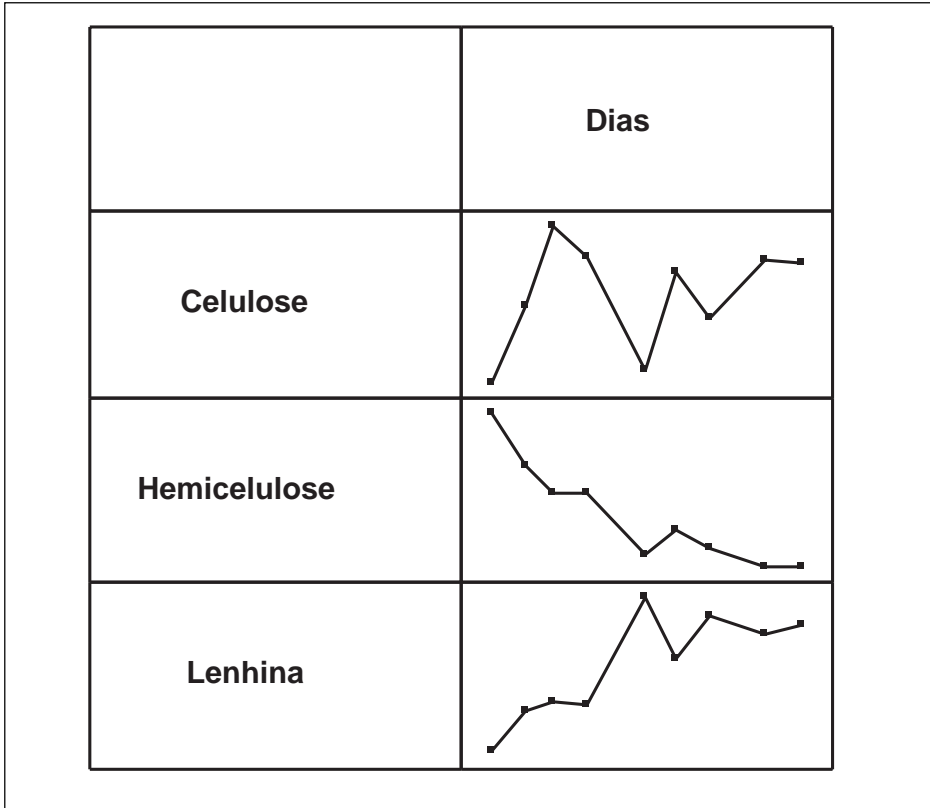


Gráfico 3.18 – Processo 1: Evolução comparada dos valores dos teores de celulose, hemiceluloses e lenhina durante o período de observação.

As respectivas equações de regressão são para as hemiceluloses

$$\% \text{ hemic.} = 17,536 - 0,282 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

com erros-padrão associados, de $s_a = 0,046$ e $s_b = 1,917$, relativamente baixos e um excelente coeficiente $r = -0,919$, e para a lenhina

$$\% \text{ lenh.} = 0,138 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 12,180$$

com erros-padrão associados, também baixos, de $s_a = 0,035$ e $s_b = 1,479$ e um coeficiente de correlação, ainda razoável, de $r = 0,829$.

Finalmente, perante estes resultados, pode-se dizer que este produto apresenta potencialmente propriedades que o habilitam como bom correctivo orgânico.

Com efeito, apresenta teores totais de M.O. (calcinação) superiores a 50%, teores de azoto total pouco inferiores a 2%, valores de razão C/N favoráveis, na medida em que não indiciam a ocorrência de azoto como factor limitante nem viabilizam uma excessiva mineralização azotada propiciadora de elevadas perdas por lixiviação, apresenta uma relativa riqueza em potássio e está bem provido de micronutrientes. Como parâmetro desfavorável, tem de se lhe apontar

o seu desequilíbrio contra o fósforo, factor a ter em conta se se quiser contar com este produto aquando do planeamento de uma fertilização.

A concretização das potencialidades que o habilitam a poder ser um bom correctivo orgânico dependerá em larga medida da forma como decorrer o processo de humificação. A este respeito, constata-se a presença das respectivas substâncias precursoras em quantidades significativas e a sua evolução no sentido favorável durante o período de observação.

3.2.2.2.2 – Processo 2

Contra o macronutriente fósforo mantém-se o desequilíbrio já constatado para o Processo 1, embora com tendência para uma subida no seu teor. Já o teor de potássio é claramente inferior ao constatado no caso anterior. Quer num caso quer no outro, ainda que com oscilações e até uma certa tendência para a subida no que respeita ao fósforo, verifica-se uma certa estabilização dos valores obtidos, por razões provavelmente análogas às aduzidas para o Processo 1, para mais com a pilha igualmente sujeita às quedas pluviométricas.

No que respeita ao cálcio, de destacar os seus teores, significativamente mais elevados que os verificados no Processo 1, devido à natureza da matéria-prima. Quanto à sua evolução, ela é análoga à verificada para o Processo 1, por motivos semelhantes aos então aduzidos.

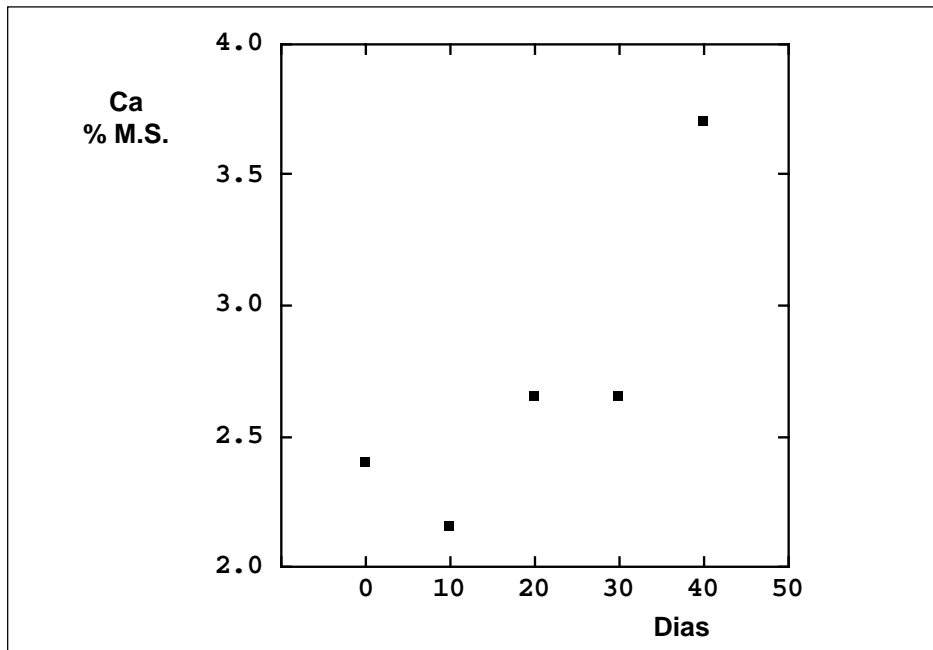


Gráfico 3.19 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de cálcio durante o período de observação.

A respectiva recta de regressão é

$$\%Ca = 2,090 + 0,031 n^{\circ} \text{ dias}$$

com erros-padrão de $s_a = 0,012$ e $s_b = 0,295$ e $r = 0,829$.

No que respeita ao magnésio, de destacar os valores significativamente mais baixos que no processo anterior e que se vão mantendo ao longo do tempo, embora com significativas oscilações, como demonstra o Gráfico nº 3.20.

É de salientar, no entanto, que o curto período de observação se revela insuficiente para obter conclusões consistentes neste caso, tanto mais que para o processo anterior, mais tempo acompanhado, detectou-se uma tendência, não obstante as oscilações também verificadas.

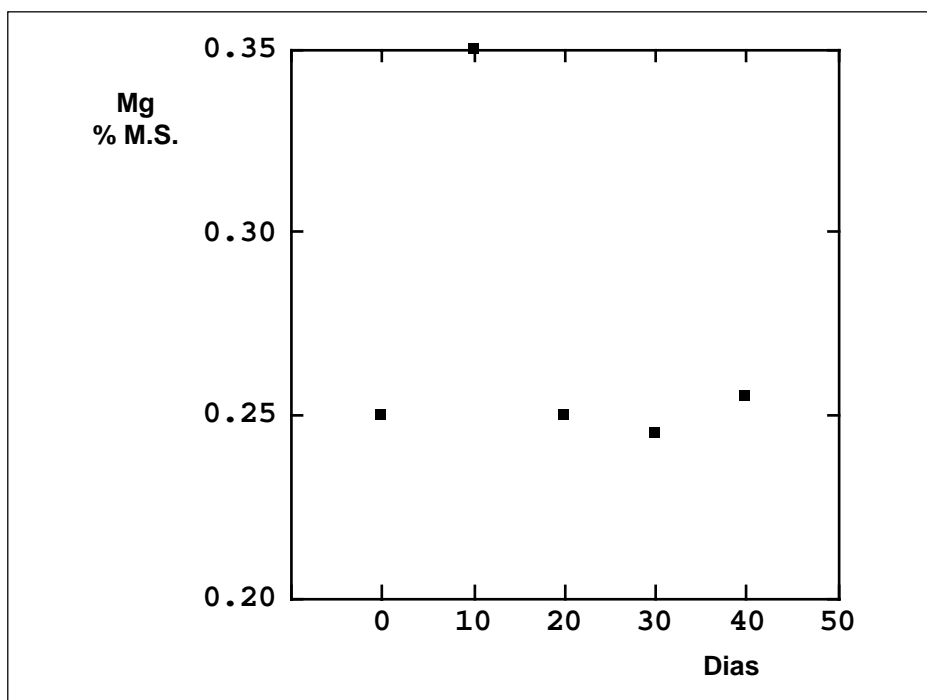


Gráfico 3.20 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de magnésio durante o período de observação.

No que respeita aos micronutrientes, destaque para os seus teores significativamente mais elevados que no caso anterior, devido à natureza da matéria-prima. Observam-se, inclusivé, teores de cobre superiores aos máximos permitidos pela directiva comunitária 86/278/CEE para correctivos orgânicos.

Apenas no caso do ferro não é tão nítida a preponderância em relação ao processo anterior, até porque na estação de tratamento de lixos de onde provém este material se faz a prévia separação dos materiais ferrosos.

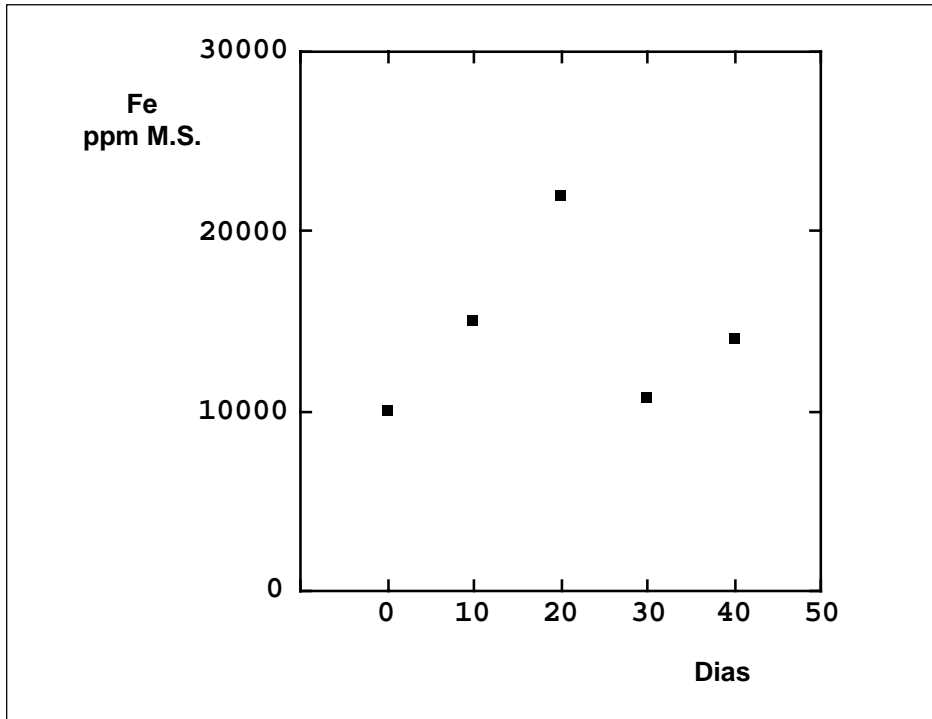


Gráfico 3.21 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de ferro durante o período de observação.

No que respeita a este micronutriente, também se verificou uma insuficiência no número de observações para se apreciar cabalmente a respectiva evolução. É possível, no entanto que esta siga um percurso análogo ao observado para o caso anterior, por motivos semelhantes aos então aduzidos, tanto mais que a respectiva recta de regressão, ainda que tendo presente o muito baixo $r = 0,128$ e os elevados erros-padrão $s_a = 173,553$ e $s_b = 4251,151$, sugere uma tendência ascendente:

$$\text{ppm Fe} = 38,800 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 13552,000$$

No que respeita ao zinco, é clara a tendência dos respectivos valores no sentido da subida, por motivos, a nosso ver análogos aos então aduzidos para o Processo 1.

A respectiva recta de regressão é

$$\text{ppm Zn} = 15,700 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 344,000$$

com erros-padrão de $s_a = 15,700$ e $s_b = 96,530$ e $r = 0,917$

No que respeita ao cobre, também se verifica uma clara tendência no sentido da subida, a nosso ver por motivos análogos aos aduzidos para o caso do zinco.

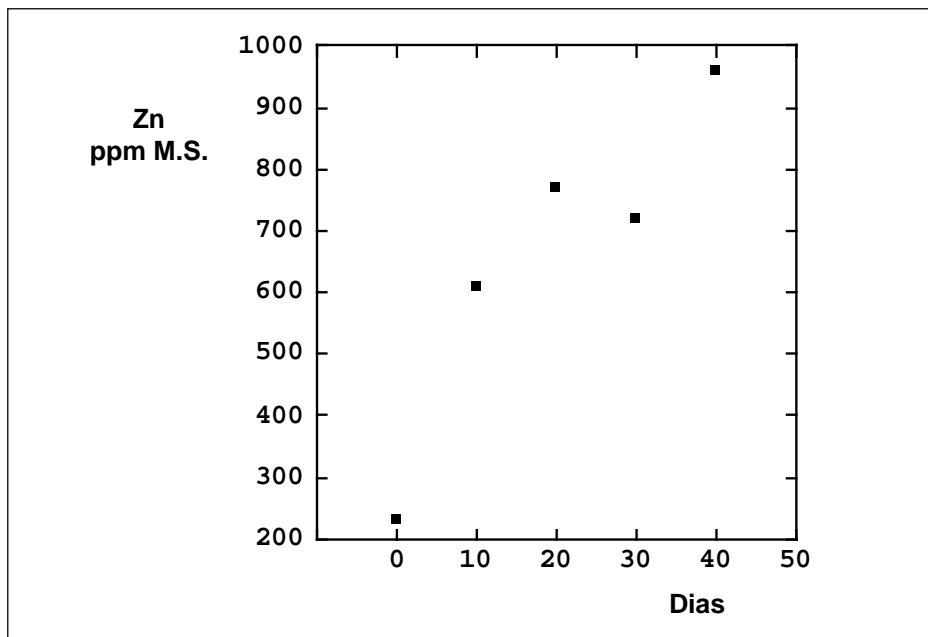


Gráfico 3.22 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de zinco durante o período de observação.

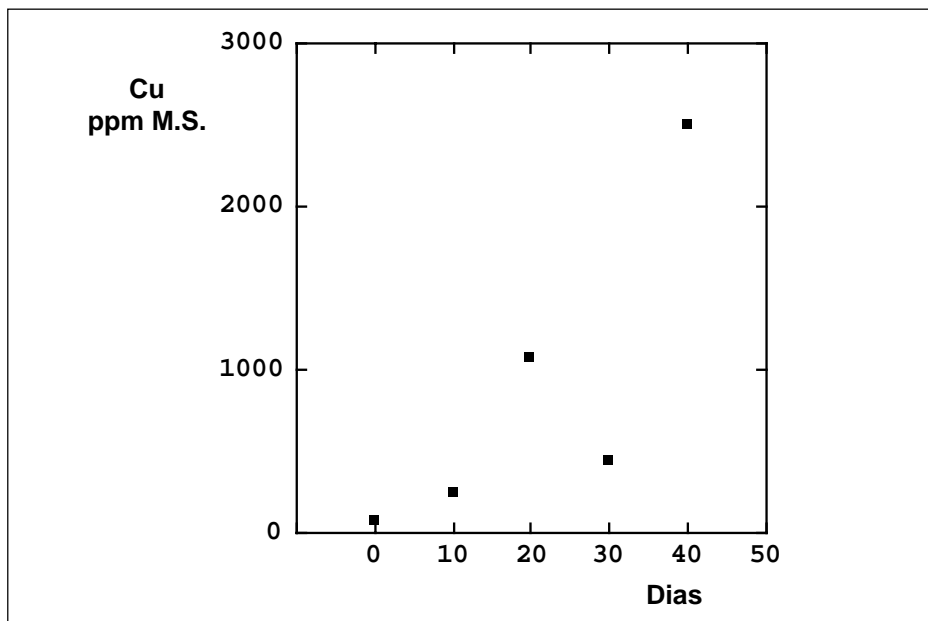


Gráfico 3.23 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de cobre durante o período de observação.

A respectiva recta de regressão é

$$\text{ppm Zn} = 50,480 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 139,200$$

com erros-padrão de $s_a = 21,140$ e $s_b = 517,831$ e $r = 0,809$.

No que respeita ao manganês, verifica-se uma situação análoga à existente neste processo para o ferro, dadas as fortes oscilações e a tendência apontada pela recta de regressão no sentido da subida. Os resultados da regressão têm de ser, no entanto, interpretados com muitas reservas, dados os elevados erros-padrão em causa e o baixíssimo coeficiente de correlação.

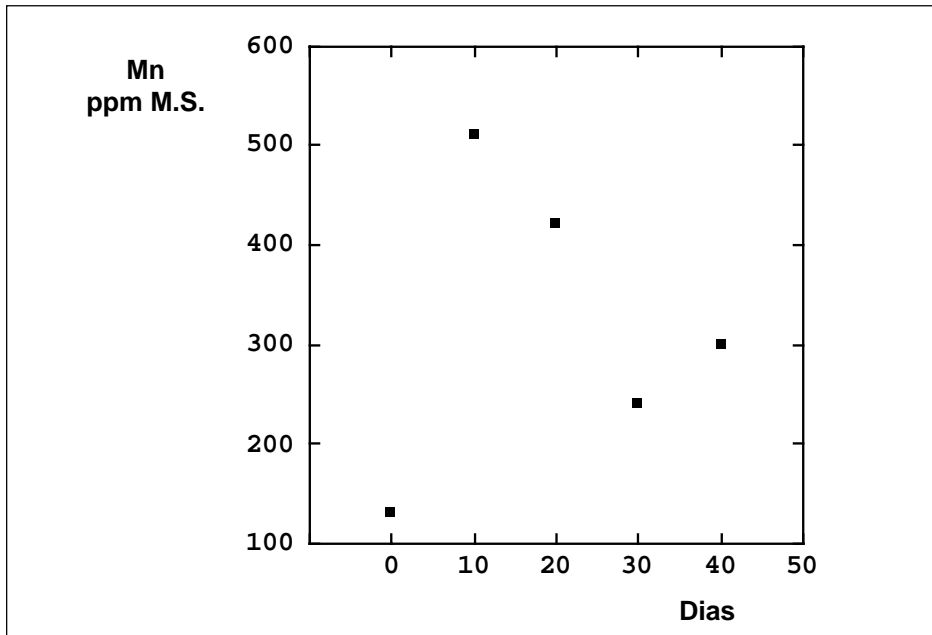


Gráfico 3.24 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de manganês durante o período de observação.

$$\text{ppm Mn} = 0,700 \text{ n}^\circ \text{ dias} + 306,000$$

$$s_a = 5,432 \text{ e } s_b = 133,049 ; r = 0,074$$

É lícito supôr uma explicação análoga à aduzida neste processo para o caso do ferro.

No que respeita à evolução dos teores de pH, o seu comportamento segue o que a literatura habitualmente refere.

No que respeita aos teores de M.O., destacam-se naturalmente pelos seus baixos valores quando comparados com os vigentes no Processo 1. Tal é devido ao facto da prévia separação de fracções não ser a mais eficaz naquela estação de tratamento de RSU, ao ponto de se detectarem elevadas quantidades de vidros, plásticos e até metais não ferrosos fragmentados nas amostras.

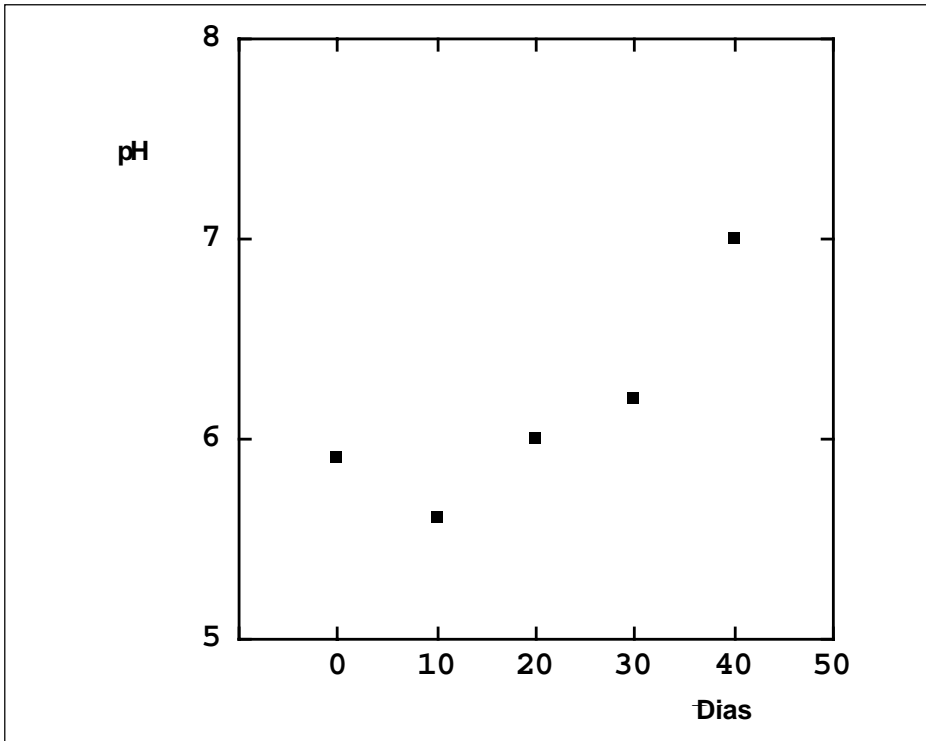


Gráfico 3.25 – Processo 2: Evolução dos valores de pH durante o período de observação.

Sublinhe-se que, quer para não danificar o moinho de laboratório usado, quer a fim de procurar cumprir o que a própria estação de tratamento dizia fazer, isto é, proceder à prévia separação dos materiais inorgânicos e dos plásticos e cartões, separamo-los todos após a pré-secagem e antes da moenda. Doutro modo, certamente os teores de M.O. ainda seriam muito mais baixos.

De qualquer modo, a trituração ocasional de materiais inorgânicos, plásticos e cartões pelo moinho de martelos da estação de tratamento, alguns dos quais até a uma granulometria que os torna muito difíceis de detectar por nós, e a ausência ou pouca eficácia da sua prévia separação na fábrica dificultam a apreciação da evolução da M.O. ao longo do tempo.

O respectivo gráfico é sintomático a esse respeito: um conjunto de pontos que torna muito difícil a apreciação de qualquer evolução.

No que respeita ao azoto, constata-se uma tendência clara no sentido da descida dos seus valores, pelo menos durante o período de acompanhamento, o que significa que o efeito das perdas por volatilização de amoníaco e por lixiviação se está a sobrepôr, quer ao efeito de acumulação por metabolização microbiana da M.O., quer ao inerente à própria retenção biológica.

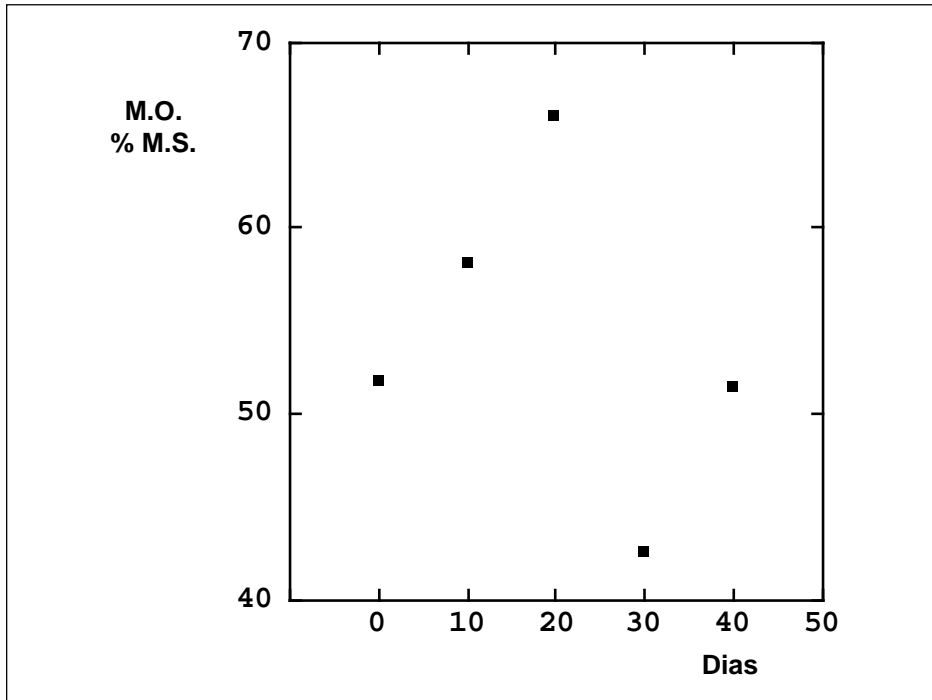


Gráfico 3.26 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de matéria orgânica durante o período de observação.

Tal é devido à provável ocorrência significativa de fenómenos de anaerobiose, dado o elevado número de dias decorrente entre cada reviramento.

A análise de regressão inerente ao comportamento do azoto é

$$\% \text{ azoto total} = 1,532 - 0,006 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 0,002 \text{ e } s_b = 0,049 ; r = - 0,880$$

Trata-se de valores de regressão que confirmam a firmeza da evolução dos teores de azoto total no sentido da descida.

No que respeita à evolução da razão C/N, a sua avaliação é controversa, como o respectivo gráfico atesta, dado que depende diretamente da evolução dos teores de M.O., acima comentada.

No que respeita à evolução do teor de substâncias húmicas, está-se perante um problema semelhante, expresso no Gráfico 3.29 dado que também depende da evolução do teor de M.O..

Constata-se, aliás, uma certa afinidade entre as evoluções da M.O., razão C/N e substâncias húmicas, bem patente no respectivo gráfico comparativo, que resulta necessariamente do impacto da situação acima referida acerca da separação prévia de materiais na estação de tratamento sobre os respectivos resultados.

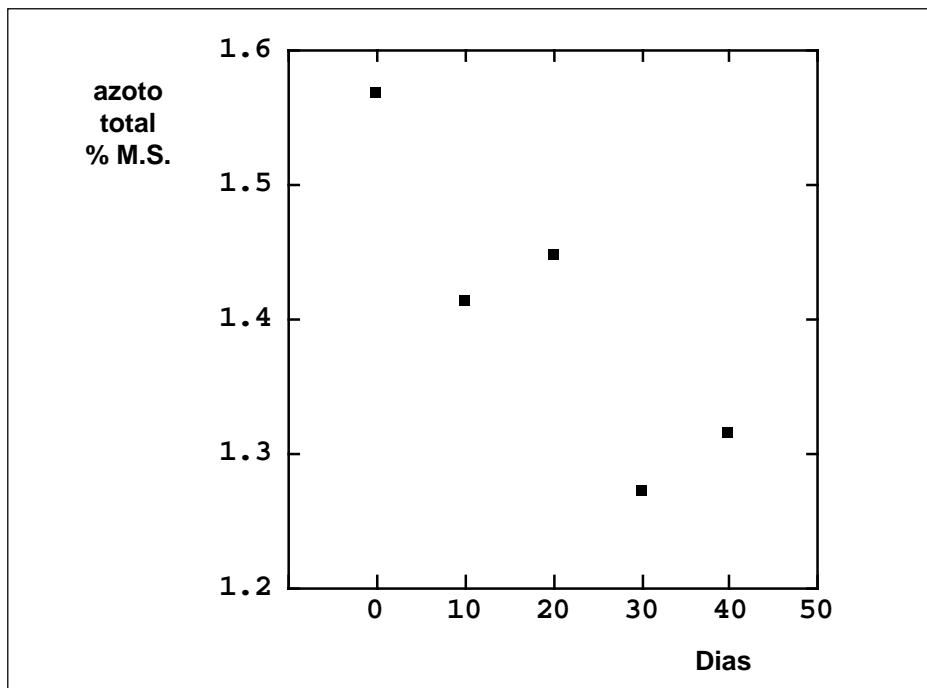


Gráfico 3.27 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de azoto total durante o período de observação.

No que respeita aos teores de celulose, hemicelulose e lenhina, de destacar os baixos valores deste último componente quando comparados com a situação vigente no Processo 1. Tal é devido à pouca abundância que normalmente se verifica em materiais lenhosos nos RSU. Constata-se a semelhança com a situação vigente no Processo 1. Apenas o comportamento da celulose não é tão semelhante, mas tenha-se presente o muito menor tempo de observação e as limitações já discutidas acerca dos teores de M.O. para o Processo 2.

Em termos de apreciação global, não nos parece que este material seja dos mais adequados como correctivo orgânico.

Com efeito, para além de teores em macronutrientes inferiores aos constatados para o material inerente ao Processo 1, com excepção do cálcio e do fósforo, apresenta teores muito elevados para o cobre e o zinco, apresenta baixos teores de M.O, apresenta elevada proporção de fracções não orgânicas e comporta a elevada probabilidade de se verificarem fenómenos de anaerobiose, com todas as consequências daí advenientes em termos da estabilidade do produto final e das repercussões desta para o desenvolvimento das culturas.

3.2.2.2.3 – Processo 3

Este material apresenta algumas peculiaridades em relação aos respeitantes aos processos anteriores.

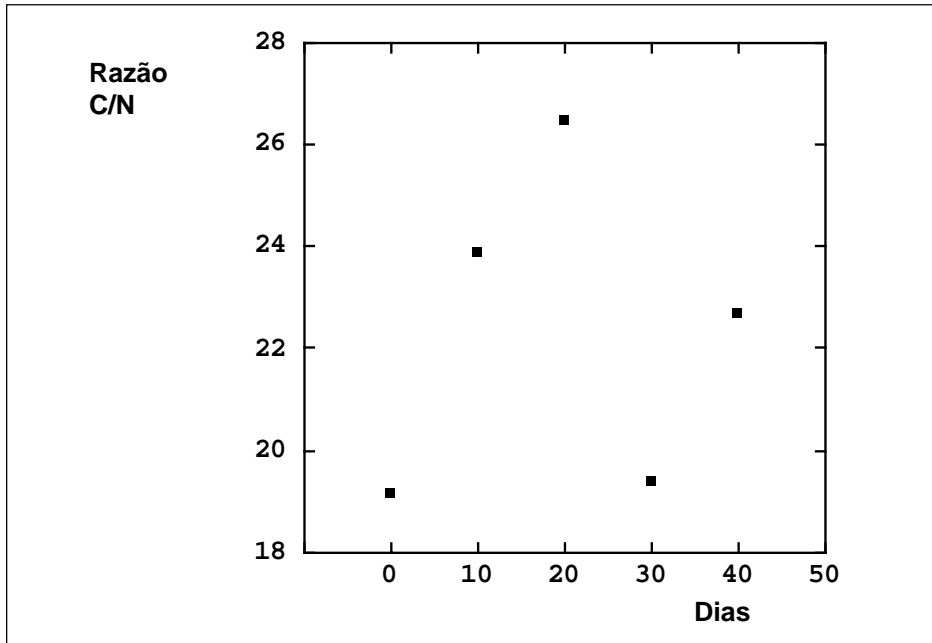


Gráfico 3.28 – Processo 2: Evolução dos valores da razão C/N no período de observação.

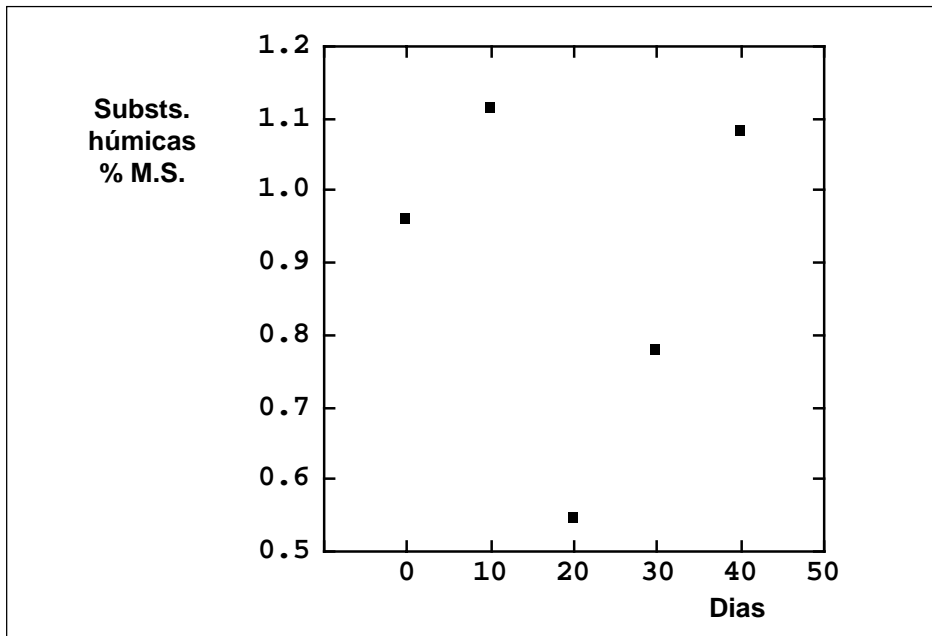


Gráfico 3.29 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de substâncias húmicas durante o período de observação.

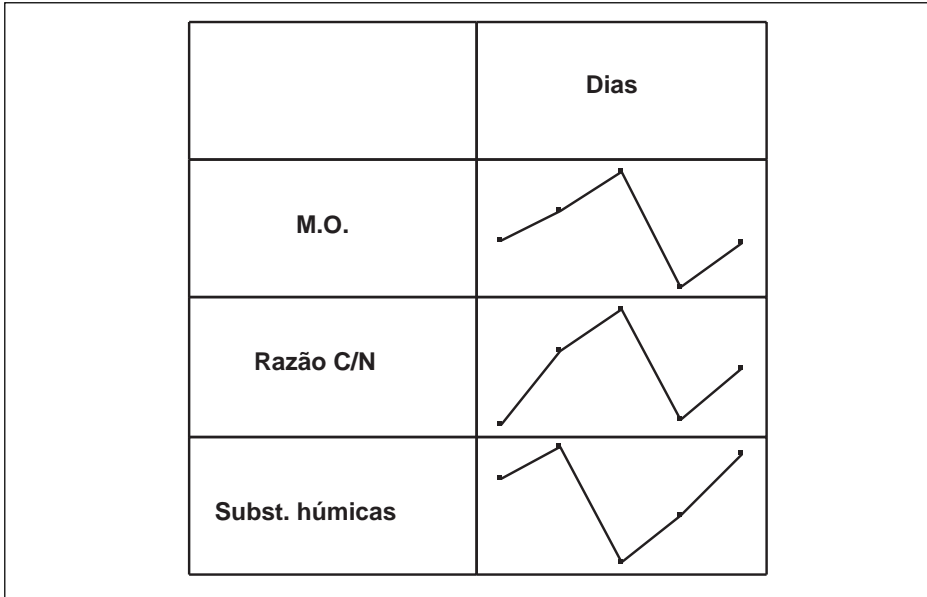


Gráfico 3.30 – Processo 2: Evolução comparada dos valores do teor de matéria orgânica, da razão C/N e do teor de substâncias húmicas durante o período de observação.

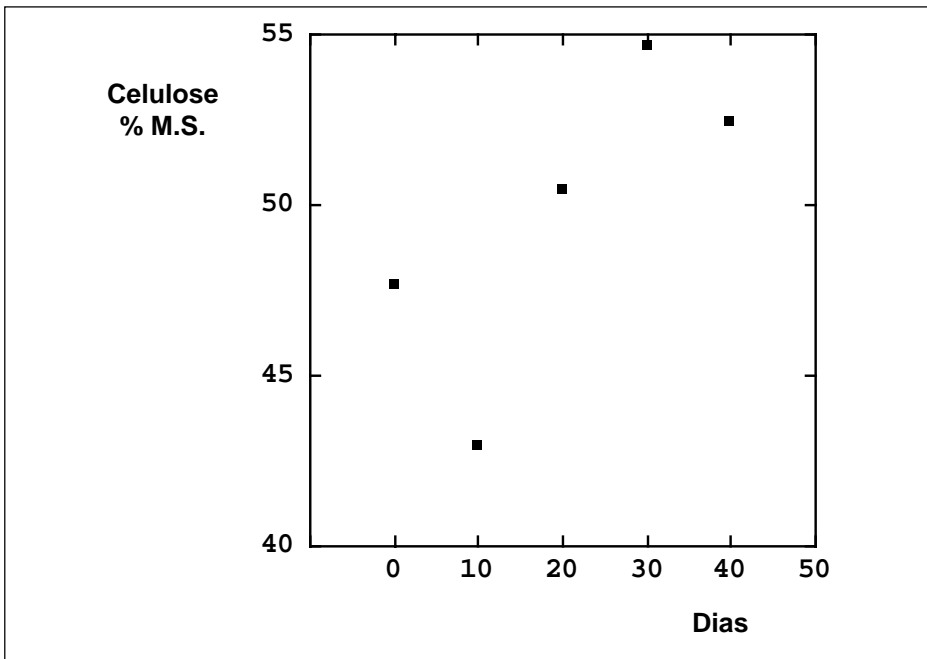


Gráfico 3.31 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de celulose durante o período de observação.

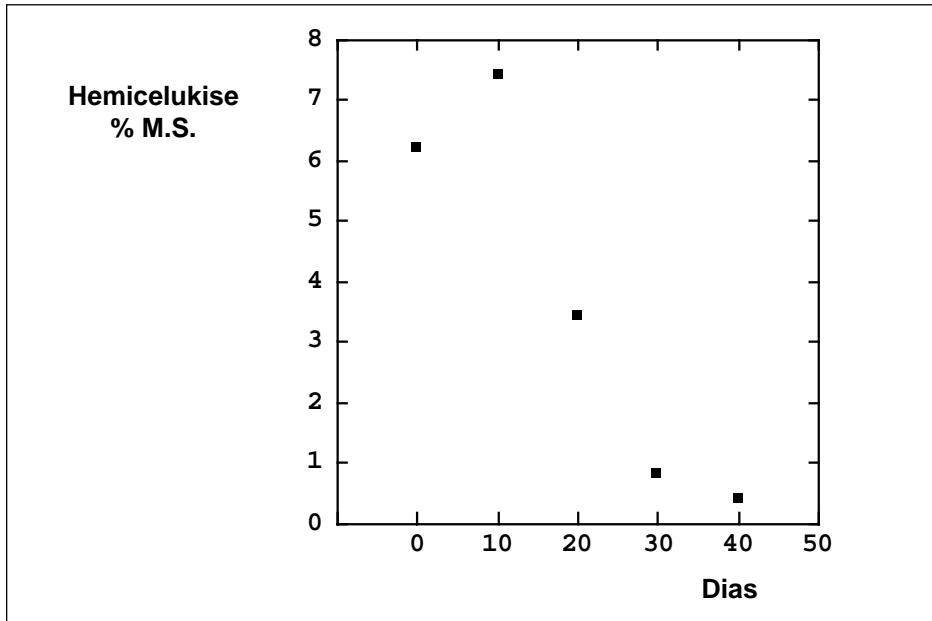


Gráfico 3.32 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de hemicelulose durante o período de observação.

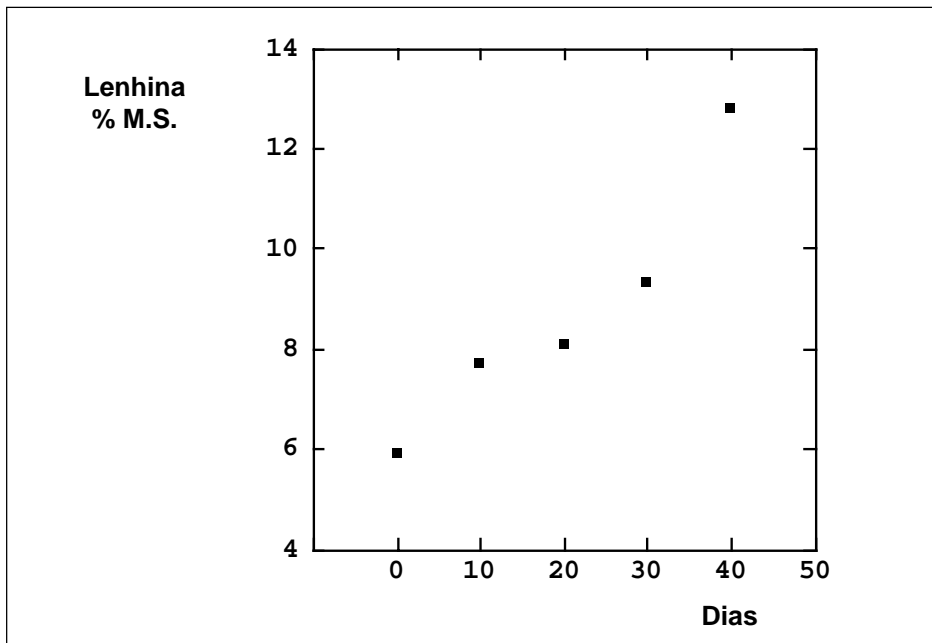


Gráfico 3.33 – Processo 2: Evolução dos valores do teor de lenhina durante o período de observação.

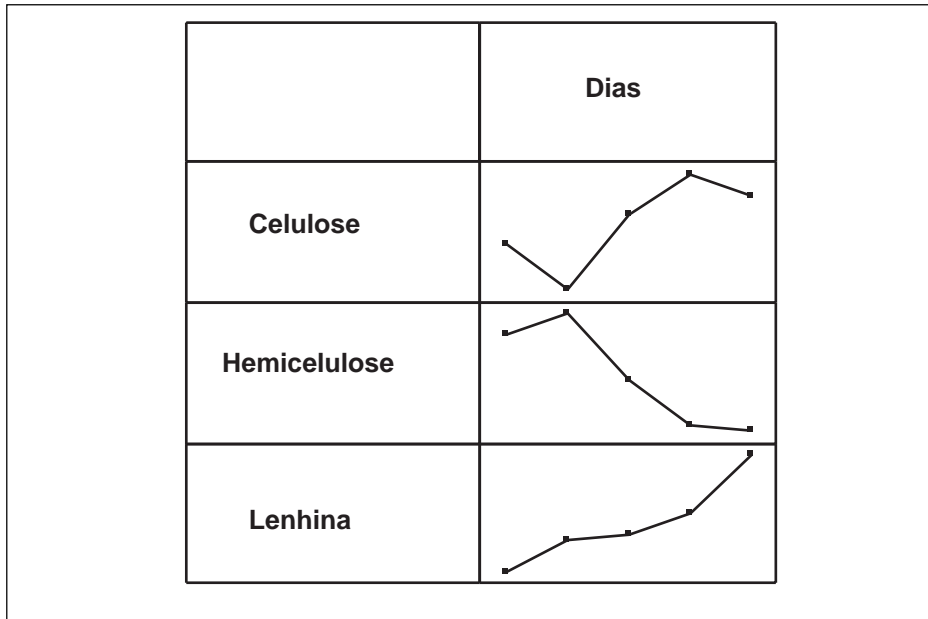


Gráfico 3.34 – Processo 2: Evolução comparada dos valores dos teores de celulose, hemicelulose e lenhina durante o período de observação.

Com efeito, este material destaca-se pela sua abundância relativa em azoto, fruto da natureza da matéria-prima, e pela ausência de desequilíbrios contra o fósforo, para além de estar bem provido em potássio e em micronutrientes, sem problemas de teores excessivos nos metais pesados analisados. Apresenta, contudo, teores de cobre e zinco aproximadamente duplos dos vigentes para o Processo 1, fruto, presumivelmente, da aplicação de estimulantes do apetite e de desinfetantes correntes em aviários, que são ricos nestes elementos.

No que respeita ao fósforo e ao potássio, mantêm-se as tendências de estabilização já verificadas para as anteriores situações, por causas análogas às por nós aduzidas para esses processos. Note-se, contudo, que desta vez o material é compostado em silos ao abrigo das quedas pluviométricas.

No que concerne ao cálcio, observa-se mais uma vez uma tendência no sentido da subida, explicável por motivos análogos aos aduzidos para os anteriores processos. Trata-se, contudo, de uma tendência menos clara, conforme o Gráfico 3.35 atesta.

A análise de regressão abaixo exposta aponta para uma tendência no sentido de uma subida relativa nos teores de cálcio ao longo do processo de compostagem.

$$\% \text{ Ca} = 1,171 + 0,006 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 0,005 \text{ e } s_b = 0,130 ; r = 0,453$$

No que respeita ao magnésio, a evolução dos seus teores também se apresenta irregular configurando até uma situação tendencial de descida. Observe-se, contudo, que quer os teores de cálcio quer os de magnésio, evoluem sempre em torno de valores muito próximos entre si: 0,45% - 0,65% para o magnésio e cerca de 1,5% - 2,0% para o cálcio.

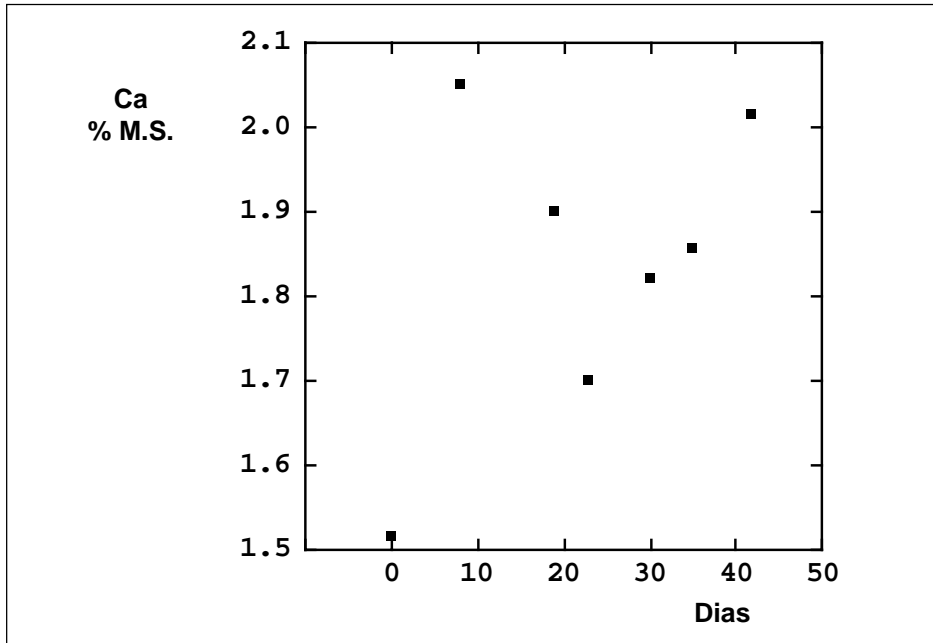


Gráfico 3.35 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de cálcio durante o período de observação.

No que respeita ao ferro, os seus teores são significativamente mais baixos que os correspondentes para os anteriores dois processos. A sua evolução vem expressa no Gráfico 3.37.

Situação análoga à do ferro é a sofrida pelo zinco e pelo cobre, conforme é demonstrado pelos Gráficos 3.38 e 3.39.

No Gráfico 3.40 é apresentada a evolução comparada destes três micronutrientes catiões, que mostra ser muito semelhante.

No que respeita ao manganês, a sua evolução, representada pelo gráfico 3.41., mostra ser de contornos ainda imprecisos.

Necessitar-se-ia de um tempo de observação mais prolongado para se tirarem ilações mais consistentes.

No que respeita aos valores de pH, constata-se que a sua evolução está de acordo com o descrito pela literatura acerca deste assunto, notando-se claramente o abaixamento inicial, seguido da subida em direcção à faixa alcalina.

Também a evolução dos teores de M.O. se desenrola de

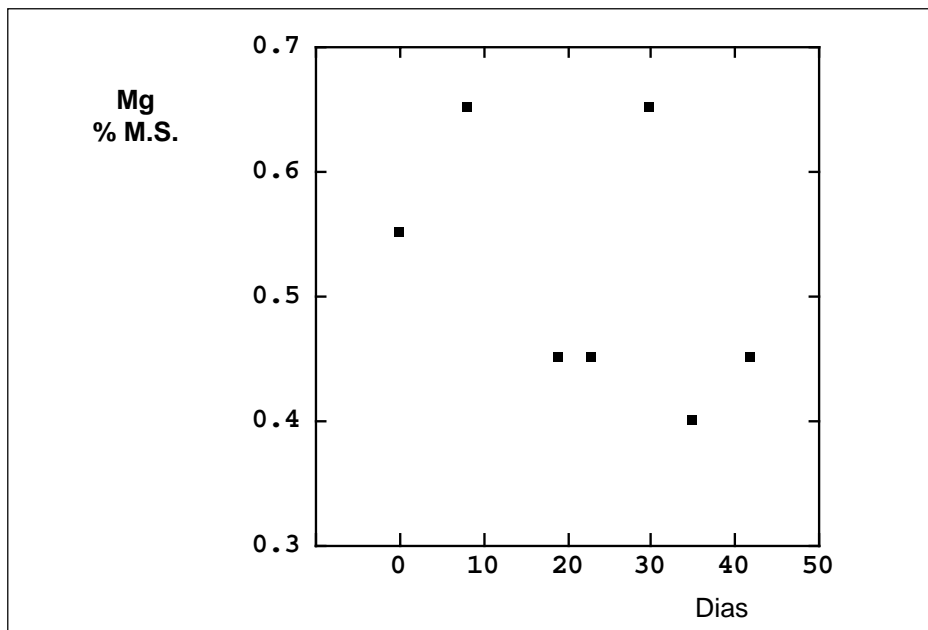


Gráfico 3.36 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de magnésio durante o período de observação.

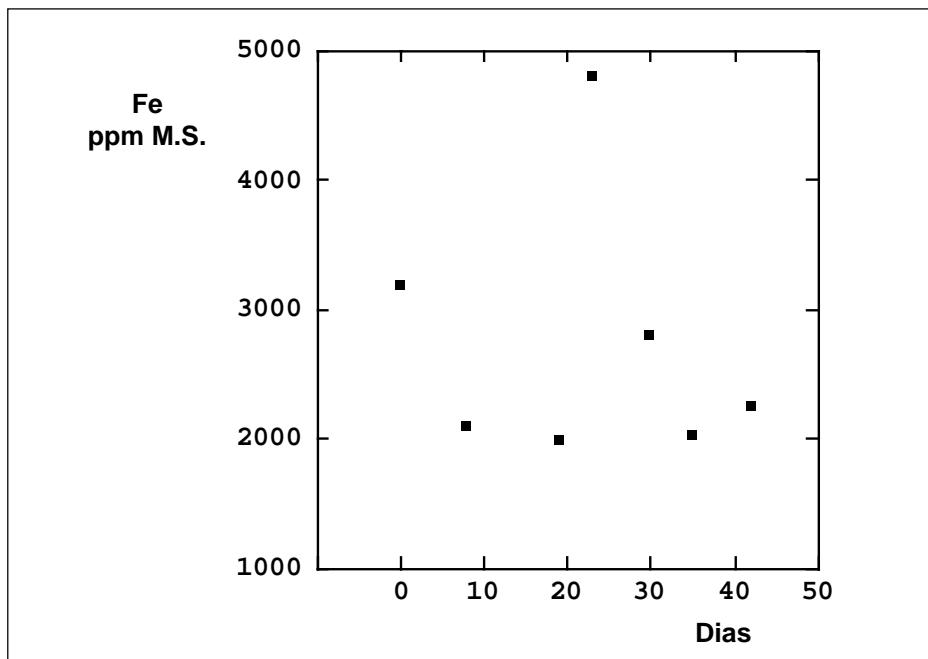


Gráfico 3.37 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de ferro durante o período de observação.

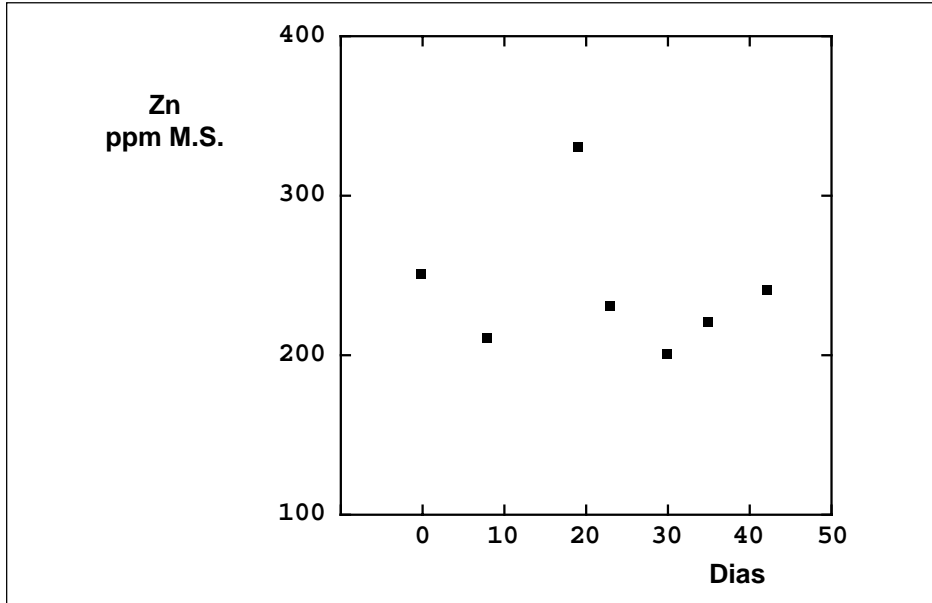


Gráfico 3.38 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de zinco durante o período de observação.

acordo com as referências bibliográficas, conforme se pode constatar da observação do Gráfico 3.43.

Esta evolução descendente é muito clara, conforme demonstra a análise de regressão abaixo apresentada

$$\% \text{ M.O.} = 81,240 - 0,095 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 0,022 \text{ e } s_b = 0,574 ; r = -0,890$$

No que respeita à evolução dos teores de azoto total importa ter presentes os efeitos contraditórios já referidos para os anteriores processos, nomeadamente as perdas por volatilização de amoníaco e o decréscimo nos teores de M.O.

Seria necessário um tempo de observação mais prolongado para avaliar a tendência dominante, mas aparentemente os teores de azoto poderão evoluir para uma certa estabilização, dado que oscilam entre valores extremos de 3,0% e 3,7%.

No que respeita à evolução dos valores da razão C/N, da observação do respectivo gráfico se pode inferir da existência de uma tendência no sentido ascendente, que a análise de regressão confirma, embora com as devidas cautelas.

Com efeito, a recta de regressão e os valores de r , s_a e s_b são, para este caso

$$\text{Razão C/N} = 13,829 + 0,017 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 0,030 \text{ e } s_b = 0,778 ; r = 0,242$$

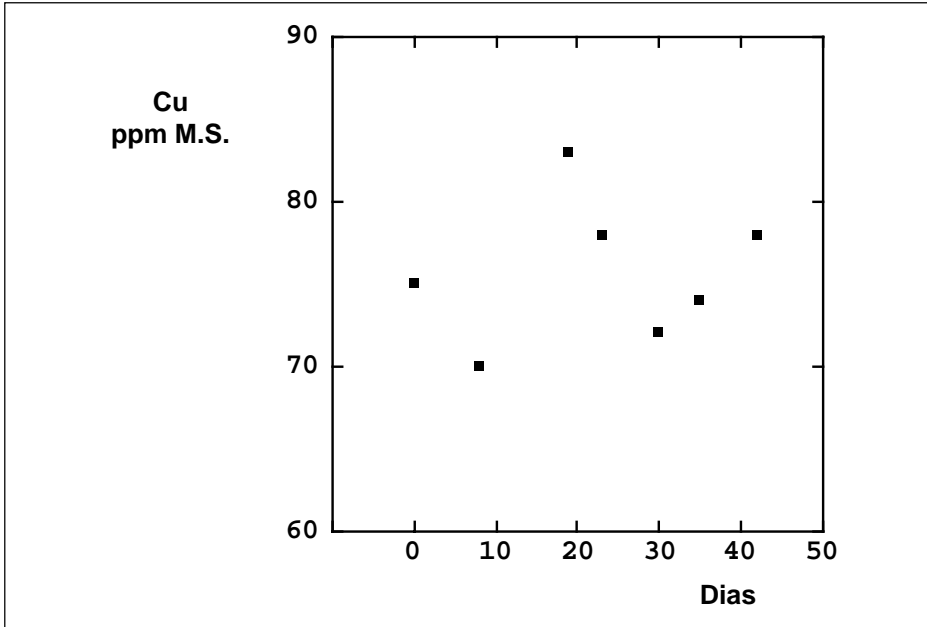


Gráfico 3.39 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de cobre durante o período de observação.

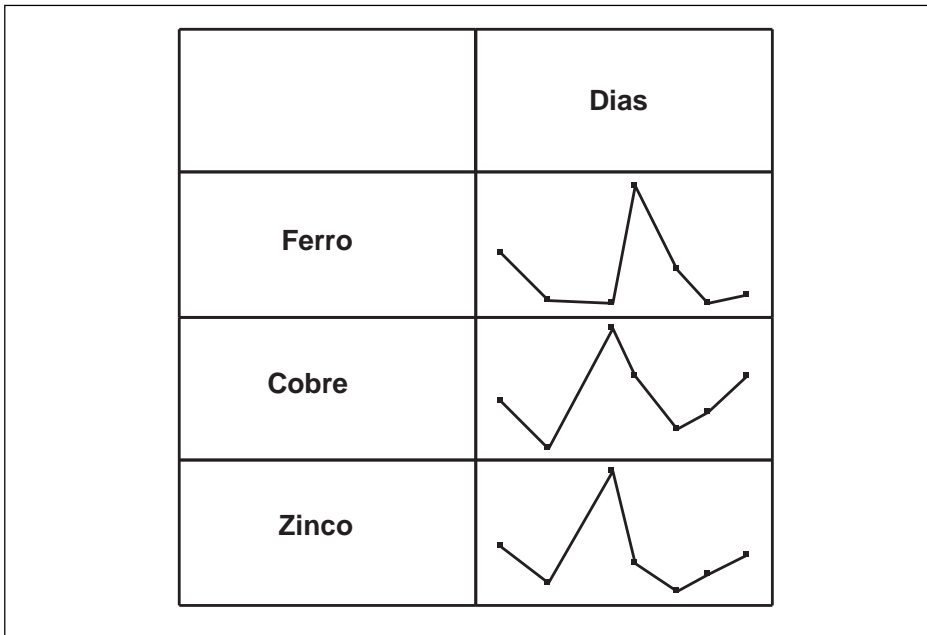


Gráfico 3.40 – Processo 3: Evolução comparada dos valores dos teores de ferro, cobre e zinco durante o período de observação.

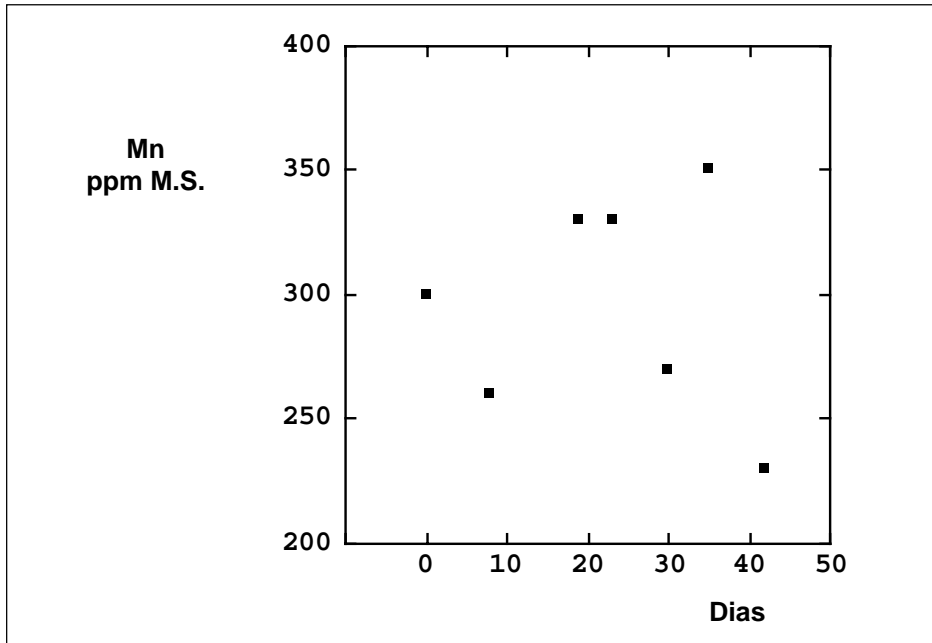


Gráfico 3.41 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de manganês durante o período de observação.

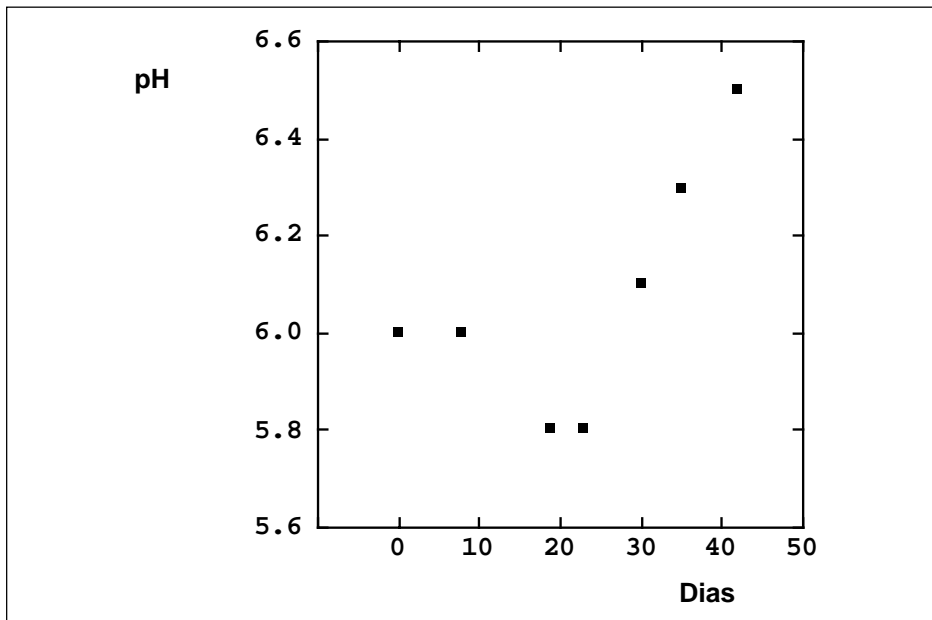


Gráfico 3.42 – Processo 3: Evolução dos valores de pH durante o período de observação.

A subida dos valores da razão C/N aqui indiciada é favorável, na medida em que contribui para acertar um parâmetro que de outro modo apresentaria valores excessivamente baixos susceptíveis de incrementar as perdas de azoto por volatilização.

No que respeita às substâncias húmicas, os seus teores são os mais elevados que surgem nos quatro processos, porventura por a relativa abundância em M.O. e em nutrientes e a ausência de notórios desequilíbrios propiciarem uma metabolização mais rápida. Como se pode inferir da observação do Gráfico 3.46, os respectivos teores apresentam uma tendência ascendente, correspondente a um crescente grau de humificação do material em compostagem.

Acerca da eventual aptidão deste material como correctivo orgânico, constata-se que apresenta a este respeito excelentes potencialidades, dada a sua riqueza em potássio, em micronutrientes e, sobretudo, em azoto, a ausência de desequilíbrios acentuados contra o fósforo ou outros macronutrientes, os elevados teores de M.O. e o grau mais avançado de humificação, com tendência para subir.

3.2.2.2.4 – Processo 4

Neste processo, como dissemos, foi compostado bagaço de uva.

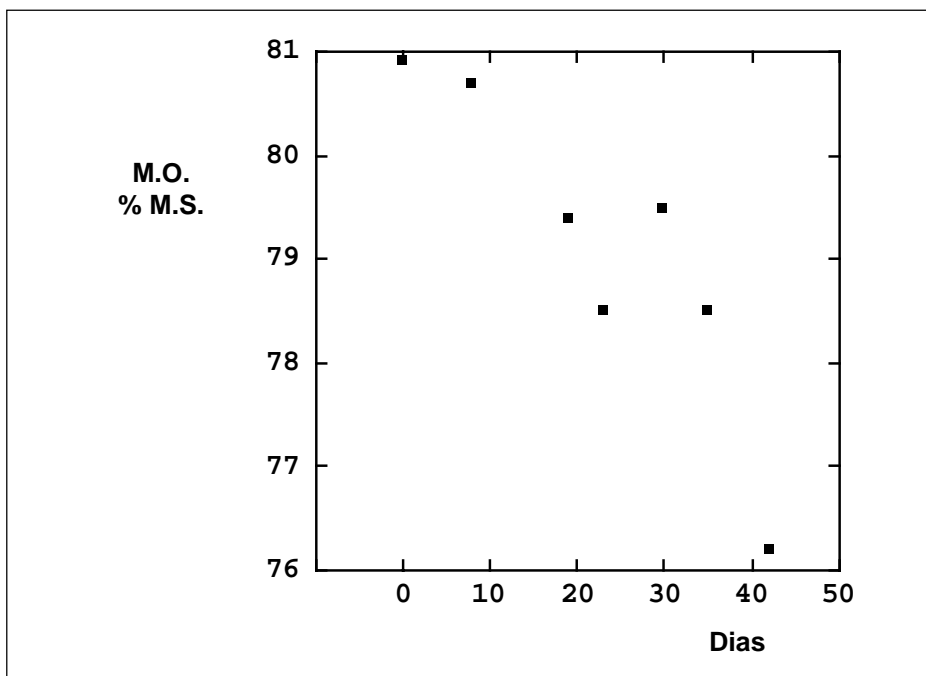


Gráfico 3.43 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de matéria orgânica durante o período de observação.

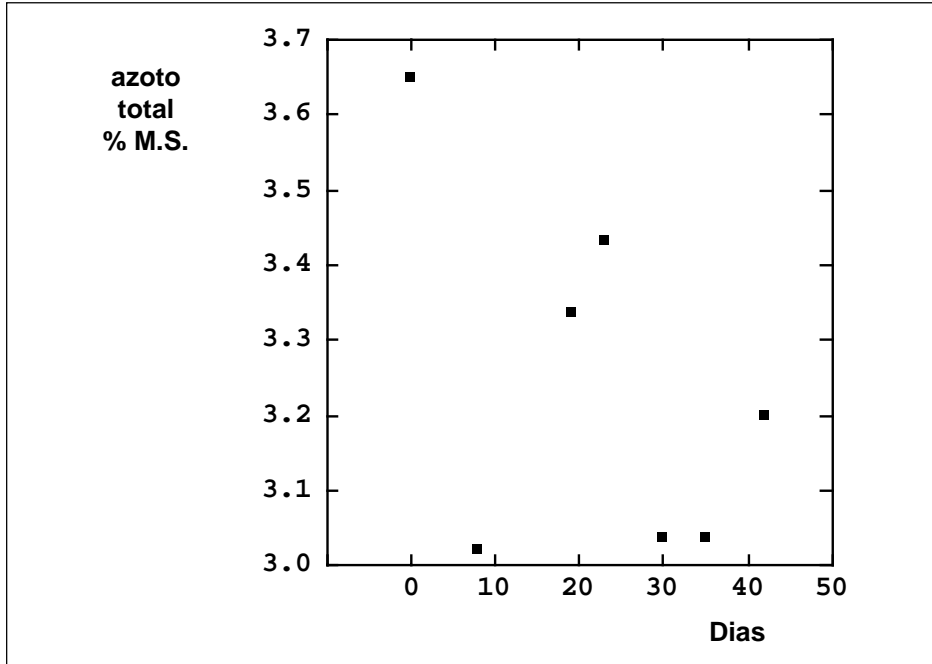


Gráfico 3.44 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de azoto total no período de observação.

Destaca-se, neste caso, em relação aos demais, o elevado teor de cálcio, não coincidente com o que afirma a literatura, a qual aponta para valores significativamente mais baixos (Campos e Santos, 1986; Campos *et al*, 1988). Tal discrepância é devida a correcção da acidez natural do bagaço de uva com um correctivo calcáreo. Doutro modo, os valores de pH observados não seriam os que apresentados, mas situar-se-iam francamente na zona ácida. De referir ainda os teores relativamente baixos em fósforo e magnésio existentes neste material.

No que respeita à evolução do teor de potássio, constata-se uma ligeira tendência para a sua descida, porventura por perdas resultantes da solubilização e lixiviação de íons provenientes dos bitartratos usados na correcção da acidez dos vinhos.

A análise de regressão, embora deva ser lida com as naturais cautelas, confirma esta tendência no sentido decrescente, como se pode constatar da leitura dos respectivos resultados:

$$\% K = 1,101 - 0,003n^{\circ} \text{ dias}$$

$$s_a = 0,003 \text{ e } s_b = 0,090 ; r = - 0,389$$

No que respeita ao fósforo, os seus baixos valores oscilam, ainda que significativamente, mas sempre em torno dos 0,2%. As hipóteses explicativas formuladas para os demais processos mantêm-se portanto para este caso.

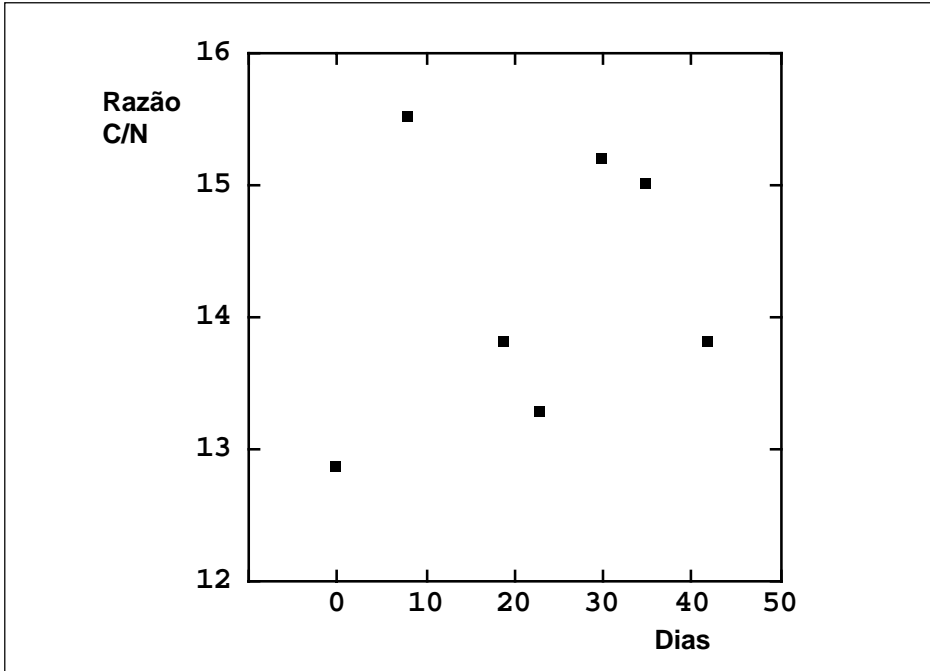


Gráfico 3.45 – Processo 3: Evolução dos valores da razão C/N durante o período de observação.

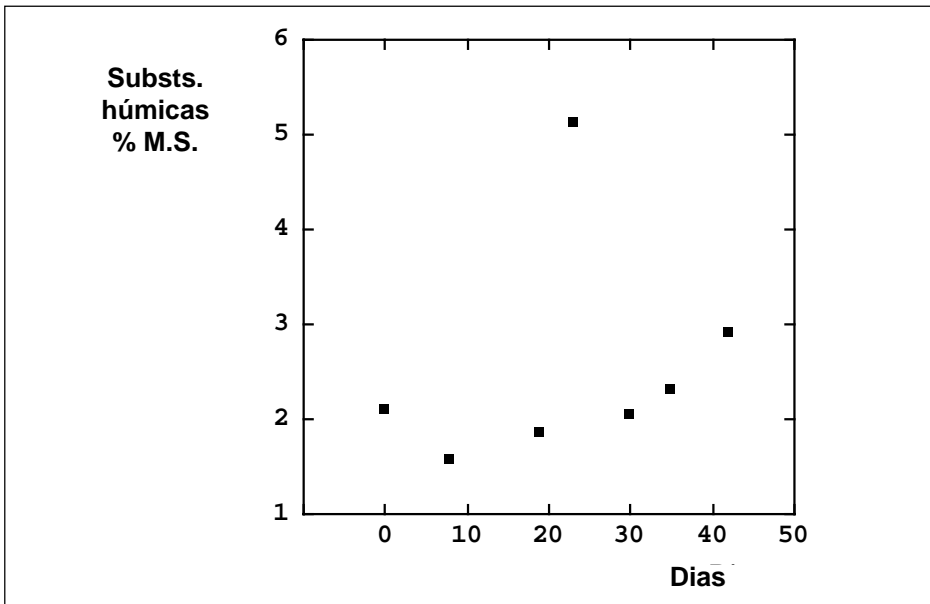


Gráfico 3.46 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de substâncias húmicas durante o período de observação.

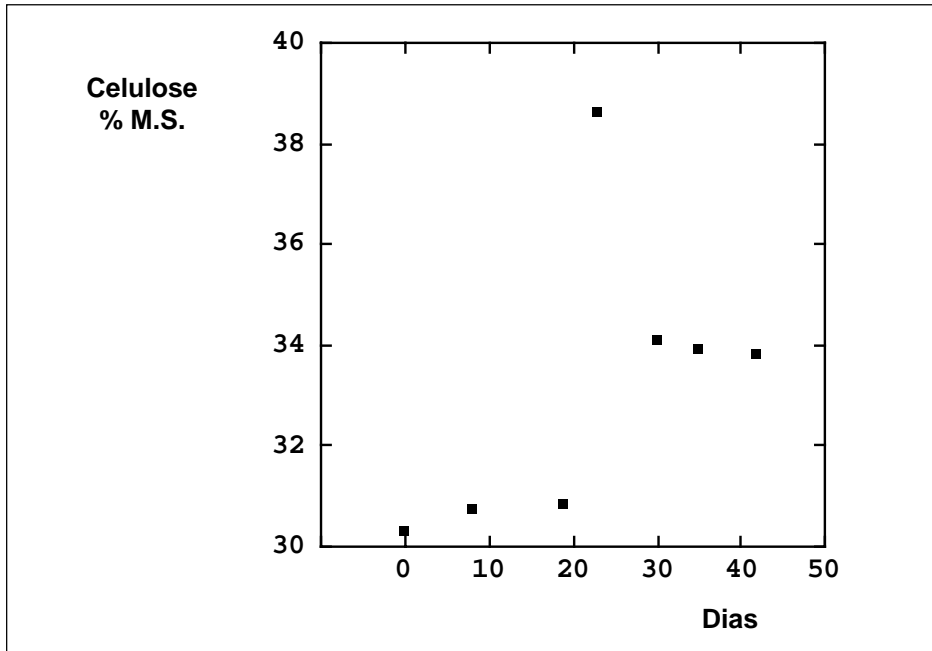


Gráfico 3.47 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de celulose durante o período de observação.

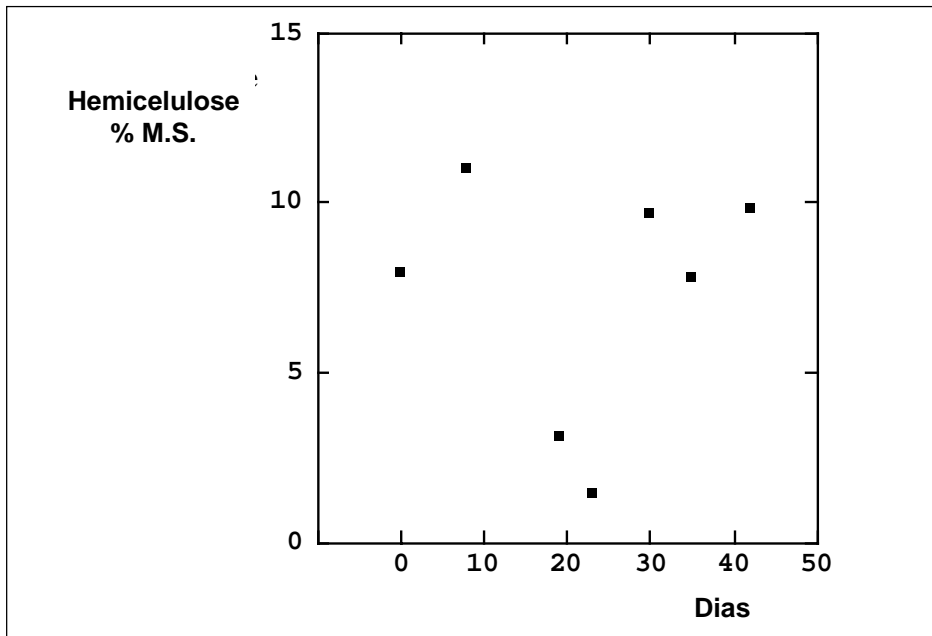


Gráfico 3.48 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de hemicelulose durante o período de observação.

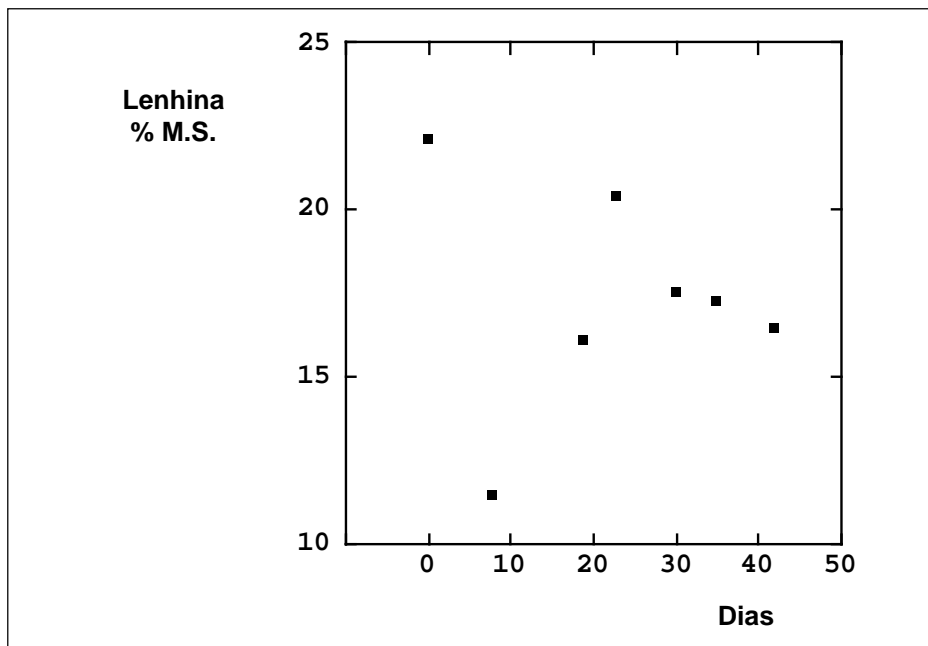


Gráfico 3.49 – Processo 3: Evolução dos valores do teor de lenhina durante o período de observação.

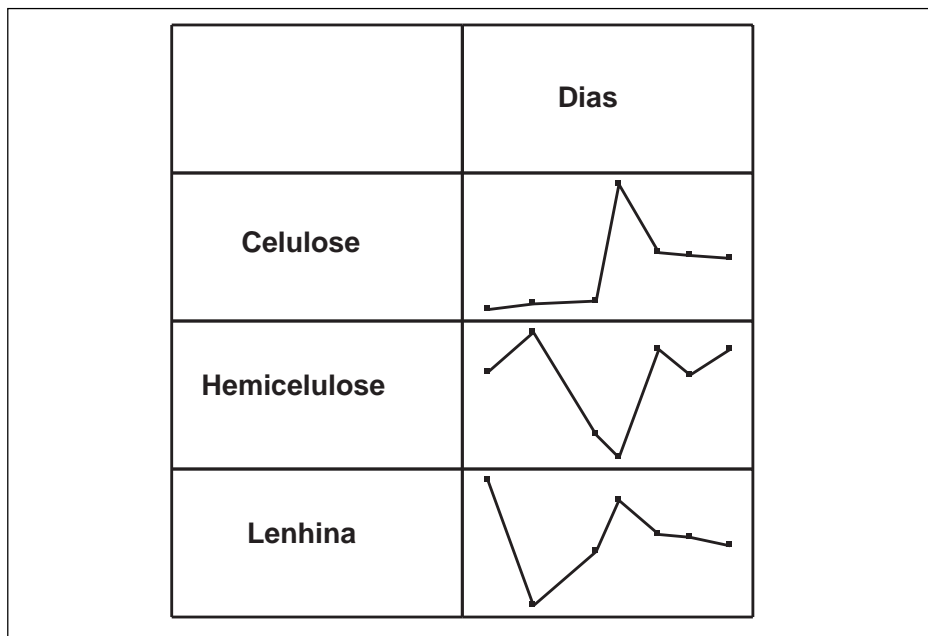


Gráfico 3.50 – Processo 3: Evolução comparada dos valores dos teores de celulose, hemiceluloses e lenhina durante o período de observação.

No que respeita ao cálcio, a aplicação de correctivo calcáreo pode ter perturbado a tendência constatada nos restantes processos para o enriquecimento neste nutriente, dado que agora este passará a estar predominantemente na forma de bicarbonatão, solúvel, pelo que são possíveis alguns fenómenos de lixiviação.

Curiosamente, o comportamento evolutivo do magnésio está estreitamente ligado com o do cálcio, como decorre da comparação entre os respectivos gráficos. Repare-se que ambos sofrem uma queda abrupta do seu teor na mesma altura, porventura provocada por lixiviação ocorrida após forte queda pluviométrica.

No que respeita ao ferro, constata-se mais uma vez a existência de teores bastante expressivos, porventura causados pelo efeito corrosivo dos mostos de uva sobre equipamento vinário de constituição ferrosa e que pode em casos extremos causar problemas ao próprio vinho.

A evolução destes teores é algo irregular, à semelhança do sucedido nos outros processos, mas parece notar-se uma certa tendência para a subida, que a análise de regressão corrobora.

$$\text{ppm Fe} = 1324,914 + 11,834 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 11,323 \text{ e } s_b = 304,335 ; r = 0,382$$

No que respeita ao zinco a sua evolução é muito irregular, com diversos picos, embora aparente tender para valores próximos de 50ppm.

No que respeita ao cobre, constata-se uma franca tendência para a descida no seu teor, conforme vem mostrado no respectivo gráfico, a qual é de resto confirmada por análise de regressão.

$$\text{ppm Cu} = 62,648 - 0,225 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 0,109 \text{ e } s_b = 2,227 ; r = - 0,645$$

No que respeita ao manganês, a sua evolução também é bastante irregular, conforme atesta o Gráfico 3.57.

No que respeita ao pH, a sua evolução, embora com irregularidades, está de acordo com o descrito na literatura, conforme vem comprovado no Gráfico 3.58. Situação análoga se passa com a evolução dos teores de M.O, conforme decorre da observação do Gráfico 3.59 e da respectiva análise de regressão.

$$\% \text{ M.O.} = 73,759 - 0,088 \text{ n}^\circ \text{ dias}$$

$$s_a = 1,542 \text{ e } s_b = 0,057 ; r = - 0,532$$

No que respeita aos teores de azoto, a sua evolução também se apresenta irregular, fruto da preponderância da incidência de um ou de outro dos diversos efeitos antagónicos por nós já referidos.

Também a razão C/N, porque depende de factores com variação irregular, variará do mesmo modo. Observa-se, contudo, uma tendência no sentido decrescente, bem atestada pelo respectivo gráfico e corroborada pela análise de regressão, porventura em direcção a valores em torno de 20-25.

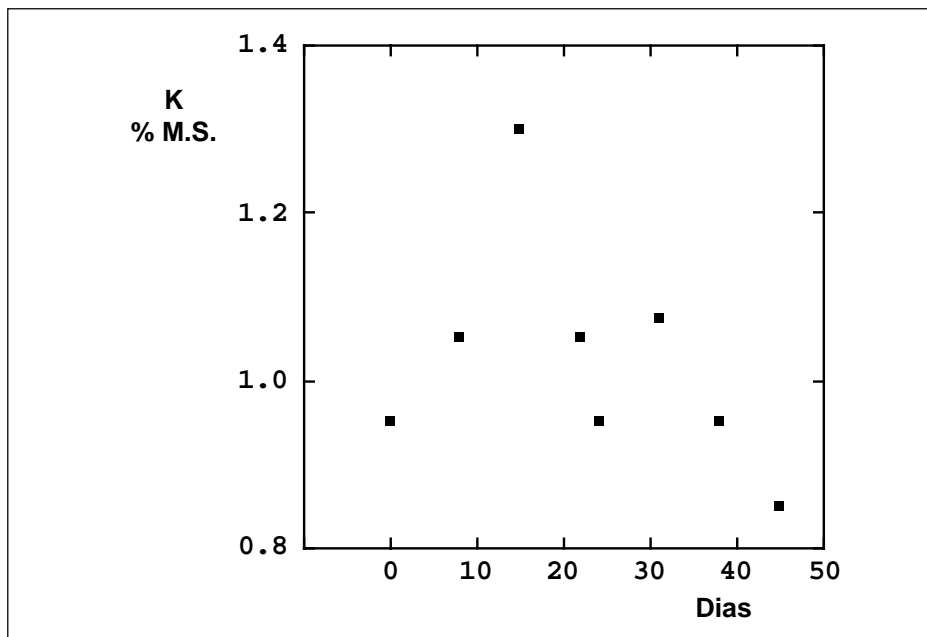


Gráfico 3.51 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de potássio durante o período de observação.

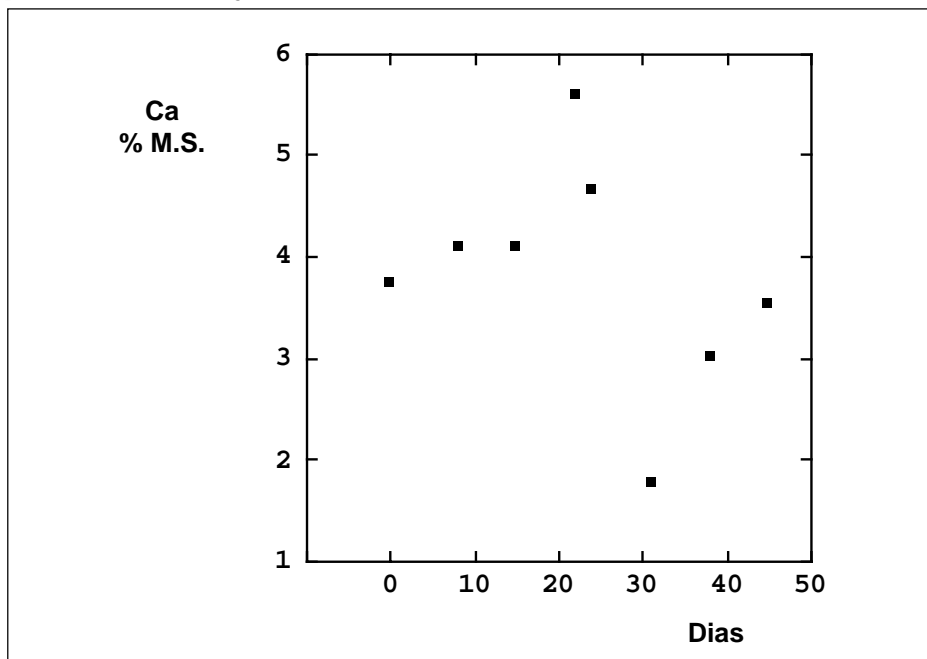


Gráfico 3.52 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de cálcio durante o período de observação.

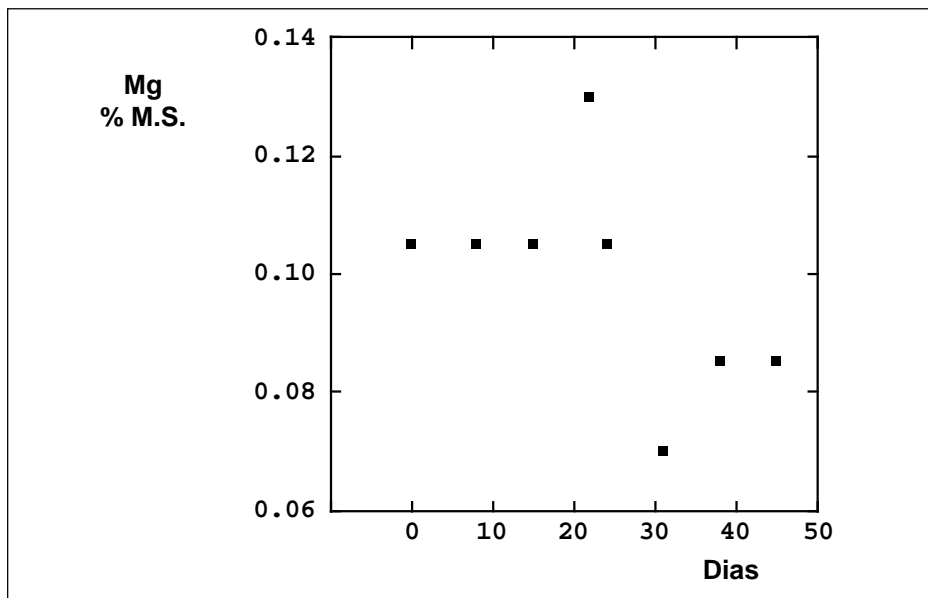


Gráfico 3.53 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de magnésio durante o período de observação.

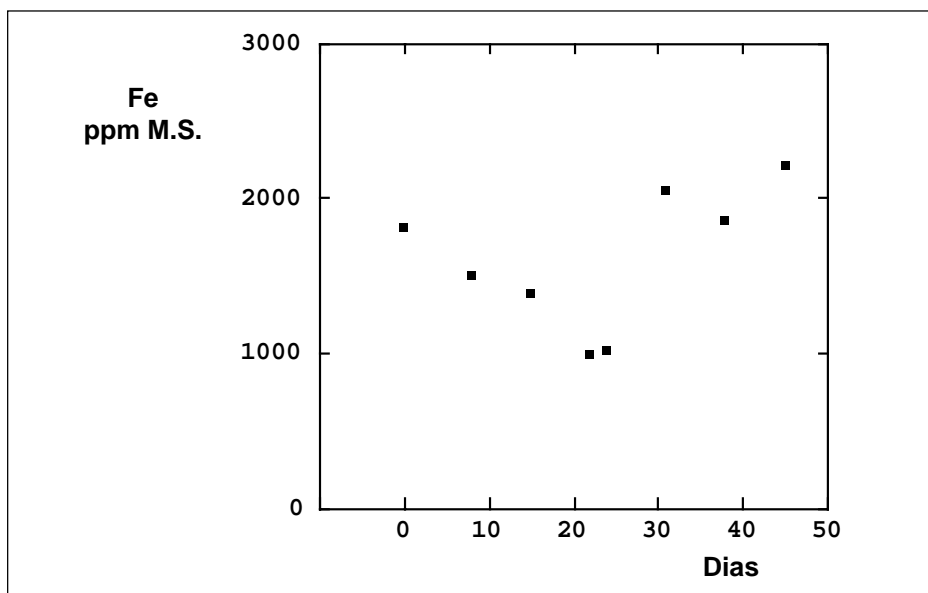


Gráfico 3.54 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de ferro durante o período de observação.

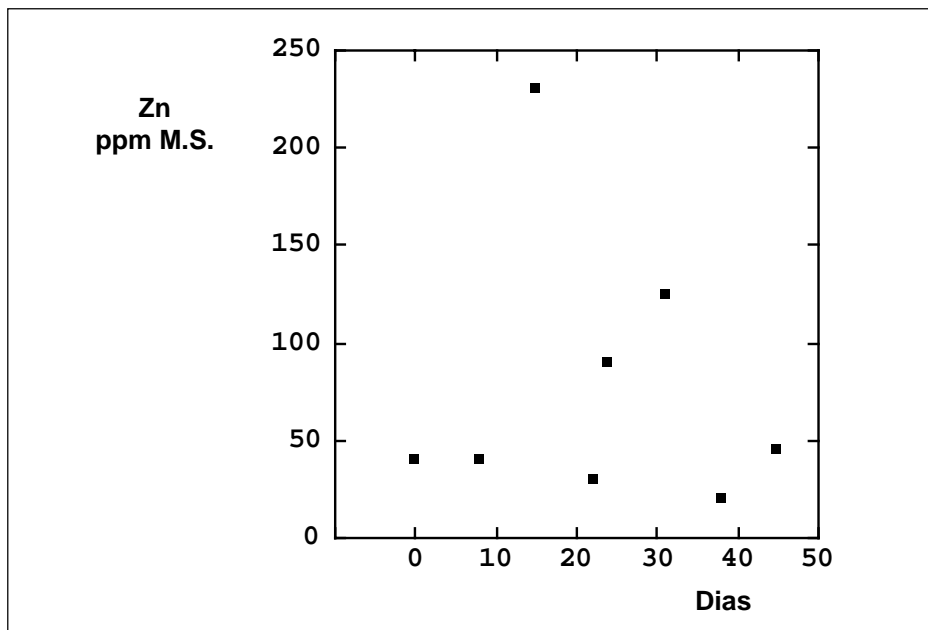


Gráfico 3.55 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de zinco durante o período de observação.

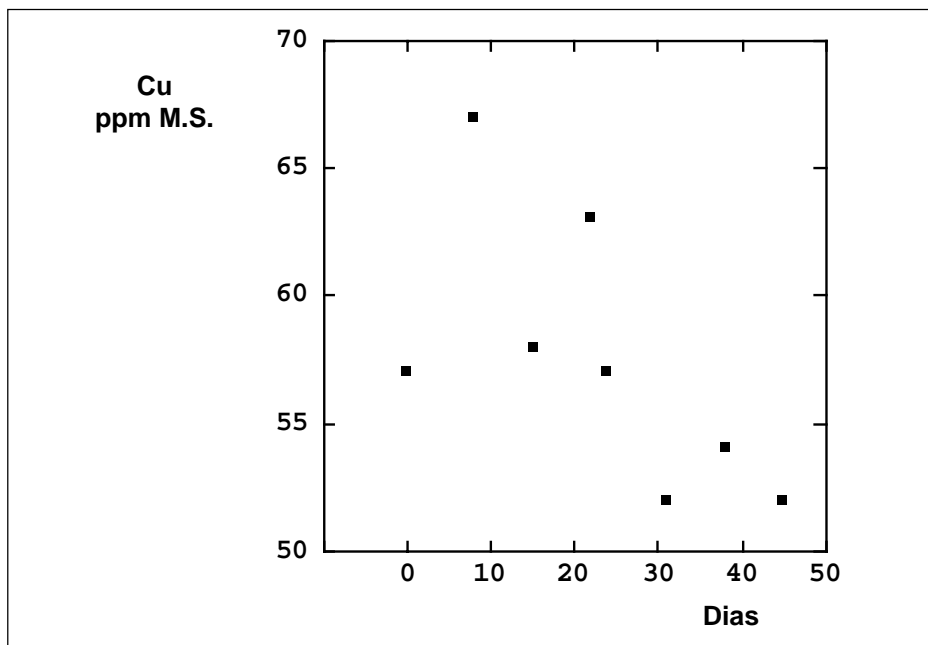


Gráfico 3.56 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de cobre durante o período de observação.

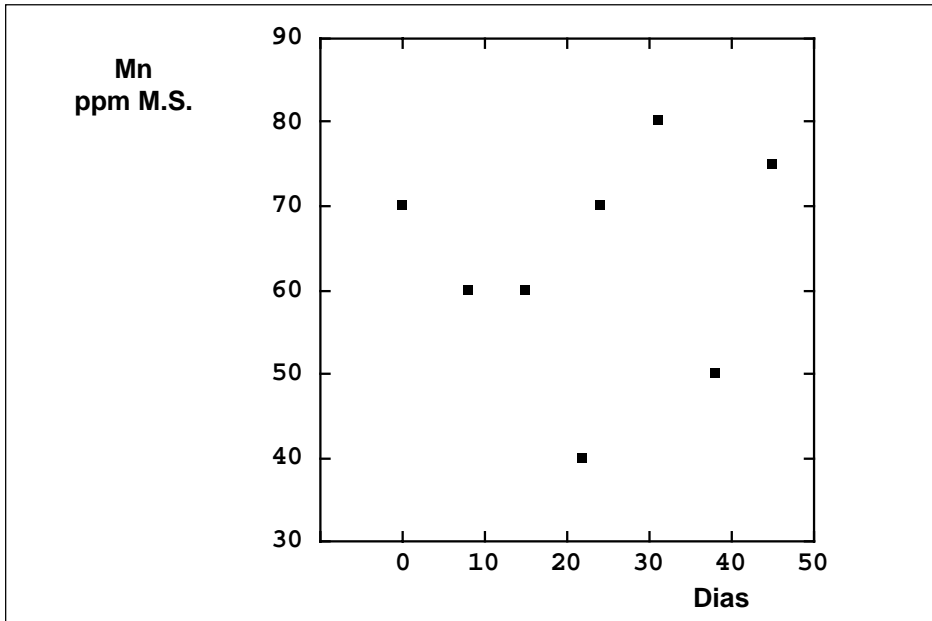


Gráfico 3.57 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de manganês durante o período de observação.

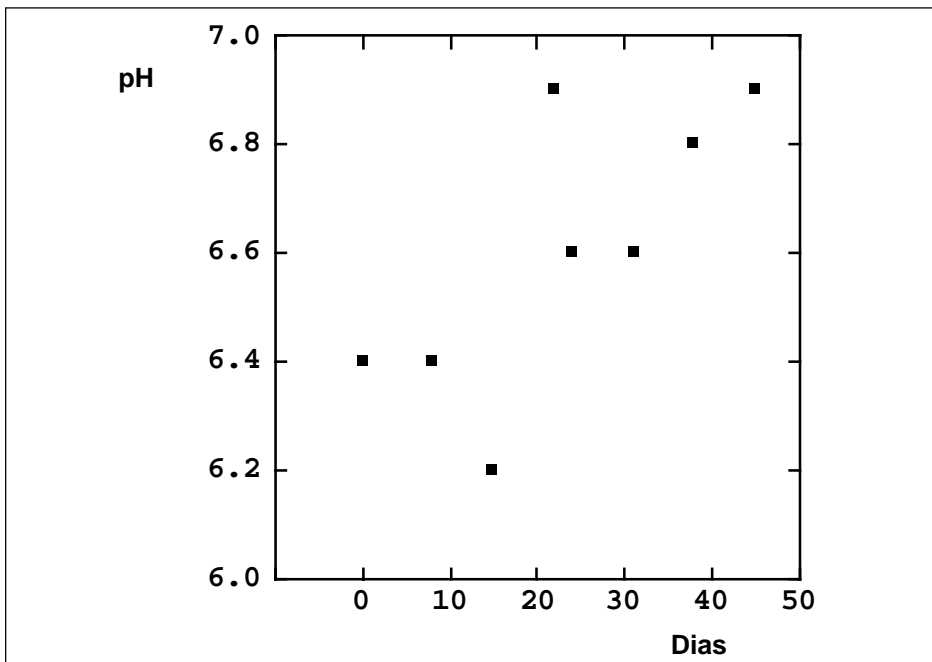


Gráfico 3.58 – Processo 4: Evolução dos valores de pH durante o período de observação.

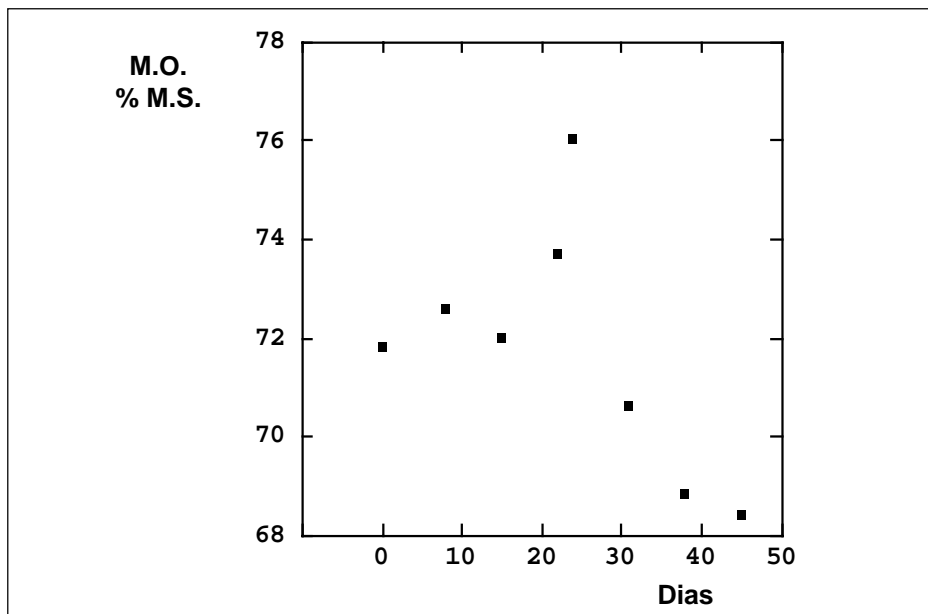


Gráfico 3.59 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de matéria orgânica durante o período de observação.

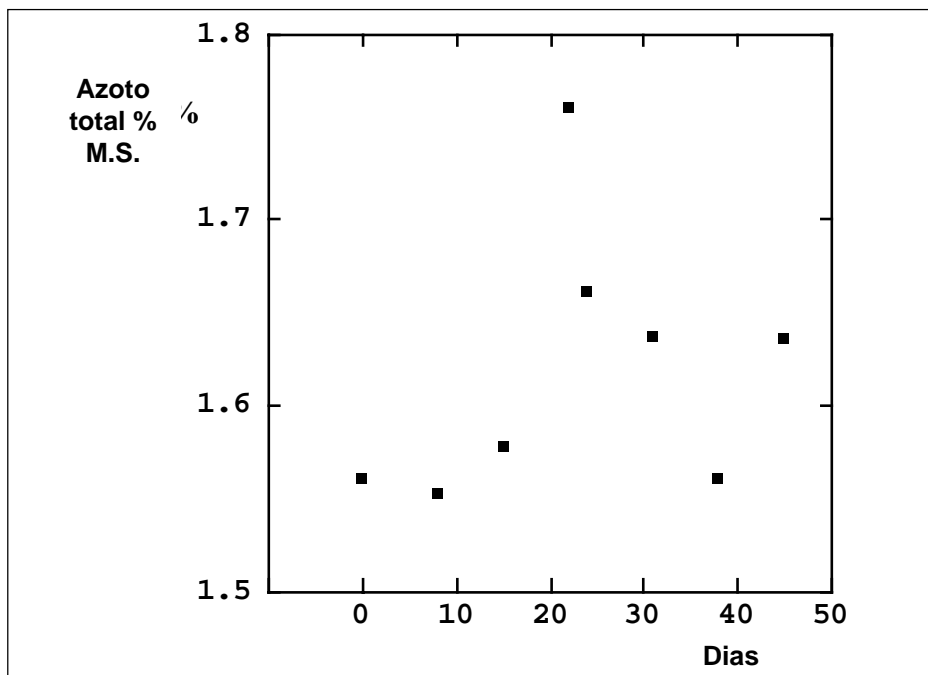


Gráfico 3.60 – Processo 4: Evolução dos valores do teor de azoto total durante o período de observação.

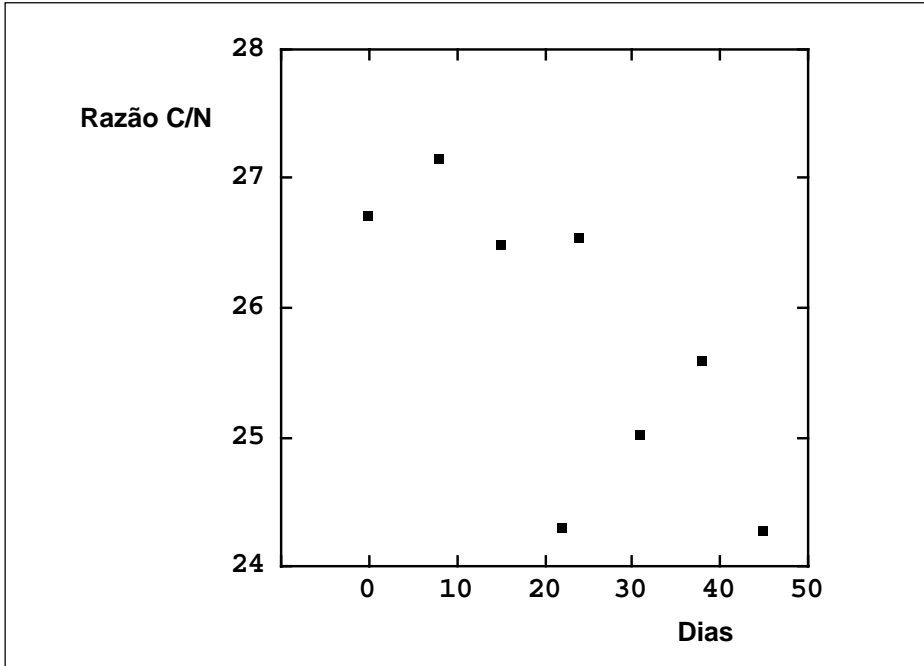


Gráfico 3.61 – Processo 4: Evolução dos valores da razão C/N durante o período de observação.

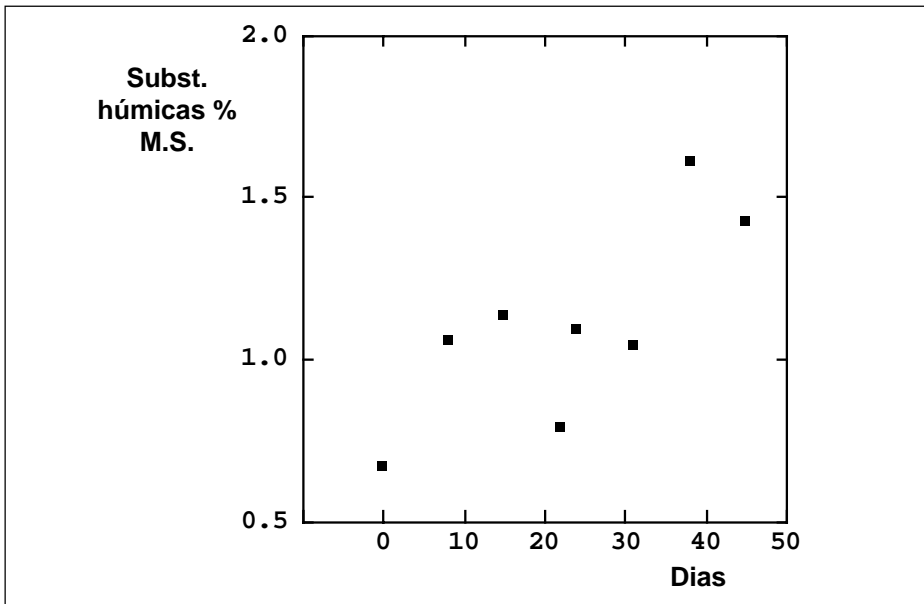


Gráfico 3.62 – Processo 4: Evolução dos valores dos teores de substâncias húmicas durante o período de observação.

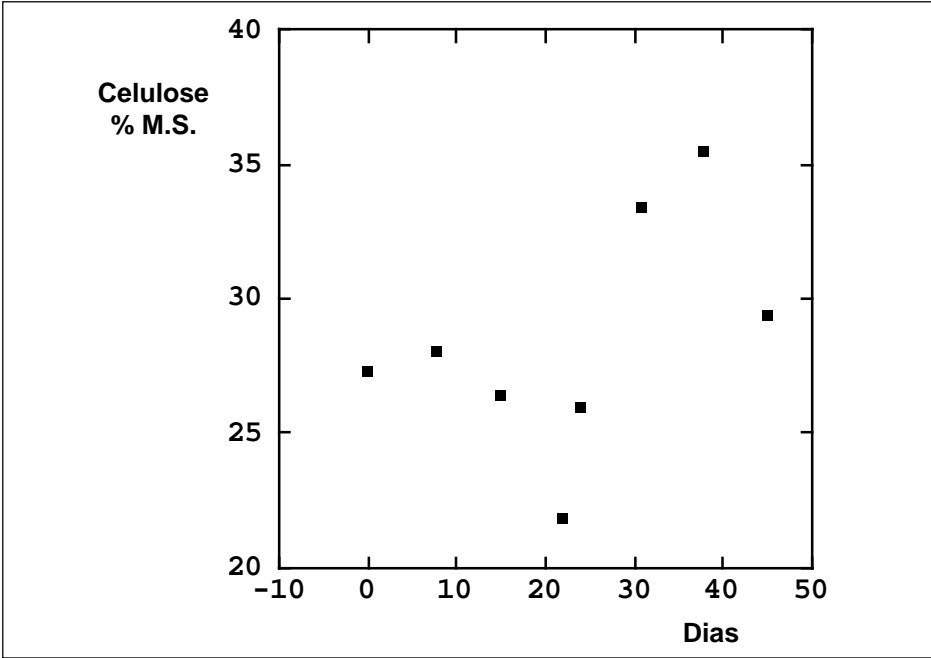


Gráfico 3.63 – Processo 4: Evolução dos valores dos teores de celulose no período de observação.

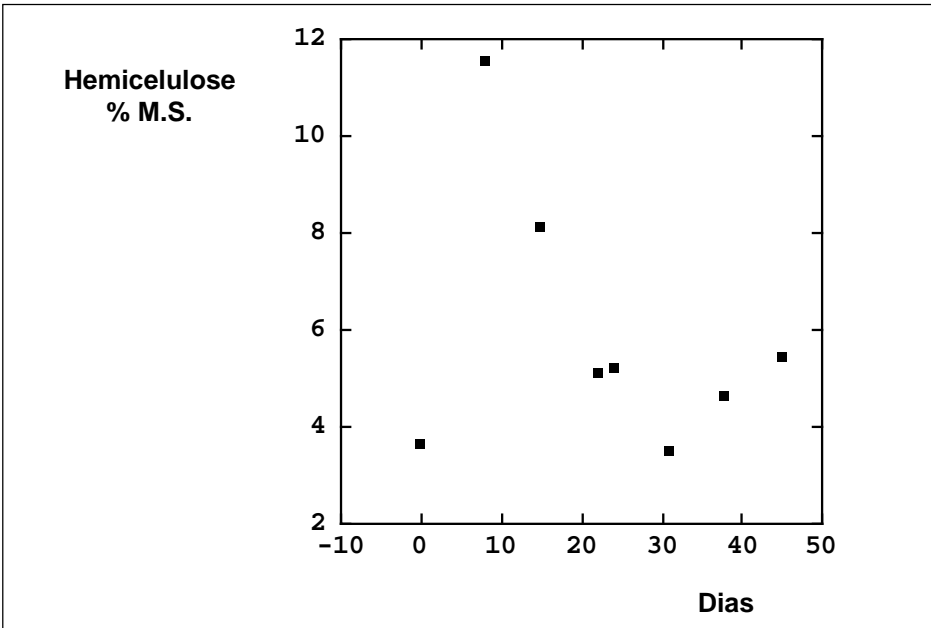


Gráfico 3.64 – Processo 4: Evolução dos valores dos teores de hemicelulose no período de observação.

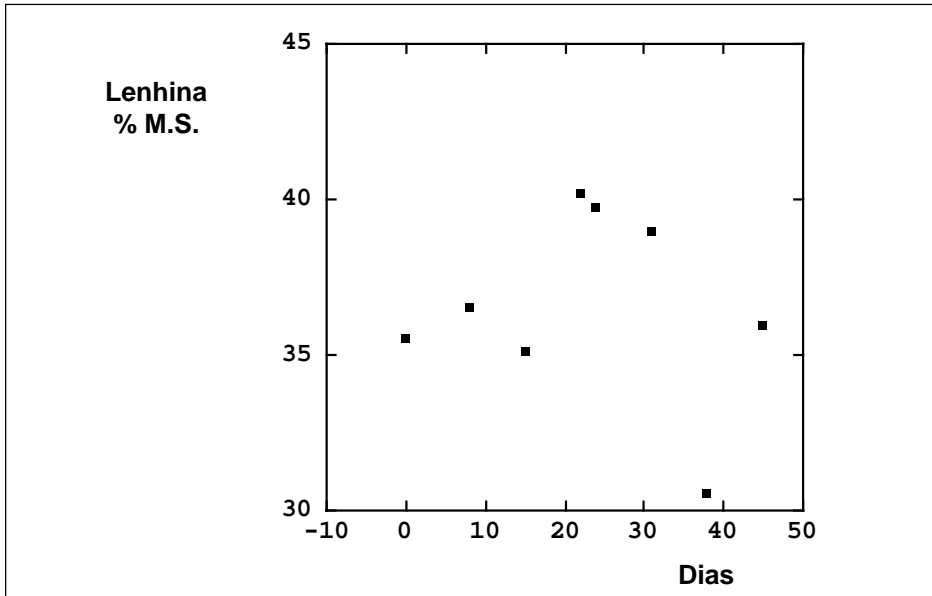


Gráfico 3.65 – Processo 4: Evolução dos valores dos teores de lenhina durante o período de observação.

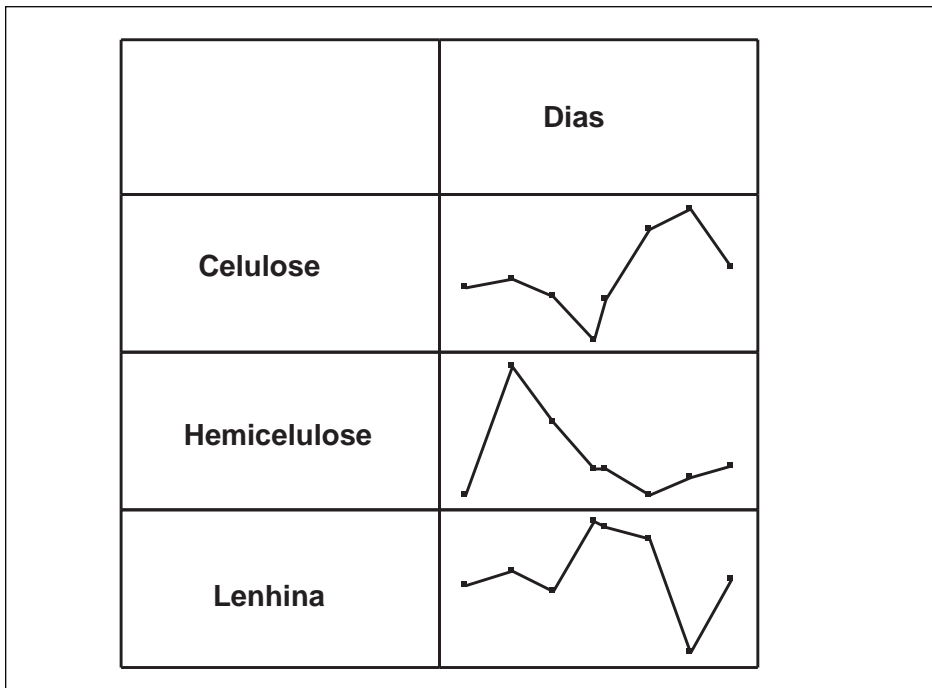


Gráfico 3.66 – Processo 4: Evolução comparada dos valores dos teores de celulose, hemicelulose e lenhina durante o período de observação.

Razão C/N = 26,997 - 0,055 n° dias

$s_a=0,021$ e $s_b=0,556$; $r = - 0,733$

No que respeita às substâncias húmicas, o grau de humificação é bastante baixo, mas apresenta uma clara tendência no sentido do seu aumento, conforme se constata da observação do respectivo gráfico, corroborado pela análise de regressão.

%Substs. húmicas = 0,742 + 0,016 n° dias

$s_a = 0,005$ e $s_b = 0,142$; $r = + 0,772$

No que respeita aos teores de materiais lenhocelulósicos, a sua evolução comparada em função do tempo é apresentada no Gráfico 3.66, e a evolução individualizada de cada tipo de substância é mostrada nos gráficos 3.63, 3.64 e 3.65.

Trata-se de uma evolução irregular, mas pode-se mais uma vez constatar o quase desaparecimento da hemicelulose, neste caso com o concomitante enriquecimento em celulose e uma relativa estabilização da lenhina.

Este material apresenta algumas características interessantes como correctivo orgânico, mas apresenta desequilíbrios contra o fósforo e o magnésio.

4 · Conclusões

A investigação no domínio da compostagem assume uma importância cada vez maior, pelas potencialidades que revela em termos de aproveitamento de resíduos para obtenção de correctivos orgânicos.

Existem, com efeito, em abundância diversos resíduos, alguns dos quais poluentes, que apresentam, no entanto, potencialidades significativas de uso como correctivos orgânicos. Torna-se imperioso por isso estudar tais resíduos e submetê-los a ensaios de compostagem.

Com o objectivo de procurar conhecer o comportamento evolutivo de alguns parâmetros de compostagem em função do tempo, se ensaiaram quatro processos com diferentes tipos de materiais: “camas” constituídas por mistura em partes iguais de estrume de bovino e palha ; mistura de estrume de aviário com casca de pinheiro e bagaço de uva; bagaço de uva e RSU.

Não obstante os trabalhos publicados por diversos autores na sequência de curtos períodos de observação, concluiu-se que a obtenção de resultados bastante fiáveis e consistentes acerca do comportamento evolutivo de diversos parâmetros de acompanhamento de processos de compostagem passa por ensaios prolongados no tempo, sempre por períodos claramente superiores a 80 dias. De outro modo, com menores períodos de acompanhamento , apenas se poderão inferir tendências de comportamento dos diversos parâmetros estudados, as quais são para o caso vertente aqui expostas.

Os curtos períodos de observação constituíram-se como uma causa explicativa dos baixos valores do grau de humificação constatados em todos os processos de compostagem acompanhados.

De um modo geral, foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os valores de pH medidos com e sem pré-secagem das amostras, no sentido da obtenção de maiores valores para o segundo caso. Trata-se de uma conclusão coerente com a previsibilidade de um fenómeno de concentração em hidrogeniões resultante da evaporação da água fisicamente retida nas amostras.

Constataram-se diferenças significativas entre os teores de M.O. determinados por calcinação e por oxidação de permanganato, dado que este último método apenas doseia a M.O. facilmente oxidável.

A este respeito, cabe salientar a importância da determinação por calcinação como método para estimar a evolução das perdas de sólidos voláteis em função do tempo. No entanto, este processo de determinação dos sólidos voláteis pressupõe a manutenção da quantidade das cinzas constante em valor absoluto, o que constatámos não suceder nos casos acompanhados, mas porventura apenas em processos de compostagem em que seja possível o controlo eficaz das perdas por lixiviação.

No que respeita aos teores de cálcio, magnésio e de micronutrientes, observou-se uma tendência no sentido do enriquecimento dos seus teores na maior parte dos casos, ou, pelo menos, da sua estabilização, verificada nos restantes elementos doseados (excepto para o cobre no Processo 4).

Observaram-se ainda estreitas semelhanças nos comportamentos evolutivos entre diversos nutrientes em alguns casos, nomeadamente entre o ferro, magnésio e manganês para o Processo 1 e entre o ferro, cobre e zinco para o Processo 3.

No que respeita ao comportamento evolutivo do pH, em todos os casos se constatou uma tendência conforme as referências citadas na bibliografia, traduzida numa descida inicial nos respectivos valores, seguida de uma subida para a faixa alcalina da respectiva escala.

Também no que respeita à evolução dos teores de M.O. se constatou uma tendência conforme às referências citadas na bibliografia, consubstanciada numa descida dos respectivos valores, que só não foi confirmada para o Processo 2, devido à ineficácia da prévia separação mecânica de fracções inorgânicas efectuada neste processo, a qual presumivelmente também afectou os resultados das determinações de azoto total e da razão C/N.

No que respeita ao azoto total, para além de se observar uma expressiva abundância relativa neste macronutriente no que respeita ao Processo 3, constatou-se que a evolução nos respectivos teores apresenta, de um modo geral, um carácter oscilante sem uma tendência bem definida.

A evolução da razão C/N apresenta um carácter descendente ou oscilante, consoante os casos, mas sempre no sentido da progressão

em direcção a valores tendencialmente cada vez mais próximos de 20-25. Faz excepção à tendência geral de descida a situação observada no Processo 3, com uma clara evolução no sentido da subida, dados os baixos valores da razão C/N inicialmente observados devido aos teores relativamente elevados de azoto total.

No que respeita aos teores de substâncias húmicas, os respectivos valores consubstanciam um grau de humificação muito baixo, presumivelmente devido aos curtos períodos de observação, mas foi constatada, de um modo geral, a tendência no sentido do seu aumento.

Acerca dos materiais lenhocelulósicos, constatou-se uma tendência no sentido da descida dos teores de hemiceluloses e do enriquecimento progressivo no teor de lenhina, indício da fácil biodegradabilidade do primeiro tipo de substâncias quando confrontado com o segundo. A celulose a este respeito apresenta um comportamento de carácter intermédio. Quanto ao valor fertilizante dos vários materiais observaram-se acentuadas variações.

Assim, à excepção do Processo 3, foram constatados baixos teores de fósforo e teores relativamente elevados de potássio, com excepção do Processo 2 e em micronutrientes.

No material empregue no Processo 2 foram inclusivé detectados teores excessivos dos metais pesados cobre e zinco. É imprescindível ter estes aspectos sempre presentes aquando do planeamento de uma fertilização com recurso a correctivos orgânicos, a fim de evitar o surgimento de factores limitantes ao desenvolvimento das culturas.

Assim, todos apresentavam boas potencialidades de uso como correctivos orgânicos, tendo em atenção as limitações já referidas inerentes a alguns nutrientes em deficiência, excepto o RSU empregue no Processo 2, dados os excessivos teores de cobre e zinco detectados, o elevado teor de materiais inorgânicos e o risco de ocorrência de fenómenos de anaerobiose, com todas as repercussões daí advenientes para a estabilidade do produto final.

De salientar por fim que quer as tendências constatadas quer as dúvidas suscitadas justificam plenamente o desenvolvimento de novas investigações neste domínio, a fim de procurar confirmar e esclarecer as diversas questões agora levantadas.

Bibliografía

- ALBERTS, B.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K.; WATSON, J. D. (1990). *Biología molecular de la célula*. Ediciones Omega S. A. Barcelona
- ALEXANDER, M. (1987). *Introduction to soil microbiology*. J. Wiley & Sons eds. New York. 467 pp
- ALMENDROS, G.; MARTIN, F.; GONZALEZ-VILLA, F. J.; MARTINEZ, A. T. (1987). *Biodegradación y compostage de la paja de trigo inoculada con Ucladium atrum. II. Degradación oxidativa de las sustancias húmicas del compost*. In: *Agrochimica*. Vol. XXXI (4-5), pp. 438-455
- ALMENDROS, G.; LOBO, M. C.; POLO, A.; DORADO, E. (1984). *Naturaleza y propiedades de la materia orgánica en dos tipos de compost de paja de trigo*. In: *Anales de Edafología y Agrobiología*. 43, pp. 2083-2093
- ALMENDROS, G.; MARTIN, F.; GONZALEZ-VILLA, F. J.; MARTINEZ, A. T. (1987). *Biodegradación y compostage de la paja de trigo inoculada con Ucladium atrum. II. Degradación oxidativa de las sustancias húmicas del compost*. In: *Agrochimica*. Vol. XXXI (4-5), pp. 438-454

- ALMENDROS, G.; MARTINEZ, A. T. (1987). *Biodegradación y compostage de la paja de trigo inoculada con Ucladium atrum. I. Producción de sustancias de tipo húmico*. In: *Agrochimica*. Vol. XXXI (1-2), pp. 67-79
- ANDERSON, J. G.; SMITH, J. E. (1987). *Composting*. In: *Biotechnology of Waste Treatment and Exploitation*. J. M. Sidwick e R. S. Holdom. Ellis Horwood Limited Publishers. Chichester, West Sussex, England, pp. 301-325
- APSIMON, H. M.; KRUSE, M.; BELL, J. N.; (1987) *Ammonia emissions and their role in acid deposition*. In: *Athmosferic Environ.* 21, pp. 1939-1945 (cit. Kirchmann e Witter, 1989)
- ASSOCIATION GÉNÉRALE DES HYGIÉNISTES ET TECHNICIENS MUNICIPAUX(1982). *Les résidus urbains. Vol.2 – Traitement et Valorization*. Commission des Ordures Ménagères et Nettoyement des Villes de l' AGHTM. Genève, pp. 241-243; 264-276; 307-315
- BERTOLDI, M. DE ; VALLINI, G.; PERA A.; ZUCCONI, F.(1982 c). *Comparison of three windrow compost systems*. In: *Biocycle*. 23 (2), pp. 45-50 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- BERTOLDI, M. DE ; VALLINI, G.; PERA A. (1983). *The biology of composting: a review*. In: *Waste Management & Research*. 1: pp. 157-176
- BERTOLDI, M. DE ; ZUCCONI, F. (1980). *Microbiologia della trasformazioni dei rifiuti solidi urbani in compost e loro utilizzazioni in agricoltura*. In: *Ingenneria Ambientale*. 9 (3). pp 209-216 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- BIDDLESTONE, A. J.; GRAY, K. R.; DAY, C. (1987). *Composting and straw decomposition*. In: *Environmental Biotechnology*. C. F. Forster e D. A. J. Wase. Ellis Horwood Limited Publishers. Chichester, West Sussex, England, pp. 135-175
- BLANCO, M. J.; NEGRO, M. J., ALMENDROS, G. (1992). *An experimental approach to the control of phytotoxicity and nitrogen evolution during straw composting*. Proceedings of the 6th International Solid Wastes Congress and Exhibition. Madrid. Mimeografado. 14 pp.
- BOYD, S. A. ; SOMMERS, L. E. (1990). *Humic and fulvic acid fractions from sewage sludges and sludge-amended soils*. In: *Humic Substances in Soil and Crop Sciences; Selected Readings*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America Eds.. Madison, Wisconsin, pp. 203-220
- BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. (1982). *Nitrogen—Total*. In:

- Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd Edition. A. L. Page, R. H. Miller Associate, D. R. Keeney Associate Eds.. American Society of Agronomy, Inc. and Soil Science Society of America, Inc. Publishers. Madison. Wisconsin, pp. 595-624
- BRITO, L. M. (1986). *As lamas como fertilizantes (contribuição para o seu estudo)* Tese de Doutoramento. UTL – Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, pp. 85-91
- BRITO, L. M.; HADLEY, P. (1993). *Effects of composted municipal waste and a paper mill waste composted with bark on the growth of vegetable crops*. In: *Plant and Soil*. First Proof, 5 pp.
- BUFFLE, J.A. (1977). *Les substances humiques et leurs interactions avec les ions minéraux*. In: Conference Proceedings de la Commission d'Hydrologie Appliqué de l'AGHTM, Univ. d'Orsay (cit. Stevenson, 1986) pp. 3-10
- BUIJMAN, E; MAAS, H. F.; ASMAN, W. A. (1987). *Anthropogenic NH₃ emissions in Europe*. In: *Atmospheric Environ*. 21, pp. 1009-1022 (cit. Kirchmann e Witter, 1989)
- CABRAL, F.; VASCONCELOS, E. (1993). *The use as fertilizer of combined primary/secondary pulp-mill sludge*. In: *Plant and Soil*. First Proof, 7 pp.
- CAMERON, R. S. (1972). [título não referenciado]. In: *Journal of Soil Science*. 23, p. 394 (cit. Jenkinson, 1988)
- CAMPBELL, A. G.; ENGBRETSON, R. R.; TRIPEPI, R. R. (1991). *Composting a combined RMP/CMP pulp and paper sludge*. In: *Tappi Journal*. September, pp. 183-191
- CAMPOS, L. S. (1990) *Manual de bioquímica.*, ISA. Lisboa. Ciclostilado, 291 pp.
- CAMPOS, L. S.; SANTOS, J. Q. (1986). *Possibilidades de aproveitamento do bagaço de uva como fertilizante*. Congresso da Ordem dos Engenheiros. Lisboa. Mimeografado, 12 pp
- CAMPOS, L. S.; SANTOS, J. Q.; REIS, A. C. (1988). *Benefícios ambientais da compostagem na utilização de bagaço de uva como fertilizante*. 1^a Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Universidade de Aveiro. Ed. CCRC, pp. 775-784. U. Aveiro
- CHEN, W.; HOITINK, H. A.; SCHMITTHENNER, A. F.; TUOVINEN, O. H. (1988b). *The role of microbial activity in supression of dumping-off caused by Pythium ultimum*. In: *Phytopathology*. 78, pp. 314-422 (cit. Inbar et al., 1991)

- CHEN, Y.; STEVENSON, F. J. (1986). [Cap. 5 – título não referenciado]
In: *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*. Y. Chen & Y. Avnimelech Eds.. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht, Netherlands. (cit. Golueke, 1991b)
- CHOU, C. H.; PATRICK, Z. A. (1976). *Identificatiopn and phytotoxic activity of compounds produced during decomposition of corn and rye residues in soil*. In: *J. Chem. Ecol.* 2, pp. 369-387 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- CHUNG, Y. R.; HOITINK, H. A.; DICK, W. A.; HERR, L. J. (1988). *Effects of organic matter decomposition level and cellulose amendment on the inoculum potential of Rhizoctonia solani in hardwood bark media*. In: *Phytopathology*. 78, pp. 836-840 (cit. Inbar *et al.*, 1991)
- CLEMENT, J. M. (1981). *Larousse agricole*. Librairie Larousse. Paris, pp. 340-341
- COUTINHO, J. F. (1989). *Acidez dos solos e toxicidade de alumínio. Calibração de métodos de avaliação da necessidade em cal*. Tese de Doutorado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real
- DIAZ, L. F.; GOLUEKE, C. G.; SAVAGE, G. M. (1987) *Energy Balance in Compost Production and Use*. In: *Compost: Production, Quality and Use*. Bertoldi, M de; Ferranti, M. P.; L'Hermite, P. Eds.. Elsevier Applied Science Publishers. London
- DORMAAR, J. F.; LINDWALL, C. W.; KOZUB, G. C. (1988). *Effectiveness of manure and commercial fertilizer in restoring productivity of an artificially eroded dark brown chernozemic soil under dryland conditions*. In: *Can. Journal of soil Science*. 68, pp. 669-679 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- ÉLIARD, J-L. (1979). *Manual Geral de Agricultura*. Publicações Europa-América. Mem Martins, 277 pp.
- EYLAR, O. R.; SCHMIDT, E. L. (1959). *A survey of heterotrophic microorganisms from soil for ability to form nitrite and nitrate*. In: *Journal of General Microbiology*. 20, pp. 473-481 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- FEAGLY, S. E.; HOSSNER, L. R. (1978). *Ammonia volatilization reaction mechanism between ammonium sulphate and carbonate systems*. In: *Soil Science Society of America Journal*. 42, pp.364-367 (cit. Witter e Kirchmann, 1989)
- FENN, L. B.; HOSSNER, L. R. (1985). *Ammonia volatilization from ammonium and ammonium-forming nitrogen fertilizers*. In: *Ad-*

- vances in *Soil Science*. 1, pp. 124-168 (cit. Witter e Kirchmann, 1989)
- FENN, L. B.; KISSEL, D. E. (1973). *Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils. I. General theory*. In: *Soil Science Society of America Proc.* 37, pp. 855-859 (cit. Witter e Kirchmann, 1989)
- FENN, L. B.; RICHARDS, J. (1986). *Ammonia loss from surface applied urea-acid products*. In: *Fertilization. Residues*. 9, pp. 265-275 (cit. Witter e Kirchmann, 1989)
- FENN, L. B.; TAYLOR, R. M.; MATOCHA, J. E. (1981a) *Ammonia losses from surface applied nitrogen fertilizer as controlled by soluble calcium and magnesium: General theory*. In: *Soil Science Society of America Journal*. 45, pp. 777-781 (cit. Witter e Kirchmann, 1989)
- FERNANDES, L. V.; PINTO, F. C.; SANTOS, J. Q. (1990). *Efeitos da aplicação de resíduos de instalações pecuárias sobre a reacção e o teor em carbono orgânico do solo*. In: IV Encontro Nacional de Saneamento Básico. Universidade de Aveiro. Ed. CCRC.Coimbra, pp. 366-376
- FOCHT, D. D.; CHANG, A. C. (1975). *Nitrification e denitrification processes related to waste water treatment*. In: *Advances in Applied Microbiology*. 19, pp 153-136 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- GARCIA, C.; HERÑANDEZ, T.; COSTA, F.; CECCANTI, B.; CALCINAI, M. (1992). *A chemical-structural study of organic wastes and their humic acids during composting by means of pyrolysis-gas chromatography*. In: *The Science of the Total Environmental*. 119, pp.157-168
- GOERING, H. K.; VAN SOEST, P. J. (1975). *Forage fiber analyses (apparatus, reagents, procedures, and some applications)*. In: *Agriculture Handbook*, No. 379 Ed. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture. Washington, D. C., 20 pp.
- GOLUEKE, C. G. (1977). *Biological reclamation of solid wastes*. In: *Rodale Press*, 249 (cit. Zucconi *et al.*, 1981b)
- GOLUEKE, C. G. (1991a). *Understanding the process*. In: *Principles of Composting*. (The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Ed.) The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 14-36
- GOLUEKE, C. G. (1991b). *Compost as a micronutrient supplier*. In: *Principles of Composting*. The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Ed. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 161-162

- GOTAAS, H. B. (1959). *Compostage et assainissement*. Organization Mondiale de la Santé. Genève, pp. 13-34
- HAUG, R. T. (1980). *Compost engineering. Principles and practice*. Ann Arbor Science Publishers, Inc.. Lancaster, Pennsylvania, pp. 1-9
- HEGGERG, B. A.; HALLENBECK, W. H.; BRENNIMAN, G. R.; WADDEN, R. A. (1991). *Specifications for yard waste compost*. In: *Principles of Composting*. The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Eds.. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 167-171
- HIRAI, M.F.; KATAYAMA, A.; KUBOTA, H. (1986). *Effect of compost maturity on plant Growth*. In: *BioCycle*. 27. No 3, pp. 58-61
- HIRAI, M.F.; CHANYASAK, V.; KUBOTA, H. (1983). *A standard measurement for compost maturity*. In: *BioCycle*. 24. No. 6, pp. 54-56
- HIRSCH, P.; OVERREIN, L.; ALEXANDER, M. (1961). *Formation of nitrite and nitrate by actinomycetes and fungi*. In: *Journal of Water Pollution Control Federation*. 54 (5), pp. 466-473 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- HUSSONG, D.; BURGE, W. D.; ENKIRI, N. K. (1985). *Occurrence, growth and supression of Salmonellae in composted sewage sludge*. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 50, pp. 887-893 (cit. Inbar *et al.*, 1991)
- INBAR, Y.; CHEN, Y.; HADAR, Y.; HOITINK, H. A. (1991). *Approaches to determining compost maturity*. In : *Principles of Composting*. The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Ed.. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 183-187
- INBAR, Y.; CHEN, Y. (1989). *Solid-state Carbon-13 nuclear magnetic ressonance and infrared spectroscopy of composted organic matter*. In: *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 53, pp. 1695-1701
- JENKINSON, D. S. (1988). *Soil organic matter and its dynamics*. In: *Russel's Soil Conditions and Plant Growth*. A. Wild Ed. Longmann Scientific & Technical. Burnt Mill, Harlow, Essex, England, pp. 564-607
- KATAYAMA, A.; GOMEZ-LUTA, M. M.; KER, K. C.; HIRAI, M.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1987). *Decomposing process of various organic wastes in soil with reference to gel chromatography*. In: *Soil Science and Plant Nutrition*. 33. (3), pp. 471-486
- KIRCHMANN, H.; WITTER, E. (1989). *Ammonia volatilization dur-*

- ing aerobic and anaerobic manure decomposition. In: Plant and Soil.* 115 pp. 35-41
- KUWATSUKA, S.; SATO, H. (1973). *Behavior of phenolic substances in the decaying process of plants. I. Identification of phenolic acids in rice straw and its decayed products by gas chromatography.* In: *Soil Sci. Plant. Nutr.* 19, pp. 219-227
- LOCKERETZ, W. (1988) *Open questions in sustainable agriculture.* In: *American Journal of Alternative Agriculture.* 3, pp. 174-181 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- LOEHR, R. C. (1974). *Agricultural waste management.* Academic Press. New York
- LYNCH, J.M. (1976). *Products of soil microorganisms in relation to plant growth.* In: *Critical Reviews of Microbiology.* 1976, pp. 67-107 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- MANDELBAUM, R.; HADAR, Y.; CHEN, Y. (1990). *Effects of available carbon source on microbial activity and suppression of *Pythium aphanidermatum* in compost and peat container media.* In: *Phytopathology.* 80, [no prelo] (cit. Inbar *et al.*, 1991)
- MARSHALL, K. C.; ALEXANDER, M. (1962). *Nitrification by *Aspergillus flavus** In: *Journal of Bacteriology.* 83, pp. 572-578 (cit. Bertoldi *et al.*, 1983)
- MAYS, D. A.; GIORDANO, P. M. (1991). *Landspreading municipal waste compost.* In: *Principles of Composting.* The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Ed.. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 230-232
- MOSSBERG, R. (1987). *The catalyst and the digestion rate.* In: *In focus; The Tecator journal of technology for chemical analysis.* 11 October, 4 pp.
- MUSTIN, M. (1987). *Le compost. Gestion de la matière organique.* Editions François Dubusc. Paris, pp. 17-185; 379-608; 653-883
- NETO, P.; MESQUITA, M. (1992). *Compostagem de resíduos sólidos urbanos. Aspectos teóricos, operacionais e epidemiológicos.* Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa, 25 pp.
- OADES, J. M. (1988). *The retention of organic matter in soils.* In: *Biogeochemistry.* 5, pp. 35-70 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- PARR, J. F.; STEWART, B. A.; HORNICK, S. B.; SING, R. P. (1990). *Improving the sustainability of dryland farming systems; a global perspective.* In: *Advances in Soil Science.* 13, pp. 1-272 (Cit. Blanco *et al.*, 1992)

- PEREIRA, J. F.; MATOS, E. M.; VALENTE, C. A.; VAZ, A. R. (1987). *Compostagem de lamas do tratamento primário do fabrico da pasta para papel*. Encontro Nacional de Saneamento Básico. Matosinhos. Mimeografado, 25 pp.
- PEREIRA, J. F.; MATOS, E. M.; VALENTE, C. A.; VAZ, A. R. (1987). *Tratamento de lamas do tratamento primário do fabrico da pasta para papel: compostagem em pilhas com arejamento forçado*. 1ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente. U. Aveiro. Mimeografado, 11 pp.
- RICARDO, C. P.; TEIXEIRA, A. N. (1977). *Moléculas biológicas*. Didáctica Editora. Lisboa, 280 pp.
- RICHARD, T.; CHADSEY, M. (1991). *Environmental impact of yard waste compost*. In: *Principles of Composting*. The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Eds.. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 233-239
- ROBERTSON, J. M.; VAN SOEST, P. J. (1981). *The detergent sistem of analysis and its application to human foods*. In: *The Analysis of Dietary Fiber in Food*. W. P. James e O. Theander Eds. Marcell Dekkin. New York, pp. 123-158
- ROELOFS, J. G.; KEMPERS, A. J.; HOUDIJK, A. L.; JANSEN, J. (1985). *The effect of airborne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands*. In: *Plant and Soil*. 84, pp. 45-56 (cit. Kirchmann e Witter, 1989)
- ROLETTO, E.; BARBERIS, R.; CONSIGLIO, M.; JODICE, R. (1985). *Chemical parameters for evaluating compost maturity*. In: *BioCycle March*, pp. 46-47
- ROSEN, C.; SCHUMACHER, N.; MUGAAS, R.; HALBACH, T. (1989). *Composting and mulching: a guide to managing organic yard wastes*. In: Pub. No. AG-FO-3296. University of Minesota Extension Services. St. Paul, Minesota. (cit. Hegberg *et al.* 1991)
- SANTOS, J.Q. (1987). *Aspectos gerais da utilização dos correctivos orgânicos*. Encontro Nacional de Saneamento Básico. Matosinhos. Mimeografado, 13 pp.
- SANTOS, J.Q. (1991). *Fertilização. Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. Publicações Europa-América, LDA. Mem Martins, 441 pp.
- SANTOS, J. Q.; COUTINHO, J. F.; REIS, A. C. (1988). *Resíduos sólidos de adegas: caracterização e impacto da sua aplicação nos solos*. 1ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Universidade de Aveiro. Ed. CCRC, Coimbra pp. 471-478

- SCHNITZER, M. (1977). [título não referenciado]. In: Proceedings of the 3rd International Symposium of Soil Organic Matter, Braunschweig. Ed. Atomic Energy International Agency. Vienna, pp.117-132 (cit. Schnitzer, 1978)
- SCHNITZER, M. (1978). *Humic substances: chemistry and reactions*. In: *Soil Organic Matter* (Schnitzer, M. e Khan, S. U., Eds.). Elsevier Science Publishers, B. V. Amsterdam, pp. 1-64
- SCHNITZER, M. ; KODAMA, H (1976).[Título não referenciado] In: *Geoderma*. 5, pp. 381-391 (cit. Schnitzer, 1978)
- SCHULTE, E. E. (1985). *Recommended soil organic matter Tests*. In: *Recommended chemical soil tests procedures for the North Central Region*. Bull. 499 (revised). (Dahnke, W. C., Ed.). S. U. Fargo, N. Dakota, pp. 28-30
- STEVENSON, F. J. (1986). *Cycles of Soil*. John Wiley & Sons, Inc. New York, pp.1-44
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. (1982). *Organic matter and water-stable aggregates in soils*. In: *Journal of Soil Science*. 33, pp. 141-163
- VALO, R.; SALKINOJA-SALONEN, M. (1986). [título não referenciado]. In: *Applied Microbiology and Biotechnology*. 25, p. 68 (cit. Campbell *et al.*, 1991)
- VAZ, A. R.; VALENTE, C. A. (1991). *Lamas do efluente de fabrico de celulose. Algumas soluções para o seu aproveitamento*. In: *Estudos 2*. Ed. Portucel, S. A. Eixo-Aveiro. pp.125-146
- VAZ, A. R.; VALENTE, C. A. (1992). *Compostagem de lamas residuais da indústria de celulose: aspectos microbiológicos e de maturação*. In: 3^a Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente. Universidade de Aveiro. Ed. CCRC. Coimbra, pp. 736-746
- WALINGA, I.; VAN VARK, W; HOUBA, V. J.; VAN DER LEE, J. J. (1989) *Soil and plant analysis; a series of syllabi Part 7 Plant analysis procedures* Department of Soil Science and Plant Nutrition. Wageningen Agricultural University
- WANI, S. P.; SHINDE, P. A. (1976). *Mineralization of nutrients during biological degradation of wheat straw*. In: *Indian Journal of Microbiology*. 16, pp. 61-64 (cit. Blanco *et al.*, 1992)
- WITTER, E.; KIRCHMANN, H. (1989). *Effects of addition of calcium and magnesium salts on ammonia volatilization during manure decomposition*. In: *Plant and Soil*. 115, pp. 53-58
- ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M. DE. (1987). *Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal*

solid waste. In: *Compost: Production, Quality and Use*. Bertoldi, M de; Ferranti, M. P.; L'Hermite, P. Eds.. Elsevier Applied Science Publishers. London, pp. 30-50

ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M. DE. (1991). *Specifications for solid waste compost*. In: *Principles of Composting*. The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling, Ed.. The JG Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania, pp. 200-205

ZUCCONI, F.; FORTE, M.; MONACO, A.; BERTOLDI, M. DE (1981a). *Biological evaluation of compost maturity*. In: *BioCycle*. 22 (4), pp. 27-29

ZUCCONI, F.; FORTE, M.; MONACO, A.; BERTOLDI, M. DE (1984). *Phytotoxins during the stabilization of organic matter*. Paper N^{er} 13, 13 pp.

ZUCCONI, F. PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. DE (1981b). *Evaluating toxicity of immature compost*. In : *BioCycle*. 22, pp. 54-57

Anexo n.º 1

**Pesagens (gr) para determinação da matéria seca e
matéria orgânica por calcinação**

Processo 1					
Dia	Cápsula	Toma	Cáp+M.S.	Cáp.+cinzas	
0	34,8409	2,5011	37,2695	35,2927	
8	33,1312	2,5090	35,5391	33,5957	
14	35,7930	2,5007	38,9650	36,2861	
22	35,6570	2,5010	34,0709	32,2811	
36	34,7804	2,5021	37,2148	35,6908	
43	24,1151	2,5007	26,5121	25,3299	
51	25,3680	2,5017	27,7258	26,1051	
64	24,3487	2,5012	26,7857	25,3125	
72	23,1233	2,5011	25,5299	24,0893	
Processo 2					
Dia	Cápsula	Toma	Cáp+M.S.	Cáp.+cinzas	
0	24,1192	2,4829	26,5527	25,3107	
10	22,8501	2,5028	25,2782	23,8433	
20	25,9123	2,5018	28,3224	26,6751	
30	21,9273	2,5016	24,3640	23,3846	
40	24,7722	2,5036	27,1948	25,9477	

ANEXO N° 1 - Pesagens (gr) para determinação da matéria seca e matéria orgânica por calcinação

% M.S. = $\frac{[(\text{cápsula} + \text{M.S.}) - \text{cápsula}]/\text{toma} \times 100}{}$

% M.O. = $\frac{[(\text{cápsula} + \text{M.S.}) - (\text{cápsula} + \text{cinzas})]/[(\text{cápsula} + \text{M.S.}) - \text{cápsula}] \times 100}{}$

Processo 3

Dia	Cápsula	Toma	Cáp.+M.S.	Cáp.+cinzas
0	24,5263	2,5007	26,9668	24,9410
8	23,9471	2,5013	26,3772	24,3550
19	23,1245	2,5010	25,5290	23,5535
23	23,3687	2,5003	27,7905	25,8314
30	33,9729	2,5009	36,3810	34,3862
35	34,5957	2,5016	37,0311	35,0683
42	33,9824	2,5027	36,1549	34,4552

Processo 4

Dia	Cápsula	Toma	Cáp.+M.S.	Cáp.+cinzas
0	36,4464	2,5016	38,8921	37,0837
8	34,3894	2,5014	36,7951	34,9777
15	23,8382	2,5013	26,2533	24,4315
22	21,9266	2,5019	24,3516	22,5037
24	25,3688	2,5009	27,7751	25,8758
31	31,6564	2,5003	34,0981	32,3317
38	35,1264	2,5030	37,5728	35,8562
45	35,7565	2,5011	38,1974	36,4873

Anexo n.º 2

Pesagens (gr) para determinação do NDF

Processo 1							
Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=P₁+NDF	P₃=P₁+cinzas	NDF %M.S.	NDF s/ cinzas
0	0,5020	97,1	51,9439	52,2838	51,9680	69,73	64,79
8	0,5018	96,3	42,5852	42,9461	42,6899	74,92	53,18
14	0,5017	96,0	51,2633	51,6103	51,3093	71,82	62,30
22	0,5000	96,5	43,3142	43,6614	43,4454	71,96	44,77
36	0,5011	96,3	49,5279	49,8267	49,5844	62,18	50,42
43	0,5008	95,9	43,4152	43,7381	43,4962	69,11	51,77
51	0,5003	94,3	43,5838	43,8962	43,6780	66,22	46,25
64	0,5022	97,5	50,8419	51,1709	51,0080	67,19	33,27
72	0,5013	96,3	40,9647	41,2877	41,1218	64,10	30,14

Processo 2							
Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=P₁+NDF	P₃=P₁+cinzas	NDF %M.S.	NDF s/ cinzas
0	0,5008	97,5	41,3631	41,6545	41,5278	59,68	25,95
10	0,5014	96,8	41,5598	41,8429	41,6497	58,33	39,81
20	0,5006	96,3	50,0448	50,3428	50,1877	61,89	32,17
30	0,5008	97,1	41,0600	41,3747	41,2303	64,72	29,70
40	0,5015	96,6	50,7583	51,0760	50,8873	65,58	38,95

ANEXO N° 2 - Pesagens (gr) para determinação do NDF

$NDF = (P_2 - P_1) / (P \times \%M.S.) \times 100$

$NDF\ s/cinzas = (P_2 - P_3) / (P \times \%M.S.) \times 100$

Processo 3

Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=P₁+NDF	P₃=P₁+cinzas	NDF %M.S. NDF s/ cinzas
0	0,5016	97,7	41,5858	41,8814	41,6301	60,32
8	0,5002	97,3	41,4093	41,6688	41,4277	53,10
19	0,5021	96,2	54,2876	54,5290	54,3058	49,98
23	0,5014	96,8	41,3813	41,6744	41,4820	60,39
30	0,5012	96,5	41,6470	41,9435	41,6827	61,30
35	0,5018	97,4	41,3794	41,6671	41,4085	58,86
42	0,5011	94,4	41,5830	41,8757	41,6120	59,97

Processo 4

Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=P₁+NDF	P₃=P₁+cinzas	NDF %M.S. NDF s/ cinzas
0	0,5011	97,1	48,8127	49,1389	48,8670	66,71
8	0,5018	96,3	49,0550	49,3720	49,0935	65,60
15	0,5027	96,6	42,4405	42,7804	42,4876	69,99
22	0,5014	96,9	41,1262	41,4517	41,1482	67,00
34	0,5004	96,2	47,6975	48,0382	47,7259	70,77
31	0,5007	97,5	41,2187	41,5928	41,3062	76,72
38	0,5022	97,6	48,4042	48,7766	48,4942	76,17
45	0,5047	97,4	42,0669	42,4252	42,1194	73,67

Anexo n.º 3

Pesagens (gr) para determinação do ADF e ADL

Processo 1									
Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=Cad.+ADF	P₃=Cad.+ADL	P₄=Cad.+cinzas	ADF	ADL	
0	1,0018	97,1	41,3765	41,8322	41,5339	41,4355	46,85	10,1	
8	1,0006	96,3	50,1763	50,7213	50,2627	50,2627	56,60	13,4	
14	1,0011	96,0	51,5150	52,1349	51,8633	51,7266	64,10	14,2	
22	1,0016	96,5	50,3829	50,9740	50,7386	50,6045	61,20	13,9	
36	1,0000	96,3	51,1022	51,6640	51,4171	51,2075	63,70	22,5	
43	1,0014	95,9	54,8725	55,4847	55,1964	55,0305	63,20	17,6	
51	1,0018	94,3	41,6190	42,2157	41,9831	41,7837	65,20	21,1	
64	1,0011	97,5	41,7845	42,4208	42,2493	42,0766	66,90	17,7	
72	1,0000	96,3	40,8897	41,5341	41,3825	41,1879	53,50	20,2	

Processo 2									
Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P₁=Cadinho	P₂=Cad.+ADF	P₃=Cad.+ADL	P₄=Cad.+cinzas	ADF	ADL	
0	1,0000	97,1	42,5888	43,1104	42,9499	42,8921	53,50	05,9	
10	1,0000	96,3	51,9813	52,4747	52,2759	52,1974	50,97	08,1	
20	1,0012	96,0	51,7293	52,2896	52,0881	52,0136	58,10	07,7	
30	1,0021	96,5	41,9110	42,5323	42,3717	42,2808	63,90	09,3	
40	1,0023	96,3	48,2425	48,8799	48,7210	48,5972	65,20	12,8	

ANEXO N° 3 - Pesagens (gr) para determinação do ADF e ADL

ADF=(P₂ - P₁)/(P x %M.S.) x 100

ADL=(P₃ - P₄)/(P x %M.S.) x 100

Processo 3

Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P ₁ =Cadinho	P ₂ =Cad.+ADF	P ₃ =Cad.+ADL	P ₄ =Cad.+cinzas	ADF	ADL
0	1,0001	97,7	50,7243	51,2364	51,0126	50,7968	52,4	22,1
8	1,0010	97,3	50,9718	51,3835	51,1216	51,0097	42,1	11,4
19	1,0009	96,2	42,7294	43,1808	42,9308	42,7762	46,9	16,1
23	1,0001	96,8	50,3627	50,9341	50,7405	50,5429	59,0	20,4
30	1,0012	96,5	39,4711	39,9698	39,7080	39,5394	51,6	17,5
35	1,0013	97,4	50,8543	51,3524	51,0788	50,9115	51,1	17,2
42	1,0019	97,4	51,9565	52,4462	52,1626	52,0025	50,2	16,4

Processo 4

Dia	P=Toma	% M.S. 105°C	P ₁ =Cadinho	P ₂ =Cad.+ADF	P ₃ =Cad.+ADL	P ₄ =Cad.+cinzas	ADF	ADL
0	1,0010	97,1	53,1433	53,7346	53,5705	53,2280	61,1	16,4
8	1,0015	96,3	41,5826	41,9413	41,7214	50,9530	64,5	36,5
15	1,0013	96,6	51,2688	51,8673	51,6855	51,3463	61,9	35,1
22	1,0020	96,9	50,7428	51,3435	51,1637	50,7748	61,9	40,1
24	1,0008	96,2	43,9409	44,5726	44,3674	43,9850	65,6	39,7
31	1,0005	97,5	41,6957	42,4172	42,2484	41,8829	73,9	37,4
38	1,0012	97,6	41,4103	42,0565	41,8683	41,5014	66,0	30,5
45	1,0007	97,4	49,5329	50,1436	49,9825	49,6574	67,9	38,6

Títulos publicados:

- 1 - **A agricultura nos distritos de Bragança e Vila Real**
Francisco José Terroso Cepeda – 1985
- 2 - **Política económica francesa**
Francisco José Terroso Cepeda – 1985
- 3 - **A educação e o ensino no 1º quartel do século XX**
José Rodrigues Monteiro e Maria Helena Lopes Fernandes – 1985
- 4 - **Trás-os-Montes nos finais do século XVIII: alguns aspectos económico-sociais**
José Manuel Amado Mendes – 1985
- 5 - **O pensamento económico de Lord Keynes**
Francisco José Terroso Cepeda – 1986
- 6 - **O conceito de educação na obra do Abade de Baçal**
José Rodrigues Monteiro – 1986
- 7 - **Temas diversos – economia e desenvolvimento regional**
Joaquim Lima Pereira – 1987
- 8 - **Estudo de melhoramento do prado de aveia**
Tjarda de Koe – 1988
- 9 - **Flora e vegetação da bacia superior do rio Sabor no Parque Natural de Montesinho**
Tjarda de Koe – 1988
- 10 - **Estudo do apuramento e enriquecimento de um pré-concentrado de estanho tungsténio**
Arnaldo Manuel da Silva Lopes dos Santos – 1988
- 11 - **Sondas de neutrões e de raios Gama**
Tomás d'Aquino Freitas Rosa de Figueiredo – 1988
- 12 - **A descontinuidade entre a escrita e a oralidade na aprendizagem**
Raul Iturra – 1989
- 13 - **Absorção química em borbulhadores gás-líquido**
João Alberto Sobrinho Teixeira – 1990

-
- 14 - **Financiamento do ensino superior no Brasil – reflexões sobre fontes alternativas de recursos**
Victor Meyer Jr. – 1991
 - 15 - **Liberalidade régia em Portugal nos finais da idade média**
Vitor Fernando Silva Simões Alves – 1991
 - 16 - **Educação e loucura**
José Manuel Rodrigues Alves – 1991
 - 17 - **Emigrantes regressados e desenvolvimento no Nordeste Interior Português**
Francisco José Terroso Cepeda – 1991
 - 18 - **Dispersão em escoamento gás-líquido**
João Alberto Sobrinho Teixeira – 1991
 - 19 - **O regime térmico de um luvissole na Quinta de Santa Apolónia**
Tomás d'Aquino F. R. de Figueiredo - 1993
 - 20 - **Conferências em nutrição animal**
Carlos Alberto Sequeira - 1993
 - 21 - **Bref aperçu de l'histoire de France – des origines à la fin du II^e empire**
João Sérgio de Pina Carvalho Sousa – 1994
 - 22 - **Preparação, realização e análise / avaliação do ensino em Educação Física no Primeiro Ciclo do Ensino Básico**
João do Nascimento Quina – 1994
 - 23 - **A pragmática narrativa e o confronto de estéticas em *Contos de Eça de Queirós***
Henriqueta Maria de Almeida Gonçalves – 1994
 - 24 - **“Jesus” de Miguel Torga: análise e proposta didáctica**
Maria da Assunção Fernandes Morais Monteiro – 1994
 - 25 - **Caracterização e classificação etnológica dos ovinos churros portugueses**
Alfredo Jorge Costa Teixeira – 1994
 - 26 - **Hidrogeologia de dois importantes aquíferos (Cova de Lua, Sabariz) do maciço polimetamórfico de Bragança**
Luís Filipe Pires Fernandes – 1996

-
- 27 · **Micorrização in vitro de plantas micropropagadas de castanheiro (*Castanea sativa* Mill)**
Anabela Martins – 1997
- 28 · **Emigração portuguesa: um fenómeno estrutural**
Francisco José Terroso Cepeda – 1995
- 29 · **Lameiros de Trás-os-Montes: perspectivas de futuro para estas pastagens de montanha**
Jaime Maldonado Pires; Pedro Aguiar Pinto; Nuno Tavares Moreira – 1994
- 30 · **A satisfação / insatisfação docente**
Francisco Cordeiro Alves – 1994
- 31 · **O subsistema pecuário de bovinicultura na área do Parque Natural de Montesinho**
Jaime Maldonado Pires; Nuno Tavares Moreira – 1995
- 32 · **A terra e a mudança – reprodução social e património fundiário na Terra Fria Transmontana**
Orlando Afonso Rodrigues – 1998
- 33 · **Desenvolvimento motor: indicadores bioculturais e somáticos do rendimento motor de crianças de 5/6 anos**
Vítor Pires Lopes – 1998
- 34 · **Estudo da influência do conhecimento prévio de alunos portugueses na compreensão de um texto em língua inglesa**
Francisco Mário da Rocha – 1998
- 35 · **La crise de Mai 68 en France**
João Sérgio de Pina Carvalho Sousa – 1999
- 36 · **Linguagem, psicanálise e educação: uma perspectiva à luz da teoria lacaniana**
José Manuel Rodrigues Alves
- 37 · **Contributos para um estudo das funções da tecnologia vídeo no ensino**
Francisco Cordeiro Alves – 1998
- 38 · **Sistemas agrários e melhoramento dos bovinos de raça Mirandesa**
Fernando Jorge Ruivo de Sousa – 1998

-
- 39 · **Enclaves de clima Cfs no Alto Portugal – a difusa transição entre a Ibéria Húmida e a Ibéria Seca**
Ário Lobo Azevedo; Dionísio Afonso Gonçalves; Rui Manuel Almeida Machado – 1995
- 40 · **Desenvolvimento agrário na Terra Fria – condicionantes e perspectivas**
Duarte Rodrigues Pires – 1998
- 41 · **A construção do planalto transmontano – Baçal, uma aldeia do planalto**
Luísa Génésio – 1999
- 42 · **Antologia epistolográfica de autores dos sécs. XIX-XX**
Lurdes Cameirão – 1999
- 43 · **Teixeira de Pascoaes e o projecto cultural da “Renascença Portuguesa”**
Lurdes Cameirão – 2000
- 44 · **Descargas atmosféricas – sistemas de protecção**
Joaquim Tavares da Silva
- 45 · **Redes de terra – princípios de concepção e de realização**
Joaquim Tavares da Silva
- 46 · **O sistema tradicional de exploração de ovinos em Bragança**
Carlos Barbosa – 2000
- 47 · **Eficiência de utilização do azoto pelas plantas**
Manuel Ângelo Rodrigues, João Filipe Coutinho – 2000
- 48 · **Elementos de física e mecânica aplicada**
João Alberto Sobrinho Teixeira
- 49 · **A Escola Preparatória Portuguesa – Uma abordagem organizacional**
Henrique da Costa Ferreira
- 50 · **Agro-ecological characterization of N. E. Portugal with special reference to potato cropping**
T. C. Ferreira, M. K. V. Carr, D. A. Gonçalves – 1996

-
- 51 · A participação dos professores na direcção da Escola Secundária, entre 1926 e 1986**
Henrique da Costa Ferreira
- 52 - A evolução da Escola Preparatória – o conceito e componentes curriculares**
Henrique da Costa Ferreira
- 53 · O Homem e a biodiversidade (ontem, hoje... amanhã)**
António Réffega – 1997
- 54 · Conservação, uso sustentável do solo e agricultura tropical**
António Réffega – 1997
- 55 - A teoria piagetiana da equilibração e as suas consequências educacionais**
Henrique da Costa Ferreira
- 56 - Resíduos com interesse agrícola - Evolução de parâmetros de compostagem**
Luís Manuel da Cunha Santos – 2001