

GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

AGRICULTURA E AMBIENTE



FICHA TÉCNICA



Título	GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS
Autor	Manuel Souteiro Gonçalves
Editor	© SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, S.A. Edifício “Les Palaces”, Rua Júlio Dinis, 242, Piso 2 – 208, 4050-318 PORTO Tel.: 226 076 400, Fax: 226 099 164 spiporto@spi.pt; www.spi.pt Porto • 2005 • 1.ª edição
Produção Editorial	Principia, Publicações Universitárias e Científicas Av. Marques Leal, 21, 2.º 2775-495 S. João do Estoril Tel.: 214 678 710; Fax: 214 678 719 principia@principia.pt www.principia.pt
Revisão	Marília Correia de Barros
Projecto Gráfico e Design	Mónica Dias
Paginação	Xis e Érre, Estúdio Gráfico, Lda.
Impressão	SIG – Sociedade Industrial Gráfica, Lda.
ISBN	972-8589-49-2
Depósito Legal	233534/05

GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Manuel Souteiro Gonçalves

AGRICULTURA E AMBIENTE



Sociedade Portuguesa de Inovação



As condições climáticas e orográficas de Portugal, associadas a práticas culturais desajustadas, conduziram ao empobrecimento dos solos agrícolas nacionais em matéria orgânica (MO), nomeadamente no Centro e Sul do país. Torna-se, assim, imprescindível contrariar a tendência para a depauperação desta importante componente do solo, recorrendo, entre outras medidas, ao aproveitamento de resíduos orgânicos cujas características lhes confirmam interesse agrícola.

Por outro lado, as enormes quantidades de resíduos orgânicos que vêm sendo gerados, alguns dos quais podendo apresentar teores relativamente elevados de metais pesados, micropoluentes orgânicos e microrganismos patogénicos, têm suscitado grande preocupação não só nas entidades oficiais responsáveis pela gestão destes resíduos, mas também nas instituições ligadas à defesa do ambiente e nas populações despertas para esta problemática. Sendo assim, têm vindo a ser produzidos, nomeadamente nos países desenvolvidos, documentos legislativos e normativos, regulamentos e códigos de boas práticas visando a redução e valorização dos resíduos orgânicos, contemplando as diversas componentes da sua gestão, desde a produção e processamento até à utilização na agricultura.

De entre os resíduos orgânicos com interesse agrícola, os provenientes das explorações pecuárias suscitam, porventura, maiores preocupações, por duas ordens de razão: são os que se produzem em maiores quantidades na União Europeia, tendo ultrapassado o bilião de toneladas em 1985, atingindo valores cerca de três e seis vezes superiores aos das lamas provenientes das estações de tratamento de águas residuais urbanas (ETAR) e aos resíduos sólidos urbanos (RSU), respectivamente (Ferrero e L'Hermite, 1985); pelo facto de as explorações se concentrarem em regiões específicas, muitas das quais dispendo de reduzidas, ou mesmo inexistentes, áreas agrícolas. Disto resulta que, muitas vezes, a produção de estrumes e chorumes e, principalmente, as quantidades de fósforo e azoto veiculadas por estes resíduos, ultrapassem os níveis máximos recomendáveis de aplicação aos solos da exploração que os produz e mesmo aos localizados nas propriedades agrícolas de relativa proximidade, originando problemas ambientais. Devido à sua potencial carga em microrganismos patogénicos, metais pesados, micropoluentes orgânicos e

metabolitos fitotóxicos, aliada às grandes quantidades geradas, são também motivo de preocupação os acima referidos RSU e as lamas de ETAR urbanas e outros resíduos orgânicos, tais como os provenientes das indústrias agrícolas.

Este manual é dirigido a empresários de explorações pecuárias, técnicos e estudantes das áreas agrícola e da protecção do ambiente e produtores agrícolas, em geral. No que se refere à sua estrutura, divide-se em cinco capítulos. No Capítulo 1 abordam-se aspectos relativos à matéria orgânica do solo: génese, papel no sistema solo-planta, classes de riqueza dos solos e causas e efeitos da sua depauperação nos solos agrícolas. Apresenta-se, ainda, uma estimativa das necessidades de correcção orgânica dos solos agrícolas nacionais. No Capítulo 2 caracterizam-se, em termos das quantidades geradas, os principais resíduos orgânicos com interesse agrícola, referindo as propriedades que lhe conferem tal interesse, bem como algumas características capazes de provocar impactes ambientais. No Capítulo 3 descrevem-se os potenciais efeitos contaminantes dos resíduos orgânicos sobre a qualidade da água, solo, ar ambiente, atmosfera e saúde animal e pública. No Capítulo 4 referem-se os principais preceitos para uma gestão eficiente e segura dos resíduos orgânicos, apontando-se boas medidas e práticas a serem aplicadas nas componentes produção, recolha, transporte e armazenamento/tratamento dos sistemas de gestão dos resíduos das pecuárias. Descrevem-se, ainda, os princípios da compostagem e da digestão anaeróbia. No Capítulo 5 abordam-se aspectos relevantes relativos ao uso dos fertilizantes na agricultura e apresentam-se recomendações tendo em vista a sua aplicação segura e racional.

Devido a limitações de espaço não nos foi possível incluir neste manual algumas noções fundamentais sobre Fertilidade do Solo e Fertilizantes, as quais poderiam facultar aos leitores sem formação na área agronómica uma melhor compreensão relativamente a alguns temas desenvolvidos. Esses leitores poderão, contudo, recorrer à consulta de outros manuais desta colecção, onde constam tais noções, ou a alguma da bibliografia que referimos.

MANUEL SOUTEIRO GONÇALVES

MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

O B J E C T I V O S

A matéria orgânica estabilizada, ou húmus, proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos, contribui para o aumento da fertilidade do solo e da produção vegetal, pelo que é importante garantir a sua manutenção nos solos agrícolas a níveis adequados.

- Explicar sucintamente os mecanismos da génese e constituição das substâncias húmicas, com referência às diversas fases do processo de decomposição aeróbia espontânea dos resíduos orgânicos no solo (degradação, humificação e estabilização da matéria orgânica).
- Enunciar alguns efeitos que traduzem a importância da matéria orgânica humificada no sistema solo-planta.
- Definir classes de riqueza dos solos, com base nas suas concentrações em matéria orgânica.
- Apontar algumas causas e efeitos do empobrecimento dos solos agrícolas em matéria orgânica.
- Traçar uma panorâmica sobre o estado de provimento em matéria orgânica dos solos agrícolas nacionais e apresentar uma estimativa das necessidades de correcção orgânica dos mesmos.



ENQUADRAMENTO Com a evolução do conhecimento dos factores que condicionam a fertilidade do solo e a nutrição vegetal, extremaram-se as posições nos meios científicos relativamente à relevância do papel da matéria orgânica. Até meados do século XIX, os fisiologistas vegetais defendiam que as plantas se alimentavam do húmus extraído directamente do solo, através das raízes, teoria que se tornou obsoleta quando Justus Liebig, em 1840, estabeleceu os princípios da nutrição mineral das plantas. Posteriormente e em consequência de trabalho experimental realizado na Estação de Rothamsted por Lawes e Gilbert (Johnston, 1993), vigorou, durante mais de um século, a ideia de que a matéria orgânica do solo era irrelevante na produção vegetal (Mustin, 1987; Johnston, 1993). No estado actual do conhecimento, não se colocam dúvidas quanto aos benefícios da presença da matéria orgânica (MO) nas características do solo e no desenvolvimento das plantas (Allison, 1973; Russel, 1961; Soltner, 1986; Mustin, 1987; Wallace e Terry, 1998). Estes benefícios devem-se, fundamentalmente, à fracção estabilizada da MO do solo – os compostos húmicos – provenientes da decomposição dos resíduos orgânicos.

GÉNESE E CONSTITUIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

DECOMPOSIÇÃO ESPONTÂNEA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO

Devido à sua riqueza em substâncias energéticas e elementos nutritivos, os resíduos orgânicos são rapidamente colonizados por microrganismos que, em condições ambientais favoráveis, procedem à sua decomposição. Nos solos suficientemente arejados, a decomposição dos resíduos orgânicos evolui naturalmente através da acção de microrganismos organo-heterotróficos aeróbios de diversos grupos taxonómicos. Estes utilizam o oxigénio para, através de reacções de oxidação-redução, decompor a matéria orgânica, obtendo, deste modo, a energia necessária às suas funções vitais. Os diversos grupos taxonómicos, em permanente competição, sucedem-se no decurso do processo bioxidativo, dominando, em cada sequência do mesmo, os que melhor se adaptam às características nutricionais do substrato e aos factores ambientais. O processo de decomposição da matéria orgânica envolve três fases distintas (figura 1.1):

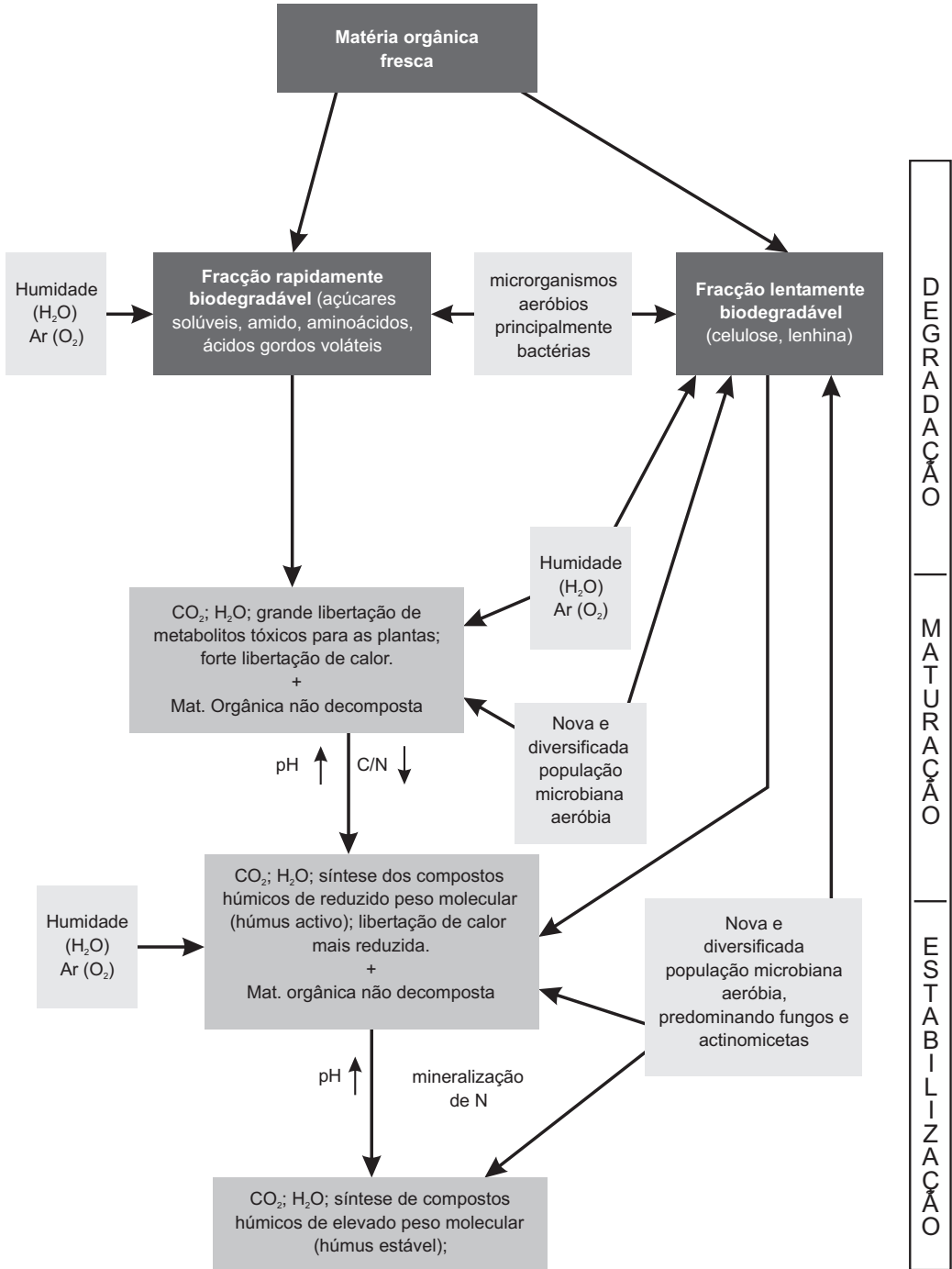


Figura 1.1 • Representação esquemática do processo de decomposição e estabilização da matéria orgânica

FASE DE DEGRADAÇÃO OU DE DECOMPOSIÇÃO RÁPIDA

Após um período de adaptação (fase «lag»), a fase de degradação da matéria orgânica veiculada pelos resíduos inicia-se com um crescimento exponencial (fase «log») da população microbiana (bactérias na maior parte dos casos) que procede a uma relativamente rápida decomposição da fracção facilmente biodegradável da matéria orgânica (glúcidos solúveis e hidrolisáveis, lípidos, proteínas, etc.) nas suas moléculas mais elementares (açúcares, aminoácidos, ácidos gordos voláteis, etc.). Em consequência desta acção microbiana, na presença de oxigénio e água, são produzidos dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O) e amoníaco (NH_3) (este último disponível como fonte de azoto para a constituição de novas células) e outros metabolitos intermédios, bem como elevada quantidade de calor. As elevadas concentrações de metabolitos intermédios, alguns dos quais fitotóxicos (amoníaco, ácidos gordos voláteis e outros ácidos orgânicos), são de molde a provocar acentuadas quebras na produção vegetal se os resíduos orgânicos nesta fase contactarem com as sementes e raízes (Golueke, 1977; Katayama *et al.*, 1983; Shiralipour, 1997).

FASE DE HUMIFICAÇÃO

Nesta fase, desenvolve-se uma nova e diversificada população microbiana (fungos, actinomicetas, bactérias) em substituição da população responsável pela fase anterior que, entretanto, se vai decompondo, libertando CO_2 , H_2O e energia, permitindo, deste modo, a reciclagem dos nutrientes, nomeadamente do azoto (N). A fracção lentamente biodegradável dos resíduos orgânicos (hemicelulose, celulose, quitina) e, ainda, a fracção mais resistente (lenhina e linhocelulose) são parcialmente decompostas por fungos, actinomicetas e, posteriormente, bactérias. Segundo a maioria dos autores, a lenhina parcialmente decomposta constitui a estrutura base das substâncias húmicas (Kononova, 1966; Stevenson, 1982; Mustin, 1987), à qual se ligam, através de reacções de oxidação e condensação, os compostos resultantes de degradação dos resíduos orgânicos e ou sintetizados pelos microrganismos, constituindo, através destas reacções, substâncias húmicas de peso molecular crescente, desde os ácidos crénicos e apocrénicos aos ácidos húmicos de peso molecular relativamente baixo (Kononova, 1966; Stevenson, 1982; Soltner, 1986; Zucconi, 1983). Libertam-se também nesta fase CO_2 e H_2O bem como NH_3 e outros metabolitos fitotóxicos, mas em concentrações relativamente reduzidas, sendo igualmente reduzida a

produção de calor. Em consequência da contínua reciclagem do azoto e do consumo de carbono (C), a relação C/N vai-se reduzindo de forma mais ou menos acentuada, em função das características dos resíduos.

FASE DE ESTABILIZAÇÃO

Esta fase, cuja evolução se deve mais ao desencadeamento de complexos processos químicos de condensação e polimerização do que à acção dos microrganismos, caracteriza-se pela formação de polímeros estáveis, como os ácidos húmicos castanhos, de peso molecular mais elevado (PM até 50 000) e os ácidos húmicos cinzentos ($50\,000 < \text{PM} < 100\,000$), sintetizados a partir dos polímeros constituídos na fase anterior (Soltner, 1986). Parte dos ácidos húmicos liga-se fortemente às argilas, constituindo huminas e ulminas (Kononova, 1966; Soltner, 1986). A população microbiana reduz-se substancialmente e a produção de CO_2 é igualmente reduzida, acentuando-se a mineralização do azoto e de outros elementos.

Quando o processo bioxidativo decorre sem controlo, em natureza, como se verifica quando se lançam ou incorporam resíduos orgânicos no solo, os níveis de humidade e oxigénio flutuam, nem sempre se mantendo adequados ao cabal desenvolvimento do processo: níveis muito baixos de humidade reduzem a taxa de decomposição, podendo mesmo impedir a actividade microbiana; níveis muito elevados de humidade, associados a valores reduzidos de oxigénio, alteram o curso do processo, passando este de predominantemente aeróbio a predominantemente anaeróbio. Por outro lado, a eficácia da acção dos microrganismos responsáveis pela decomposição aeróbia dos resíduos orgânicos está também dependente das características físicas e químicas destes, conforme adiante analisaremos. Reportando-nos unicamente ao importante índice que é a relação carbono/azoto (C/N), verifica-se que as maiores taxas de decomposição se atingem quando esta é da ordem dos 25-35 (Gray *et al.*, 1971), sendo a decomposição muito lenta quando a relação C/N é muito elevada (Kiehl, 1985). Assim, só salvaguardando condições de equilíbrio relativamente à composição química dos resíduos é possível alcançar taxas de decomposição apreciáveis. Verifica-se, também que, quando os resíduos orgânicos são incorporados no solo, quase todo o calor produzido nas reacções bioquímicas se perde por condução, pelo que todo o processo decorre à temperatura ambiente, ou seja, a valores de temperatura inferiores aos que proporcionam as maiores taxas de decomposição, os quais se situam entre 45°C e 55°C (McKinley, 1985). Pelas razões invocadas, o processo de decomposição natural terá que ser, forçosamente, lento.

DECOMPOSIÇÃO AERÓBIA ESPONTÂNEA E COMPOSTAGEM

A técnica da compostagem, a que nos referiremos com mais detalhe no Capítulo 4, utiliza os conhecimentos resultantes do estudo da evolução do processo de decomposição/humificação da matéria orgânica para, visando objectivos de natureza ambiental e agronómica, criar as condições na massa de resíduos que permitam o pleno desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela decomposição aeróbia, controlando os factores nutricionais e ambientais de forma a assegurar a optimização das condições de vida daqueles microrganismos ao longo do processo.

Poder-se-á, assim, retirar que técnica de compostagem consiste na degradação e humificação controladas dos resíduos orgânicos por via aeróbia.

CONSTITUIÇÃO DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

O mecanismo de formação das substâncias húmicas é, ainda, insuficientemente compreendido, tendo sido apresentadas várias teorias para o descrever. (Stevenson, 1982; Mustin, 1987; Senesi e Loffredo, 1998).

De acordo com a teoria que actualmente tem melhor aceitação, a lenhina parcialmente decomposta e os polifenóis, cuja presença relativa depende da natureza dos resíduos em decomposição, serão os principais precursores dos compostos húmicos. A lenhina manterá inalterada parte da sua estrutura aromática fechada (núcleo) constituída, basicamente, por unidades de fenilpropano e arquitectada através de ligações C – C ou C – O, mas os grupos terminais metílicos (CH₃) e metoxílicos (OCH₃) das cadeias alifáticas são, durante o processo de decomposição, progressivamente oxidados por acção enzimática, com a consequente formação de radicais carboxílicos (COOH). Da desmetilação e oxidação das cadeias laterais da lenhina também resultarão polifenóis que, juntamente com os polifenóis eventualmente associados aos diglucósidos e taninos ou os sintetizados pelos microrganismos (Kononova, 1966; Stevenson, 1982; Soltner, 1986), são enzimaticamente convertidos em quinonas. Estas, por sua vez, ligando-se a substâncias azotadas (aminoácidos, proteínas, NH₄ etc.), resultantes da decomposição dos prótidos ou sintetizadas pelos microrganismos, constituem polímeros húmicos de crescente complexidade e de cor cada vez mais escura (Stevenson, 1982; Soltner, 1986; Senesi e Loffredo, 1998).

Para além da lenhina, dos polifenóis e dos compostos azotados referidos, outros compostos provenientes da decomposição dos resíduos orgânicos ou sintetizados pelos microrganismos, tais como lípidos, polissacáridos, ácidos

poliurônicos, ácidos mucopolissacáridos, ácidos nucleicos, peptídios, etc., contribuem, também, para a formação de substâncias húmicas (Kononova, 1966).

De toda uma panóplia de reacções (bioquímicas e químicas) de oxidação e condensação resultam, como se disse, polímeros húmicos cada vez mais complexos e estáveis e de massa molecular (PM) crescente, iniciando-se pela formação dos ácidos crénicos ($100 < PM < 500$) e, consecutivamente, ácidos himatomelânicos ($500 < PM < 900$), ácidos fúlvicos ($900 < PM < 2000$), e ácidos húmicos ($2000 < PM < 100000$). O mais elevado índice de estabilização das substâncias húmicas atinge-se com a formação de humina ($100\ 000 < PM < 500\ 000$), a qual se liga fortemente às argilas, e também ao limo e à areia (Soltner, 1986).

A evolução das moléculas húmicas ocorre acompanhada da progressiva redução das cadeias alifáticas e do crescimento do núcleo aromático.

Das várias propostas relativas à estrutura dos ácidos húmicos do solo apresenta-se, na figura 1.2, a sugerida por Andreux (*in* Soltner, 1986). Nelas se podem observar os grupos oxidrilo e carboxilo que, como é sobejamente conhecido, contribuem para que a matéria orgânica estabilizada exerça um papel importantíssimo na melhoria das características do solo.

A IMPORTÂNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SISTEMA SOLO-PLANTA

Como atrás dissemos, a acção benéfica da MO sobre as características do solo e a produção vegetal devem-se, fundamentalmente, à sua fracção estabilizada – os compostos húmicos, a cuja génese e composição já fizemos referência. Procuraremos, seguidamente, relacionar a estrutura e características das substâncias húmicas com alguns dos seus efeitos sobre as características do solo e crescimento das plantas.

O facto de os núcleos aromáticos dos ácidos húmicos e fúlvicos não se ligarem linearmente segundo as três dimensões originando, deste modo, estruturas mais ou menos compactas e homogéneas, mas constituindo unidades base de dimensões relativamente grandes e de forma aproximadamente esférica (Allison, 1973; Dudas e Pawlick, 1970; Schnitzer e Kodama, 1975; Senesi e Loffredo, 1998) confere porosidade ao húmus (o que lhe permite absorver e reter água).

A contribuição dos compostos húmicos para a formação de agregados deve-se às suas propriedades coloidais e, mais especificamente, à acção dos sais que constituem com os catiões do solo, os quais, ao precipitar, envolvem as partículas minerais do solo e com elas formam agregados estáveis (Allison, 1973; Kononova, 1966).

A elevadíssima superfície específica dos ácidos húmicos (entre 600 e 800 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$), confere-lhes uma extraordinária reactividade, pelo que estes polímeros são suporte da maior parte das reacções que ocorrem na interface sólido-líquido do solo (Sequi, 1983).

A presença nas cadeias laterais dos compostos húmicos de numerosos radicais carboxílicos, oxidrílicos, etc., confere-lhes as seguintes propriedades: *i*) elevada capacidade de troca catiónica, o que lhes permite adsorver alguns nutrientes catiões mono e bivalentes, tais como o Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e NH_4^+ , mantendo-os disponíveis para as plantas; *ii*) aptidão para a constituição de quelatos com metais polivalentes tais como o ferro, zinco, cobre e manganês, evitando a precipitação ou oclusão destes nutrientes (Kononova, 1966; Schnitzer e Skinner, 1963); *iii*) aptidão para se ligarem, através de pontes de catiões, tais como o cálcio e o ferro, com as argilas (Stevenson e Ardakani, 1972; Tisdall e Oades, 1982), formando os complexos argilo-húmicos.

A sua aptidão para a formação de complexos fosfo-húmicos minimiza a retrogradação do fósforo (Mustin, 1987).

A sua riqueza em polifenóis, de características reductoras, poderá justificar o seu efeito na mobilização do ferro, reduzindo-o de Fe (III) a Fe (II).

A capacidade dos colóides húmicos de reterem, como as argilas, ião hidrogénio, ião alumínio e outros catiões, determina a sua acção tamponizante, protegendo o solo de bruscas variações de pH, provocadas pela aplicação descontrolada de adubos e produtos fitossanitários.

A cor escura, que lhes é conferida pelas ligações quinona-compostos azotados nas cadeias alifáticas, favorece a absorção e conservação de calor no solo (Stevenson, 1982; Soltner, 1986).

Devido à sua riqueza energética e em nutrientes minerais, sustentam uma diversificada e benéfica população microbiana, que contribui para a melhoria das características físicas e químicas do solo e promovem a absorção dos nutrientes pelas plantas, podendo, ainda, protegê-las de algumas doenças provocadas por microrganismos patogénicos e parasitas cujo ciclo vegetativo decorre no solo (Hoitink *et al.*, 1996; Mustin, 1987).

Do ponto de vista da influência da matéria orgânica na fisiologia da planta, a fracção húmica e fúlvica influencia a permeabilidade das membranas celulares, o transporte activo dos iões e a nutrição mineral bem como a actividade relacionada com a síntese proteica (Benedetti *et al.*, 1996); promove, ainda, a produção de enzimas pela planta e regula a pressão osmótica aumentando, deste modo, a sua resistência à secura (Kononova, 1966).

Os benefícios operados pelos compostos húmicos traduzem-se, no plano prático, pelos efeitos da matéria orgânica no sistema solo-planta, frequentemente referidos, com maior ou menor detalhe e abrangência, na literatura (nomeadamente a relativa à pedologia e à fertilidade do solo), efeitos esses

que passamos a enumerar (Russel, 1961; Allisson, 1973; Stevenson, 1982; Mustin, 1987; Johnson, 1993; Wallace e Terry, 1998):

- i)* promove a formação de solo a partir do material original;
- ii)* aumenta a capacidade de retenção de água;
- iii)* melhora a permeabilidade e o arejamento de solos pesados, minorando a sua tendência para a compactação;
- iv)* facilita as operações culturais nos solos pesados, nomeadamente quando estes apresentam excessiva humidade;
- v)* melhora a estrutura dos solos ligeiros devido à formação de agregados estáveis;
- vi)* protege os solos da erosão provocada pelo vento e pela água;
- vii)* promove um maior aquecimento do solo na Primavera, permitindo a antecipação das colheitas;
- viii)* no decurso da sua mineralização, veicula nutrientes para o solo;
- ix)* aumenta a capacidade de troca catiónica do solo, «armazenando» nutrientes e disponibilizando-os gradualmente ao longo do ciclo vegetativo das culturas, reduzindo, deste modo, as perdas por lixiviação;
- x)* limita a insolubilização e retrogradação de alguns nutrientes, promovendo a sua disponibilidade;
- xi)* aumenta o poder tamponizante do solo, defendendo-o das aplicações excessivas de adubos e produtos fitossanitários;
- xii)* devido à forte capacidade de adsorção de catiões, protege as plantas da toxicidade provocada pelos metais pesados e pelo excesso de sais;
- xiii)* adsorve ou promove a degradação de produtos tóxicos e pesticidas, reduzindo o perigo de contaminação das águas;
- xiv)* potencia o efeito benéfico da utilização racional de adubos e das operações culturais adequadas, com as inerentes vantagens no plano económico;
- xv)* constitui suporte energético e nutritivo de uma benéfica e diversificada população microbiana que estimula todo o ecossistema do solo (promovendo a humificação e a mineralização), defendendo ainda a planta de algumas doenças provocadas por microrganismos patogénicos e nemátodos do solo;
- xvi)* promove, directa ou indirectamente, a absorção de nutrientes pela planta, activando o crescimento desta;
- xvii)* aumenta a resistência das plantas à secura.

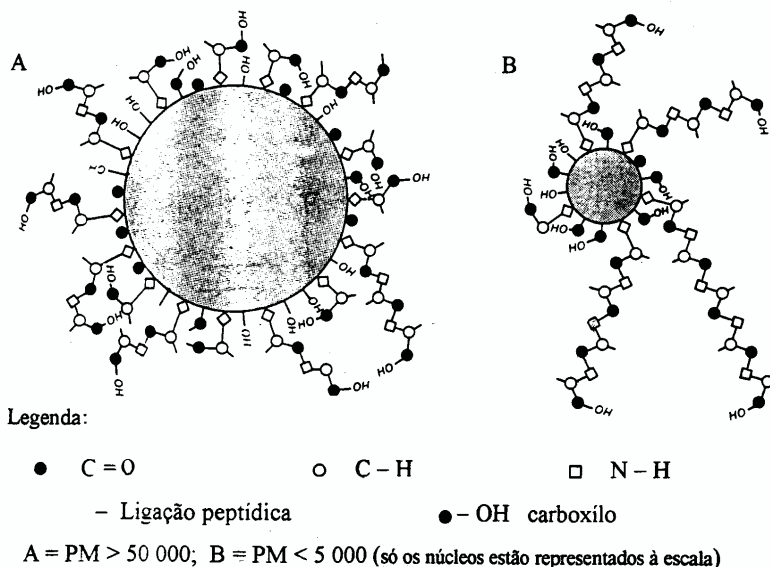


Figura 1.2 • Estrutura de duas macromoléculas do tipo húmico
Fonte • Soltner (1986)

NÍVEIS ÓPTIMOS E CRÍTICOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO. CLASSES DE RIQUEZA

Poder-se-á considerar que a matéria orgânica do solo atinge níveis desejáveis quando os seus teores são de molde a permitir que o solo tenha as propriedades que concorrem para a manutenção da sua fertilidade a todos os níveis.

Uma vez que qualquer combinação solo-sistema agrícola tende a atingir um certo equilíbrio relativamente aos teores de húmus, não é possível estabelecer níveis óptimos (ou críticos) universais para esta importante componente do solo (Johnston, 1993). De igual modo, não se podem estabelecer níveis máximos do ponto de vista agronómico, dado que a adição de quantidades crescentes de matéria orgânica ao solo provoca uma contínua melhoria das suas propriedades, o que se reflecte na produção (Lucas *et al.*, 1977). Na literatura encontram-se, contudo, referências relativamente a valores desejáveis de matéria orgânica (MO), estabelecidos em função das características do solo, nomeadamente da textura (mais concretamente, do teor de argila) e da percentagem de carbonatos.

De acordo com Eliard (1979), os níveis óptimos de MO deverão corresponder a 45% do teor de argila, afirmando também este autor que valores abaixo de 2,5% de MO nos solos argilosos, 2,0% nos limosos e 1,3% nos arenosos reduzem acentuadamente a fertilidade do solo.

Segundo o LARA, de Toulouse, os níveis desejáveis de MO podem relacionar-se com os teores de argila da forma como a seguir se indica (Mustin, 1987):

Teor de argila < 10%	% de MO entre 1,5 e 2
Teor de argila entre 10 a 30%	% de MO entre 2 e 2,5
Teor de argila > 30%	% de MO entre 2,5 e 3

O Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS) estabelece cinco classes de riqueza de MO em função da textura do solo: Muito Baixo (MB), Baixo (B), Médio (M), Alto (A) e Muito Alto (MA). Os limites propostos para cada classe figuram no quadro 1.1.

CLASSE	TEXTURA GROSSEIRA	TEXTURA MÉDIA E FINA
MB	MO < 0,5%	MO < 1%
B	0,6% < MO < 1,5%	1,1% < MO < 2%
M	1,6% < MO < 5%	2,1% < MO < 7%
A	5,1% < MO < 7%	7,1% < MO < 10%
MA	MO > 7,1%	MO > 10,1%

Quadro 1.1 • Classes de riqueza dos solos em matéria orgânica

Fonte • Dias *et al.*, 1980

CAUSAS E EFEITOS DO EMPOBRECIMENTO DOS SOLOS EM MATÉRIA ORGÂNICA

Contrariando os vaticínios pessimistas de Thomas Malthus que, no século XVIII, previu uma situação generalizada de fome (uma vez que a população do planeta crescia em progressão geométrica e a produção de grãos em progressão aritmética), a humanidade, de um modo geral, tem sabido encontrar resposta para a crescente necessidade de alimentos provocada pela explosão demográfica registada a partir da Revolução Industrial. Tal facto deve-se, principalmente, aos espectaculares aumentos das produções unitárias, conseguidas através da utilização de adubos químicos (Saña e Soliva, 1985; Santos, 1995; Wallace e Terry, 1998).

A taxa de crescimento populacional à escala planetária continua, contudo, a aumentar, observando-se, desde há cerca de duas décadas, uma redução no ritmo de progressão dos rendimentos agrícolas, não obstante a marcada evolução no controlo dos vários factores de produção. Para além disso, a utilização intensiva (e muitas vezes descontrolada) deste tipo de fertilizantes

tem vindo a criar graves situações de poluição, nomeadamente nas águas subterrâneas.

Mantém-se, assim, premente a necessidade de se aumentarem as produções unitárias, o que só será possível se todos os factores que para tal contribuem forem maximizados. Por outro lado, as agressões ambientais entretanto ocorridas despertaram uma compreensível pressão no sentido de que, à vertente produtiva, se associe uma vertente ecológica, preservando deste modo a qualidade do ambiente e a conservação dos recursos, ou seja, a agricultura deverá ser sustentável. Neste contexto, o solo, a principal e não renovável, a curto prazo, fonte de alimentação da humanidade, deverá ser gerido de forma a não só promover o retorno dos investimentos mas também permitir que as futuras gerações possam continuar a tirar dele os mesmos benefícios (Wallace e Terry, 1998).

Uma das formas de promover a conservação do solo, aumentar a sua fertilidade e, simultaneamente, criar condições para a sua formação é, como vimos atrás, manter a matéria orgânica acima dos níveis críticos. Assiste-se, contudo, a uma preocupante diminuição dos teores deste importante componente do solo na quase totalidade dos solos agrícolas porque, à mineralização natural do húmus, que atinge os seus máximos nas regiões mediterrânicas, no caso do continente europeu, se associaram modificações nas práticas culturais ditadas pela agricultura moderna, tais como:

- i) aplicação intensiva de fertilizantes químicos em detrimento dos orgânicos;
- ii) abandono de práticas que restituem matéria orgânica ao solo, tais como a utilização de certo tipo de rotações, as siderações e a incorporação de correctivos orgânicos;
- iii) realização de lavouras profundas, que transferem grande parte da matéria orgânica do solo para o subsolo;
- iv) crescente recurso à irrigação, que aumenta substancialmente a taxa de mineralização da matéria orgânica;
- v) intensificação da monocultura, cujos resíduos, de composição nutritiva uniforme, são colonizados por uma flora microbiana selectiva, com implicações nas taxas de degradação e humificação, as quais são tanto mais elevadas quanto maior a diversificação das populações de microrganismos (Zucconi *et al.*, 1985).

Do depauperamento dos solos em matéria orgânica resulta a utilização de maiores quantidades de adubos químicos cuja aplicação em excesso (em particular a dos adubos azotados) fragiliza as plantas e os animais e aumenta a incidência de doenças provocadas por patogénicos e parasitas, segundo a seguinte relação causa-efeito (Mustin, 1987): solo pobre em matéria orgânica

→ fertilização química acrescida → modificações metabólicas e alteração da composição da seiva → ataque de parasitas → tratamentos mais numerosos e intensos → fragilização de todo o sistema → acidentes culturais mais frequentes → diminuição da qualidade alimentar dos produtos (e também dos rendimentos médios, em sistema intensivo, para os mesmos investimentos relativamente aos factores de produção).

É, assim, imprescindível que se mantenham os teores de matéria orgânica do solo nos níveis adequados recorrendo, se necessário, à aplicação sistemática de correctivos orgânicos ainda que, para tal, seja preciso financiar os agricultores.

ESTADO DE PROVIMENTO EM MATÉRIA ORGÂNICA DOS SOLOS AGRÍCOLAS NACIONAIS

Os resíduos orgânicos em decomposição (nomeadamente no solo) assumem comportamentos distintos em função das características dos vários compostos orgânicos que a constituem. Nos resíduos de natureza animal e nos de natureza vegetal com reduzida relação C/N, a matéria orgânica mineraliza-se num curto espaço de tempo, pouco contribuindo para a produção de húmus; nos dificilmente biodegradáveis (com elevada componente lenhocelulósica) a matéria orgânica decompõe-se lentamente, acrescentando grande quantidade de material estabilizado ao húmus do solo. Este, por sua vez, mineraliza-se muito lentamente, fruto da sua riqueza em fenilpropano e polifenóis que são resistentes à decomposição microbiana (Kononova, 1966).

A taxa de decomposição da matéria orgânica pode ser quantificada pelos coeficientes de humificação (K_1) e de mineralização (K_2). O K_1 (que exprime a percentagem de matéria orgânica incorporada no solo que, anualmente, se estabiliza sob a forma de húmus) apresenta valores médios da ordem de 16%, atingindo o máximo para o estrume e compostado bem maturados (50%) e o mínimo para os ditos «adubos verdes» (5%). O K_2 reflecte a percentagem de matéria orgânica estabilizada ou húmus que, anualmente, se mineraliza. Segundo dados experimentais, varia de 0,5% a 3% nos solos de climas temperados, com um valor médio de 1,7% nos climas temperados marítimos (Mustin, 1987). No caso de Portugal, e principalmente nas regiões meridionais, o clima marcadamente mediterrânico, caracterizado por verões quentes e invernos suaves, permite que a actividade dos microrganismos responsáveis por tal mineralização se exerça com elevado rendimento durante todo o ano, sempre que a humidade do solo não seja limitante, pelo que os coeficientes de mineralização são, em muitos casos, superiores a 2%. Nas áreas irrigadas e nas ocupadas por estufas ou outro tipo de abrigo poderão atingir 3%.

Às condições climáticas e ou topográficas propícias ao empobrecimento da maioria esmagadora dos solos nacionais em MO aliam-se as opções (e também limitações) no plano das práticas agrícolas que vêm contribuindo para esse depauperamento, tais como a ausência de uma sistemática incorporação no solo de correctivos orgânicos, a prática da monocultura em detrimento de rotações que restituam matéria orgânica ao solo, a redução das áreas arborizadas, o alargamento das áreas irrigadas, as lavouras mais profundas, a intensificação da adubação mineral, etc.

O estado de depauperamento dos solos nacionais é evidenciado em estudos realizados com base nos resultados obtidos através da análise de terras para efeitos da formulação de conselho de fertilização. Deles referimos os realizados por Dias *et al.* (1989), Leandro *et al.* (1989) e Gonçalves *et al.* (1995 n.p.). No primeiro, procedeu-se à caracterização sumária do estado geral de fertilidade dos solos agrícolas da Beira Litoral, Beira Interior, Ribatejo e Oeste e Alentejo. No segundo e terceiro, a caracterização restringiu-se aos solos de Entre Douro e Minho e Algarve, respectivamente. Os resultados obtidos, relativamente ao parâmetro matéria orgânica, figuram nos quadros 1.2. e 1.3. As classes de riqueza em MO foram definidas com base nos critérios utilizados no LQARS, atrás mencionados.

Através da análise destes quadros poder-se-á verificar que 24,5% dos solos agrícolas da Beira Litoral apresentam teores de MO abaixo dos níveis críticos (classes de riqueza MB e B) o mesmo sucedendo para 50,9%, 78,3%, 77,9% e 71,3%, respectivamente, dos solos da Beira Interior, Ribatejo e Oeste, Alentejo e Algarve. Embora a situação de depauperamento em MO dos solos agrícolas seja considerável na Beira Litoral e preocupante na Beira Interior, atinge proporções alarmantes na metade sul do país, onde a influência do clima mediterrânico é mais marcante.

REGIÃO AGRÁRIA	NÚMERO DE AMOSTRAS	CLASSES DE RIQUEZA (% DE AMOSTRAS)				
		MB	B	M	A	MA
Entre Douro e Minho	29 245	0,8	2,9	59,0	36,8	0,5
Beira Litoral	36 365	4,1	20,2	63,0	12,1	0,6
Beira Interior	13 773	11,1	39,8	41,3	7,4	0,4
Ribatejo e Oeste	44 189	27,4	50,9	20,8	0,8	0,1
Alentejo	24 988	24,1	53,8	21,3	0,7	0,1

Quadro 1.2 • Distribuição percentual por classe de riqueza em MO dos solos de algumas regiões agrícolas, no período de 1980 a 1988. MB: muito baixo; B: baixo; M: médio; A: alto; MA: muito alto
Fontes • Dias *et al.* (1989), Leandro *et al.* (1989)

NÚMERO DE AMOSTRAS	CLASSES DE RIQUEZA (% DE AMOSTRAS)				
	MB	B	M	A	MA
4379	26,8	44,5	28,7	-	-

Quadro 1.3 • Distribuição percentual por classes de riqueza em MO dos solos do Algarve, no quinquénio 1989/1994

Fonte • Gonçalves *et al.* (1995, n. p.)

ESTIMATIVA DAS NECESSIDADES DE CORRECÇÃO ORGÂNICA DOS SOLOS AGRÍCOLAS NACIONAIS

A partir dos resultados obtidos com os estudos que temos vindo a interpretar (Dias *et al.*, 1989; Leandro *et al.*, 1989; Gonçalves *et al.*, 1995), do recurso a dados estatísticos, disponibilizados pelo INE (1999), sobre a ocupação do solo das regiões agrícolas indicadas no quadro 1.2, e pressupondo valores médios para as variáveis intervenientes nos cálculos efectuados, estimamos as necessidades de matéria orgânica para elevar os teores de MO dos solos agrícolas daquelas regiões para os níveis considerados adequados (Gonçalves, 2001). Os valores obtidos foram da ordem de 116 milhões de toneladas de matéria seca, pelo que as quantidades poderão duplicar, triplicar ou mesmo quaduplicar, consoante os teores de MO e de humidade e o coeficiente de humificação dos correctivos orgânicos utilizados. São valores verdadeiramente astronómicos, o que implica que uma pretendida correcção do solo só se possa atingir mediante uma programação envolvendo muitos anos. Assim sendo, haveria ainda que considerar o coeficiente de mineralização do húmus (K_2) que, para as regiões em estudo, deverá rondar os 2%. Este coeficiente não foi tido em conta nesta estimativa uma vez que também não foram consideradas eventuais restituições de resíduos orgânicos ao solo pelas culturas. Será importante, contudo, referir que as quantidades de húmus que se perderam por mineralização ao longo dos anos foram superiores às produzidas através da restituição daquelas culturas e a prova disso é o contínuo decréscimo do teor de húmus do solo.

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS COM INTERESSE AGRÍCOLA

As estratégias de gestão dos resíduos orgânicos terão que assentar no conhecimento prévio das quantidades e características dos resíduos gerados.

O B J E C T I V O S

- Fornecer alguns dados relativos à produção e características dos resíduos provenientes das explorações pecuárias, das culturas agrícolas e da indústria agro-alimentar, bem como do compostado de RSU e das lamas de ETAR urbanas.
- Referir alguns aspectos relevantes da problemática da gestão dos resíduos sólidos urbanos e do tratamento das águas residuais urbanas, resíduos estes cujo processamento não é da responsabilidade de quem os produz.



ENQUADRAMENTO Os resíduos orgânicos com maior interesse agrícola são, fruto das elevadas quantidades produzidas e da sua composição, os provenientes da agricultura e pecuária (estrumes e chorumes), das residências (resíduos sólidos urbanos e águas residuais urbanas) e da indústria agro-alimentar. A principal propriedade que lhes confere interesse agrícola é a sua riqueza em matéria orgânica, sendo, também, relevante o seu conteúdo em nutrientes. Têm, contudo, potencial contaminante, pelo que devem submeter-se a uma gestão que previna riscos para o ambiente e para a saúde animal e pública. As estratégias de gestão destes resíduos terão, forçosamente, que partir do conhecimento das produções e das suas características intrínsecas.

RESÍDUOS PROVENIENTES DAS EXPLORAÇÕES PECUÁRIAS

PRODUÇÃO PECUÁRIA EM PORTUGAL. REGIÕES DE MAIOR INCIDÊNCIA

Nas últimas décadas, a melhoria dos níveis de vida dos portugueses conduziu a um maior consumo de carnes, principalmente de aves e suínos, e produtos lácteos, como se poderá ilustrar com os dados relativos ao número de efectivos pecuários existentes em Portugal, desde 1961 até 2003, disponibilizados pela FAO (2004), de onde se retiraram os constantes no quadro 2.1. Importará referir que, de 1961 a 2003, a população do país aumentou cerca de 11%.

ESPÉCIE PECUÁRIA	NÚMERO DE ANIMAIS (EM MILHÕES DE UNIDADES)	
	1961	2003
Bovinos	1,108	1,395
Suínos	1,527	2,344
Galináceos	8,500	35,000
Perus	0	7,000
Ovinos	5,029	5,500
Caprinos	0,606	0,550
Cavalos	0,051	0,017

Quadro 2.1 • Efectivo pecuário (em milhões de animais) existente em Portugal em 1961 e 2003
Fonte • FAO (2004)

Por outro lado, assistiu-se a um substancial aumento das populações urbanas (cuja percentagem relativamente à população total se ficou em cerca de 33% em 2002, tendo atingido 74% em 1961) e consequentes migrações do interior para os grandes centros urbanos, do que resultou a concentração da produção animal, nomeadamente de aves e suínos, em áreas específicas do litoral, com a instalação de unidades de maior dimensão, mais especializadas e mecanizadas e, deste modo, de produção mais intensiva. A maior produção animal regista-se nas regiões de Lisboa e Vale do Tejo, onde se atinge maior incidência de unidades de grandes dimensões, utilizando processos de exploração mais intensivos, e nas regiões da Beira Litoral e Entre Douro e Minho.

Frequentemente, as explorações não são providas de áreas agrícolas com dimensão suficiente para que as culturas possam utilizar os nutrientes contidos pelos estrumes e chorumes gerados, principalmente o fósforo e o azoto, originando preocupantes excessos. Verifica-se, também, a existência de casos de má gestão destes resíduos. Destas situações resulta a ocorrência de efeitos adversos nos recursos naturais, nos animais e saúde pública, a que nos referiremos no Capítulo 3.

PRODUÇÕES UNITÁRIAS DE EXCREMENTOS, ÁGUAS DE LAVAGEM E MATERIAIS DAS CAMAS

Para seleccionar e dimensionar as estruturas e o equipamento relativos aos sistemas de recolha, transporte, armazenamento e tratamento das explorações pecuárias e, em certa medida, o destinado à aplicação dos estrumes ou chorumes ao solo, é fundamental conhecerem-se as produções e as características dos resíduos produzidos.

Nos quadros 2.2 e 2.5 apresentam-se valores médios relativos à produção e composição dos resíduos orgânicos gerados por algumas espécies pecuárias. Tais valores reportam-se, tão-somente, aos obtidos através da análise dos excrementos (fezes e urina) recolhidos antes de qualquer processamento, por serem os mais fiáveis, pese embora a produção e composição dos excrementos sejam dependentes não só da espécie animal, da sua idade e estágio no ciclo de vida (crescimento, engorda ou reprodução), mas também do tipo e composição das dietas, das condições climáticas, das quantidades de água ingerida, do tipo de estabulação, etc. Para além disso, os excrementos analisados poderão conter maiores ou menores quantidades de materiais de outra natureza difíceis de detectar nas amostras, como, por exemplo, pêlos, penas, restos de alimentos e poeiras.

Para melhor permitir a comparação do potencial impacte ambiental criado pelas diferentes espécies pecuárias, os valores relativos à produção de excrementos (quadro 2.2) estão expressas em kg/dia ou dm³/dia por 500 kg de peso vivo.

Os sistemas de gestão utilizados podem, também, alterar substancialmente a produção e composição dos resíduos gerados, quer devido à diluição dos excrementos com maiores ou menores quantidades de água de lavagem, quer devido à incorporação naqueles de palhas e solo.

No que se refere às águas de lavagem, ou eventualmente de outra proveniência, que são recolhidas conjuntamente com os excrementos, poder-se-ão estimar, ainda que grosseiramente, as quantidades necessárias, atendendo, nomeadamente, à espécie, peso e estágio no ciclo de vida, conforme se indica no quadro 2.3. Será importante referir que as condições climáticas de Portugal propiciam a propagação de doenças provocadas por microrganismos patogénicos e parasitas, pelo que é recomendável proceder-se a lavagens frequentes das pocilgas e estábulos, o que obviamente acarreta maiores consumos de água.

ESPÉCIES PECUÁRIAS (CATEGORIAS)	PESO (Kg)	PROD. TOTAL DE EXCREMENTOS (POR 500 Kg DE PESO VIVO)		SÓLIDOS TOTAIS (%, NA MAT. FRESCA)
		EM Kg/DIA	EM Dm ³ /DIA	
Vaca leiteira	450	41,3	41,6	12,7
Bovino de engorda	450	30,2	31,5	11,6
Vitela	90	31,1	31,6	8,4
Leitão	15	33,3	36,6	9,2
Porco de engorda	30	31,6	32,6	9,2
Porco de engorda	70	31,4	32,2	9,2
Porco de engorda	110	33,6	35,5	9,2
Porca reprodutora	125	16,0	16,4	9,2
Varrasco	160	15,6	16,6	9,2
Ovelha	45	20,0	18,9	25,0
Galinha poedeira	1,8	26,4	28,3	25,2
Frango	0,9	35,6	37,8	25,2
Peru	6,8	23,7	23,4	25,5
Cavalo	450	22,7	23,4	20,5

Quadro 2.2 • Valores aproximados da produção total e percentagem de sólidos totais dos excrementos (fezes e urina) produzidos por algumas espécies pecuárias
Adaptado de USDA (1992)

Relativamente aos materiais que constituem as camas (geralmente palhas de milho ou de arroz, serradura ou aparas de madeira) apresentam-se, no quadro 2.4, as quantidades médias utilizadas no Reino Unido, por animal, consoante o sistema de estabulação.

Analisando, ainda que superficialmente, os resultados do quadro 2.2, é possível retirar que, do ponto de vista da sua consistência, os excrementos dos bovinos e suínos contêm, antes do seu processamento, teores de matéria seca inferiores a 12%. Apresentam-se, assim, sob a forma líquida ou pastosa, recebendo, habitualmente, a designação de chorume bruto.

Podem ser recolhidos com ou sem as águas de lavagem dos estábulos e armazenados em fossas ou tanques, cuja capacidade deverá ser equacionada, conforme se indica no Capítulo 4, em função do número de animais, do volume das águas de lavagem e do período necessário de armazenamento antes da sua utilização na agricultura, ou submetidos a tratamento biológico em lagoas.

A consistência dos resíduos poderá modificar-se substancialmente se existirem camas ou, se durante o processamento, houver lugar à separação sólidos-líquidos (*vide* Capítulo 4).

Os excrementos das aves apresentam-se na fase sólida, misturados, aquando da recolha, com as coberturas dos pavimentos (geralmente aparas de madeira ou serradura), sendo recomendável a sua substituição após cada série de frangos de engorda.

ESPÉCIES PECUÁRIAS	QUANTIDADES DE ÁGUAS DE LAVAGEM
Vaca leiteira com cerca de 600 kg	7 m ³ /ano
Bovino de engorda de 320 a 520 kg	3,1 m ³ /ano
Bovino de engorda de 120 a menos de 320 kg	2,8 m ³ /ano
Vitela ou bezerro até um ano de idade	1,7 m ³ /ano
Porca reprodutora com mais de 120 kg, incluindo leitões	5,4 m ³ /ano
Varrasco	2,8 m ³ /ano
Porco de engorda de 65 a 110 kg	2,4 m ³ /ano
40 galinhas poedeiras ou 100 frangos de engorda	0,5 m ³ /ano

Quadro 2.3 • Estimativa das quantidades de águas de lavagem ou de outra proveniência que são recolhidas conjuntamente com os excrementos gerados por algumas espécies pecuárias Adaptado de MADRP (1997); dados originais de Ryser *et al.* (1995)

ANIMAL	SISTEMA DE ESTABULAÇÃO	MATERIAL UTILIZADO	QUANTIDADES MÉDIAS*
Vaca leiteira	Em pesebres	Palha Serradura	120 kg/180 dias 150 kg/180 dias
Vaca leiteira	Estabulação livre	Palha	530 kg/180 dias
Bovino de carne	Estabulação livre	Palha	530 kg/180 dias
Suíno	Pocilgas com cama	Palha	102 kg/ano
Galinha poedeira	Criação no solo, em camas	Palha ou aparas de madeira	1 kg/ano
Frangos	Criação no solo, em camas	Palha ou aparas de madeira	0,5 kg/ frango, por série

Quadro 2.4 • Quantidades médias de material de camas utilizadas por animal estabulado

* Para converter peso em volume, dever-se-ão considerar as densidades dos materiais utilizados
Adaptado de MADRP (1997); dados originais de MAFF (1991)

CARACTERÍSTICAS DOS EXCREMENTOS

Relativamente às características dos excrementos gerados pelas espécies pecuárias, algumas das quais se apresentam no quadro 2.5, importará referir, ainda que superficialmente, algumas propriedades que lhes conferem interesse agronómico mas também características passíveis de originar efeitos adversos no ambiente.

De um modo geral, os excrementos das espécies pecuárias contêm níveis apreciáveis de matéria orgânica e teores não despidiendos de nutrientes minerais, mesmo quando reportados à matéria fresca. O azoto apresenta-se sob as formas orgânica e amoniacal, sendo as concentrações desta última mais elevadas nos casos dos galináceos e suínos; o potássio constitui sais de elevada solubilidade, quase na totalidade provenientes da urina dos animais; o fósforo encontra-se em formas predominantemente orgânicas, passíveis de uma rápida hidrólise, com a consequente libertação de compostos solúveis.

Sendo grande parte dos compostos orgânicos que os constituem facilmente biodegradáveis, os excrementos iniciam rapidamente a sua decomposição, pelo que nos sistemas de armazenamento, principalmente naqueles em que os resíduos são submetidos a condições anaeróbias, se verifica a ocorrência de compostos gasosos de composição diversa, entre os quais se salientam o amoníaco (NH_3), o metano (CH_4) o dióxido de carbono (CO_2) e compostos de enxofre, tais como o sulfureto de hidrogénio (H_2S) e os mercaptanos.

ESPÉCIE PECUÁRIA	VALORES APROXIMADOS (Kg/DIA/500 Kg DE PESO VIVO)						
	Mat. Org.	CQO*	CBO ₅ **	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Rel. C/N
Vacas leiteiras	4,30	4,45	0,80	0,23	0,07	0,16	10
Bovinos de engorda (a)	3,02	3,05	0,68	0,15	0,11	0,14	11
Bovino de engorda (b)	3,20	3,00	0,65	0,15	0,11	0,12	10
Leitões (c)	4,40	4,90	1,70	0,30	0,30	0,20	8
Porcos de engorda (d)	2,70	3,03	1,04	0,21	0,18	0,13	7
Porcas reprodutoras	1,07	1,19	0,41	0,10	0,07	0,07	6
Varrascos	0,90	0,69	0,33	0,07	0,07	0,60	6
Ovelhas	4,15	5,50	0,50	0,23	0,07	0,18	10
Galinhas poedeiras	5,40	6,85	1,85	0,41	0,34	0,20	7
Frangos	7,50	9,50	2,55	0,55	0,39	0,28	8
Perus	4,85	6,15	1,65	0,37	0,32	0,17	7
Cavalos	4,67			0,14	0,07	0,11	19

Quadro 2.5 • Teores de macronutrientes principais e outras características dos excrementos (fezes e urina) gerados diariamente por 500 kg de peso vivo de algumas espécies pecuárias, reportados à matéria fresca; *: carência química de oxigênio; **: carência bioquímica de oxigênio; (a): pesando entre 350 kg e 500 kg; (b): pesando entre 200 kg e 350 kg; (c): com peso até 15 kg; (d): com peso entre 15 kg e 100 kg Adaptado de USDA (1992).

Os excrementos apresentam, de um modo geral, reduzidas relações C/N, pelo que, da sua decomposição, após incorporação no solo sem os materiais das camas ou outro materiais de origem vegetal, resultarão elevadas taxas de mineralização, em detrimento da formação de húmus.

Os excrementos das aves, e de entre estes os dos frangos de engorda, são, por apresentarem teores mais elevados de matéria seca, os mais ricos em matéria orgânica e nutrientes, o que lhes confere, à partida, maior valor fertilizante, mas, também os valores mais elevados de carência química de oxigênio (CQO) e carência bioquímica de oxigênio (CBO). Estes parâmetros permitem avaliar, como veremos no Capítulo 3, a potencial depleção do oxigênio dissolvido na água, de que pode resultar a morte por asfixia de peixes e outros seres aquáticos, provocada pela descarga de resíduos orgânicos nos cursos de água.

Os excrementos de suíno e de galináceo poderão conter níveis elevados dos metais pesados cobre e zinco, fruto das rações utilizadas.

A presença de organismos patogénicos é outro aspecto a ter em consideração no que toca às características dos resíduos. Suscitam maior preocupação espécies de bactérias dos géneros *Salmonella*, *Clostridium*, *Brucella*, *Streptococcus*, *Escherichia*, *Mycobacterium*, *Yersinia*, *Listeria*, *Campylobacter*, *Bacillus*, de protozoários do género *Criptosporidium*, *Eimeria* e *Toxoplasma*, de vírus, tais como os causadores da peste suína africana, doença vesicular dos suínos e a doença de Aujeszky, e, ainda, de vermes das espécies *Ascaris* e *Toxocara* (Burton & Turner, 2003).

RESÍDUOS DAS CULTURAS

Os resíduos das culturas, nomeadamente os relativos às partes aéreas das plantas, constituem uma importante fonte de carbono orgânico e, em certa medida, de macro e micronutrientes, pelo que deverão ser devolvidos ao solo sempre que, obviamente, outras alternativas de utilização pontualmente mais vantajosas não venham a ocorrer. Da decomposição aeróbia daqueles resíduos no solo resultam quantidades apreciáveis de matéria orgânica estabilizada, ou húmus, cujos níveis gerados anualmente por algumas culturas atingindo produções médias que se apresentam no quadro 2.6.

CULTURA	HÚMUS PRODUZIDO POR ANO
Trigo (palha)	400 kg/ha
Trigo (raízes e restolho)	400 kg a 800 kg/ha
Raízes e restolho de outros cereais	300 kg a 500 kg/ha
Milho (raízes, restolho e canas)	700 kg a 1400 kg/ha
Milho (raízes e restolho)	400 kg a 800 kg/ha
Beterraba (folhas e coroas)	450 kg a 900 kg/ha
Colza (raízes, palha e silicuas)	1500 kg a 2600 kg/ha
Prado temporário (consoante a sua duração)	1000 kg a 3000 kg/ha
Luzerna (enterrando o último corte)	1500 kg a 4000 kg/ha
Aubos verdes	40 kg/t

Quadro 2.6 • Quantidades médias de húmus produzido anualmente por algumas culturas
Fonte • Moreno (1996), com dados originais de Henin (1972) e Gross (1986)

De um modo geral, quanto mais elevada for o teor de lenhina e celulose e, subsequentemente, a relação C/N dos materiais vegetais, maiores quantidades de húmus se produzem. Em caso contrário, verifica-se uma rápida mineralização com a libertação de nutrientes associada. Por esta razão, é prática normal utilizar plantas jovens, principalmente leguminosas (que apresentam teores elevados de azoto relativamente ao carbono na sua composição), em siderações, com o intuito de se fornecer azoto ao solo, ou seja, como adubos verdes, não se tendo em conta as quantidades de matéria orgânica estabilizada que possam vir a produzir.

Outros resíduos agrícolas e florestais podem ser utilizados como correctivos orgânicos ou suportes de culturas, tais como material previamente triturado proveniente de podas e da limpeza de matas, parques e jardins, «casca» de árvores, agulhas de pinheiro, serradura, aparas de madeira, etc., estes últimos de difícil biodegradabilidade devido ao elevado teor em lenhina e celulose, atingindo, frequentes vezes, valores da relação C/N muito superiores a 200.

No planeamento da aplicação dos resíduos vegetais ao solo deverão ter-se em conta os seguintes efeitos que podem afectar, por vezes gravemente, as culturas procedentes:

EFEITOS ASSOCIADOS À RELAÇÃO C/N DOS RESÍDUOS

Os compostos linhocelulósicos podem conferir ao material vegetal elevadas relações C/N. No processo de decomposição no solo, os microrganismos responsáveis pelo mesmo só conseguem actuar com eficiência em substratos cuja relação C/N não ultrapasse 35. Deste modo, as limitações de azoto, necessário para a constituição de novas células, ou seja, para a multiplicação dos microrganismos no substrato, tenderão a ser superadas através da assimilação do azoto disponível no solo, estabelecendo-se a competição entre os microrganismos e as plantas por aquele nutriente. Estes efeitos, que podem afectar grandemente a produção vegetal, são temporários, manifestando-se num período de tempo tanto mais dilatado quanto mais elevada for a relação C/N dos resíduos. Podem ser minorados através do reforço das adubações azotadas.

EFEITOS ALELOPÁTICOS

As plantas sintetizam substâncias capazes de inibir a germinação de outras culturas, limitando, deste modo, a competição. Quando os resíduos das

plantas se decompõem no solo, aquelas substâncias podem afectar as culturas procedentes, originando quebras de produção. Geralmente, as substâncias inibidoras da germinação degradam-se algumas semanas após a incorporação dos resíduos no solo, pelo que algum espaço de tempo deverá mediar entre tais incorporações e a sementeira da cultura que se segue.

TRANSMISSÃO DE DOENÇAS DAS PLANTAS

Colocando-se o risco de os resíduos de culturas afectadas por microrganismos patogénicos, em que parte do ciclo de vida decorre no solo, transmitirem as doenças às culturas procedentes, as incorporações só devem ser realizadas após prévio tratamento daqueles resíduos.

Estes efeitos podem ser ultrapassados através da submissão dos resíduos a uma decomposição aeróbia controlada, ou seja, ao tratamento por compostagem, cujos princípios analisaremos no Capítulo 4, uma vez que deste tratamento resulta a degradação dos compostos orgânicos alelopáticos, a eliminação ou inibição dos microrganismos patogénicos e a redução da relação C/N dos resíduos. O que se afirmou poderá comprovar-se pelos resultados obtidos num ensaio em que submetemos a compostagem, ao longo de seis meses, uma pilha com 30 m³ de resíduos verdes triturados provenientes da poda de árvores e da limpeza de parques e jardins, aos quais se adicionou uma pequena percentagem de compostado de RSU, para actuar como *starter* (quadro 2.7).

PARÂMETROS	DIAS DE COMPOSTAGEM					
	0	29	63	97	119	180
pH (H ₂ O)	7,3	7,8	8,0	8,1	7,8	7,8
CE* (mS/cm, a 25° C)	1,3	1,5	2,1	2,3	2,4	2,4
Matéria orgânica (%)	81,2	45,9	48,5	43,8	40,2	28,0
Carbono total (%)	45,1	25,5	26,9	24,3	22,4	15,5
Carbono orgânico (%)	36,9	23,1	23,4	20,8	21,6	12,2
Azoto total (%)	0,7	0,9	1,0	0,9	0,9	1,1
Relação C total/N total	64	37	27	22	24	12
Coliformes fecais (ufc**)	46 000	460	15	43	43	4
Estreptococos fecais (ufc)	40 000	67 000	60 000	<10	80	<10
Salmonela (em 25 g de compostado)	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Decréscimo no teor de matéria orgânica (%)	0	35	35	47	53	62

Quadro 2.7 • Evolução de alguns parâmetros e índices ao longo da compostagem de uma pilha de resíduos verdes provenientes da poda de árvores e da limpeza de parques e jardins.

*: condutividade eléctrica; **: unidades formadoras de colónias

Fonte • Gonçalves *et al.* (2000)

RESÍDUOS DA INDÚSTRIA AGRO-ALIMENTAR

A indústria agro-alimentar gera grandes quantidades de subprodutos com elevadíssimos teores de matéria orgânica para os quais não se encontra, frequentemente, colocação, do que resulta a sua acumulação em áreas anexas à unidade fabril e conseqüente risco de poluição ambiental. No quadro 2.8 listamos alguns destes subprodutos, mencionando a sua constituição e principais características.

Muitas vezes, as características dos subprodutos em apreço não aconselham a compostagem de um único tipo de resíduo, sendo necessário proceder ao tratamento aeróbio de misturas (co-compostagem) que se complementem em termos de composição física e química, ou utilizar material estruturante, de forma a se obterem valores em diversos parâmetros da massa a tratar que possam garantir uma elevada eficiência do processo bioxidativo.

Importará, também, referir que alguns dos resíduos, nomeadamente os provenientes de matadouro, que integram vísceras, sangue, penas e pêlos, que são, pela sua natureza, susceptíveis de fortes contaminações com microrganismos patogénicos, deverão, por razões de segurança, ser submetidos a tratamento térmico, tendo em vista a sua esterilização e desidratação.

DESIGNAÇÃO	CONSTITUIÇÃO	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS	OBSERVAÇÕES
Bagaços de uva	Películas, sementes, engaço, resultantes da prensagem das uvas.	Teores em macronutrientes relativamente elevados, principalmente K e P; relação C/N entre 20 e 25; pH na gama do neutro.	Podem libertar fenóis aquando da sua decomposição. Será conveniente o tratamento por compostagem antes da sua incorporação no solo ou integração em suportes de culturas.
Bagaços de azeitona	Resíduos sólidos resultantes da prensagem da azeitona.	pH na gama do ácido; relação C/N entre 20 e 30.	Contêm elevadas quantidades de ácidos orgânicos e fenóis, devendo ser compostados.
Subprodutos da indústria cervejeira	Resíduos de lúpulo e cevada, após maceração e fermentação.	pH na gama do neutro; pobre em macronutrientes.	



Borras de café	Resíduos constituídos por grãos de café moídos.	Teores de N relativamente elevados e muito reduzidos, nos casos do P e K; pH na gama do ácido.	Granulometria muito reduzida, sendo recolhidos com aspecto pastoso. Quando compostados, devem ser misturados com material estruturante, para melhorar o arejamento da pilha.
Resíduos de matadouro e da indústria de carnes	Vísceras, sangue, penas, pêlos, etc., submetidos a tratamento térmico, tendo em vista a esterilização.	Teores elevados de N e, muitas vezes, de P; relações C/N muito reduzidas.	Quando apresentam grande quantidade de gordura, o tratamento por compostagem é complicado. A sua riqueza em N permite a sua classificação como adubos, desde que o seu processamento seja adequado.
Subprodutos da indústria de frutos e legumes	Restos de vegetais provenientes das indústrias de congelação, enlatamento, pré-confecção, etc.	Dependentes do material vegetal processado.	

Quadro 2.8 • Alguns subprodutos da indústria agro-alimentar. Constituição e principais características

Os resíduos de matadouro apresentam, também, um elevado teor de azoto e, habitualmente, de fósforo, razão pela qual poderão ser classificados de adubos orgânicos, o que lhes confere mais-valia relativamente a outros resíduos de natureza vegetal que, após o devido tratamento, só podem ser considerados correctivos orgânicos.

RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os resíduos sólidos urbanos, popularmente designados de lixo, são submetidos a sistemas de recolha, transporte, triagem, tratamento e eliminação realizados pelas autarquias ou empresas contratadas para o efeito, pelo que a sua gestão não é, ao contrário do que acontece com os resíduos das explorações pecuárias, da plena responsabilidade dos proprietários das explorações. Este facto permite assegurar que, salvo situações de diminuta relevância em termos de saúde pública e animal, só seja utilizado na agri-

cultura compostado higienizado, resultante da triagem e posterior tratamento biológico dos RSU.

Com este quadro, faria sentido limitarmo-nos, neste manual, à descrição das características do compostado de RSU. Contudo, porque se trata de um assunto de reconhecida actualidade, de interesse generalizado e rodeado de polémica, não podemos deixar de apresentar uma introdução à problemática da produção, gestão, tratamento e eliminação dos RSU, após o que passaremos à caracterização do compostado.

PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DOS RSU

Motivos de carácter socioeconómico provocaram grande crescimento e concentração populacional nas áreas urbanas. Estas razões, associadas ao estilo de vida dominante nos últimos cinco decénios (utilização de bens materiais de curta duração, proliferação de embalagens não reutilizáveis e dificilmente degradáveis) conduziram a que se tenha vindo a assistir a uma tendência geral para o aumento da produção de RSU.

Em Portugal, a taxa de crescimento da produção anual de RSU foi, de acordo com «Plano Nacional de Resíduos» (MARN/DGA, 1995), da ordem de 3% (cerca de 3 milhões de toneladas em 1990 e 3,5 milhões de toneladas em 1994). Não foi, ainda, possível reduzir aquela taxa de crescimento, uma vez que o documento «Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis destinados a Aterros» (Instituto dos Resíduos, 2003) informa que a produção de RSU atingiu 4,6 milhões de toneladas em 2002.

Aos problemas inerentes ao processamento de grandes volumes de RSU, acresce o facto de estes terem potencial epidémico e poluente. Com efeito, cerca de 35,9% dos RSU produzidos em Portugal – a totalidade «materiais fermentáveis», conjuntamente com cerca de metade dos «finos» (quadro 2.9) – constituem a fracção orgânica facilmente biodegradável que, quando não tratada, é substrato ideal para a proliferação de vírus, bactérias, protozoários, fungos e vermes. Estes organismos podem afectar o homem directamente, quando em contacto com os detritos ou exposto a poeiras e fumos deles emanados, ou indirectamente, através da contaminação do solo e dos recursos hídricos.

Os RSU contêm, igualmente, embora em pequena percentagem, resíduos designados especiais ou perigosos, constituídos por pilhas, acumuladores, material eléctrico, tintas, vernizes, colas, hidrocarbonetos, diluentes, medicamentos, ácidos minerais, etc., que são fonte de contaminação por conterem metais pesados, PCB, PAH e outros poluentes potencialmente tóxicos e/ou mutagénicos que, transportados pelo ar e pela água, contaminam o ambiente e põem em perigo a saúde pública.

COMPONENTE	1994 (%)*	2000 (%)**
Materiais fermentáveis	34	35,9
Papel e cartão	24	23,7
Plástico	14	11,1
Vidro	5	5,6
Têxteis	3	3,4
Metais	3	2,4
Madeira		0,3
Finos	24	12,0
Outros	12	5,7

Quadro 2.9 • Composição física dos RSU produzidos em Portugal (continente) em 1994 e 2000
Fontes • *: DGA (1994); **: Instituto dos Resíduos (2003)

GESTÃO DOS RSU

Em muitos países, e o nosso não é excepção, ainda se continuam a lançar, de forma indiscriminada, os RSU em vazadouros ou lixeiras, muitas vezes a céu aberto, sem qualquer tipo de controlo, prática que constitui um verdadeiro atentado para o ambiente e saúde pública.

Em Portugal, o Instituto dos Resíduos tem vindo a envidar um grande esforço para modificar a situação confrangedora que se registava no início dos anos 90, através da selagem das lixeiras e sua substituição por tecnossistemas ambientalmente mais seguros, conforme se poderá verificar pela observação do quadro 2.10.

DESTINO FINAL DOS RSU PRODUZIDOS	1995 (%)*	2000 (%)**
Lixeira	76	6
Aterro controlado	15	54
Compostagem	9	6
Incineração	-	22
Recolha selectiva	-	6

Quadro 2.10 • Destino final dos RSU produzidos no Portugal continental
Fontes • *: PERSU (1996); **: Instituto dos Resíduos (2003)

Sublinha-se tal esforço porque os processos tendendo à implementação de novos tecnossistemas são extremamente complicados e morosos, devido

à frequente oposição das populações, naturalmente preocupadas com os potenciais riscos ou incómodos resultantes da presença de uma grande massa de resíduos em local próximo da sua comunidade. Assume-se, assim, a posição «NIMBY» («Not In My Back Yard»), ou seja, todos querem o problema do lixo resolvido mas «longe do seu quintal».

Isto conduz a que a selecção de novas áreas para a instalação de estações de tratamento ou aterros envolva não só estudos de impacte ambiental mas também morosas negociações, nas quais é necessário estabelecer contrapartidas de índole social, financeira e política. Infere-se, nesta conjuntura, que as estratégias de gestão dos RSU deverão merecer a aceitação das populações, a aprovação da comunidade científica e, ainda, ser atractivas para as empresas e autarquias envolvidas (o que se tem revelado difícil de alcançar).

Permanece, porém, a incapacidade de implementar medidas para refrear a produção de RSU, tais como a redução na fonte e a reutilização, só passíveis de serem concretizadas com o envolvimento das populações, nomeadamente através da separação de várias componentes do «lixo» na fase de deposição domiciliária. Tal incapacidade colocava Portugal, nos princípios dos anos 90, numa posição lamentável, comparativamente a outros países industrializados.

Esperamos que os esforços que têm vindo a ser envidados pelas autoridades competentes, nomeadamente o Instituto dos Resíduos, possam ter alterado ou venham, a curto prazo, a alterar esta situação, o que só é possível através da uma gestão integrada dos RSU.

GESTÃO INTEGRADA DOS RSU

Para controlar a produção RSU, reduzir a utilização de matérias-primas (florestais, minerais, água potável) e minorar a contaminação dos recursos naturais com metais pesados, micropoluentes orgânicos e organismos patogénicos (*vide* Capítulo 3), sem pôr em causa o desenvolvimento, é imprescindível a adopção de medidas que promovam a gestão integrada destes resíduos. Tal gestão passa estabelecimento de uma hierarquização das suas componentes ou operações, definindo-se, deste modo, prioridades, a saber:

- Primeira prioridade: **redução ou minimização.**
Só será possível alcançar a redução da produção de resíduos através de políticas que promovam o fabrico de bens de mais longa duração e de embalagens reutilizáveis. Os materiais a utilizar na produção

industrial deverão ser criteriosamente seleccionados de forma a prevenir impactes ambientais negativos, ou seja, dever-se-á preferir os materiais que não só requeiram menor consumo de matérias-primas e recursos energéticos mas também origemem, no final do ciclo produtivo, resíduos cujo tratamento e deposição final se possam realizar de forma ambientalmente segura.

- Segunda prioridade: **recolha selectiva**.
A recolha selectiva, efectuada a partir da triagem na fase de deposição domiciliária proporciona, como atrás se disse, uma separação mais efectiva dos materiais potencialmente recicláveis evitando, ainda, que as fileiras inertes (vidro, plástico, metais) ou de biodegradação mais lenta (papel e cartão, têxteis) se sujem pelo contacto com a matéria orgânica e que esta, por sua vez, seja contaminada com metais pesados, micropoluentes orgânicos, etc., no contacto com os materiais constituintes das restantes fileiras. É, deste modo, possível maximizar a valorização orgânica e a reciclagem multimaterial dos RSU e, conseqüentemente, produzir um composto mais limpo, em termos de inertes, metais pesados e outros contaminantes.
- Terceira prioridade: **tratamento e valorização**.
Os materiais recolhidos separadamente deverão sofrer tratamento adequado de acordo com a sua natureza: as fileiras inertes deverão ser submetidas, nas estações de triagem, a separação mais efectiva (triagem fina) e subsequente preparação das fracções comercializáveis; a matéria orgânica deverá ser submetida a tratamento biológico por compostagem ou digestão anaeróbia; os materiais não recicláveis poderão ser alvo de valorização energética através de incineração. O facto de se limitar o tratamento por incineração à fracção não reciclável dos RSU permite, relativamente à opção por este tratamento como primeira prioridade, reduzir os graves riscos de poluição, uma vez que as quantidades de resíduos a incinerar serão substancialmente inferiores e por ter sido possível retirar do fluxo dos RSU materiais capazes de gerar emissões perigosas quando incinerados.
- Quarta prioridade **deposição em aterro**.
O material remanescente das operações de triagem e o resíduo resultante da valorização/tratamento dos RSU (designado de resíduo final ou resíduo último) deverá ser confinado em aterros controlados, cujos requisitos de construção, modo de exploração, controlo de emissões e monitorização possam garantir segurança.

VANTAGENS E INCONVENIENTES DOS VÁRIOS MÉTODOS DE TRATAMENTO DE RSU

No Capítulo 4, em que se apontam medidas para uma gestão eficiente e segura dos resíduos orgânicos, fazemos referência aos princípios da compostagem e digestão anaeróbia.

Não queremos, contudo, deixar de enumerar, nesta secção do manual (quadros 2.11 a 2.13), as principais vantagens e inconvenientes dos tratamentos acima referidos, bem como da incineração, porque nos encontramos numa altura em que as associações de municípios, por força da Directiva 1999/31/CE, do Conselho das Comunidades, relativa à deposição dos resíduos em aterros, devem colocar a concurso e decidir sobre o tipo de tratamento a implementar para os RSU gerados nas suas áreas de jurisdição.

Esta questão, que opõe os defensores de uma gestão dos RSU envolvendo a redução, reciclagem multimaterial e tratamento biológico aos que preconizam a incineração da totalidade dos RSU, despertou acesa polémica, constituindo, até, uma bandeira para fins eleitorais.

VANTAGENS	INCONVENIENTES
1) redução significativa (cerca de 30%) do volume da fracção biodegradável dos RSU e valorização desta através da produção de um compostado higienizado e suficientemente maturado;	1) uma parte significativa dos RSU provenientes de recolha indiferenciada não sofre alteração (plásticos, vidro, metais, grande parte do papel, etc.);
2) os rejeitados da compostagem apresentam níveis reduzidos de materiais facilmente biodegradáveis e relações CBO/CQO muito baixas, indo ao encontro do disposto na Directiva 1999/31/CE, relativa à deposição dos resíduos em aterros;	2) durante o processo bioxidativo produz-se dióxido de carbono, um dos responsáveis pelo efeito de estufa;
3) os rejeitados apresentam um poder calorífico mais elevado que o da globalidade dos RSU, possibilitando um melhor rendimento das incineradoras (particularmente dos seus fornos) que os utilizam, comparativamente com as que queimam a totalidade destes resíduos, reduzindo, deste modo, o perigo de contaminação ambiental.	3) o compostado pode conter níveis relativamente elevados de metais pesados, contaminantes orgânicos e inertes, o que pode condicionar a sua utilização na agricultura.

Quadro 2.11 • Principais vantagens e inconvenientes da compostagem

VANTAGENS	INCONVENIENTES
1) redução significativa (40-50%) do volume da fracção biodegradável dos RSU;	1) uma parte significativa dos RSU provenientes de recolha indiferenciada não sofrem alteração (plásticos, vidro, metais, etc.);
2) permite a dupla valorização dos RSU submetidos a tratamento, pois possibilita a recuperação de energia sob a forma de biogás (metano) e a valorização da matéria orgânica através da produção de um digerido que, após tratamento aeróbio complementar, pode ser comercializado como compostado.	2) custos mais elevados, designadamente de investimento, do que os das estações de compostagem;
	3) o digerido produzido necessita de ser submetido a posterior tratamento aeróbio, tendo em vista a obtenção de um compostado maturado;
	4) o compostado pode conter níveis relativamente elevados de metais pesados, contaminantes orgânicos e inertes, o que pode condicionar a sua utilização na agricultura;
	5) reduzida experiência acumulada na utilização das tecnologias destinadas ao tratamento de grandes quantidades de RSU;
	6) maior susceptibilidade do que a compostagem relativamente à ocorrência de problemas no processamento dos RSU não provenientes de recolha selectiva, nomeadamente nos sistemas de «digestão húmida contínua»;
	7) susceptibilidade à ocorrência do «efeito de silagem», designadamente nos sistemas de «digestão sólida contínua»;
	8) libertação dos gases metano e dióxido de carbono, que contribuem para o efeito de estufa.

Quadro 2.12 • Principais vantagens e inconvenientes da digestão anaeróbia

VANTAGENS	INCONVENIENTES
1) necessita de áreas relativamente reduzidas de terreno;	1) custos muito elevados de investimento e manutenção;
2) permite uma nítida redução de peso e ainda maior redução de volume dos RSU (cerca de 70% e 90%, respectivamente);	2) necessidade de aterros especiais para a deposição das escórias e cinzas volantes, de elevado potencial tóxico, dada a sua elevada



	carga em metais pesados e micropoluentes orgânicos;
3) permite a eliminação total dos microrganismos patogénicos, incluindo vírus;	3) frequentes paragens para as operações de manutenção;
4) permite uma recuperação assinalável de energia.	4) eliminação da possibilidade de reintegração no ciclo produtivo da fracção orgânica biodegradável e de outras fileiras passíveis de reciclagem multimaterial, dos RSU;
	5) produção de grande quantidade de águas residuais (provenientes dos sistemas de arrefecimento e/ou lavagem e/ou depuração) com elevados níveis de contaminação;
	6) apesar de as modernas centrais de incineração estarem equipadas de sofisticados sistemas para depuração dos gases produzidos, subsiste o perigo de lançamento para a atmosfera de substâncias tóxicas e/ou teratogénicas

Quadro 2.13 • Principais vantagens e inconvenientes da incineração

COMPOSTADO DE RSU: PRODUÇÃO, CARACTERÍSTICAS E QUALIDADE

Poderemos designar de compostado ou composto o produto higienizado e suficientemente estabilizado, resultante da decomposição da matéria orgânica por compostagem que, após uma fase de degradação, se encontra em processo de humificação e cujas características são de molde a beneficiar o crescimento vegetal.

Um compostado suficientemente estabilizado também se designa de compostado maturado. Esta terminologia, de sentido exclusivamente agronómico, revela que a biodegradabilidade do compostado se reduziu de tal forma que a sua utilização agrícola se pode efectuar, do ponto de vista da estabilidade do fertilizante, sem restrições, por ser negligenciável o seu teor em fitotoxinas.

Preferimos o termo compostado em detrimento de composto, uma vez que este último origina alguma ambiguidade, suscitada pelo facto de aplicar a mesma designação aos adubos apresentando mais de um nutriente declarável, no âmbito dos fertilizantes (Santos, 1995), e às substâncias constituídas por mais do que um elemento, no âmbito da química.

Muitos autores designam, também, de composto o digerido proveniente da digestão anaeróbia, o que consideramos errado, por definição. O digerido só merecerá tal designação após submissão a tratamento aeróbio, tendo em vista a sua maturação.

No continente, encontram-se presentemente em laboração quatro estações de compostagem, produzindo anualmente cerca de 60 000 toneladas de composto de RSU. A curto ou médio prazo serão construídas muitas mais estações de compostagem ou de digestão anaeróbia/compostagem e ampliadas algumas das unidades existentes, prevendo o Instituto dos Resíduos que a produção deste tipo de composto aumente para cerca de 260 000 toneladas em 2006, 320 000 toneladas em 2009 e 344 000 toneladas em 2016. (Instituto dos Resíduos; 2003.)

No que se refere às características do composto de RSU, poder-se-ão observar, no quadro 2.14, os valores médios e coeficientes de variação dos principais parâmetros e índices indicadores de qualidade, obtidos a partir da análise, no LQARS, de amostras que recolhemos ao longo de 15 meses na Central Industrial de Tratamento de Resíduos Sólidos, em Trajouce, Cascais. Fruto da heterogeneidade dos RSU, os coeficientes de variação obtidos são relevantes para alguns parâmetros, designadamente para os metais pesados.

PARÂMETROS	RESULTADOS**
Humidade (%)	24,3±11,5
pH (H ₂ O)	7,6±0,4
CE (mS cm ⁻¹ , 25°C)	2,5±0,3
Matéria orgânica (%)	53,2±5,9
Compostos húmicos (%)	8,6±1,8
C/N	16,1±3,5
Taxa de humificação (%)	21,8±7,2
AH/AF	2,3±1,6
N total (%)	1,8±0,3
P ₂ O ₅ total (%)	1,4±0,3
K ₂ O total (%)	1,6±0,2
CaO total (%)	10,6±3,4
MgO total (%)	1,3±0,3
Na (%)	0,6±0,0
Cd total (mg kg ⁻¹)	2,5±1,2
Cr total (mg kg ⁻¹)	68±30
Cu total (mg kg ⁻¹)	305±87
Ni total (mg kg ⁻¹)	61±41
Pb total (mg kg ⁻¹)	306±85
Zn total (mg kg ⁻¹)	612±147
Coliformes fecais (ufc ml ⁻¹)	9x10 – 8,9x10 ³
<i>Salmonella sp.</i>	ausente em 25 g

Quadro 2.14 • Características físico-químicas e microbiológicas do composto produzido na estação de compostagem da AMTRES, em Trajouce*

*: resultados reportados à matéria seca, com excepção dos parâmetros microbiológicos;

** : média das amostras analisadas entre JAN 95 e MAR 96.

No quadro 2.15 apresentam-se os resultados da análise físico-química de amostras, analisadas no LQARS, dos compostados produzidos nas quatro estações de compostagem (que, como é óbvio, não discriminaremos) a operar no continente. A substancial diferença nos valores apresentados relativamente a alguns parâmetros não é somente devida às características da fracção fermentável dos RSU de que são provenientes. É, também resultante da eficiência do processo bioxidativo e do sistema de compostagem utilizado, particularmente quando este preconiza a inclusão de papel no material a compostar.

Relativamente à qualidade dos compostados de RSU para utilização na agricultura, elaborámos, em Março de 2001, uma proposta de Norma Portuguesa (Gonçalves e Baptista, 2001), estabelecendo especificações para os compostados, em geral, definindo classes de qualidade em função dos principais indicadores e fixando os critérios para a sua utilização, bem como as restrições julgadas convenientes para evitar efeitos indesejáveis para o solo, plantas, animais e seres humanos. Não nos deteremos, por isso, sobre esta matéria, pelo que remetemos os leitores mais interessados para a consulta daquele documento.

PARÂMETROS	UNID.	RESULTADOS			
		Estação A	Estação B	Estação C	Estação D
Humidade	%	49,0	28,5	32,7	34,6
pH (H ₂ O)		6,5	7,8	7,1	7,0
Cond. eléctrica	mS cm ⁻¹	5,1	4,3	3,2	4,5
Matéria orgânica	%	75,2	45,8	45,5	51,9
Azoto total	% (N)	1,8	2,0	2,3	1,6
Fósforo total	% (P ₂ O ₅)	0,5	1,4	1,4	0,9
Potássio total	% (K ₂ O)	0,9	1,0	0,9	1,1
Cálcio total	% (CaO)	2,6	6,5	6,3	4,1
Magnésio total	% (MgO)	0,4	1,4	1,0	0,6
Sódio	% (Na)	0,6	0,8	0,7	0,6
Relação C/N		23,2	12,7	11,0	18,0
Cádmio total	mg kg ⁻¹	1,0	1,0	2,0	0,8
Cobre total	mg kg ⁻¹	208	263	29	218
Crómio total	mg kg ⁻¹	93	50	63	44
Chumbo total	mg kg ⁻¹	228	290	404	299
Níquel total	mg kg ⁻¹	50	48	42	41
Zinco total	mg kg ⁻¹	433	594	514	543

Quadro 2.15 • Características físico-químicas dos compostados de RSU produzidos nas estações de compostagem a operar em Portugal continental*

*: resultados reportados à matéria seca

Fonte • Gonçalves e Santos (2003)

Com base na proposta acima mencionada, bem como a proposta de Directiva da União Europeia «Biological Treatment of Biowaste, Working Do-

cument, 2nd draft, DG Environment», de Fevereiro de 2001, tem vindo a ser elaborada por uma comissão liderada pelo Instituto dos Resíduos uma «Norma Técnica sobre Qualidade e Utilizações do Composto».

Importará referir que os Teores de metais pesados no compostato de RSU têm vindo a reduzir-se substancialmente nos últimos anos.

LAMAS DE ETAR

PRODUÇÃO

As lamas de ETAR constituem uma importante fonte de matéria orgânica, uma vez que a sua produção anual é, a nível europeu, cerca de duas vezes superior à dos RSU, atingindo cerca de um terço da produção anual dos resíduos provenientes das explorações pecuárias. Em Portugal, a produção de lamas atingiu as 250 000 toneladas em 1998, prevendo-se que possa alcançar quantidades da ordem das 350 000 toneladas de matéria seca em 2005 (Carteiro, 2002).

Este tipo de lamas constitui um subproduto do processo de depuração das águas residuais urbanas que afluem às redes de saneamento municipais, *vulgo* esgotos, águas essas que apresentam elevados níveis de sólidos suspensos, de carência bioquímica de oxigénio e de microrganismos de origem fecal, eventualmente patogénicos.

TRATAMENTO

Aquelas lamas são constituídas por todos os materiais sólidos, orgânicos e minerais, transportados por aquele tipo de águas, massa bacteriana responsável pelo processo de depuração e eventuais produtos químicos utilizados nos tratamentos. Apresentam-se com elevados teores de humidade e de substâncias orgânicas facilmente biodegradáveis, que conferem reduzida estabilidade à sua fracção orgânica, e, ainda, microrganismos de origem fecal.

O elevado grau de humidade origina dificuldades de transporte e aplicação no solo, e a reduzida estabilidade poderá afectar a produção da cultura que se segue à sua aplicação no solo, devido à libertação de fitotoxinas, provenientes da decomposição da matéria orgânica no solo e do inerente consumo de oxigénio, bem como uma eventual transmissão de microrganismos patogénicos e emissão de maus cheiros.

Para evitar este tipo de problemas, as ETAR, principalmente as de média e grande dimensão, dispõem de equipamento para a constituição de sistemas de tratamento das lamas cujo desenho de operações varia em função das tecnologias seleccionadas pelas entidades com poder de decisão. Existem, assim, metodologias alternativas para as principais operações a levar a efeito: a estabilização, a redução de volume ou espessamento e a desidratação. Um reduzido número de estações realiza operações visando a higienização ou desinfecção das lamas.

As operações para a estabilização das lamas podem ser realizadas recorrendo a tecnologias alternativas, utilizando processos microbiológicos, por via aeróbia ou anaeróbia, ou processos químicos.

A estabilização por via aeróbia realiza-se, fundamentalmente, através de um arejamento prolongado das lamas, geralmente entre duas a sete semanas, para criar as condições necessárias ao desenvolvimento e actuação dos microrganismos aeróbios que decompõem a fracção facilmente biodegradável da matéria orgânica. Na estabilização por via anaeróbia, geralmente levada a efeito nas estações de média e grande dimensão, a decomposição da fracção facilmente biodegradável da matéria orgânica contida pelas lamas realiza-se, ao abrigo do oxigénio, em digestores. Neles se criam condições para a actuação de microrganismos anaeróbios, mantendo-se as lamas a temperaturas da ordem dos 35° C durante duas semanas; consegue-se, neste caso, uma valorização energética, uma vez que se produz metano. O teor de matéria orgânica poderá reduzir-se de 35% ou 50% durante o tratamento aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

Do tratamento por estabilização química resulta a inactivação, ainda que temporária, dos microrganismos que colonizam as lamas, com a conseqüente redução de maus cheiros. Para o efeito adiciona-se, geralmente, hidróxido de cálcio, o que origina um substancial aumento do pH da lama, com a inerente inibição do metabolismo microbiano. Quando o tratamento é realizado de forma a se atingir um pH superior a 12, mantendo-se os valores deste parâmetro a estes níveis durante, pelo menos, 24 horas, é, geralmente, possível alcançar a higienização da lama.

Como se disse, algumas ETAR efectuem operações ditas avançadas, que asseguram uma cabal desinfecção ou higienização das lamas, das quais referimos as seguintes:

- pasteurização, que consiste na submissão das lamas a temperaturas da ordem dos 70° C, durante 30 minutos, seguindo-se o tratamento por digestão anaeróbia a 35° C, durante 12 dias;
- tratamento biológico termófilo aeróbio ou anaeróbio, à temperatura mínima de 55° C ou 53° C, respectivamente, durante 20 horas, não

ocorrendo, durante este período de tempo, operações de admissão ou remoção de lamas no lote em tratamento;

- incorporação de hidróxido de cálcio de forma a se atingirem valores de pH superiores a 12, mantendo as lamas à temperatura mínima de 55° C, durante duas horas ou mantendo-as a valores de pH superiores a 12 durante três meses, independentemente das temperaturas
- compostagem, processo a que nos referiremos com algum detalhe no Capítulo 4.

CARACTERÍSTICAS

A qualidade agronómica das lamas de ETAR é condicionada pelas características das águas residuais de que provêm e do tipo de tratamento a que estas e as próprias lamas foram submetidas. Será, por exemplo, de esperar que as submetidas a estabilização biológica contenham menores teores de matéria orgânica mas que esta se apresente mais estável.

No quadro 2.16 apresentam-se os valores médios de parâmetros relevantes, bem como os seus limites de variação, em amostras analisadas pelo LQARS nos últimos cinco anos, independentemente do tipo de tratamento a que as lamas foram submetidas.

Da análise deste quadro poder-se-á retirar que as principais características que lhe conferem valor agronómico são a sua riqueza em matéria orgânica e os elevados teores de azoto e fósforo. Como aspectos negativos poder-se-ão realçar:

- i) os níveis acima dos desejáveis de alguns metais pesados, principalmente de cobre e zinco, pese embora estes elementos sejam essenciais ao crescimento das plantas em concentrações reduzidas;
- ii) os elevados teores de humidade, do que resultam inconvenientes, nos planos do transporte e da aplicação das lamas ao solo, bem como a diluição da matéria orgânica e dos nutrientes veiculados.

Quando submetidas à estabilização com cal contribuem para a correcção da acidez do solo.

A utilização de lamas na agricultura é regulamentada, a nível nacional, pelo Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, que transpõe para o direito nacional a Directiva 86/278/EEC. Importará referir que a União Europeia pretende emendar esta Directiva, no sentido de se assegurar uma maior protecção do ambiente, o que é patente nas propostas de Directiva que tem vindo a produzir, as quais impõem maiores restrições ao uso das lamas para fins agrícolas.

PARÂMETROS	UNIDADES	N.º DE AMOSTRAS	RESULTADOS	
			Média	Varição
Humidade	%	16	77,0	64,1 – 87,6
pH (H ₂ O)		17	7,7	5,9 – 8,5
Cond. Eléc.	mS cm ⁻¹	17	1,9	0,5 – 3,9
Mat. Orgânica	%	17	60,4	45,7 – 74,4
Azoto total	% de N	17	4,5	3,0 – 5,9
Azoto amoniacal	% de N	15	0,6	0,01 – 1,2
Azoto nítrico	% de N	8	0,1	0,003 – 0,3
Fósforo total	% de P ₂ O ₅	17	3,0	1,7 – 5,4
Potássio total	% de K ₂ O	9	0,4	0,3 – 0,5
Cálcio total	% de CaO	13	5,7	3,2 – 9,9
Cobre total	mg kg ⁻¹	17	477	105 – 3585
Zinco total	mg kg ⁻¹	17	1146	245 – 1925
Níquel total	mg kg ⁻¹	17	61	26 – 129
Crómio total	mg kg ⁻¹	17	189	38 – 485
Cádmio total	mg kg ⁻¹	17	2,6	0,1 – 7
Chumbo total	mg kg ⁻¹	17	102	12 – 174

Quadro 2.16 • Valores médios e limites de variação, reportados à matéria seca, de parâmetros relevantes em amostras de lamas de ETAR, analisadas de 1999 a 2004 pelo LQARS

POTENCIAL POLUENTE DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

Da má gestão dos resíduos orgânicos podem resultar graves riscos de contaminação dos recursos naturais, com a afectação dos animais e saúde pública.

O B J E C T I V O S

- Descrever os principais efeitos adversos dos resíduos orgânicos sobre a qualidade dos recursos naturais.
- Analisar alguns dos mecanismos através dos quais se desencadeiam esses efeitos.



ENQUADRAMENTO Quando deficientemente geridos, os resíduos orgânicos podem degradar a qualidade dos recursos naturais, designadamente dos recursos hídricos, do ar ambiente e da atmosfera, com os consequentes efeitos na saúde animal e pública. Os principais agentes de degradação dos meios hídricos são a matéria orgânica facilmente biodegradável, de elevada carência bioquímica de oxigénio, os nutrientes, principalmente o azoto e fósforo, os microrganismos patogénicos e, eventualmente, os metais pesados e micropoluentes orgânicos. A degradação da qualidade do ar ambiente nas explorações pecuárias e estações de tratamento de RSU resulta dos gases e vapores produzidos através da decomposição dos resíduos, das poeiras e microrganismos patogénicos. A poluição da atmosfera é, principalmente, devida ao metano e dióxido de carbono (que contribuem para o efeito de estufa) gerados nas estruturas de armazenamento e tratamento biológico dos resíduos, e à incineração, processo este que pode originar a emissão de gases precursores das chuvas ácidas, para além de metais pesados e micropoluentes orgânicos.

CONTAMINAÇÃO E POLUIÇÃO

Antes de passarmos à abordagem do tema que trataremos neste capítulo, interessará clarificar os conceitos de contaminação e poluição que, por vezes, têm interpretações erróneas.

O termo contaminação está associado à presença de matérias estranhas (os contaminantes) à composição de determinada substância ou, no caso que presentemente nos interessa, nos recursos naturais, nomeadamente o ar, a água e o solo. Todos estes recursos contêm, mesmo num elevado estado de pureza, substâncias contaminantes não provenientes da acção humana, como, por exemplo:

- poeiras e cinzas, no caso do ar;
- os mais variados gases, alguns transmitindo maus cheiros, tais como os sulfurosos, sólidos suspensos e dissolvidos de várias proveniências, algas e outros microrganismos, no caso da água;
- metais pesados cuja presença deriva do tipo de rocha mãe, no caso do solo.

Quando as concentrações de determinado contaminante num dado recurso natural ultrapassam os limites máximos, estabelecidos por diplomas legais, nacionais ou comunitários, esse recurso atingiu um estado de poluição que o impede de ser utilizado para fins específicos.

EFEITO SOBRE A QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS E DO SOLO

Da má gestão dos resíduos orgânicos podem resultar graves problemas de poluição dos recursos hídricos, podendo nestes acrescer outros efeitos adversos, tais como maus cheiros, mau sabor e alterações da cor. Alguns contaminantes, tais como os nitratos e microrganismos de origem fecal, podem mesmo atingir as águas subterrâneas.

Os principais agentes de degradação dos recursos hídricos veiculados pelos resíduos orgânicos, directamente ou através do solo, são a matéria orgânica, nomeadamente a fracção com elevada carência química e bioquímica de oxigénio, os nutrientes, tais como o azoto e fósforo, os microrganismos patogénicos, os metais pesados e os micropoluentes orgânicos.

As situações de contaminação dos meios hídricos com resíduos orgânicos são, geralmente, devidas a descargas directas, derrames ou escoamentos originados pela permanência de animais de pasto nas proximidades dos cursos de água, pelo subdimensionamento ou deficiente construção das estruturas de armazenamento/tratamento, ou pela aplicação desprovida de critério dos correctivos orgânicos ao solo, em termos de quantidades, locais e épocas de aplicação.

MATÉRIA ORGÂNICA

Quando os cursos de água recebem descargas ou o escoamento de resíduos orgânicos, a matéria orgânica neles contida é, à semelhança do que se processa no solo (*vide* Capítulo 1) submetida a decomposição por microrganismos aeróbios que se multiplicam e actuam enquanto a água contiver oxigénio livre dissolvido. Em iguais condições de meio ambiental, o consumo de oxigénio inerente à acção metabólica dos microrganismos é tanto mais intenso e, conseqüentemente, tanto mais drástica a redução dos teores de oxigénio na água quanto maiores forem as quantidades de matéria orgânica descarregadas e mais elevada for a sua fracção facilmente biodegradável ou lábil (*vide* Capítulo 1). Assim sendo, poder-se-á inferir que, para quantidades iguais de matéria orgânica veiculada, a taxa de redução dos teores de oxigénio dissolvido na água originada pelos resíduos submetidos a tratamento por compostagem ou digestão anaeróbia será substancialmente inferior à relativa aos resíduos não tratados.

Para além da depleção do oxigénio nos cursos de água, de que pode resultar desde uma redução da biodiversidade à morte de peixes e de outra fauna aquática por asfixia, a presença de elevadas quantidades de matéria orgânica

em decomposição pode originar outros efeitos indesejáveis, tais como odores desagradáveis e colorações estranhas.

O potencial efeito da matéria orgânica na redução dos teores de oxigénio dissolvido na água é, geralmente, avaliado através da utilização de métodos laboratoriais para a determinação dos seguintes parâmetros:

- carência química de oxigénio (CQO), que mede, de modo relativamente expedito, a capacidade de consumo de oxigénio dos resíduos orgânicos, recorrendo à utilização de reagentes químicos e calor para se atingir a cabal oxidação da fracção orgânica daqueles resíduos;
- carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), que mede, através de ensaios de incubação, a quantidade de oxigénio necessária para, durante cinco dias à temperatura de 20° C, os microrganismos aeróbios realizarem a oxidação bioquímica da matéria orgânica existente na água.

NUTRIENTES

Para além da matéria orgânica, os resíduos orgânicos têm a propriedade de veicular nutrientes, ou seja, elementos essenciais (e, por isso, insubstituíveis), ao cabal desenvolvimento do ciclo vegetativo das plantas. O azoto, o fósforo e o potássio designam-se de macronutrientes principais ou nobres porque as plantas os utilizam em quantidades relativamente grandes e se esgotam, frequentemente, no solo, sendo, por isso, necessário manter a sua presença no solo em níveis adequados, através da incorporação de materiais fertilizantes.

Contudo, da má gestão dos resíduos orgânicos ou da aplicação descontrolada dos correctivos orgânicos no solo podem resultar graves problemas de contaminação, principalmente nos casos do azoto e do fósforo.

AZOTO

Nos resíduos orgânicos, o azoto apresenta-se, essencialmente, sob a forma orgânica, como constituinte das proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos e, em alguns deles, nomeadamente nos provenientes das explorações pecuárias, sob as formas amoniacais – constituindo o ião amónio (NH₄⁺) e o amoníaco (NH₃) – e ureica [CO(NH₂)₂].

Em condições aeróbias, como as que, geralmente, ocorrem no solo, o azoto orgânico é submetido a um processo de mineralização, através da acção de bactérias aeróbias específicas, que contempla as seguintes fases:

- **amonificação**, em que o azoto orgânico é convertido em azoto amoniacal, uma vez que são produzidos iões amónio, conversão esta que

pode também ocorrer em condições anaeróbias, ou seja, na ausência de oxigénio;

- **nitrificação**, em que o azoto amoniacal é transformado em nitroso (NO_2^-) e, seguidamente, em nítrico (NO_3^-), sendo estas duas formas de azoto muito móveis no solo e tendo a última uma importância especial na produção vegetal, uma vez que é nesta forma que o azoto é absorvido pelas plantas verdes, pese embora um grupo restrito o possa, também, absorver na forma amoniacal.

Paralelamente à mineralização do azoto, ocorre um processo inverso, em que este elemento é **imobilizado**, passando da forma nítrica a orgânica, fruto da sua assimilação pelas plantas e microrganismos do solo, que o utilizam para a síntese das proteínas e dos ácidos nucleicos.

Se as quantidades de azoto nítrico existentes no solo ultrapassarem substancialmente a capacidade de assimilação das plantas e microrganismos, os nitratos em excesso podem, devido à sua elevada mobilidade, ser lixiviados através do solo para as águas subterrâneas, particularmente em zonas vulneráveis. Por outro lado, podem ser transportados para os meios hídricos superficiais, devido a descargas directas de resíduos orgânicos ou através de fenómenos de escoamento da camada superior do solo, a partir de terras de cultivo e pastagens.

A presença de elevadas concentrações de nitratos, bem como de azoto amoniacal e de fósforo, contribuem para a **eutrofização** dos meios hídricos, nomeadamente lagos e estuários, originando a proliferação de algas na superfície. Este fenómeno pode conduzir à morte de plantas e animais aquáticos através das seguintes acções:

- i) bloqueio da energia luminosa essencial à fotossíntese, no caso das plantas verdes subaquáticas, com a afectação da fauna que delas se sustenta;
- ii) depleção do oxigénio dissolvido, originada pela decomposição aeróbia das algas mortas.

Importará, também, referir que o amoníaco, assim como os nitritos, são tóxicos para os peixes e outra fauna aquática, mesmo em reduzidas concentrações.

A ingestão de grandes quantidades de nitratos, quer através da água quer do consumo de plantas onde estes se acumularam, pode provocar as seguintes afecções nos seres humanos (Silva, 1984; Price, 1994; O'Neil, 1994):

- Metamoglobina – doença, cujos sintomas são respiração difícil, sufocação e cianose, provocada pela presença de nitritos, provenientes da redução dos nitratos, por acção de certas bactérias existentes no aparelho digestivo, desde que as condições de acidez do estômago sejam

mais elevadas que o normal. Por esse motivo, a doença tem particular incidência nos lactantes e nos indivíduos com hiperacidez. A metemoglobina resulta da interferência dos nitritos com a hemoglobina, impedindo-a de transportar o oxigênio;

- Carcinoma do estômago – esta afecção é também resultante da presença dos nitritos que, combinando-se com as aminas, podem formar compostos com potencial carcinogénio (as N-nitrosaminas). Embora ainda não tenha sido demonstrado nos seres humanos, mas apenas em ratos, foi verificado que existe uma ligação entre o consumo de diversos níveis de nitratos e este tipo de cancro.

Alguns autores contestam a perigosidade dos nitratos para a saúde humana (L'Hirondel, J. & L'Hirondel, J. L., 1996).

Em condições anaeróbias, que prevalecem nas lagoas anaeróbias, nos meios aquosos, em geral, e em solos alagados, ocorrem fenómenos de **desnitrificação**, em que o azoto nítrico é convertido em nitroso e este, por sua vez, se converte noutras formas de azoto: a elementar (N_2), o óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO) e o dióxido de azoto (NO_2). Assim sendo, o azoto amoniacal, que não sofre transformações, mantém-se no meio ou perde-se para a atmosfera sob a forma de amoníaco, em elevada percentagem, no caso das lagoas anaeróbias.

Como veremos adiante, alguns óxidos de azoto contribuem, devido à sua volatilidade, para a produção de **chuvas ácidas** e para o dito **efeito de estufa**.

FÓSFORO

Embora nos resíduos orgânicos o fósforo se apresente em formas predominantemente orgânicas, também se regista a existência de formas inorgânicas, solúveis e insolúveis, em maiores percentagens no caso das lamas de ETAR e dos compostados de RSU, fruto das características dos resíduos de onde provêm e do tratamento a que foram submetidos.

Contrariamente ao azoto, o fósforo é um elemento com pouca mobilidade no solo, uma vez que o fósforo solúvel (forma em que é absorvido pelas plantas e também passível de ser lixiviado), resultante da mineralização das formas orgânicas ou já existente nos resíduos ou correctivos orgânicos, é, em grande percentagem, retido no solo através dos seguintes mecanismos:

- adsorção por colóides do solo, tais como os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, e minerais de argila;

- em solos ácidos, através da constituição de sais pouco solúveis com o alumínio, ferro e manganésio presentes na solução do solo, com a decorrente precipitação, e, em solos alcalinos, da formação de sais pouco solúveis com o cálcio.

A capacidade de retenção de fósforo pelo solo é, assim, condicionada pelos seguintes factores:

- a reacção do solo, atingindo as formas solúveis ou disponíveis maior expressão a pH neutro (cerca de 7);
- a textura: os solos de textura fina, com maior percentagem de argila, retêm mais fósforo do que os de textura grosseira;
- o teor de matéria orgânica humificada do solo, uma vez que as substâncias húmicas têm a capacidade de formar complexos com o fósforo e quelatar os iões ferro e alumínio, os quais, como dissemos, constituem compostos pouco solúveis com o fósforo;
- as quantidades de fósforo veiculadas através de aplicações massivas ou reiteradas de resíduos, correctivos orgânicos e adubos minerais (principalmente quando estes são aplicados à superfície e não, como é recomendável, incorporados na camada arável), que poderão exceder a capacidade de retenção pelo solo e de fixação pelas plantas. Consequentemente, o fósforo solúvel em excesso pode, por fenómenos de erosão do solo, ser transferido para os meios hídricos, criando problemas de eutrofização nas águas superficiais ou atingir as águas subterrâneas por lixiviação, situação esta que será de suscitar maior receio no caso de solos arenosos, de reacção neutra e reduzido teor de substâncias húmicas.

ORGANISMOS PATOGÉNICOS

Os resíduos orgânicos contêm, quando não são submetidos a tratamento eficaz, organismos patogénicos e parasitas, cuja quantidade e diversidade depende da origem e natureza daqueles resíduos. Os resíduos pecuários, as lamas de ETAR e os dejectos das fossas sépticas conterão, certamente, elevadas concentrações de agentes patogénicos de origem fecal e, nos resíduos de natureza vegetal, os microrganismos patogénicos serão, obviamente, os que afectam as plantas. Nos RSU, pressupor-se-á a presença de uma extensa gama de organismos patogénicos, uma vez que integram resíduos das mais diversas proveniências. No quadro 3.1 indicam-se alguns

dos organismos que são capazes de afectar os animais e/ou a saúde pública, em casos de contacto ou exposição, ou veiculados pelos resíduos orgânicos para o solo e meios hídricos.

GRUPO TAXONÓMICO	ORGANISMO PATOGENICO	DOENÇAS PROVOCADAS
Bactérias	<i>Vibrio cholerae</i> <i>Salmonella sp.</i> <i>Salmonella tify</i> <i>Dtaphylococcus aureus</i> <i>Brucella abortus,</i> <i>Mycobacterium tuberculosis</i> <i>Shigella dysenteriae</i> <i>Bacillus anthracis</i> <i>Clostridium tetani</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Listeria monocytogenes</i>	Cólera Salmonelose Febre tifóide Diarreia Brucelose Tuberculose Disenteria Antrax (carbúnculo) Tétano Colibaciloses, mastites Listerose
Protozoários	<i>Entamoeba hystolytica</i> <i>Giarda lamblia</i> <i>Eimeria sp</i> <i>Toxoplasma sp.</i>	Disenteria amibiana Giardíase Coccidiose Toxoplasmose
Helmintas	<i>Trichinella spiralis</i>	Triquinose
Nemátodes	<i>Enterobius vermiculares</i> <i>Ascaris lumbricoides</i> <i>Tricuris trichiura</i>	Oxiuriase Ascariíase Tricocefaliase
Céstodes	<i>Taenia solium, T. saginata</i> <i>Echinococcus granuloses</i>	Ténia Quisto hidático
Tremátodes	<i>Schistosoma mansoni</i>	Bilharziose
Fungos	<i>Histoplasma capsulatuns</i> <i>Cryptococcus neoformans</i> <i>Sporothrix schenki</i> <i>Candida albicans</i> <i>Aspergillus funigatus</i>	Histoplasmose Criptococose Esporotricose Candidiose Aspergilose
Vírus	Vários grupos e estirpes	Meningite asséptica Miocardite aguda Poliomielite Pneumonia Peste suína africana Doença de Aujeszky Doença de New Castle

Quadro 3.1 • Organismos patogénicos transmitidos pelos efluentes das pecuárias, RSU ou lamas que podem afectar os animais e/ou a saúde pública
Adaptado de: Haug (1993); USDA (1992); CEN (1998); Burton & Turner (2003)

A contaminação das águas superficiais com organismos patogénicos resulta, geralmente, de descargas de efluentes ou escoamento das camadas superficiais de solos que receberam resíduos orgânicos, devido a fenómenos de erosão. No caso de solos arenosos, os organismos podem atingir poços e nascentes.

Dada a diversidade dos patogénicos que podem estar presentes nos meios aquáticos e no solo, é extremamente difícil determinar o estado de contaminação destes recursos através da quantificação dos indivíduos de todos os grupos taxonómicos, nomeadamente em análises microbiológicas de rotina. Assim, os níveis de contaminação são avaliados recorrendo-se à pesquisa ou quantificação de algumas espécies ou grupos considerados indicadores. Por uma questão de prevenção de casos de contaminação, as análises devem ser realizadas em amostras representativas dos resíduos e correctivos orgânicos antes da sua eventual aplicação no solo, mas esta prática é, infelizmente, pouco usual no nosso país.

Relativamente aos patogénicos e parasitas do homem e dos animais, o estado de contaminação dos resíduos ou correctivos orgânicos é avaliado através da contagem ou pesquisa de alguns grupos ou espécies de organismos, tais como o grupo das bactérias fecais (coliformes e estreptococos fecais) o *Escherichia coli*, algumas espécies de salmonelas (*Salmonella sp.* e *Salmonella softenberg*), o *Clostridium perfringens* e os ovos de parasitas intestinais (helminthas).

Em alguns países são, também, recomendadas as determinações de patogénicos das plantas nos correctivos orgânicos, nomeadamente do fungo *Plasmodiophora brassica* e do vírus do mosaico do tabaco.

A qualidade da água, no que se refere à eventual presença de patogénicos, é controlada, *a priori*, através da contagem das bactérias fecais.

OUTROS CONTAMINANTES

Os resíduos e correctivos orgânicos podem conter outros contaminantes, designadamente metais pesados e micropoluentes orgânicos, provenientes das indústrias mineira, metalúrgica e química e outras indústrias associadas a esta última, que, devido à sua persistência e mobilidade, se disseminam por toda a biosfera. Podem, conseqüentemente, provocar graves riscos ambientais e de saúde pública, uma vez que também se caracterizam pela elevada biodisponibilidade, por se acumularem ao longo da cadeia trófica e por serem tóxicos e ou teratogénicos em concentrações muito reduzidas.

A sua presença e concentração nos resíduos e correctivos orgânicos depende da natureza destes, podendo ser provenientes de pesticidas, medicamentos, tintas, caldas, óleos queimados, pilhas e baterias, cinzas e escórias de sistemas

de aquecimento e incineradoras, PVC, principalmente quando submetido a combustão, aditivos para gasolina, emissões de motores a combustíveis fósseis, etc.

METAIS PESADOS

Dos elementos habitualmente designados por metais pesados salientamos o cádmio, chumbo, cobre, crómio, mercúrio, níquel e zinco. Na qualidade de elementos (não sendo, por isso, possível a sua destruição) é extremamente difícil controlar a sua deposição e eliminá-los dos resíduos orgânicos que contaminam.

Alguns dos metais pesados são essenciais ao pleno desenvolvimento das funções vitais, tais como o cobre, zinco e crómio, no caso dos animais, e o cobre, zinco e níquel, no caso das plantas, em quantidades muito reduzidas. Todos eles podem, contudo, provocar afecções, agudas ou crónicas, acima de determinada concentração, quer na forma elementar, quer por intermédio dos compostos químicos que constituem, e alguns são cancerígenos. Os mais perigosos são o mercúrio, o cádmio e o chumbo, cuja toxicidade se manifesta em concentrações extremamente reduzidas.

Referem-se seguidamente algumas afecções, agudas e crónicas, causadas pelo excesso de metais pesados no organismo humano (Silva, 1984; Mahan, 1994; O'Neil, 1994):

- i)* a ingestão de cádmio provoca lesões nos rins e degenera o tecido ósseo e a sua inalação origina edemas e necrose do epitélio pulmonar;
- ii)* o mercúrio afecta os processos metabólicos no cérebro, provocando tremores e sintomas psicopatológicos, como insónia, depressão e irritabilidade, danificando, também, os rins;
- iii)* o chumbo inibe a síntese da hemoglobina e afecta o sistema nervoso central e periférico e os rins;
- iv)* o cobre provoca necrose hepática, cirrose e crises hemolíticas;
- v)* o níquel origina dermatites de contacto e carcinoma do pulmão;
- vi)* a inalação de vapores de zinco provoca febre e tremores;
- vii)* o crómio tem potencial cancerígeno.

MICROPOLUENTES ORGÂNICOS

Dos micropoluentes orgânicos, distinguimos os que atingiram mais triste notoriedade, embora outros existam ou possam vir a existir, se o homem persistir no seu comportamento de aprendiz de feiticeiro.

Hidrocarbonetos clorados (insecticidas organoclorados).

O composto mais conhecido deste grupo é o DDT, mas dele fazem igualmente parte o lindano, o clordano, a aldrina e o heptacloro. Por não serem degradáveis pelos microrganismos decompositores persistem no solo, na água e nas plantas, podendo ser transportados pela água e pelo vento, espalhando-se por milhares de quilómetros em redor do local onde foram aplicados. Quase todos os hidrocarbonetos clorados são tóxicos e alguns potencialmente cancerígenos. Embora esteja interdita a sua utilização nos países desenvolvidos, nomeadamente do DDT e lindano, continuam a suscitar grande preocupação, motivada pela persistência dos mesmos nos recursos naturais e pelo facto de ainda se utilizarem noutros países.

PCB (policlorobifenilos)

Estes compostos eram utilizados na indústria eléctrica, como aditivos em óleos lubrificantes e na protecção de madeiras. Está actualmente proibida a sua produção, mas calcula-se que centenas de milhares de toneladas estejam depositadas em aterros e lixeiras, vindo assim a poluir o ar, o solo e as águas subterrâneas ou fazendo parte de equipamento eléctrico ainda em utilização ou armazenado.

Policlorodibenzodioxinas (PCDD) e Policlorodibenzofuranos (PCDF)

Para além de se apresentarem como impurezas em produtos comerciais contendo PCB e em pesticidas derivados de clorofenóis, os PCDD e PCDF podem formar-se, nomeadamente, quando se empregam branqueadores à base de cloro na produção de pasta de papel e através da incineração de resíduos, uma vez que, neste caso, resultam da combustão incompleta de resíduos orgânicos na presença de outros resíduos contendo cloro. Existem 75 compostos do grupo das dibenzodioxinas cloradas e 135 do grupo dos dibenzofuranos clorados (Price, 1994). O composto mais tóxico do grupo das dioxinas é o TCDD (tetraclorodibenzodioxina), provavelmente a substância mais letal que se conhece, com efeitos cancerígenos e teratogénicos, provocando, também, lesões no fígado e alterações no sistema imunitário. Dada a sua persistência no ambiente e solubilidade nas gorduras, as dioxinas podem acumular-se ao longo das cadeias tróficas, tendo já sido detectadas no leite materno.

PAH (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos)

Estes poluentes resultam da combustão incompleta de hidrocarbonetos, aromáticos ou alifáticos, embora, com menor probabilidade, se possam vir a formar a partir da combustão de outras substâncias orgânicas presentes nos derivados de petróleo ou material vegetal (Manaham, 1994). Contaminam toda

a biosfera e os alimentos onde se depositam (legumes, fruta, grelhados e fumados), sendo potencialmente cancerígenos quando assimilados por inalação ou ingestão. Como fontes antropogénicas de PAH referem-se os motores (principalmente a *diesel*), o fumo do tabaco, as churrasqueiras e os fumeiros.

Antibióticos e arsénio

Para além dos mencionados, não podemos deixar de considerar os antibióticos e o arsénio, que poderão estar presentes nos resíduos das pecuárias a níveis capazes de afectar gravemente os animais e trabalhadores das explorações.

EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DO AR AMBIENTE E ATMOSFERA

Os resíduos orgânicos gerados e/ou processados nas explorações pecuárias, ETARs, estações de compostagem e outras unidades libertam, no curso da sua degradação, uma panóplia de gases que afectam a qualidade do ar ambiente – quer pelo mau cheiro que exalam (compostos orgânicos de enxofre, aminas, sulfuretos, etc.), quer por serem potencialmente letais (amoníaco, dióxido de carbono, metano, sulfureto de hidrogénio) – e contribuem para o efeito de estufa (dióxido de carbono, metano). Para além dos gases, são também libertados vapores que, combinando com alguns dos gases, originam um ambiente corrosivo, e poeiras, que podem disseminar microrganismos patogénicos, com a contribuição das moscas que, normalmente, pululam na presença dos resíduos orgânicos em decomposição.

Os potenciais riscos de contaminação do ar e consequente afectação dos animais e pessoas expostos são mais prováveis nos casos de deficiente concepção das estruturas e equipamento de alojamento, transporte, armazenamento e tratamento, associados à má gestão dos resíduos e à falta de precaução nas operações necessárias. Podem atingir efeitos mais graves em explorações pecuárias onde os animais se encontrem confinados em ambientes com ventilação deficiente, sem o amiadado escoamento ou remoção das fezes e urina e com deficiente impermeabilização e cobertura das fossas receptoras ou outros sistemas de armazenamento dos excrementos.

Os principais gases que degradam a qualidade do ar, cujas características e efeitos se mencionam seguidamente, são produzidos através da decomposição anaeróbia dos resíduos orgânicos (sendo, por isso, gerados nas explorações pecuárias e nas ETARs), embora o dióxido de carbono também resulte da decomposição aeróbia nos tratamentos por compostagem.

O **amoníaco** resulta da decomposição de compostos azotados, tais como a ureia e as proteínas. O odor é pungente, causando irritação nos olhos e no trato respiratório em concentrações reduzidas, podendo provocar asfixia. Pode ser fatal em elevadas concentrações num período de exposição dos animais e seres humanos de 30 a 40 minutos (USDA, 1992).

O **dióxido de carbono** não tem cheiro, provoca sonolência e dores de cabeça com o aumento das concentrações, acima de 20 000 ppm, e pode ser letal em concentrações da ordem de 3 000 000 ppm durante 30 minutos (USDA, 1992). É um dos gases responsáveis pela absorção das radiações da gama do infravermelho reflectidas pela superfície terrestre para o espaço, contribuindo, por isso, para o denominado efeito de estufa.

O **metano** também não tem cheiro, provoca asfixia e é altamente inflamável. Contribui, como o dióxido de carbono, para o efeito de estufa e, consequentemente, para as alterações climáticas.

O **sulfureto de hidrogénio**, de cheiro característico a ovos podres, é tóxico, provoca dores de cabeça e tonturas a concentrações de 200 ppm durante 60 minutos, náusea, excitação e insónia a 500 ppm durante 30 minutos e inconsciência, eventualmente a morte, a 1000 ppm.

Dos gases que, pelas suas características ou quantidades produzidas, se distinguem, essencialmente, pelo cheiro agressivo, referimos os ácidos gordos voláteis, os compostos orgânicos sulfurados e as aminas.

Os **ácidos gordos voláteis**, tais como o butírico, propiónico e acético, de cheiro rânico, rânico/pungente e a vinagre, respectivamente, são, habitualmente, produzidos em condições de deficiente arejamento da massa de resíduos orgânicos submetidos a tratamento biológico aeróbio, e rapidamente metabolizados quando a massa é bem arejada. Constituem os principais agentes de maus odores das estações de compostagem.

Os **compostos orgânicos sulfurados**, como os metilmercaptanos, de desagradável cheiro a esgoto, resultam, nomeadamente, da degradação em condições anaeróbias ou aeróbias de aminoácidos contendo enxofre. Por oxidação, os metilmercaptanos dão origem a outros compostos igualmente fétidos, como o dissulfureto de metilo e o sulfureto de dimetilo, este último de cheiro característico a couves podres.

As **aminas**, tais como a cadaverina e a putresina, de acentuado cheiro a peixe podre, são produzidas a partir da biodegradação dos aminoácidos em condições anaeróbias.

Como atrás mencionamos, a desnitrificação, que ocorre nas lagoas anaeróbias e em outros meios redutores, origina óxidos de azoto voláteis, que se perdem para a atmosfera. O óxido nítrico e o dióxido de azoto contribuem para a formação das chuvas ácidas e o óxido nitroso para o efeito de estufa.

Alguns metais pesados e micropoluentes orgânicos, também atrás referidos, suscitam graves riscos de contaminação do ar, sendo, principalmente, provenientes da combustão de RSU e outros resíduos em incineradoras.

PRECEITOS PARA UMA GESTÃO EFICIENTE E SEGURA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

■ ■ ■ Para além de reduzir a sua
■ ■ ■ capacidade poluente, o
■ ■ ■ processamento adequado,
■ ■ ■ incluindo o tratamento,
■ ■ ■ permite que os resíduos
orgânicos se transformem em
produtos de valor económico,
agronomicamente
designados, consoante a sua
composição, de adubos ou
correctivos orgânicos.

O B J E C T I V O S

- Referir os principais preceitos para uma gestão eficiente e segura dos resíduos orgânicos.
- Recomendar boas medidas e práticas a aplicar nas várias componentes dos sistemas de gestão dos resíduos das pecuárias: produção, recolha, transporte e armazenamento/tratamento.
- Descrever os princípios da compostagem e da digestão anaeróbia.



ENQUADRAMENTO Os resíduos das pecuárias devem ser geridos de forma a assegurar boas condições sanitárias aos animais, a minimizar a produção de maus cheiros e a reduzir o seu potencial poluente, minorando, deste modo, a possível ocorrência de riscos ambientais. Os sistemas de gestão devem ser equacionados em função de vários factores, tais como o tipo de animais a criar, o tipo de estabulação, a situação topográfica da exploração, a ausência ou existência de camas e a eventual presença de meios hídricos ou núcleos populacionais nas cercanias. Os sistemas incluem as seguintes componentes: produção, recolha, transporte, armazenamento e, eventualmente, tratamento. Esta última componente deverá ser obrigatória nos casos em que se verificar a existência de excedentes, resultantes de as explorações não disporem de áreas agrícolas suficientes para receber, de forma ambientalmente segura, a totalidade dos resíduos produzidos, sendo, por isso necessário diligenciar a sua comercialização ou cedência.

HIERARQUIA DE GESTÃO DOS RESÍDUOS

A experiência e o conhecimento científico conduziram ao reconhecimento de que só será possível uma gestão de resíduos ambientalmente segura se ela tiver em conta os seguintes princípios-guia (EEA, 1995):

- princípio da prevenção: a produção de resíduos deve ser restringida ou evitada na sua fonte;
- princípio do poluidor pagador: deverá ser o produtor dos resíduos a suportar os encargos inerentes à sua gestão, tratamento e confinamento;
- princípio da precaução: qualquer acção que envolva potenciais riscos para o ambiente deve ser precedida de medidas destinadas a garantir que não venham a ocorrer impactes ambientais negativos;
- princípio da proximidade: os resíduos deverão ser processados o mais próximo possível da sua fonte.

Dos princípios da prevenção e da precaução pode-se inferir que as estratégias de gestão que visem, com a minimização dos riscos ambientais, refter a produção dos resíduos orgânicos (ou dos potenciais poluentes por eles veiculados) e, simultaneamente, transformá-los em compostado ou energia, ou seja, em recursos secundários de valor acrescentado, passam pela aplicação de medidas obedecendo à seguinte hierarquização:

Redução

Os resíduos devem ser minorados ou evitados na fonte, ou seja, nos próprios locais onde são gerados, através de práticas que visem diminuir as quantidades produzidas na sua globalidade e/ou de substâncias potencialmente poluentes. Contribuem para esta medida as seguintes práticas:

- Nos domicílios:
 - Evitar, sempre que possível, a utilização de embalagens ou de utensílios não reutilizáveis, optando por objectos de longa duração (garrafas de vidro com depósito, fraldas de pano e panos de cozinha em detrimento das fraldas descartáveis e rolos de papel, etc.);
 - Não aceitar publicidade de correio;
 - Não colocar as pilhas ou baterias no contentor de lixo, entregando-as no estabelecimento onde foram adquiridas;
 - Evitar a utilização de materiais branqueados com cloro e o abuso de artigos de limpeza e tintas que possam ser ofensivos para o ambiente;
 - Efectuar a separação dos principais componentes do lixo (restos de comida, papel e cartão, vidro, têxteis, plásticos, metais) para que as embalagens não se sujem com os restos de comida (favorecendo, deste modo, a sua reciclagem) e estes não se contaminem com as embalagens, possibilitando a produção de um compostado mais «limpo»;
 - Ter as devidas precauções com a gestão dos medicamentos fora de prazo, não os lançando, por exemplo, para o esgoto;
 - Poupar água.
- Nas unidades de produção:
 - Utilizar materiais, adoptar tecnologias e implementar medidas que minimizem a produção de resíduos, principalmente de resíduos perigosos, e o consumo de energia.
- Nas explorações pecuárias:
 - Nestas explorações, a minoração dos resíduos atinge-se através de práticas orientadas para os aumentos de produtividade, a higiene animal, a utilização de dietas apropriadas, etc., práticas essas que discriminaremos adiante.

Reutilização

Consiste na utilização de alguns dos componentes dos resíduos para fins idênticos ou semelhantes aos da sua utilização original, sem que, para tal, haja necessidade de alterar as suas características físicas e químicas. São exemplos de reutilização as garrafas de vinho ou de leite com depósito, a reintrodu-

ção nos sistemas de lavagem de algumas águas sujas geradas nas explorações pecuárias e a reincorporação dos lixiviados da compostagem nos resíduos submetidos a este tratamento, nas fases iniciais do processo.

Reciclagem e valorização

A reciclagem implica a transformação química ou física de componentes dos resíduos para fins distintos dos da sua utilização original. São exemplo de reciclagem com valorização dos resíduos orgânicos a produção de composto e de biogás através do tratamento biológico, aeróbio ou anaeróbio. Alguns sectores no domínio do tratamento dos RSU consideram que a incineração com recuperação de energia permite, também, a reciclagem com valorização daqueles resíduos, o que consideramos inaceitável, uma vez que a sua fracção orgânica é eliminada.

Eliminação

A eliminação deverá ser a última opção na gestão dos resíduos e só se deverá realizar quando não houver a possibilidade de se aplicarem as alternativas anteriormente descritas. O processo de eliminação de aplicação mais generalizada é o do confinamento em aterro. A Directiva 1999/31/CE estabelece restrições relativamente à deposição de resíduos orgânicos neste tipo de tecnossistemas.

PRODUÇÃO, RECOLHA, TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

NOTAS INTRODUTÓRIAS

Uma vez que seria impossível analisarmos, neste manual, as diversas componentes dos sistemas de gestão para todos os resíduos orgânicos com interesse agrícola que temos vindo a considerar, optamos por privilegiar, neste capítulo, os resíduos das explorações pecuárias, por serem os produzidos em maiores quantidades e cuja gestão é da plena responsabilidade dos proprietários das explorações. Deste modo, a referência a outros tipos de resíduos orgânicos será, apenas, pontual.

Outra nota de carácter introdutório que deixamos expressa tem a ver com o facto de, na nossa opinião, os resíduos que são produzidos numa dada ex-

ploração não deverem ser comercializados ou cedidos para utilização agrícola noutros locais sem serem submetidos a processamento apropriado, incluindo tratamento. Os efluentes devidamente tratados deixarão de ser considerados resíduos mas sim produtos ou bens, merecendo a designação de adubos ou correctivos orgânicos, consoante as suas características, nomeadamente o teor de azoto, fósforo e potássio.

Importará introduzir uma última nota, que tem a ver com a reforma da Política Agrícola Comum (PAC), aprovada pelo Conselho de Ministros da Agricultura da União Europeia a 26 de Junho de 2003, a qual introduz profundas alterações no regime de apoio à agricultura comunitária. Este regime contempla, entre outras medidas, ajudas de adaptação ao cumprimento de normas visando a protecção do ambiente e a higiene e bem-estar dos animais. Tais ajudas serão submetidas a um mecanismo de condicionalidade, isto é, ficarão dependentes da obediência a preceitos visando a protecção ambiental, a saúde e bem-estar animal, a higiene e a sanidade vegetal, constantes em Directivas comunitárias, sendo, ainda, obrigatória a manutenção dos solos em boas condições ambientais e agronómicas. As explorações leiteiras serão integradas neste regime a partir de 2007.

PRODUÇÃO

A selecção de um sistema de gestão e das diversas alternativas de operação que se colocam relativamente a cada uma das suas componentes estão dependentes de diversos factores, designadamente das espécies pecuárias presentes, do tipo de estabulação e de alimentação, da consistência dos resíduos, da ausência ou existência de camas e da proximidade de cursos de água ou de núcleos populacionais. Estando o sistema implementado, o seu responsável terá de providenciar para que as taxas de produção de efluentes não excedam as comportáveis pelo sistema de processamento, contribuindo, deste modo, para que não ocorram problemas de processamento dos resíduos a jusante, nomeadamente os motivados pela falta de capacidade de armazenamento.

Quando existem cursos de água nas proximidades da exploração susceptíveis de serem contaminados com efluentes provenientes dos alojamentos dos animais ou unidades de armazenamento, o responsável deve, na medida do possível, instalar nos terrenos intermédios uma faixa de culturas permanentes não fixadoras de azoto (como as gramíneas), capazes de consumir uma percentagem relevante do azoto, fósforo e outros nutrientes veiculados. Terá, também, o cuidado de não permitir que os animais pastem nas proximidades daquele meio hídrico. Se nas cercanias existirem núcleos populacionais, deverá ter cuidados acrescidos para se evitar a produção de maus cheiros.

O responsável pela gestão dos resíduos deve, ainda, adoptar medidas ou práticas visando, de forma consistente, reduzir as quantidades de efluentes geradas e/ou de substâncias potencialmente poluentes, tais como:

- diligenciar para o aumento da produtividade, em termos de carne e leite, através da criação de raças melhoradas e do fornecimento de dietas equilibradas, procurando, deste modo, atingir níveis semelhantes de produção com menor efectivo pecuário e, conseqüentemente, reduzir as quantidades de estrumes e chorumes;
- proporcionar boas condições de higiene, segurança e bem-estar aos animais, cumprindo o estipulado na legislação sobre esta matéria (Directiva 91/629/CEE, Directiva 91/1630/CEE, Decreto-Lei 113/94, Portaria 274/94, Decreto-Lei 64/2000, Decreto-Lei 197/2002 e outros diplomas legais) do que resulta uma maior prevenção de doenças e, logicamente, menor consumo de antibióticos e de medicamentos veterinários, em geral;
- utilizar dietas ou incluir nas rações aditivos que permitam uma maior eficiência de uso dos nutrientes, nomeadamente do azoto e do fósforo, reduzindo a sua concentração nos excrementos. Estes objectivos podem-se atingir, designadamente no caso das aves e dos suínos, através de um adequado equilíbrio dos aminoácidos nas rações e da incorporação nas mesmas da enzima fitase, a qual actua sobre os fitatos, provocando a sua degradação;
- evitar, na medida do possível, que as águas limpas, nomeadamente as pluviais, se incorporem nos excrementos ou efluentes, reduzindo as áreas ao ar livre das explorações e construindo algerozes, caleiras e tubagem para drenagem ou outros dispositivos de diversão para o seu escoamento;
- minimizar os desperdícios, no que toca a restos de alimentos e águas de limpeza;
- cumprir as recomendações do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas relativamente a pneus e óleos usados, embalagens de produtos fitofármacos e de medicamentos veterinários, e plásticos.

RECOLHA, TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO

As estruturas e os equipamentos que integram os sistemas de recolha, transporte e armazenamento dos efluentes da pecuária devem ser equacio-

nados em função das características dos excrementos produzidos, principalmente da sua consistência, determinada pela percentagem de sólidos totais (*vide* quadro 2.2), e das quantidades de material das camas, restos de alimentos e de águas de limpeza neles, habitualmente, incorporados.

Exemplificamos, seguidamente, alguns sistemas de recolha, transporte e armazenamento de estrumes e chorumes provenientes de animais em regime de estabulação permanente, mencionando as operações inerentes:

- Estrume:
 - i)* recolha nos locais onde são produzidos com uma pá carregadora de braço frontal ou tractor dotado de uma lamina raspadora;
 - ii)* transferência, com a mesma pá carregadora, tractor com reboque, transportadores de correia ou qualquer outro sistema mecanizado, em função das dimensões da exploração, para o local de armazenamento;
 - iii)* empilhamento dos resíduos neste local, em estrutura construída para o efeito, tendo em vista o seu armazenamento ou tratamento por compostagem.
- Chorume:
 - i)* estabelecimento de um fluxo de chorume (excrementos e água), conduzido através de valas ou tubagens e accionado por gravidade ou por sistemas de bombagem, sendo aconselhável a utilização, sempre que possível, da força de gravidade, por tornar o sistema mais económico, ao nível do consumo de energia, e menos susceptível de criar problemas operacionais;
 - ii)* submissão do chorume a uma separação sólidos-líquidos, tendo em vista a redução da carga poluente da componente líquida;
 - iii)* armazenamento da componente líquida em fossa ou tanque e reaproveitamento da mesma para a lavagem dos estábulos;
 - iv)* encaminhamento da componente sólida para tratamento biológico.

MÉTODOS DE TRATAMENTO

O tratamento dos estrumes e chorumes tem como principais objectivos a redução dos maus cheiros e do volume dos resíduos bem como a eliminação dos patogénicos e sementes e propágulos de infestantes, desejando-se também, que inclua uma suficiente estabilização da matéria orgânica, que permita a produção de um compostado maturado. Pode ser realizado por via física, química e biológica.

Como o tratamento dos efluentes da pecuária envolve custos relevantes de equipamento e mão-de-obra, os empresários devem alicerçar a sua decisão (de preferência com o apoio de técnicos especializados) sobre a construção de estruturas ou aquisição de equipamentos para o efeito num estudo da situação que tenha em conta as respostas às seguintes questões:

- As quantidades de resíduos produzidos justificam o seu tratamento?
- Quais os regulamentos existentes que condicionam a gestão e utilização agrícola dos resíduos, a nível nacional ou específicos para a região?
- Qual é o mais aconselhável tipo de processamento, atendendo às características dos efluentes da exploração?
- Consigo utilizar a totalidade dos resíduos na minha exploração, sem os perigos inerentes à aplicação ao solo de quantidades acima das recomendáveis, ou pretendo disponibilizá-los para outras ou comercializá-los? (Vejam-se as notas introdutórias, neste capítulo).
- Dos sistemas de tratamento alternativos que satisfazem as devidas pretensões de segurança e garantem a qualidade agronómica do produto final, qual deles é o mais económico?

No Capítulo 2, quando abordámos o tratamento das lamas, fizemos referência a alguns métodos físicos e químicos. Debruçar-nos-emos, seguidamente, sobre os métodos que consideramos mais exequíveis e recomendáveis para o tratamento dos resíduos das pecuárias: a separação sólidos-líquidos e os métodos biológicos (compostagem e digestão anaeróbia).

SEPARAÇÃO SÓLIDOS-LÍQUIDOS

Este processo físico de tratamento permite separar a componente sólida dos chorumes, precipitada ou em suspensão, com as vantagens inerentes, tais como:

- obter uma fase líquida com menor potencial poluente que os chorumes, em termos de nutrientes, designadamente azoto e fósforo (quando não se encontram já em solução nos chorumes), carência bioquímica de oxigénio e patogénicos, que poderá eventualmente ser utilizada na rega, limpeza dos estábulos, ou injectada no solo;
- reduzir o volume das instalações para o armazenamento do chorume;
- permitir a valorização da fase sólida, através da compostagem ou outros tratamentos apropriados;

- minimizar os problemas resultantes do entupimento das tubagens;
- contribuir para a redução de maus cheiros e a emissão de gases tóxicos no processamento dos resíduos a jusante.

A separação de fases pode ser realizada pelos seguintes processos:

- por gravidade, utilizando-se tanques dispostos em continuidade e a diferentes níveis, em que a separação de fases se obtém através de consecutivas operações de precipitação e decantação;
- por crivagem, utilizando crivos concebidos para reter os sólidos; os crivos podem ser fixos, vibráteis ou de tambor rotativo;
- por prensagem, levada a efeito através de um parafuso sem-fim ou cinta, ou por centrifugação seguida de crivagem.

COMPOSTAGEM

Como dissemos no Capítulo 1, a técnica da compostagem consiste na decomposição controlada, por via aeróbia, dos resíduos orgânicos. Assenta, fundamentalmente, no empilhamento dos resíduos orgânicos para, deste modo, permitir a conservação do calor no interior da massa dos resíduos, com o duplo objectivo de:

- facultar a acção dos microrganismos mesófilos, cujos níveis óptimos de desenvolvimento ocorrem a temperaturas entre os 15° C e os 45° C, e dos termófilos, que actuam a temperaturas entre os 45° C e os 60° C, uma vez que se observou serem os mais eficientes na decomposição da matéria orgânica;
- criar condições para a inactivação dos microrganismos patogénicos e parasitas, que são sensíveis às elevações de temperatura e perdem em competição com a flora indígena.

FACTORES E PARÂMETROS CONDICIONANTES DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Poder-se-á interpretar a compostagem como sendo um sistema «substrato-microrganismos», em que o substrato se apresenta na fase sólida, constituída por partículas insolúveis de resíduos orgânicos, sendo a fase aquosa, indispensável ao desenvolvimento microbiano, limitada à camada de água envolvente das partículas. A este sistema está associada uma fase gasosa,

que ocupa o espaço entre as partículas. Os microrganismos aeróbios exercem a sua actividade metabólica na superfície de separação das fases sólida e líquida, utilizando o oxigénio dissolvido na água.

Decorrendo todas as reacções bioquímicas em meio aquoso, uma redução da quantidade de água disponível para níveis críticos afectará, podendo mesmo comprometer, a decomposição; se, pelo contrário, existir água em excesso, os espaços entre as partículas do substrato ficarão preenchidos, inviabilizando a circulação do oxigénio do ar, que não atinge, por isso, as células microbianas; neste caso, criar-se-ão condições de anaerobiose e, como é óbvio, outro tipo de processo, que não o bioxidativo, ocorrerá.

Assim sendo, a cinética da compostagem (avaliada pela taxa de decomposição dos resíduos orgânicos) é determinada:

- i) pelas características do substrato, que constitui o suporte físico do processo, retendo a água, promovendo as trocas gasosas, fornecendo energia e nutrientes essenciais aos microrganismos envolvidos e conservando o calor;
- ii) pela quantidade e diversidade dos microrganismos actuantes no processo;
- iii) pelos factores ambientais que vigoram à partida e no decurso do processo, que influenciam as condições de vida desses microrganismos.

Características do substrato e formato e dimensões das pilhas

As taxas de decomposição são condicionadas pelas características do substrato, ou seja, dos resíduos a compostar, designadamente a biodegradabilidade, equilíbrio nutritivo e a dimensão das partículas que o constituem. Embora não tenham a ver com as características intrínsecas do substrato, as dimensões e forma das pilhas também assumem, nos sistemas de compostagem tradicional, como o das pilhas revolvidas, um papel relevante na eficiência do processo bioxidativo e na eliminação/inactivação dos microrganismos patogénicos. As quantidades de substâncias facilmente biodegradáveis na fase de decomposição rápida (*vide* Capítulo 1) devem ser de molde a não só suprir as necessidades energéticas dos microrganismos responsáveis pelo processo, mas também, por acção da grande quantidade de calor desenvolvido, maximizar a sua diversidade e inactivar os patogénicos. Por outro lado, o substrato deve, também, conter quantidades suficientes de substâncias lenhino-celulósicas, que serão precursoras da formação dos compostos húmicos na fase de humificação (*vide* Capítulo 1). A biodegradabilidade e equilíbrio nutritivo do substrato podem ser avaliados através

da relação C/N, sendo aconselhável que esta relação apresente valores entre 25 e 35 no início do processo, porque:

- i) em termos médios, o protoplasma da grande maioria dos microrganismos responsáveis pelo processo de compostagem contém cerca de 50% de carbono e 5% de azoto, ou seja, uma relação C/N próxima de 10, pelo que é nesta proporção que os referidos nutrientes são integrados nas células microbianas;
- ii) do carbono e azoto assimilados, os microrganismos utilizam todo o azoto para a formação de novas células e somente 1/3 do carbono (20% a 40%), sendo os restantes 2/3 utilizados para a obtenção da energia necessária às suas funções vitais, parte da qual é utilizada na respiração microbiana (com conseqüente produção de dióxido de carbono e vapor de água) e a restante dissipada sob a forma de calor.

A dimensão das partículas dos substratos constituídos por materiais predominantemente lenhino-celulósicas deverá situar-se entre 1,2 e 7 centímetros. Nos substratos constituídos por materiais brandos (como a maior parte dos alimentos cozinhados e do papel), que têm tendência para a formação de uma massa compacta, a dimensão das partículas nunca deverá ser inferior a 5 centímetros, podendo atingir os 15 centímetros ou mais, dependendo da biodegradabilidade dos resíduos a compostar (Diaz *et al.*, 1993).

O formato e as dimensões de cada pilha deverão ser equacionados em função da resistência dos materiais que a constituem bem como das condições climáticas predominantes. Relativamente à forma, deverão ter uma secção vertical grosseiramente triangular ou trapezoidal, devendo-se privilegiar a secção triangular se os materiais a compostar forem predominantemente de fraca estrutura e na estação de maior ocorrência de pluviosidade, enquanto que a secção trapezoidal será reservada à estação seca. Relativamente às dimensões, a largura deverá ser o dobro da altura (que convirá não exceder os 2-2,5 metros), não havendo restrições no que se refere ao comprimento. Se o substrato a compostar tiver grande percentagem de materiais estruturalmente resistentes, a altura das pilhas poderá exceder em cerca de 1/3 a das pilhas constituídas por materiais brandos. Nas regiões caracterizadas por temperaturas muito baixas haverá vantagem em aumentar as dimensões das pilhas, possibilitando, assim, a conservação do calor.

Principais factores ambientais que condicionam o processo de compostagem

Os factores ambientais que determinam as condições de vida dos microrganismos responsáveis pelo processo bioxidativo e, conseqüentemente, influ-

enciam a cinética da compostagem são o oxigénio, a humidade e a temperatura. Todos são passíveis de controlo durante todo o processo bioxidativo, sendo, para tal, necessário ter em consideração a sua interacção no desenvolvimento da actividade microbiana ao longo dos diversos estágios daquele processo.

Oxigénio

Para que se mantenham as condições de aerobiose do meio, as concentrações de oxigénio na mistura de gases existente no seio das pilhas não deverão ser inferiores a 5% e, preferivelmente, superiores a 10%. Para garantir essas condições será necessário manter o espaço intersticial do substrato bem provido de ar, levando a efeito, quando necessário, operações de revolvimento ou forçando a entrada de ar na massa em compostagem por insuflação ou sucção.

Os mais elevados consumos de oxigénio ocorrem para valores da temperatura entre 28° C e 55° C, em que existe maior actividade microbiológica (Finstein *et al.*, 1980; Haug, 1979). Após a fase de degradação rápida (*vide* Capítulo 1), as necessidades de oxigénio vão-se gradualmente reduzindo.

Humidade

Os níveis máximos admissíveis de humidade no substrato dependem da natureza dos resíduos a compostar: os materiais estruturalmente fracos, que tendem, quando molhados, a constituir uma massa compacta, devem ser compostados observando níveis mais reduzidos de humidade; os materiais estruturalmente mais firmes, como a palha e a serradura, admitem níveis de humidade mais elevados.

Alguns resíduos, como as lamas de depuração e os excrementos gerados nas explorações pecuárias, necessitam de ser co-compostados com materiais estruturalmente firmes, que absorvam a água em excesso e promovam a circulação do ar através da massa em compostagem.

As necessidades de água variam ao longo da compostagem e são maiores durante a fase de degradação da matéria orgânica facilmente biodegradável (termófila), na qual as bactérias são dominantes, reduzindo-se gradualmente a partir da fase de arrefecimento e humificação, na qual dominam os actinomicetas e os fungos, que exercem a sua actividade com níveis mais reduzidos de humidade (Golueke, 1991).

Como regra geral, o teor de humidade do substrato no início do processo de compostagem deverá ser da ordem dos 50-55%, não convindo que atinja valores abaixo dos 40%, uma vez que níveis da ordem dos 30% já afectam a actividade de alguns grupos microbianos, cessando toda a

actividade microbiológica quando tais níveis são inferiores a 8-12% (Diaz *et al.*, 1993).

Temperatura

A evolução da temperatura no seio da pilha de resíduos é determinada pelas propriedades isoladoras da própria pilha, o que lhe permitem conservar o calor resultante da decomposição da matéria orgânica facilmente biodegradável. Importa, contudo, referir que a acumulação de calor na pilha só se verifica quando a sua produção excede as perdas por radiação, condução e evaporação da água.

A temperatura na pilha deve ser controlada através do arejamento para que não ultrapasse 65° C, uma vez que valores desta ordem podem afectar alguns grupos taxonómicos de microrganismos que têm um papel importante no processo bioxidativo e, conseqüentemente, reduzir a taxa de decomposição da matéria orgânica. Para além disso, temperaturas extremas podem conduzir à auto-inflamação dos materiais em compostagem.

Como os valores óptimos de temperatura para a obtenção da taxa máxima de biodegradação se situam, segundo vários autores, entre os 45° C e os 55° C e existem espécies fortemente patogénicas que resistem a temperaturas superiores a 55° C, o controlo da temperatura deve ter em conta estes factos, sendo necessário encontrar uma solução de compromisso. O problema torna-se ainda mais complexo pelo motivo de as temperaturas assumirem, no interior da pilha, valores localmente distintos, influenciadas pela temperatura ambiente e pela humidade, que se acumula habitualmente na base da pilha (figura 4.1).

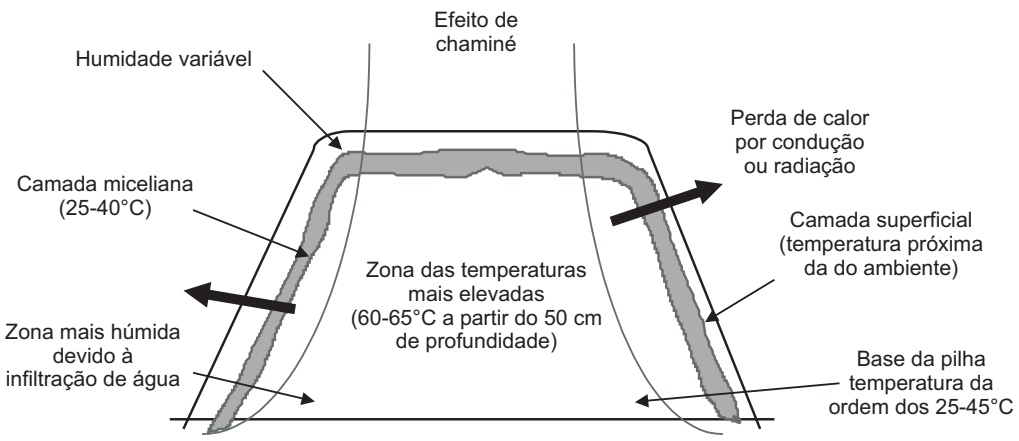


Figura 4.1 • Corte transversal de uma pilha sem arejamento forçado; temperaturas típicas em vários locais da mesma
Adaptado de Merillot (1995) e SOGEA (1991)

DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia, também designada de fermentação, biogásificação e biodigestão, constitui um método biológico de tratamento em que a decomposição dos resíduos orgânicos biodegradáveis é levada a efeito na ausência de oxigénio. Os produtos finais da digestão anaeróbia são o metano e o dióxido de carbono e um digerido com alguma estabilidade que, após um processo aeróbio de maturação, se pode classificar de compostado. Embora em reduzidas quantidades, também se produzem outros gases, como, por exemplo, o sulfureto de hidrogénio, que resulta da actividade das bactérias redutoras dos sulfatos.

Este tratamento pode ser levado a efeito em lagoas ou tanques anaeróbios e em reactores, utilizando tecnologias distintas, nos quais o elevado controlo do processo permite elevadas taxas de decomposição dos resíduos e maior eficiência na produção de biogás.

DESENVOLVIMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbia desenvolve-se segundo quatro fases distintas: hidrolítica, acidogénica, acetogénica e metanogénica.

Na fase hidrolítica, regista-se a hidrólise enzimática de moléculas complexas de glúcidos, lípidos e prótidos por microrganismos facultativos (que exercem o seu metabolismo tanto em condições aeróbias como anaeróbias), que as transformam em moléculas mais simples e solúveis (açúcares, aminoácidos, ácidos gordos, etc.), as quais vão constituir o substrato para a acção dos microrganismos que actuam na fase acidogénica.

Na fase acidogénica, estes monómeros são convertidos em ácidos gordos de baixo peso molecular, tais como o propiónico, valérico, láctico e butírico.

Na fase acetogénica, esta mistura complexa de ácidos é transformada em ácido acético pelas bactérias acetogénicas, com a libertação simultânea de dióxido de carbono e hidrogénio.

Na fase metanogénica, a produção de metano pode resultar de dois mecanismos distintos, sendo mais dominante a transformação do ácido acético pelas bactérias metanogénicas em metano e dióxido de carbono.

FACTORES CONDICIONANTES DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A taxa de decomposição da matéria orgânica durante o processo fermentativo é condicionada pelas características do substrato (principalmente o teor

e biogradabilidade da matéria orgânica), a concentração em nutrientes e a relação C/N, a temperatura, o pH e o potencial de oxidação/redução. Quando o processo se realiza em digestores ou reactores apropriados, estes factores são, até certa medida, passíveis de controlo. Apontamos, seguidamente, alguns aspectos a ter em consideração para o efeito.

Características do substrato

Os resíduos deverão conter os níveis adequados de matéria orgânica e de elementos essenciais ao crescimento e multiplicação dos microrganismos intervenientes no processo. Assume, também, uma importância crucial a relação C/N, cujo valor ideal deverá ser da ordem dos 25 a 30. Se esta relação assumir valores muito elevados, o processo desenvolve-se lentamente. Se os valores forem demasiado baixos, pode ocorrer uma produção exagerada de azoto amoniacal que, a concentrações superiores a 3g.l^{-1} , é tóxico para as bactérias metanogénicas.

Pese embora sejam essenciais ao desenvolvimento do processo fermentativo, alguns elementos, tais como o potássio, cálcio, magnésio e sódio, podem, caso a sua concentração no substrato ultrapasse os níveis adequados, afectar a acção das bactérias metanogénicas.

Dado que a acção dos microrganismos é tanto mais eficaz quanto maior for a superfície específica das partículas dos diversos materiais que constituem o substrato, a granulometria dos resíduos a tratar deverá ser tão fina quanto possível.

Temperatura

O rendimento do processo de degradação anaeróbia aumenta na razão directa da elevação da temperatura até valores próximos dos 40°C . A partir destes valores vai-se reduzindo, atingindo o seu mínimo a cerca de 45°C . Passado um longo período de adaptação das bactérias metanogénicas (cuja multiplicação é extremamente lenta), o rendimento do processo aumenta de novo até se atingir um novo patamar a cerca de 55°C .

Humidade

Será aconselhável que o teor de humidade do substrato seja superior a 60% e não ultrapasse 94%. É nesta gama de valores que os reactores destinados ao tratamento anaeróbio dos RSU operam, dependendo da tecnologia utilizada (IEA-BIOENERGY, 1996).

pH e potencial de oxidação/redução

As bactérias acidogénicas são tolerantes às variações de pH (resistindo a uma gama de valores entre 4,5 e 8) e, na sua maior parte, são anaeróbias

facultativas, isto é, a presença de oxigénio não inibe o seu desenvolvimento. Pelo contrário, as bactérias metanogénicas só se desenvolvem a pH neutro (entre 6,5 a 7,5) e são anaeróbias obrigatórias, pelo que a presença de oxigénio livre e mesmo de compostos oxidados, como os nitritos e nitratos, inibe o seu metabolismo (Diaz, 1993). Para prevenir o insucesso do processo fermentativo dever-se-á, na fase metanogénica, manter o substrato nos níveis de pH adequados (6,5-7,5) bem como garantir um baixo potencial de oxidação/redução, evitando a presença de oxigénio ou de compostos com elevado estado de oxidação.

MEDIDAS E PRÁTICAS PARA UMA BOA GESTÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

No Capítulo 3 descrevemos os potenciais efeitos dos resíduos orgânicos sobre os recursos naturais e saúde animal e pública. Nesta secção mencionaremos algumas medidas e práticas de âmbito geral, visando a prevenção daqueles efeitos e outros preceitos de segurança ao nível das explorações pecuárias, uma vez que não é possível particularizá-las, por falta de espaço neste manual, para cada espécie pecuária e tipo de alojamento.

MEDIDAS E PRÁTICAS NO ÂMBITO DA COMPONENTE PRODUÇÃO

As principais medidas e práticas visando a higiene e bem-estar animal, e a prevenção de efeitos adversos no ambiente e saúde pública a levar a efeito no âmbito da componente produção são as seguintes:

- observar as dimensões mínimas adequadas, no que se refere à superfície dos estábulos, corredores e outras zonas de exercício, em função do porte dos animais, considerando um sobredimensionamento que possa garantir o espaço necessário para o seus movimentos;
- proporcionar aos animais boas condições de ventilação, iluminação e, eventualmente, de refrigeração ou aquecimento;
- manter os estábulos limpos, secos e com boa drenagem, podendo esta ser garantida através da observação do declive necessário para a constituição do fluxo de chorume ou pela passagem dos excrementos atra-

vés de pavimento com grelha ou frestado; no caso dos estrumes, deverão estar criadas condições de operacionalidade para a acção das máquinas que recolhem os resíduos;

- quando se utilizam camas, preferir materiais resistentes, com boa capacidade de absorção, que proporcionem conforto e sejam pouco susceptíveis ao desenvolvimento de patogénicos;
- os estábulos deverão estar providos de um dispositivo que impeça os chorumes e as águas de lavagem de afluir ao seu interior;
- utilizar bebedouros que evitem desperdícios de água e sistemas de alimentação que não dêem azo a forte competição, que possa originar desperdícios, e mesmo ferimentos, nomeadamente no caso das aves;
- privilegiar, como atrás se recomendou, o uso de dietas que concorram para a redução dos resíduos produzidos e adequadas ao trato digestivo dos animais a que se destinam;
- utilizar unicamente medicamentos veterinários e outros fármacos ou aditivos aprovados, providenciar para que as instruções de aplicação figurem, clara e inequivocamente, nos rótulos ou etiquetas e manter um registo de utilização e existências;
- não permitir que os resíduos permaneçam sem o armazenamento apropriado e seguro, evitando, deste modo, que os gases resultantes da sua decomposição e as poeiras originadas possam afectar os animais e dar origem a maus cheiros; a remoção dos resíduos deverá ser tanto mais frequente quanto mais elevados forem os valores da temperatura e de humidade;
- providenciar para que, nas situações que não prevejam o tratamento imediato dos estrumes por compostagem, estes resíduos sejam submetidos a secagem, minorando, deste modo, a produção de maus cheiros;
- para os animais em pastoreio, levar a efeito as seguintes medidas:
 - não exceder os níveis máximos de encabeçamento preconizados pelo Instituto Nacional de Intervenção e Garantia Agrária (INGA) no documento «Medidas Agro-Ambientais: Boas Práticas Agrícolas»;
 - não permitir a permanência de animais a pastar nas proximidades de cursos de água nascentes, furos ou poços;
 - recolher periodicamente os excrementos que se concentram debaixo das árvores e outros abrigos onde aqueles animais se refugiam à procura de sombra, prática esta que previne o forte aumento da salinidade do solo naqueles locais;

- separar os animais doentes e retirar, de imediato, os mortos, que poderão ter o seguinte destino:
 - enterramento em locais e a profundidade adequados, assegurando que os cadáveres não sejam depositados em zonas potencialmente abrangidas pelo lençol freático;
 - entrega a empresas especializadas de recolha, tendo em conta que, principalmente no caso das aves, pode ser necessário congelar os cadáveres, por uma questão de estratégia das empresas relativamente aos percursos previamente estabelecidos;
 - compostagem dos cadáveres, medida este que só deverá ser tomada com a orientação de técnicos especializados;
 - combustão em incineradora dedicada.

MEDIDAS E PRÁTICAS NO ÂMBITO DA COMPONENTE ARMAZENAMENTO

As explorações agrícolas devem estar providas de estruturas para o armazenamento seguro dos efluentes nas situações em que a incorporação no solo não é recomendada – veja-se o «Código de Boas Práticas Agrícolas para a Protecção da Água contra a Poluição de Nitratos de Origem Agrícola» (MADRP, 1997) e o documento «Medidas Agro-Ambientais. Boas Práticas Agrícolas» (MADRP, 1992) – ou apropriada, numa conjuntura envolvendo tipos de solos, culturas, disponibilidade de mão-de-obra e equipamento e estado do tempo. Estas estruturas devem ser licenciadas pela Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território competente.

Sendo estas instalações produtoras de maus cheiros e de aspecto repulsivo para o cidadão comum, será recomendável que a sua localização seja equacionada tendo em conta a topografia, o regime de ventos, a possibilidade de construção de «cortinas» arbóreas, etc., prevenindo, na medida do possível, a criação de penosos conflitos com a população residente nas proximidades.

ARMAZENAMENTO DOS ESTRUMES

Os estrumes, nomeadamente os que contêm elevadas percentagens de materiais das camas, poderão ser armazenados em locais delimitados por muros ou tapumes de garantida solidez, configurando um quadrilátero, com uma abertura para cargas e descargas com a pá carregadora ou outro equipamento apropriado.

O pavimento deverá ter um declive que permita o escoamento dos efluentes, os quais serão recolhidos numa fossa, tanque ou outro tipo de reservatório.

O empilhamento deve iniciar-se a partir das extremidades de maior cota do pavimento, sendo conveniente que a meda ou pilha constituída não ultrapasse alturas da ordem dos 2,4 metros, na vertical que passa pelo seu centro, e 1,5 metros, no muro de suporte lateral em que se apoia, prevenindo-se, deste modo, situações de autocombustão.

Os estrumes em decomposição podem libertar grandes quantidades de amoníaco para a atmosfera, principalmente se as relações C/N forem baixas (inferiores a 15) e o pH elevado (superiores a 7,5). As quantidades libertadas podem reduzir-se através da aplicação de algumas medidas, algumas das quais dispendiosas, a saber:

- incorporação, caso seja necessário, nos estrumes de materiais vegetais de elevado teor em celulose, tendo em vista o aumento da relação C/N;
- utilização de rações com níveis mais reduzidos de azoto;
- cobertura das medas;
- aplicação de superfosfato concentrado;
- aplicação de zoolites à superfície da meda.

ARMAZENAMENTO DOS CHORUMES

Os chorumes armazenam-se em tanques, construídos em altura ou com a abertura ao nível do solo, fossas ou lagoas artificiais, cuja concepção e construção deverá ser da responsabilidade de empresas especializadas. Estes reservatórios devem ser construídos de forma a garantir a inexistência de fugas de líquidos, pelo que é frequentemente necessário, principalmente no caso das fossas, revesti-los internamente com telas impermeabilizantes.

As fossas, lagoas e tanques com a abertura ao nível do solo devem estar providos de um dreno ou outros dispositivos em todo o seu perímetro para impedir o escoamento para o seu interior das águas pluviais e materiais por elas arrastados (estrumes, terra, etc.), do que resulta um mais rápido preenchimento da sua capacidade de retenção e, conseqüentemente, a situações de transbordo. Para prevenir o acesso dos animais e os perigos daí decorrentes, deverão estar rodeadas de uma vedação. Colocar-se-ão, também, cartazes com avisos de perigo para impedir a presença de indivíduos que não estejam devidamente industriados. Constituirá, ainda, uma boa medida de protecção ambiental a instalação de uma faixa de culturas permanentes de gramineas em locais estratégicos da sua periferia caso se encontrem furos, poços ou cursos de água na sua proximidade.

Para reduzir as libertações de amoníaco e outros gases para a atmosfera, será aconselhável que se apliquem nos reservatórios mencionados cobertu-

ras impermeáveis (por exemplo, de polietileno) ou permeáveis (palha, fibra de coco, estilha, geotextil, etc.).

ESTUDO DE CASO

ESTIMATIVA DA CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO DOS RESÍDUOS GERADOS NUMA EXPLORAÇÃO PECUÁRIA



ESTIMATIVA

Os dados apresentados no Capítulo 2, relativos às produções e teores de matéria seca dos excrementos, associados aos referentes às quantidades de água de lavagem e de materiais de camas, poderão contribuir para uma estimativa da capacidade necessária de armazenamento, cujo processo de cálculo adiante se indica. É, contudo, recomendável que as decisões de gestão sejam alicerçadas em função das realidades da exploração, com o apoio de um técnico especializado, e recorrendo a um laboratório credível.

Se os resíduos forem processados sob a **forma de chorume** efectuar-se-ão as seguintes operações:

- contabilizar o efectivo pecuário por categorias (EPC), algumas das quais figuram no quadro 2.2;
- calcular o peso médio, em quilogramas., dos animais de cada categoria (PMA);
- determinar o número de unidades de cabeças vivas por categoria de animais (UCV), tendo em conta que cada UCV equivale a 500 kg de peso vivo, conforme se indica no quadro 2.2, utilizando a expressão:

$$UCV = EPC \times PMA/500kg;$$
- calcular a produção anual de excrementos por categoria (PA), em m³, multiplicando os UCV pelos valores relativos à produção de excrementos, por categoria de animais, que estão expressos em dm³/dia no quadro 2.2;
- calcular a produção anual total de excrementos da exploração (PAT), em m³, obtida através do somatório das PA relativas a todas as categorias de animais existentes na exploração;
- para estimar a capacidade de armazenamento (CA), expressa em m³, há que considerar outras variáveis, tais como:
 - o tempo mínimo de retenção (TR), expresso em dias, dos chorumes nos tanques ou fossas; no caso de Portugal, é recomendado que este período não seja inferior a cinco meses, ou seja, 150 dias (MADRP, 1997);
 - a quantidade de águas de lavagem (AL), em m³ (cujos valores orientativos para algumas espécies e categorias pecuárias se apresentam no quadro 2.3), que, anualmente, afluem às referidas estruturas, e, eventualmente, águas de escoamento (AE), quando se tratar de estruturas que não sejam cobertas;
- quantificadas ou estimadas estas variáveis, a capacidade de armazenamento pode ser calculada através da expressão:

$$CA = (PAT \times TR + AL + AE)/365.$$



As estruturas deverão ter em conta margens de segurança, em termos de profundidade ou altura, para prevenir situações pontuais de transbordo ou para instalação de equipamento, principalmente quando se pretender levar a efeito tratamento aeróbio.

No caso do processamento dos resíduos na **forma sólida**, as variáveis acima referidas poderão ser calculadas ou estimadas do mesmo modo, mas acrescentando às produções de excrementos o volume correspondente aos materiais das camas (*vide* quadro 2.4) e, eventualmente, outros materiais estruturantes. Para o dimensionamento dos espaços ter-se-á em conta que as pilhas não deverão ultrapassar 2,4 metros de altura e que se recomenda, em Portugal, um período de armazenamento mínimo de 5 meses (MADRP, 1997). Outra forma, mais expedita, de estimar o volume de armazenamento é através da consulta de tabelas contendo valores-guia, em função da espécie animal e tipo de estabulação, como as constantes no livro *Environnement et Agriculture* (Le Clech, 1998).

MANUTENÇÃO DAS INSTALAÇÕES DE ARMAZENAMENTO. PRECAUÇÕES A TOMAR

Para que sejam prevenidas situações de elevado risco em termos ambientais e de saúde pública, as unidades de armazenamento devem ser submetidas à verificação das suas estruturas (betão, taludes, tubagem, drenos, telas impermeáveis de revestimento, coberturas, etc.) e eventual intervenção relativamente a fugas, vazamentos, desabamento de taludes, entupimentos, covas e luras ou remoção de plantas infestantes.

As actividades inerentes ao manuseio de efluentes da pecuária e dos resíduos orgânicos, em geral, envolve riscos para os operadores, sendo necessário o uso de equipamentos de protecção e assegurar um arejamento adequado em todas as operações. Os riscos são gravíssimos, por vezes mortais, se o trabalho a executar implica a entrada nas unidades de armazenamento, pelo que estas situações só devem ter lugar em última instância. Caso seja imprescindível a realização de algumas tarefas no interior daquelas unidades dever-se-ão tomar as seguintes precauções:

- antes da entrada, verificar se existem no ambiente interno das estruturas níveis de oxigénio que permitam a presença dos operadores e também os níveis de outros gases tóxicos (*vide* Capítulo 3), principalmente de sulfureto de hidrogénio; ao longo da execução da tarefa; as concentrações de oxigénio devem ser monitorizadas, pois a presença dos operadores e a eventual agitação do material origina o seu consumo; se necessário, proceder à insuflação de ar;
- os operadores deverão utilizar máscaras que garantam uma protecção eficaz contra os gases tóxicos; em situações particularmente perigosas, o equipamento de protecção deve incluir respiradores; devem, tam-

bém, estar protegidos com uma corda que permita o seu içamento quando se manifestar qualquer sintoma de náusea ou asfixia, sendo necessário que estejam presentes alguns indivíduos de prevenção, algum dos quais tendo preparação para prestar os primeiros socorros;

- sendo o metano um gás inflamável, dever-se-á proibir o acendimento de chamas ou qualquer tipo de ignição, provocada por dispositivos eléctricos ou electrónicos, nas proximidades.

EFLUENTES DAS SILAGENS

A silagem constitui um método biológico de conservação das forragens, que visa a preservação do valor nutritivo dos alimentos e dos seus níveis de humidade. Ao longo do processo, os hidratos de carbono são convertidos em ácidos orgânicos, principalmente láctico e acético e, em menores quantidades, propiónico e butírico, produzindo-se, ainda, etanol e amoníaco.

Os silos podem ser verticais ou horizontais, neste caso dos tipos trincheira ou vala, sendo estes últimos os mais rudimentares e susceptíveis de provocar maiores riscos ambientais. Estes riscos são devidos a escorrências, contendo teores relevantes de substâncias orgânicas de elevada carência bioquímica de oxigénio, nutrientes, principalmente azoto e fósforo, e reduzidos valores de pH, o que os torna corrosivos, atacando as estruturas de cimento e metais. Também se podem dever à má projecção, construção deficiente ou falta de manutenção, nomeadamente no que diz respeito à sua impermeabilidade, das fossas ou tanques em que são recolhidos. Se os líquidos forem parar aos meios hídricos podem provocar efeitos nefastos, tais como o consumo de oxigénio e a eutrofização, que referimos com algum detalhe no Capítulo 3.

A quantidade de líquido escoado é, geralmente, tanto maior quanto mais elevado for o teor de humidade da forragem a armazenar e o nível de compactação a que é submetida. Poder-se-á considerar, a título indicativo, que uma tonelada de forragem com os teores apropriados de humidade produz cerca de 30 litros de efluente. Se os teores de humidade ultrapassarem 80%, as quantidades de efluente aumentam substancialmente, pelo que o teor de matéria seca das forragens a armazenar não deverá ultrapassar valores da ordem de 20%, sendo, ainda, necessário cobrir os silos para impedir a entrada das águas pluviais.

Para melhor garantia de segurança, a projecção e construção dos silos bem como dos tanques ou fossas para o armazenamento dos efluentes devem ser confiadas a empresas especializadas. Convirá que a sua localização diste pelo menos 10 metros de cursos de água e valas de drenagem (MADRIP, 1997). As operações de manutenção que envolvam a entrada de operadores nos silos deverão rodear-se das devidas precauções, aplicando-se os preceitos de defesa contra os efeitos dos gases tóxicos, atrás referidos.

UTILIZAÇÃO DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS NA AGRICULTURA

Para que se possa garantir uma elevada eficiência de uso dos nutrientes pelas plantas e prevenir efeitos ambientais adversos é necessário conhecer a composição dos fertilizantes que irão ser aplicados no solo, as condições e características deste e as necessidades nutritivas das culturas.

O B J E C T I V O S

- Abordar aspectos relevantes relativos ao uso dos fertilizantes na agricultura e fazer recomendações visando a utilização segura e racional dos fertilizantes orgânicos.
- Descrever os passos necessários para o cálculo das doses de aplicação de fertilizantes.



ENQUADRAMENTO As aplicações dos fertilizantes produzidos nas explorações pecuárias devem ser levadas a efeito de acordo com um plano de gestão que vise atingir o maior escoamento possível daqueles fertilizantes na própria exploração, através da maximização das doses a aplicar ao solo, salvaguardando, contudo, os riscos de contaminação dos recursos naturais. As doses, épocas e tecnologias de aplicação dos fertilizantes deverão calcular-se ou definir-se a partir do conhecimento dos seguintes elementos:

- i) as características dos fertilizantes produzidos;
- ii) as condições e características dos solos receptores;
- iii) as necessidades nutritivas das culturas a implantar;
- iv) a regulamentação nacional e local existente relativa à aplicação de fertilizantes;
- v) o clima da região.

UTILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS E CORRECTIVOS ORGÂNICOS NA AGRICULTURA

Conforme referimos no Capítulo 1, a grande maioria dos solos agrícolas nacionais apresenta níveis de matéria orgânica inferiores aos desejáveis, o que condiciona a sua produtividade. É, pois, necessário utilizar na agricultura todo o tipo de resíduos orgânicos cujas características permitam, após o devido processamento, a produção de correctivos orgânicos (eventualmente adubos orgânicos e organominerais) de qualidade comprovada, só os quais permitem uma utilização segura e racional, relativamente às épocas, tecnologias e doses de aplicação ao solo.

Embora tenhamos excluído os substratos de culturas do âmbito do presente manual, não podemos deixar de referir o vasto mercado potencial dos compostados como sucedâneos da turfa (Gonçalves *et al.*, 2002), fruto das crescentes restrições à exploração de turfeiras.

Neste capítulo teceremos algumas considerações e faremos recomendações visando a utilização segura e racional dos fertilizantes orgânicos, com particular enfoque nos provenientes das explorações pecuárias, com a qual se deverão perseguir os seguintes objectivos:

- maximizar a aplicação de fertilizantes produzidos e a eficiência de uso dos nutrientes pelas plantas;

- minimizar os riscos de contaminação dos recursos naturais, designadamente dos meios hídricos.

Para tal, deve ser elaborado um plano de gestão, alicerçado no prévio conhecimento dos seguintes elementos:

- características dos fertilizantes produzidos;
- condições e características do solos receptores;
- necessidades nutritivas das culturas a implantar.

Tendo em conta estes dados, e considerando a regulamentação nacional e local existente relativa à aplicação de fertilizantes e o clima da região, é possível definir as épocas e tecnologias de aplicação daqueles bem como calcular as doses a aplicar ao solo.

CARACTERÍSTICAS DOS FERTILIZANTES A APLICAR AO SOLO

Como foi dito no Capítulo 2, a composição dos resíduos das pecuárias é muito variável, uma vez que depende não só das características dos excrementos dos animais mas também da quantidade e qualidade dos materiais das camas, desperdícios de alimentos e águas de lavagens que possam conter. O quadro 5.1, onde se apresentam os resultados de uma sondagem a nível europeu, ilustra bem este facto.

		MAT. SECA	MAT. ORG.	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Resíduos líquidos ou pastosos						
Bovinos	Média	6,7	5,7	0,4	0,14	0,51
	Varição	1,5-12,3	1,0-7,5	0,2-0,7	0,02-0,6	0,26-0,95
Suínos	Média	5,2	3,8	0,48	0,21	0,32
	Varição	1,5-9,2	0,5-6,4	0,12-0,82	0,03-0,5	0,06-0,8
Aves	Média	17	12,2	1,12	0,86	0,53
	Varição	1-30	2-19,8	0,2-1,8	0,09-1,5	0,25-0,9
Resíduos sólidos						
Bovinos	Média	20,7	16,5	0,52	0,24	0,61
	Varição	14-30	14-20	0,29-0,81	0,11-0,48	0,36-1,2
Suínos	Média	23,8	16,1	0,68	0,54	0,63
	Varição	15-33	13-24,5	0,35-1,1	0,17-1,5	0,28-1,6
Aves	Média	45,5	34,7	2,25	1,67	1,33
	Varição	22-70	18-56	1-5,8	0,62-3,9	0,15-0,65

Quadro 5.1 • Médias e limites de variação (teores totais, em percentagem, reportados à matéria seca) de alguns parâmetros caracterizadores de estrumes e chorumes, em alguns países europeus
Adaptado de Menzi (2002)

Assim sendo, é recomendável que o empresário agrícola solicite a um laboratório de solos credível a determinação dos parâmetros relevantes nos estrumes ou chorumes que pretende aplicar ao solo, podendo, também, obter desse laboratório as instruções necessárias para a colheita de amostras representativas.

Quando os fertilizantes são utilizados nos terrenos da exploração pecuária que os produz, o pacote analítico deverá integrar, no mínimo, as seguintes determinações, que são indispensáveis para a cálculo das quantidades adequadas a aplicar:

- i) os teores de matéria seca e de matéria orgânica;
- ii) os teores de azoto, fósforo e potássio, expressos, respectivamente, em N, P_2O_5 e K_2O . Será, contudo, aconselhável que o pacote também integre a determinação de outros macronutrientes, tais como o cálcio e magnésio, e da salinidade, expressa através da condutibilidade eléctrica. Esta última justifica-se pelo facto de alguns fertilizantes, designadamente os estrumes de aves, conterem, frequentemente, teores elevadíssimos de sais solúveis, o que poderá condicionar a sua aplicação, tendo em vista a prevenção de efeitos adversos na estrutura do solo ou nas plantas mais sensíveis à salinidade.

Quando os estrumes se destinam à comercialização, sob a designação de compostado, ou a ser submetidos a qualquer tipo de transacção, acrescentar-se-ão, por razões de protecção do ambiente, plantas, animais e saúde pública, agronómicas e de defesa dos agricultores, as determinações estipuladas pela proposta de Norma Técnica sobre Qualidade e Utilização do Composto na Agricultura. Esta proposta, elaborada pelo Instituto dos Resíduos, e já submetida a inquérito, preconiza a determinação dos seguintes parâmetros, para além dos atrás referidos:

- pH;
- metais pesados;
- as bactérias *Escherichia coli* (contagem) e *Salmonella sp* (pesquisa);
- grau de maturação;
- granulometria;
- pedras e inertes antropogénicos;
- massa volúmica aparente;
- boro.

CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS RECEPTORES E SUAS CONDIÇÕES

Para se prevenir uma excessiva aplicação de fertilizantes é necessário conhecer as quantidades de nutrientes existentes no solo, em formas disponíveis para as plantas, ou, no léxico agronómico, em formas assimiláveis. Para tal, deve recorrer-se aos laboratórios de solos que procedem, em rotina, à análise de terras para efeito de conselho de adubação, que disponibilizam, a curto prazo, os resultados das determinações de:

- macronutrientes nobres (estando o azoto excluído do pacote, fruto da sua grande mobilidade no solo, mas podendo ser determinadas algumas das suas formas, caso se julgue relevante);
- matéria orgânica;
- condutividade eléctrica (salinidade);
- pH (para eventual correcção da acidez do solo);
- outros macronutrientes e micronutrientes mais viáveis de provocar situações de carência nas culturas que se pretende implantar.

Aqueles laboratórios efectuam, também, determinações de outros parâmetros químicos e físicos associados à fertilidade do solo, tais como a capacidade de troca cationica, a textura e as constantes de humidade, e os elementos potencialmente tóxicos, como, por exemplo, os metais pesados, totais e disponíveis. Para além disso, disponibilizam fichas com indicações para a colheita representativa de amostras de terra e outras informações relevantes, e estão preparados para prestar todo o apoio necessário aos agricultores, incluindo informações com utilidade, principalmente ao nível da protecção dos recursos hídricos, relativas à unidade pedológica em que os solos se inserem e à sua eventual localização em zonas vulneráveis ou protegidas.

Para informações mais detalhadas sobre os serviços prestados pelos laboratórios, recomenda-se a consulta do *Manual de Fertilização das Culturas*, elaborado pelo LQARS (s/indicação), o qual ainda contém algumas noções fundamentais sobre Fertilidade do Solo.

Os agricultores podem aceder a esses préstimos directamente ou através dos serviços regionais de agricultura.

Relativamente às condições do solo, haverá que ter em conta algumas situações especiais que condicionam ou restringem a aplicação de fertilizantes, a saber:

- quando os terrenos se localizam em zonas vulneráveis ou protegidas;
- quando os terrenos se encontram em situações de declive acentuado;

- quando os solos se encontram saturados, alagados, gelados ou cobertos de neve;
- quando os terrenos se localizam na proximidade de cursos de água, nascentes, furos, poços e outros meios hídricos contendo água potável;
- quando nas proximidades existem núcleos populacionais.

NECESSIDADES NUTRITIVAS DAS CULTURAS

O conhecimento das necessidades nutritivas das culturas é fundamental para a realização de fertilizações racionais, que visam garantir o adequado aporte de nutrientes e prevenir as sobredosagens, as quais, para além de não beneficiarem o desenvolvimento das plantas, podem originar problemas de poluição. Esse conhecimento poderá adquirir-se através da consulta de tabelas indicando as quantidades de azoto, fósforo e potássio removidos pelas culturas, de acordo com as produções previstas, tabelas essas que constam, por exemplo, em MADRP (1997), SAPEC (s/indicação) e USDA (1992).

Para se atingir uma elevada eficiência de uso dos nutrientes, as fertilizações terão que ser acompanhadas das práticas adequadas, relativamente a regas, amanhos do solo e épocas e tecnologias de aplicação dos fertilizantes, que tenham em conta a provável dinâmica dos nutrientes no solo e sua maior disponibilidade nas fases em que são mais necessários ao longo do ciclo vegetativo das plantas.

Convirá referir que os fertilizantes orgânicos apresentam, geralmente, uma composição em azoto, fósforo e potássio desequilibrada face às necessidades das culturas, podendo a sua aplicação ser complementada através do recurso a adubos minerais.

CÁLCULO DAS DOSES DE APLICAÇÃO

O cálculo das doses de aplicação de fertilizantes é complexo, principalmente nas situações específicas que requerem grandes cautelas para prevenir sobredosagens, principalmente de azoto, que possam afectar os recursos hídricos, pelo que deve ser realizado por técnicos competentes. Não queremos, contudo deixar de descrever, ainda que de forma necessariamente sumária (e, por isso, podendo pecar por falta de clareza) os principais passos para o efeito:

1. através da análise dos fertilizantes a aplicar, determinar o seu teor em azoto (expresso em N), fósforo (expresso em P_2O_5) e potássio (expresso em K_2O), em percentagem ou gramas por quilograma;

2. através da análise de terras, determinar os teores daqueles nutrientes no solo, em gramas por quilograma;
3. prever, o mais realisticamente possível, as produções a atingir com a cultura a implantar, em toneladas por hectare;
4. estimar, através da consulta de tabelas apropriadas, as quantidades médias de N, P_2O_5 e K_2O removidos do solo pela cultura (com as produções previstas), em gramas por quilograma;
5. estimar, ainda que grosseiramente, recorrendo aos dados disponíveis e tendo em consideração as características e condições específicas do solo, as quantidades de azoto provenientes do fertilizante a que as plantas não poderão ter acesso, devido à ocorrência de desnitrificação ou lixiviação (*vide* Capítulo 3) ao longo do seu ciclo vegetativo, reportadas ao hectare;
6. estimar grosseiramente as quantidades de azoto disponibilizadas para o solo através da mineralização da matéria orgânica do solo, da fixação do azoto por leguminosas (se for caso disso) e, eventualmente, de azoto provenientes de outras fontes, também reportadas ao hectare;
7. efectuando as conversões necessárias, somar os resultados obtidos em 4 e 5, nutriente por nutriente, e subtraí-los pela soma dos resultados obtidos em 2 e 6; estas diferenças indicam as quantidades de nutrientes que deverão ser veiculadas para o solo pelos fertilizantes, em quilogramas por hectare;
8. a partir dos resultados obtidos em 7, calcular as quantidades de fertilizante a aplicar, por hectare, considerando, para tal, os teores em nutrientes no fertilizante.

O cálculo das doses de aplicação deve basear-se no nutriente considerado mais viável de, fruto dos factores de natureza topográfica ou edafoclimática do local, provocar efeitos ambientais adversos, nomeadamente a contaminação dos recursos hídricos. O nutriente crítico é, geralmente, o azoto. Se a relação N: P_2O_5 : K_2O no fertilizante não se ajustar ao equilíbrio requerido pelas culturas, poder-se-á proceder a adubações minerais complementares, desde que não se excedam as quantidades calculadas para o nutriente considerado crítico.

Os resultados analíticos, estimativas e cálculos a que nos referimos, complementados com os dados relativos às quantidades e composição dos excrementos produzidos pelas diferentes espécies pecuárias, que apresentámos no Capítulo 2, permitem, também, estimar o efectivo pecuário comportável pela exploração, em função das áreas agrícolas existentes. Com este conhecimento, o empresário poderá prevenir a produção de excedentes (em termos de nutrientes, designadamente azoto e fósforo), evitando futuros problemas, uma vez que às explorações que originem excedentes dever-se-iam exigir níveis de tratamento

dos efluentes que conduzissem à produção de correctivos orgânicos com garantia de qualidade, tendo em vista a sua cedência ou comercialização. Para além desta exigência, dever-se-iam sujeitar a penalizações, aplicadas de acordo com o balanço das quantidades de nutrientes admitidos e exportados pela exploração.

Um bom exemplo de cálculo dos eventuais excedentes de azoto e fósforo gerados pelas explorações é o preconizado pelo sistema MINAS (Mineral Accounting System), implementado pelo Ministério de Agricultura, Gestão do Ambiente e Pescas da Holanda, tendo em vista a regulamentação das emissões de azoto e fósforo provenientes da agricultura (Neeteson, 2000).

BOAS MEDIDAS E PRÁTICAS DE UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS

A minimização dos riscos ambientais e outros efeitos adversos, provocados pela aplicação ao solo de efluentes da pecuária, lamas de ETAR e outros correctivos orgânicos, incluindo compostados, só é possível através da aplicação de medidas e práticas adequadas, algumas das quais já aludidas ao longo deste capítulo. Essas boas medidas e práticas encontram-se descritas em vários documentos publicados pelo MADRP, documentos de natureza legislativa e trabalhos de fácil acesso redigidos em português, pelo que será desnecessário enumerá-las neste manual. Referimos os seguintes:

- *Código de Boas Práticas Agrícolas para a Protecção da Água contra a Poluição de Nitratos de Origem Agrícola* (MADRP, 1997).
- *Conservação do Solo e da Água. Manual Básico de Práticas Agrícolas* (2.º edição) (MADRP, s/indicação).
- Folheto informativo *Boas Práticas Agrícolas Aplicáveis nas Explorações Beneficiárias das Medidas Agro-Ambientais e Indemnizações Compensatórias* (MADRP, 2002).
- Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, que transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 86/278/CEE, de 12 de Junho, relativa à utilização de lamas de depuração na agricultura.
- «Proposta de Norma Portuguesa sobre a Utilização de Compostados na Agricultura», trabalho apresentado por Gonçalves e Baptista à *Conferência Europeia sobre Compostagem* (2001).



Bibliografia

- ALLISON, F. E., *Soil organic matter and its role in crop production*, Elsevier Scientific Publishing Company, New York, 1973, 637 pp.
- BENEDETTI, A.; FIGLIOLIA, A.; IZZA, C.; CANALLI, S.; ROSSI, G., «Alcune considerazioni sugli effetti fisiologici degli acidi umici: interazioni con fertilizzanti minerali», *Agrochimica*, 40, 1996, pp. 229-240.
- BERTOLDI, M. de, «The control of composting process and quality of end products», in JACKSON, D. V.; MERILLOT, J. M.; L'HERMITE, P. (Edts.) *Composting and compost quality assurance criteria*, Luxembourg, 1992, pp. 85-93.
- BURTON, C. H. & TURNER, C. (Edts.), *Manure management – treatment strategies for sustainable agriculture*, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, 2003, 490 pp.
- CARTEIRO, P. «Estratégia para a valorização orgânica das lamas de ETAR'S», in: *Gestão e valorização de lamas de ETA'S e ETAR'S em Portugal*, APEA, Lisboa, 2002.
- CEN/TC 223, *Soil improvers and growing media: guidelines for the safety of users, the environment and plants*, Comité Européen de Normalisation (CEN) Secretariat, Brussels, 1998, 27 pp.
- DIAS, J. S.; SANTOS, A. D.; NOGUEIRA, M. G.; TAVARES, M. S., *Guia Prático de Fertilização*, 2.^a edição, Direcção Geral de Extensão Rural/Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, 1980, 72 pp.
- DIAS, J. S.; SANTOS, A. O.; GONÇALVES, M. S.; FERNANDES, R., «Estado Geral de Fertilidade dos Solos da Beira Interior, Ribatejo e Oeste e Alentejo», in: *I Encontro Sobre Fertilidade do Solo e Fertilização*, Ministério da Agricultura, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, 1989, pp.1-13.
- DIAZ, L.; SAVAGE, G.M.; EGGERTH, L.; GOLUEKE, C. G., *Composting and recycling municipal solid waste*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1993, 296 pp.
- DUDAS, M. J.; PAWLICK, S.; *Geoderma*, 3, 1970, p.19, cit. STEVENSON (1982).
- EEA (European Environmental Agency), *Europe's environment: the dobri assessment*, STANNERS, D., BOURDEAU, P. (Edts.), Copenhagen, 1995, 676 pp.
- ELIARD, J. L., *Manual geral de agricultura*, Publicações Europa-América, Lisboa, 1979, 276 pp.
- FAO, www.faostat.org/faostat/collections?subset=agriculture (última actualização em Fevereiro de 2004).
- FERRERO, G. & L'HERMITE, P., «Composting – progress to date in the European Economic Community and prospects for the future», in GASSER, J. K. R. (Edts.) *Composting of agricultural and other wastes*, Elsevier Applied Science Publishers, 1985, pp. 3-10.
- FINSTEIN, M. S.; CIRELLO, J.; MACGREGGOR, S. T.; MILLER, F. C.; PSARIANOS, K. M., *Sludge composting and utilization: rational approach to process control*, Final report nº 340-678-01-1, 1980, cit. BERTOLDI (1992).

- GOLUEKE, C. G., *Biological reclamation of solid waste*, Rodale Press, Emmaus, Pennsylvania, 1977, 249 pp.
- GOLUEKE, C. G., «Principles of composting», in *The Staff of Biocycle* (Edts.), *The Biocycle guide of the art & science of composting*, The J. G. Press, Emmaus, Pennsylvania, 1991, pp.14-39.
- GONÇALVES, M. S. «Compost quality and market perspectives: the case of Portugal», *Soil and Biowaste in Southern Europe Conference*, Italian Environment Protection Agency/European Commission (Edts.), Rome, 2001, pp. 137-146.
- GONÇALVES, M. S.; BAPTISTA, OLIVEIRA, R. M.; ORTEGA, L. M.; SESTELLO, A.; BENTO, L.; HILÁRIO, T., «Composting of municipal green waste using a hybrid mode of the aerated static pile» in *BIDLINGMAIER, W.; BERTOLDI, M. de; DIAZ, L. F.; PAPADIMITRIOU, E. K. (Edts.), Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Waste and the Environment*, Part I, Weimar, 1999, pp. 61-68.
- GONÇALVES, M. S.; BENTO, L. S.; SEMPITERNO, C. M., «Efeito da utilização de quantidades crescentes de um composto de resíduos verdes municipais sobre as características físico-químicas de misturas constituídas com turfa ou substrato comercial e sobre o crescimento de *Pelargonium zonale*» *Simpósio Ibérico sobre Nutricion Mineral de las Plantas*. Zaragoza, 2002, pp. 227-230.
- GONÇALVES, M. S. & BAPTISTA, M., «Proposta de Norma Portuguesa sobre qualidade do composto para utilização na agricultura», *Conferência Europeia sobre Compostagem*, AMBIFORUM, Lisboa, 2001, 14 pp.
- GONÇALVES, M. S.; BAPTISTA, M.; SEMPITERNO, C. M.; BENTO, L. S.; COELHO, S. T.; OLIVEIRA, R. M.; HILÁRIO, T.; ORTEGA, L. M.; SESTELLO, A., *Utilização do compostado de resíduos sólidos urbanos na formulação e preparação de suportes de culturas e adubos organominerais. Avaliação agronómica dos produtos obtidos*, Relatório final do Projecto PAMAF 8015, Instituto Nacional de Investigação Agrária, Lisboa, 2000, 107 pp.
- GONÇALVES, M. S. & SANTOS, M. C. «Effect of four mixed municipal solid waste composts and a sewage sludge on the heavy metal content of barley», Deliverable of the European Commission research Project *AWAST: Aid in the Management and European Comparison of Municipal Solid Waste Treatment Methods for a Global and Sustainable Approach*, Fifth Framework Program (contract nº EVK4-CT-2000-00015), 2003, 9 pp.
- GRAY, K. R., SHERMAN, K., BIDDLESTONE, A. J., «A review of composting – part I», *Process biochemistry*, 6, 1971, pp. 32-36.
- GROSS, A., *Abonos. Guía práctica de la fertilización*, Mundi-Prensa (Edts.), 1986, cit: MORENO (1996)
- HAUG, R. T., «Engineering principles of sludge composting», *Journal of water pollution control federation*, 51, 1979, pp. 2189-2195, cit. BERTOLDI (1992).
- HAUG, R. T., *The practical handbook of compost engineering*, Lewis Publishers, Boca Raton, 1993, 717 pp.
- HENIN, S.; GRASS, R.; MONNIER, G., *El perfil cultural. El estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*, Mundi-Prensa (Edts.), 1972, cit. MORENO (1996)
- HOITINK, H. A. J.; STONE, A. G.; GREBUS, M. E., «Suppression of plant diseases by compost, in BERTOLDI, M. de; SEQUI, LEMMES, P.B.; TAPI, P. (Edts.), *Europe-*

- an Commission International Symposium "The Science of Composting"*, Blackie Academic & Professional, London, 1996, pp. 373-381.
- HORTA, J. M. C., «Serão os nitratos prejudiciais à saúde?», *Ingenium*, 31, 1998, pp. 73-74.
 - IEA-BIOENERGY, *Biogas from municipal solid waste: overview of systems and markets for anaerobic digestion of MSW*, Danish Agency and Netherlands Agency for Energy and the Environment, Copenhagen/Utrecht, 1996, 22 pp.
 - INE, *Estatísticas Agrícolas*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 1999, 158 pp.
 - INSTITUTO DOS RESÍDUOS, *Estratégia Nacional para a redução dos resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) destinados aos aterros*, Ministério das Cidades, Coordenação Territorial e Ambiente, Lisboa, 2003, 51 pp.
 - INSTITUTO DOS RESÍDUOS, *Plano de acção para os resíduos sólidos urbanos 2000-2006*, Ministério do Ambiente, Lisboa, 2000, 40 pp.
 - JOHNSTON, A. E., «Significance of organic matter in agricultural soils», in BECK, A. J.; JONES, K. C.; HAYES, M. H. B.; MINGELGRIA, U. (Edts.), *Organic substances in soil and water*, The Royal Society of Chemistry (Pubs.), Cambridge, 1993, pp.3-11.
 - KATAYAMA, A.; CHANYASAK, V.; HIRAI, M. F.; SHODA, M.; KUBOTA, H., «Effect of compost maturity on komatsuna (*Brassica repa*, var. *pervidis*) growth in Neubauer's pot», in ZUCCONI, F. de; BERTOLDI, M. de; COPOLLA, S. (Edts.) *Proceedings of the International Symposium on Reclamation and Land Utilization of Urban Wastes*, Napoli, 1983, pp. 541-550.
 - KIEHL, E. J., *Fertilizantes orgânicos*, Editora Agronômica CERES, Lda., Piracicaba, 1985, 492 pp.
 - KONONOVA, M.M., *Soil organic matter*, Pergamon Press, Oxford, 1966, 450 pp.
 - L'HIRONDEL, J. & L'HIRONDEL, J. L., *Les nitrates et l'homme: le myth de leur toxicité*, Institut de l' Environnement (Edts.), Collection Droit de Réponse, 1996, cit. HORTA (1998).
 - LE CLECH, B., *Environnement et agriculture*, Éditions Synthèse Agricole, Bordeaux, 1998, 344 p.
 - LEANDRO, E.; COSTA, M. M.; TEIXEIRA, A., «Nota sobre o estado geral de fertilidade dos solos agrícolas de Entre Douro e Minho», in *I Encontro Sobre Fertilidade do Solo e Fertilização*, M.A., LQARS, Lisboa, 1989, pp. 14-35.
 - LQARS, *Manual de fertilização das culturas*, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS), Lisboa, 221 pp.
 - LUCAS R. E.; HOLTMAN, J. B.; CONNOR, L. J., «Soil carbon dynamics and cropping practices», in *Agriculture and Energy*, Academic Press, New York, 1977, pp. 505-561.
 - MAFF, *Code of good agricultural practices for the protection of water*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Publications (MAFF), 1991, cit. MADRP (1997).
 - MADRP, *Código de Boas Práticas Agrícolas para a Protecção da Água contra a Poluição de Nitratos de Origem Agrícola*, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas (MADPR), Lisboa, 1997, 51 pp.
 - MADRP, *Conservação do Solo e da Água. Manual Básico de Práticas Agrícolas*, 2.^a edição, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas (MADPR), Lisboa, 80 pp.

- MANAHAN, S. E., *Environmental chemistry*, Lewis Publishers, Boca Raton, 1994, 811 pp.
- MARN/DGA, *Plano Nacional de Resíduos. A consolidação de um projecto*, Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais, Lisboa, 1995.
- MCKINLEY, V. L.; VESTAL, J. R.; ERALP, A. E., «Microbiological activity in compost», *BioCycle*, 26, 1985, pp. 47-50.
- MENZI, H., «Manure management in Europe: results of a recent survey», in MARTINEZ, Jose (coord), *Proceedings of the 10th International Conference of the RAMIRAN Network*. FAO European Cooperative Research Network, Strbské Pleso, Slovak Republic, 2002, pp. 14-18.
- MERILLOT, J. M., «Le compostage: procédé, technologies et ingénierie», *Séssion de formation «Compostage»*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers, 1995.
- MORENO, J., L., *La materia orgánica en los agrosistemas*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación e Mundi-Prensa (Co-edts.), 1996, Madrid, 174 pp.
- MUSTIN, M., – *Le Compost: gestion de la matière organique*, Editions Français Dubusq, Paris, 1987, 954 pp.
- NEETESON, J. J., «Nitrogen and phosphorus management in Dutch dairy farms: legislation and strategies employed to meet the regulations», *Biology and Fertility of Soils*, 2000, pp. 566-572.
- O'NEIL, P., *Environmental chemistry*, 2nd edition, Chapman & Hall Publishers, London, 1994, 268 pp.
- PERSU, *Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos*, Instituto dos Resíduos, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, 1996, 205 pp.
- PRICE, B., *ABC da Poluição*, Publicações Dom Quixote, Lda., Lisboa, 1994, 244 pp.
- RUSSEL, E. W., *Soil conditions and plant growth*, 9th edition, Longmans Green (Pubs.), London, 1961, 688 pp.
- RYSER, J. P. *et al*, «Données de base pour la fumure des grandes cultures e des herbages», *Revue Suisse Agricole*, 26 (4), 1995, pp. 193-242.
- SAÑA J. & SOLIVA, M., «Necessitat d'una caracterització dels adobs orgànics», in *Quaderns Agraris*, Institució Catalana d'Estudies Agraris, Barcelona, 1985, pp. 7-22.
- SANTOS, J. Q., *Fertilização e poluição: reciclagem agro-florestal de resíduos orgânicos*, J. Quelhas dos Santos (Edt.), Lisboa, 1995, 192 pp.
- SAPEC, *Manual de adubação*, 2.^a edição, SAPEC AGRO S. A. (Edts.), Lisboa, 227 pp.
- SCHNITZER, M. SKINNER, Y. S., «Organic-metallic interactions in soils: the reactions between a number of metal ions and the organic matter of a podzol Bh horizon». *Soil Science*, 98, 1963, pp. 86-93.
- SCHNITZER, M. C. & KODAMA, H., *Geoderma*, 13, 1975 pp. 279, cit. STEVENSON (1982).
- SENESI, N. & LOFREDO, E., «The chemistry of soil organic matter», in SPARKS, L. (Edts.), *Soil physical chemistry*, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, 1998, pp. 239-370.

- SEQUI, P., «Il ruolo della sostanza organica nel terreno agrario e i problemi dell'agricoltura moderna», in ZUCCONI, F. de; BERTOLDI M. de; COPOLLA, S. (Edts.) *Recupero Biologico e Utilizzazione Agricola dei Rifiuti Urbani*, Napoli, 1983, pp. 407-434.
- SHIRALIPOUR, A.; McCONNEL, D. B.; SMITH, W. H., «Applying compost to crops», in The Staff of Biocycle (Edts), *Composting source separated organics*, The J. G. Press, Emmaus, Pennsylvania, 1997, pp. 228-228.
- SILVA, J. F., *Introdução à química da vida*, Universidade Nova de Lisboa, 1984, 209 pp.
- SOGEA, *Le compost* (folheto informativo), Rueil, France, 1991, 13 pp.
- SOLTNER, D., *Les bases de la production végétale. Tome I: Le sol et sa amélioration* (14eme Edition), Collection Sciences et Techniques Agricoles. Sainte-Gemmes-sur-Loire, France, 1986, 464 pp.
- STEVENSON, F. J. & ARDAKANI, M. S., «Organic matter reactions involving micronutrients in soils, in *Micronutrients in agriculture*, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, 1972, cit. STEVENSON (1982).
- STEVENSON, F., *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*, Wiley and Sons. (Pubs.), New York, 1982, 443 pp.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M., «Organic matter and water-soluble aggregates in soils», *Journal of Soil Science*, 33, 1982, pp. 141-163.
- USDA (United States Department of Agriculture), *Waste management field handbook*, National Engineering Handbook, Soil Conservation Service, Washington DC, 1992, 695 pp.
- WALLACE, A.; TERRY, R. E., «Introduction: soil conditioners, soil quality and soil sustainability», in WALLACE, A. & TERRY, R. E. (Edts.) *Handbook of soil conditioners*, Marcel Dekker, Inc., New York, 1998, pp. 1-14.
- ZUCCONI, F. de, «Processi di biostabilizzazione della sostanza organica durante il compostaggio», in ZUCCONI, F. De; BERTOLDI, M de; COPOLLA, S. (Edts.) *Proceedings of the International Symposium on Biological Reclamation and Land Utilization of Urban Wastes*, Napoli, 1983, pp. 379-406.
- ZUCCONI, F. de; MONACO, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M de, in GASSER, J. K. R. (Edts.) *Composting of Agricultural and other wastes*, Elsevier Applied Science Publishers, London, 1985, pp. 73-86.



Adubos • Fertilizantes cuja aplicação ao solo se destina fundamentalmente ao fornecimento de um mais nutrientes minerais às plantas. Podem classificar-se, consoante a natureza das matérias-primas, de minerais (ou químicos), orgânicos e, ainda, organominerais, estes últimos produzidos através da mistura de adubos orgânicos e minerais.



Biodegradabilidade • Potencial das estruturas orgânicas complexas para se decompor em estruturas mais simples, por acção enzimática.

Bioxidação • Metabolismo microbiano aeróbio, envolvendo a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos, que tem por finalidade a libertação da energia e precursores necessários à biossíntese de protoplasma.



Chorume • Mistura de fezes, urina, águas de lavagem e, eventualmente, reduzidas quantidades de materiais das camas e restos de alimentos, cujo teor de matéria seca não ultrapassa 10-12%, pelo que são geridos como resíduos líquidos ou fluidos.

Compostado ou **composto** • Produto higienizado e suficientemente estabilizado, resultante da decomposição da matéria orgânica por compostagem que, após uma fase de degradação, se encontra em processo de humificação e cujas características são de molde a beneficiar, directa ou indirectamente, o crescimento das plantas.

Compostado curtido ou **curado** • Compostado que atingiu elevado grau de estabilização, resultante da sua submissão a um prolongado período de humificação e mineralização, após ter atingido o estado de maturação.

Compostado estabilizado • O mesmo que compostado. O termo estabilizado significa perda de degradabilidade e consequente redução do potencial de produção de fitotoxinas e calor.

Compostado fresco • Matéria orgânica que esteve submetida à fase termófila do processo de compostagem, apresentando-se, por isso, higienizada; sofreu uma decomposição parcial mas não se encontra ainda convenientemente estabilizada.

Compostado maturado • O mesmo que compostado. O termo maturado tem aqui um sentido exclusivamente agronómico, significando que a biodegradabilidade do compostado se reduziu de tal forma que a sua utilização agrícola se pode efectuar sem restrições, do ponto de vista da sua estabilidade, por ser negligenciável o seu teor em fitotoxinas.

Compostagem • Processo bioxidativo controlado de tratamento dos resíduos orgânicos que: i) envolve um substrato orgânico heterogéneo no estado sólido; ii) evolui através de uma fase termófila e uma temporária libertação de fitotoxinas; iii) conduz à produção de dióxido de carbono, água, eventualmente amoníaco e um produto sólido cuja componente orgânica se apresenta suficientemente estabilizada.

Correctivos orgânicos • Fertilizantes ambientalmente seguros e com valor comercial, obtidos a partir do tratamento de resíduos de origem vegetal, animal ou mista, cuja principal função é a de melhorar as características químicas, físicas e biológicas do solo, podendo, ainda, conter quantidades relevantes de nutrientes, que são gradualmente disponibilizados para as plantas.



Digestão anaeróbia ou biogásificação • Tratamento biológico dos resíduos orgânicos, levado a efeito através da acção metabólica de microrganismos anaeróbios. Da decomposição da matéria orgânica resultam metano, dióxido de carbono e outros gases, em menor concentração, para além de um digerido sólido. O processo compreende quatro estágios: hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese.



Efluente • Resíduo líquido emitido por uma unidade de processamento de resíduos ou industrial.

Escoamento superficial • Movimentação lateral da água à superfície do solo, de particular magnitude nos terrenos com declive acentuado.

Estrume • Mistura de fezes, urina, elevadas quantidades de materiais das camas e, eventualmente restos de alimentos, cujo teor de matéria seca ultrapassa 20-22%, sendo passível de ser processada como resíduo sólido.



Fase de degradação ou de decomposição rápida • Fase da compostagem durante a qual ocorre a decomposição das estruturas orgânicas complexas em estruturas mais simples, por acção enzimática.

Fase mesófila • Fase da compostagem durante a qual a temperatura do substrato atinge valores entre os 30° C e 45° C.

Fase termófila • Fase da compostagem durante a qual a temperatura do substrato excede os 45° C.

Fertilizantes • Substâncias ou produtos cuja

aplicação visa beneficiar as características do solo e/ou o estado nutritivo das culturas. Podem classificar-se de adubos ou correctivos.

Fitotoxinas • Substâncias capazes de provocar efeitos tóxicos nas plantas.



Humificação • Síntese de polímeros tridimensionais, integrando sempre glicídicos e fenóis, sendo uma forma de armazenar energia em compostos pouco degradáveis de elevado peso molecular.



Lagoa • Estrutura de terra, destinada ao armazenamento de chorumes e/ou águas lixiviantes, com o objectivo de lhes reduzir a carga poluente. Geralmente, o tratamento é realizado por via predominantemente anaeróbia.

Lixiviação • Remoção de sais ou outras substâncias solúveis do solo ou de outros materiais, por acção do movimento vertical da água através destes.



Matéria orgânica do solo • Fracção orgânica do solo, mais ou menos estável, que resulta da decomposição de resíduos vegetais e animais.

Matéria orgânica fresca • Substrato orgânico bruto submetido à compostagem, antes e/ou no início da sua decomposição.

Microrganismos aeróbios • Microrganismos cujas funções vitais só se realizam na presença de oxigénio livre.

Microrganismos anaeróbios • Microrganismos cujas funções vitais só se realizam na ausência de oxigénio livre.

Microrganismos organo-heterotróficos aeróbios • Microrganismos aeróbios cuja principal fonte de carbono é a matéria orgânica.



Percolação • Movimentação vertical da água ao longo do perfil do solo.

Processo bioxidativo • Sequência de reações de bioxidação envolvendo a degradação e humificação da matéria orgânica.



Recolha selectiva • Recolha separada, efectuada pelos produtores dos resíduos, de algumas componentes físicas (vidro, plásticos, papel e cartão, materiais fermentáveis, metais), dos RSU, para efeitos de reutilização ou reciclagem.



Tecnossistema • Infra-estruturas e respectivo equipamento concebidos para uma gestão adequada dos resíduos.



INTRODUÇÃO	5	PRODUÇÕES UNITÁRIAS DE EXCREMENTOS, ÁGUAS DE LAVAGEM E MATERIAIS DAS CAMAS	25
CAPÍTULO 1		CARACTERÍSTICAS DOS EXCREMENTOS	28
MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	7	RESÍDUOS DAS CULTURAS	30
GÊNESE E CONSTITUIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	8	EFEITOS ASSOCIADOS À RELAÇÃO C/N DOS RESÍDUOS	31
DECOMPOSIÇÃO ESPONTÂNEA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO	8	EFEITOS ALEOPÁTICOS	31
Fase de degradação ou de decomposição rápida	10	TRANSMISSÃO DE DOENÇAS DAS PLANTAS	32
Fase de humificação	10	RESÍDUOS DA INDÚSTRIA AGRO-ALIMENTAR	33
Fase de estabilização	11	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	34
Decomposição aeróbia espontânea e compostagem	12	PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DOS RSU	35
CONSTITUIÇÃO DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS	12	GESTÃO DOS RSU	36
A IMPORTÂNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SISTEMA SOLO-PLANTA	13	GESTÃO INTEGRADA DOS RSU	37
NÍVEIS ÓPTIMOS E CRÍTICOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO. CLASSES DE RIQUEZA	16	VANTAGENS E INCONVENIENTES DOS VÁRIOS MÉTODOS DE TRATAMENTO DE RSU	39
CAUSAS E EFEITOS DO EMPOBRECIMENTO DOS SOLOS EM MATÉRIA ORGÂNICA	17	COMPOSTADO DE RSU: PRODUÇÃO, CARACTERÍSTICAS E QUALIDADE	41
ESTADO DE PROVIMENTO EM MATÉRIA ORGÂNICA DOS SOLOS AGRÍCOLAS NACIONAIS	19	LAMAS DE ETAR	44
ESTIMATIVA DAS NECESSIDADES DE CORRECÇÃO ORGÂNICA DOS SOLOS AGRÍCOLA NACIONAIS	21	PRODUÇÃO	44
CAPÍTULO 2		TRATAMENTO	44
CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS COM INTERESSE AGRÍCOLA	23	CARACTERÍSTICAS	46
RESÍDUOS PROVENIENTES DAS EXPLORAÇÕES PECUÁRIAS	24	CAPÍTULO 3	
PRODUÇÃO PECUÁRIA EM PORTUGAL. REGIÕES DE MAIOR INCIDÊNCIA	24	POTENCIAL POLUENTE DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	49
		CONTAMINAÇÃO E POLUIÇÃO	50
		EFEITO SOBRE A QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS E DO SOLO	51
		MATÉRIA ORGÂNICA	51
		NUTRIENTES	52
		Azoto	52
		Fósforo	54

ORGANISMOS PATOGENICOS	55	MEDIDAS E PRÁTICAS PARA UMA BOA GESTÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	78
OUTROS CONTAMINANTES	57	MEDIDAS E PRÁTICAS NO ÂMBITO DA COMPONENTE PRODUÇÃO	78
Metais pesados	58	MEDIDAS E PRÁTICAS NO ÂMBITO DA COMPONENTE ARMAZENAMENTO ..	80
Micropoluentes orgânicos	58	Armazenamento dos estrumes	80
EFEITOS SOBRE A QUALIDADE DO AR AMBIENTE E ATMOSFERA	60	Armazenamento dos chorumes	81
CAPÍTULO 4		Manutenção das instalações de armazenamento. Precauções a tomar	83
PRECEITOS PARA UMA GESTÃO EFICIENTE E SEGURA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	63	Efluentes das silagens	84
HIERARQUIA DE GESTÃO DOS RESÍDUOS	64	CAPÍTULO 5	
PRODUÇÃO, RECOLHA, TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	66	UTILIZAÇÃO DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS NA AGRICULTURA	85
NOTAS INTRODUTÓRIAS	66	UTILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS E CORRECTIVOS ORGÂNICOS NA AGRICULTURA	86
PRODUÇÃO	67	CARACTERÍSTICAS DOS FERTI- LIZANTES A APLICAR AO SOLO	87
RECOLHA, TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO	68	CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS RECEPTORES E SUAS CONDIÇÕES	89
MÉTODOS DE TRATAMENTO	69	NECESSIDADES NUTRITIVAS DAS CULTURAS	90
SEPARAÇÃO SÓLIDOS-LÍQUIDOS	70	CÁLCULO DAS DOSES DE APLICAÇÃO	90
COMPOSTAGEM	71	BOAS MEDIDAS E PRÁTICAS DE UTILIZAÇÃO AGRÍCOLA DOS FERTILIZANTES ORGÂNICOS	92
Factores e parâmetros condicionantes do processo de compostagem	71	Referências	93
DIGESTÃO ANAERÓBIA	76	Glossário	99
Desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia	76		
Factores condicionantes do processo de digestão anaeróbia	76		