

CAPÍTULO 9

PRINCIPIOS BÁSICOS DA COMPOSTAXE

Jorge Domínguez e Salustiano Mato

9.1. DEFINICIÓNS E TERMINOLOXÍA

A terminoloxía da compostaxe non está normalizada e reflicte as amplas diferencias de fondo disciplinar que existen entre científicos e técnicos. Débese facer unha distinción entre o proceso, compostaxe, e o produto, compost (Finstein e Miller, 1982).

A definición conceptual da compostaxe de Zucconi e De Bertoldi (1987a) é clara e amplamente coñecida: "A compostaxe é un proceso biooxidativo controlado que, a partir dun substrato orgánico heteroxéneo en fase sólida e pasando por unha fase termofílica e unha liberación temporal de fitotoxinas, conduce á produción de dióxido de carbono, auga, minerais e materia orgánica estabilizada (compost)".

A definición fica explicada nos seguintes termos:

Controlado: Esta característica distingue a compostaxe dos procesos naturais que ocorren en ausencia dun control imposto. Isto implica unha monitorización da temperatura, humidade, composición do substrato, osixenación.

Biooxidativo: A condición de "biolóxico" diferencia a compostaxe dos tratamentos físicos e químicos. A cualificación de "biooxidativo" delimita a compostaxe respecto doutros procesos non aerobios, xa que a oxidación é biolóxica.

Substrato orgánico heteroxéneo: Describe substratos cunha mestura de materiais orgánicos de distinta orixe.

Fase termofílica: Os procesos biooxidativos son exotérmicos: na parte inicial do proceso prodúcese unha substancial cantidade de calor que conduce a unha elevación da temperatura, que declina rapidamente durante a seguinte fase de estabilización (xeralmente asociada a unha caída da temperatura por baixo dos 35-40°C). Esta dinámica de produción de calor pode considerarse unha condición única para caracterizar a compostaxe, de tal xeito que unha lenta ou insuficiente elevación da temperatura, ou unha caída retardada, é consecuencia dun desenvolvemento non favorábel do proceso ou un pobre control dos factores da compostaxe. Nalgúns casos emprégase un control feed-back da temperatura onde se limita a elevación da temperatura e se adianta a caída desta.

Liberación temporal de fitotoxinas: A produción de fitotoxinas caracteriza o estado inicial de descomposición da materia orgánica fresca. Aparentemente, a produción de toxinas é menos intensa e de máis curta duración con substratos heteroxéneos e baixas condicións aerobias. Unha fitotoxicidade persistente indica un pobre desenvolvemento do proceso, as máis das veces a causa dunha osixenación insuficiente ou un balance pobre de substratos.

Dióxido de carbono, auga e minerais: son os produtos máis importantes resultantes dos procesos de degradación biooxidativa.

Materia orgánica estabilizada (compost): A compostaxe por definición conduce a un produto estabilizado (humificado) que é de alto valor para usos agrícolas, doadamente manexábel e almacenábel, e que se pode utilizar directamente na terra sen provocar efectos adversos.

9.2. O PROCESO DE COMPOSTAXE E AS SÚAS APLICACIÓNS

Tradicionalmente tense amosado un maior interese no uso dos composts que no proceso da compostaxe. Sen embargo, para a obtención dun compost coas características desexabais é necesario un coñecemento exhaustivo do proceso. O desenvolvemento das tecnoloxías de compostaxe a nivel industrial viuse impedido tanto pola falsa crenza de que existe un autocontrol natural do proceso como pola posta en práctica de sistemas que dan prioridade unicamente ao manexo de grandes cantidades de materiais, e os grandes fracasos das distintas plantas de compostaxe débense maiormente ao descoñecemento do proceso e á súa estratexia de control. Unha compostaxe satisfac-

toria vai encamiñada á obtención real de produtos finais de calidade, o que está en relación directa coa aplicación de criterios racionais de control do proceso. Un entendemento integral da ecoloxía da compostaxe proporcionará as mellores bases para elaborar as estratexias de control do proceso. Este entendemento abrangue os factores físicos, químicos e biolóxicos que determinan a estrutura da poboación microbiana e as vías de actividade metabólica dentro do ecosistema da compostaxe.

A compostaxe ten tres grandes aplicacións: a produción de compost para usos agrícolas e hortícolas, a produción dun substrato selectivo para o cultivo de cogomelos e o tratamento de residuos orgánicos. No que se refire a este último, pode incluír restos vexetais, lodos, lixo, residuos animais, residuos tóxicos e outros, e pode estar asociado ou non á produción de compost. Aínda así, e sen ter en conta a aplicación, existe unha ecoloxía común que subxace en todas elas: os ecosistemas da compostaxe son sistemas fase-matriz cunha alta densidade de substrato, nos que se acadan temperaturas termofílicas porque a produción de calor metabólica é maior que as perdas deste.

A decomposición lévana a cabo diversas poboacións microbianas que son altamente interactivas e sintrópicas, cunhas estruturas da comunidade que varían rapidamente co cambio das condicións. Os resultados da compostaxe poden interpretarse como a consecuencia histórica dos factores físicos, químicos e biolóxicos que son selectivos para as poboacións microbianas responsabeis, coa súa actividade, dos cambios físicos e químicos concomitantes.

As investigacións da ecoloxía da compostaxe tenderon a ser de tipo autoecolóxico ou sinecolóxico, pero raramente integrativas destes camiños conceptuais. Os estudos autoecolóxicos lévanse a cabo sobre as poboacións de xeito individual, mentres que os sinecolóxicos entrañan interaccións entre as poboacións e a actividade metabólica a nivel de ecosistema (Atlas e Bartha, 1981). A identificación de microorganismos específicos pode dar algunha indicación sobre o desenvolvemento da compostaxe, pero en poboacións mixtas as interaccións son complexas e a presenza de determinados microorganismos pode non estar realmente correlacionada coa actividade do proceso. As medidas directas da actividade da comunidade, como variacións na temperatura ou no consumo de O_2 , por exemplo, proporciona unha visión máis clara da descomposición e constitúe unha das bases para o control do proceso. O ecosistema da compostaxe é moi sensíbel aos factores físicos selectivos, de xeito que pequenos cambios nas condicións físicas poden afectar profunda-

mente á actividade. Unha aproximación sinicolóxica proporciona un entendemento das relacións entre os factores físicos e a actividade, e a súa comprensión pode constituír unha boa base para o desenvolvemento correcto do proceso.

9.3. ESTRATEXIA DO PROCESO E A SÚA CONFIGURACIÓN

Existe grande confusión entre a estratexia do proceso e a súa configuración (Finstein et al., 1986). A estratexia do proceso refírese á filosofía e ao significado do manexo do ecosistema da compostaxe (por exemplo, o emprego da actividade biolóxica e química). A configuración refírese ás ferramentas utilizadas para o control das condicións físicas. Así, unha mesma estratexia de proceso pode utilizar diferentes configuracións e producir resultados similares. A compostaxe ao ar libre ou a que ten lugar no interior de contedores, silos, etc., non constitúen procesos diferentes.

Por outra banda, unha inadecuada elección das condicións fundamentais á hora de establecer a estratexia do proceso non se pode resolver con cambios na configuración. Os beneficios dunha configuración non poden xulgarse unicamente pola efectividade económica do manexo de materiais, senón por como esta configuración é compatíbel coa aplicación dunha estratexia do proceso.

9.4. PARÁMETROS DE CONTROL DO PROCESO

Para o adecuado desenvolvemento do proceso de compostaxe é necesario ter en conta a influencia dunha serie de factores físicos e químicos, dos cales os máis determinantes son:

Matriz

Temperatura

Xeración e transferencia de calor

Humidade

Osíxeno

pH

Nitróxeno amoniacal

As figuras 9.1, 9.2 e 9.3 reflicten a evolución típica de diversos parámetros no tempo de compostaxe. A humidade, os sólidos volátiles e a fracción

biodegradábel redúcense progresivamente. A fracción recalcitrante (materia orgánica) e a mineral mantéñense, namentres se incrementa a fracción humus. Así mesmo, prodúcese unha redución significativa do volume total. A continuación veremos con maior detalle o significado de cada un destes parámetros de control.

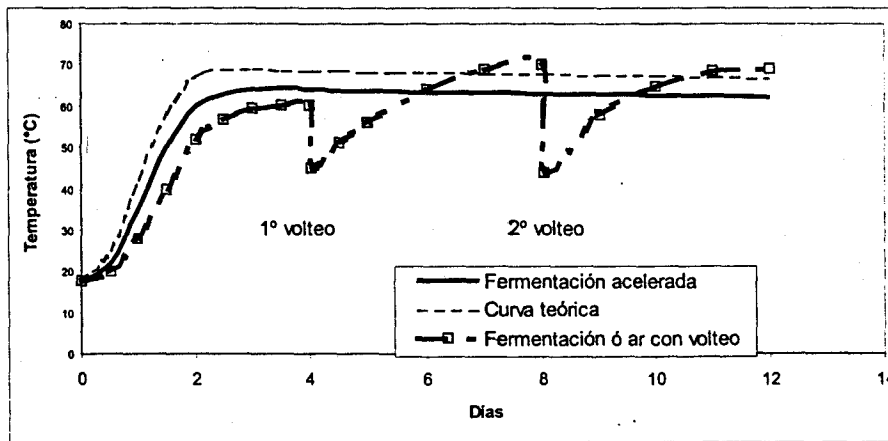


Fig. 9.1. Evolución típica da temperatura nun proceso de compostaxe

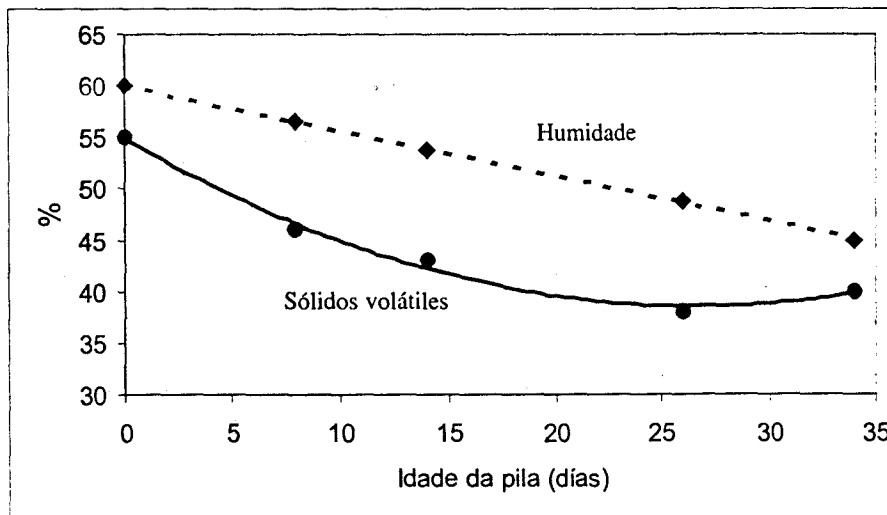


Fig. 9.2. Evolución típica do contido en sólidos volátiles e humidade durante a compostaxe

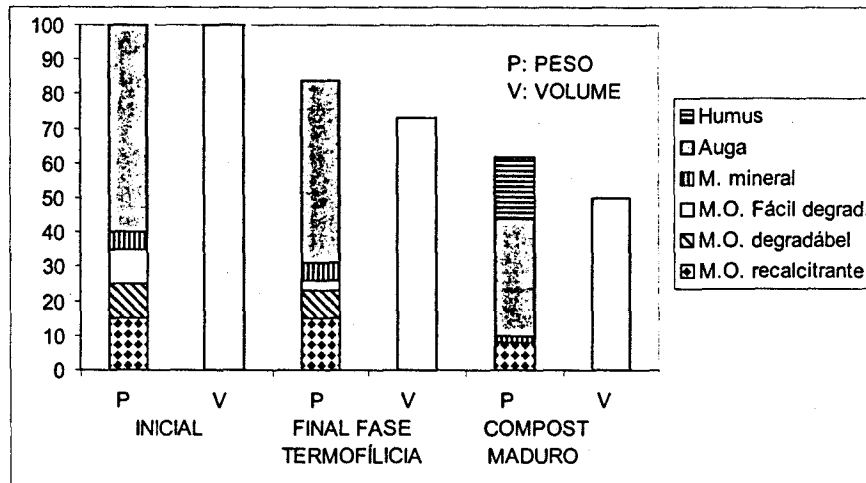


Fig. 9.3. Evolución teórica en peso e volume dos diferentes compoñentes do substrato durante a compostaxe

9.5. MATRIZ

Os sistemas de compostaxe presentan similitudes cos procesos edáficos, pero tamén algunhas características únicas. Neste sentido, é importante resaltar que a compostaxe e os procesos do solo ocorren nunha matriz estrutural (sólida) e, xa que logo, exhiben características espaciais similares, incluíndo gradientes físicos e químicos e especificidade local de factores ecoloxicamente selectivos. Moitas das ferramentas de investigación e moitos conceptos derivados da ciencia do solo son aplicables aos sistemas de compostaxe. Unha diferenza entre estes dous sistemas é que as matrices de compostaxe son fundamentalmente orgánicas, cunha intensidade moi alta de substrato dispoñíbel, en comparación coa do solo. Unha consecuencia desta alta densidade é que a taxa de actividade metabólica por unidade de volume é moito maior nas matrices de compostaxe e isto altera profundamente a súa estrutura física. No solo os factores físicos tales como a temperatura, contido de humidade ou densidade, veñen en grande medida impostos externamente, namentres que, nos sistemas de compostaxe, estas características físicas son unha consecuencia de procesos internos. As matrices do solo modifícanse de xeito lento e, na maioría dos casos, pódense considerar como estruturalmente estables, mentres que nos sistemas de compostaxe a matriz, que é tamén o substrato, sofre cambios físicos tan rápidos que a fan estruturalmente efémera.

Unha matriz física ofrece máis diversidade de hábitats para o crecemento das poboacións que un ambiente acuático aberto, e a grande diversidade de especies resultante vese favorecida por este feito, de xeito que a heteroxeneidade das matrices de compostaxe dá lugar a unha gran variedade de microespacios non equivalentes (Wimpenny et al., 1984).

9.6. TEMPERATURA

A temperatura é unha característica intrínseca do proceso de compostaxe e ao mesmo tempo é un factor determinante da súa dinámica. Os aumentos da temperatura son o resultado da xeración de calor metabólica e da súa conservación, sendo as temperaturas elevadas unha característica fundamental dos ecosistemas de compostaxe á vez que contribúen de xeito substancial ás altas taxas de descomposición.

Para un enzima dado, a súa taxa de actividade xeralmente duplícase cun aumento de 10°C, ata que alcanza a temperatura de inactivación. A temperatura é un factor fortemente selectivo (Atlas e Bartha, 1981), e os microorganismos son unicamente activos dentro de rangos de temperatura óptimos, que son específicos para cada especie. Os microbios xeralmente permanecen inactivos por baixo do seu rango óptimo de temperatura e, por riba dese rango, todos eles, agás os forzadores de esporas, morren. A "morte térmica" é un aspecto importante da compostaxe que afectará á estrutura da comunidade que actúa durante a fase de arrefriamento lento. Por outra banda, esta é altamente beneficiosa para a eliminación de patóxenos (Hurgue et al., 1978; Finstein et al, 1982), pero tamén é prexudicial para o proceso se as temperaturas alcanzadas exceden os rangos de tolerancia dos descompoñedores termofílicos.

Por baixo dos 20°C, as taxas de descomposición son tan baixas que o inicio da compostaxe pode resultar moi lento ou errado, incluso cando o resto das condicións sexan favorabeis (Mosher e Anderson, 1977). Por riba dos 20°C, a actividade dos mesófilos vese favorecida e a xeración de calor metabólico aumenta rapidamente. Arredor dos 40°C, a poboación mesofílica inicial inactívase e ten lugar unha diminución brusca da descomposición ata que a temperatura ascende de novo e alcanza aproximadamente os 45°C, temperatura favorábel para o crecemento de termófilos (Dye, 1964; Dye e Rothbaum, 1964; Rothbaum e Dye, 1964). Se a temperatura supera os 60°C,

a actividade microbiana comeza a declinar xa que se excede do óptimo para varios termófilos. Xeralmente, a temperatura máxima absoluta que se alcanza a través da compostaxe é aproximadamente de 82°C, momento no que cesan a actividade biolóxica e a produción de calor metabólica (Fermor et al., 1985; Finstein et al., 1986). Malia que se poidan alcanzar tales temperaturas, a actividade microbiana diminúe a temperaturas por riba dos 60°C, e as taxas de descomposición óptimas están entre 55 e 60°C, rango que ten sido amplamente demostrado (Finstein et al., 1983; Bach et al., 1984; McKinley e Vestal, 1984).

9.7. CALOR METABÓLICA: PRODUCCIÓN E TRANSFERENCIA

As temperaturas alcanzadas durante o proceso de compostaxe varían en función das taxas de xeración e transferencia de calor.

A calor xerada durante a compostaxe deriva case por completo da actividade biolóxica (Finstein e Morris, 1975; Nell e Wiechers, 1978). A actividade metabólica conduce sempre a perdas de enerxía química en forma de calor. Esta xeración de calor ou "termoxénese" e o seu almacenamento conducen ás elevadas temperaturas características da compostaxe, as cales poden inhibir a actividade microbiana (Finstein et al., 1983). O control da actividade microbiana implica, xa que logo, un control de calor. Dende un punto de vista práctico, as taxas máximas de acumulación de calor son críticas, na medida en que van definir as condicións de arrefriamento necesarias para manter as temperaturas favorabeis.

Estas taxas de produción de calor vense afectadas por factores físicos e químicos, sendo importante o tamaño da partícula: Gray e Sherman (1969) atoparon que os residuos moídos case dobraban a produción de CO₂. Esta reflicte o catabolismo e, polo tanto, a xeración de calor). Pola contra, os substratos demasiado densos teñen taxas de actividade baixas debido a limitacións na transferencia de calor.

A transferencia de calor inclúe a distribución da calor dentro da masa de compostaxe e a súa perda. A acumulación de calor pode ser un factor importante, especialmente durante as etapas iniciais de aumento da temperatura e para substratos cunha baixa densidade de enerxía (enerxía de substrato dispoñíbel por unidade de volume). O almacenamento de calor está case sempre determinado polo contido en auga debido á súa alta calor específica e a que representa aproximadamente dous tercios da masa de compostaxe.

A transferencia de calor, considerada no contexto de perda de calor, é posíbel a través de radiación, conducción, arrefriamento por evaporación e convección. A radiación pode ser ignorada por tratarse dun factor menor (Finstein et al., 1980). A conducción está limitada como mecanismo de transferencia de calor nas masas de compostaxe debido a que a súa conductividade térmica é baixa, mentres que a xeración de calor por unidade de volume pode ser comparativamente alta. Esta conducción pode ser significativa en masas pequenas de compostaxe cunha alta relación superficie/volume. En investigacións e estudos piloto, o efecto desta relación na transferencia de calor por conducción foi case sempre ignorado, conducindo a conclusións falsas acerca da calor e a humidade. Os sistemas a grande escala poden ser imitados perfectamente en sistemas a pequena escala nos que é posíbel controlar as perdas de calor por conducción (Hogan et al., 1989). Xeralmente, o control da temperatura en sistemas a grande escala, a través das perdas de calor por conducción, non pode levarse a cabo debido á baixa conductividade térmica e a problemas de condensación nas capas máis frías.

O arrefriamento por evaporación é importante nos sistemas de compostaxe e a evaporación pode retirar grandes cantidades de calor debido á alta calor de vaporización da auga.

A convección é un mecanismo de transferencia de calor producido por diferencias de temperaturas nun medio fluído como o ar. A convección natural nas moreas de compostaxe non limita o aumento de temperatura, agás nas zonas superiores e en áreas máis externas.

Pódese eliminar o exceso de calor a través de diferentes estratexias. Un dos mellores controis da temperatura dáse naqueles sistemas nos que a calor se elimina dun xeito activo, a través dunha ventilación controlada por un mecanismo de retroalimentación (De Bertoldi et al., 1983 a; Kuter et al., 1985; Finstein et al., 1986). Neste sentido, non deben confundirse os tradicionais, e aínda bastante utilizados, sistemas de compostaxe que empregan ventilación activa para subministrar O_2 (como o proceso Botsville; Willson et al., 1980) coa máis recente estratexia Rutxers na que o control feed-back da temperatura se utiliza para o control da mesma (Finstein et al., 1986).

De Bertoldi et al. (1988) propuxeron o uso dun control feed-back de O_2 como unha nova estratexia do proceso de compostaxe. O consumo de O_2 e a xeración de calor están fortemente correlacionados xa que ámbolos dous miden a actividade microbiana (Cooney et al., 1968); sen embargo, é neces-

saría nove veces máis ventilación para eliminar calor que para proporcionar O_2 a unha morea de compost a $60^\circ C$ (Finstein et al., 1986), o que fai do O_2 un factor de control moito menos eficaz. En condicións aerobias, as comunidades microbianas son moito máis sensíbeis a pequenos cambios da temperatura que á concentración de O_2 , o que fai que o control baseado en temperatura sexa moito máis eficaz. Aínda que a colocación e monitorización de sondas de osíxeno presenta dificultades, nun reactor pechado un control baseado nos niveis de O_2 podería presentar vantaxes operativas.

9.8. HUMIDADE

A humidade é un factor físico importante aínda que a cotío descoidado nos ecosistemas de compostaxe. A auga é necesaria para as necesidades fisiolóxicas, para a disolución do substrato e dos sales, como medio para a colonización bacteriana, e é un factor determinante no intercambio de gases (Griffin, 1981; Harris, 1981). A humidade será limitante nos procesos de compostaxe tanto por exceso como por defecto e as taxas metabólicas óptimas conseguiranse cos maiores niveis de humidade que non limiten a utilización e transferencia de O_2 .

O contido óptimo de humidade na compostaxe varía segundo a aplicación. No tratamento de residuos o mellor é obter un compost seco, o que reduce o seu peso e volume e facilita o seu manexo, almacenamento e transporte (Finstein et al., 1986). En substratos con alta enerxía, tales como os lodos de augas residuais, a calor liberada na compostaxe pode conducir a unha considerábel perda de auga, podéndose alcanzar valores finais de humidade entre o 20 e o 30% (De Bertoldi et al., 1983 a; Finstein et al., 1983; Miller e Finstein, 1985).

Un contido excesivo de humidade restrinxe a transferencia de gases e limita a entrada de O_2 , xa que o coeficiente de difusión do O_2 é 10000 veces menor na auga que no ar. O contido gravimétrico de humidade é un bo indicador das limitacións da difusión de gases, xa que o coeficiente de difusión aparente dun gas é proporcional ao cadrado do espacio de poro cheo de gas (Campbell, 1985). A auga non enche só os poros senón que tamén produce unha diminución da continuidade de poro. Por todo isto, as masas de compostaxe excesivamente húmidas vólvense anaerobias.

Diferentes autores propuxeron, como requirimento para a compostaxe de materiais húmidos en exceso, aumentar os espazos libres de ar para alcanzar a porosidade suficiente para a difusión e o intercambio de gases (Jeris e Regan, 1973). As limitacións causadas pola perda de humidade son máis complexas que as causadas polo seu exceso (Finstein et al., 1986).

Para o amplo rango de materiais que poden ser compostados, o límite superior no contido de humidade sitúase entre o 65 e o 75%. Unha vez que se iniciou a compostaxe de xeito activo e se alcanzaron as condicións óptimas, o proceso pode continuar en condicións de secado progresivo con contidos de humidade tan baixos como un 22% (Finstein et al., 1983). Isto explícase como resultado dunha colonización temperá e extensiva do substrato durante a compostaxe, cando os potenciais de auga son aínda favorables, de xeito que, aínda que seco, o substrato está xa ben colonizado.

Unha consideración final importante da humidade, aínda que xeralmente descoidada, é a produción de auga metabólica. Baseándose a un modelo estequiométrico teórico, Haug (1979) calculou que por cada gramo de sólidos volátiles de lodo descomposto deberíanse producir 0,72 g de auga.

9.9. OSÍXENO

O inicio dos procesos de autoaquecemento e descomposición vense retardados en ausencia de O_2 , e as condicións anaerobias son negativas na maior parte dos tratamentos de residuos mediante compostaxe (Gray et al., 1971; Poincelot, 1975). A cotío faise referencia a que as condicións sexan aerobias ou anaerobias, pero un concepto máis realista é o dun gradiente entre condicións altamente oxidantes e altamente reductoras. Nos solos poden coexistir microambientes aerobios e anaerobios moi próximos (Greenwood, 1961; Foster, 1988) e as matrices de compostaxe poden amosar variacións a nivel microscópico similares.

As condicións anaerobias conducen á formación de metabolitos intermediarios que son problemáticos tanto durante como despois da compostaxe. Durante os procesos anaerobios, ata un 15% do carbono orgánico total pode estar en forma de ácidos orgánicos volátiles (especialmente propanoico e butanoico) (Chanyasak et al., 1980) e, xunto co xofre volátil, unha serie de compostos nitroxenados e outras especies químicas poden causar importantes problemas de malos olores (Miller e McCauley, 1989) e de fitotoxicidade

(Hoitink, 1980). Como consecuencia disto, a súa utilización pode verse impedida, incluso no caso de aplicacións non agrícolas, debido aos malos olores e á dificultade de manexo.

Os niveis de O_2 nunha masa en compostaxe están determinados polas achegas e o consumo. As taxas de consumo están fortemente afectadas por factores físicos e pódense predicir mediante modelos estequiométricos (Finstein et al., 1986). A figura 9.4 mostra a evolución da demanda de osíxeno en función do tempo, para un proceso descontínuo. As taxas de achega de O_2 veñen determinadas polo potencial de difusión e o manexo do proceso que, á súa vez, veñen determinados pola porosidade da matriz, o tamaño da partícula, o contido de humidade e o gradiente de concentración. Non obstante, a difusión por si mesma é insuficiente para subministrar O_2 a unha masa grande de compostaxe, aínda que en matrices de elevada granulometría danse fenómenos de autoosixenación (Mato et al., 1994). Durante os últimos dez anos construíronse moitos sistemas de compostaxe para o tratamento de residuos orgánicos que utilizan ventilación forzada para subministrar O_2 (Finstein et al., 1986; Goldstein, 1988). Unha axeitada ventilación deste tipo asegura suficiente osíxeno dentro da atmosfera intersticial da masa de compostaxe para manter condicións aerobias.

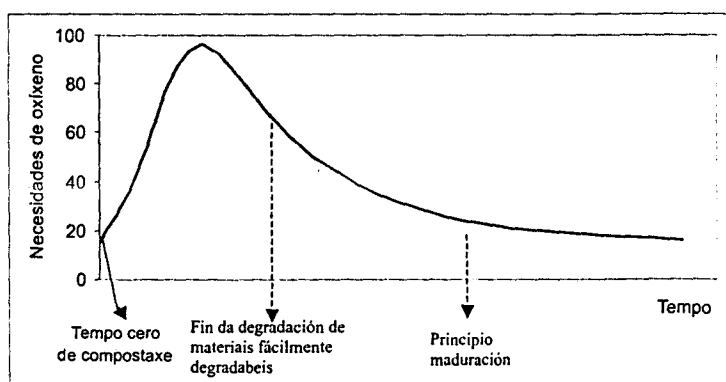


Fig. 9.4. Curva teórica da demanda de osíxeno durante a compostaxe

O gradiente de difusión entre a atmosfera intersticial e as partículas orgánicas constitúe unha importante forza de conducción. Para manter condicións aerobias recomendáronse concentracións de O_2 intersticial do 5% (Schulze, 1962; Parr et al., 1978; Willson et al., 1980) e do 10% (Suler e Finstein, 1977). De Bertoldi et al. (1988) atoparon que a actividade se vía favorecida se se mantiñan concentracións de O_2 intersticial no rango entre 15-20%.

9.10. pH

O pH vai determinar en grande medida unha compostaxe satisfactoria, xa que tanto bacterias como actinomicetos son xeralmente sensíbeis a valores de pH baixos, preferindo valores por riba de 7 (Alexander, 1977). As taxas de descomposición durante a compostaxe aumentan co pH dentro do rango entre 6 e 9, e un baixo pH inicial pode retardar o proceso (Willey e Pearce, 1957; Schulze, 1962). En condicións anaerobias, o pH pode diminuír debido á produción de ácidos orgánicos volátiles durante a fermentación.

O cambio de pH durante a compostaxe é bastante predicíbel (McGregor et al., 1981). Cando a actividade chega aos seus máximos, o pH aumenta rapidamente ata aproximadamente 8,5, debido á amonificación e ao seu papel como sumidoiro de protóns. Máis tarde, ao diminuír a amonificación, o pH estabilízase arredor de 7,5-8,0 (figura 9.5). Os intervalos de tempo en que ocorren estes cambios e a súa duración poden utilizarse como un indicador do desenvolvemento do proceso.

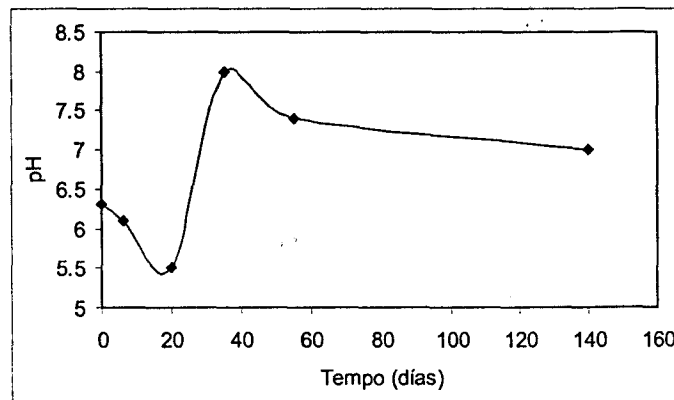


Fig. 9.5. Evolución do pH durante a compostaxe

Xeralmente, os pH non favorabeis tenden a autocorririrse durante o proceso, e os valores iniciais non necesitan ser axustados.

9.11. NITRÓXENO AMONICAL

O amonio e o pH son interdependentes. A amonificación causa o característico aumento de pH durante a fase activa da compostaxe, e o pH determina o equilibrio entre as especies NH_3 e NH_4^+ .

Moitos dos substratos utilizados na compostaxe conteñen unha cantidade importante de proteínas que son utilizadas rapidamente polas bacterias de xeito que, durante a compostaxe, moito deste nitróxeno facilmente dispoñíbel é convertido en formas estabéis que resisten a posterior amonificación e que poden servir como fonte de nitróxeno para as plantas.

O tempo necesario para que desapareza o amonio é altamente dependente da temperatura, e é menor entre os 40 e 50°C (Ross e Harris, 1982) e maior entre os 50 e 55°C (Burrows, 1951).

O equilibrio entre o amoniaco e o ión amonio está fortemente afectado polo pH; a pH menor ou igual que 7, o NH_4^+ está presente de xeito case exclusivo, namentres que a pH básico predomina o NH_3 libre (Koster, 1986), o cal pode afectar á dispoñibilidade da materia orgánica do substrato. No solo, as concentracións altas de NH_3 disolven materia orgánica facéndoa máis susceptíbel a unha posterior disolución (Myers e Thien, 1988). O NH_3 libre tamén pode influír na estrutura da comunidade debido á súa toxicidade para moitos microorganismos e pode influír na calidade do compost debido á súa toxicidade para fungos e plantas superiores.

A valores altos de pH, o NH_3 permanece volátil e é moito máis reactivo, comparado co NH_4^+ , podendo formar produtos estabéis coa materia orgánica ao reaccionar con azucres (Sharon, 1965), grupos funcionais carboxilos, carbonilos, enólicos e fenólicos, así como hidroxilquinonas e outros compostos insaturados (Mortland e Wolcott, 1965). Estas reaccións son practicamente insignificantes por baixo de pH 7 e as súas taxas aumentan coa temperatura (Nommik, 1965, 1970). Ademais a presenza de O_2 permite que reaccione moita máis cantidade de NH_3 por unidade de materia orgánica (Mortland e Wolcott, 1965).

9.12. BIBLIOGRAFÍA

Alexander, M. (1977). *Introduction to Soil Microbiology*. John Wiley & Sons (eds.) New York.

Atlas, R.M. e Bartha, R. (1981). *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Addison-Wesley Publishing Reading, Mass (eds). 487 páxs.

Bach, P.D., Shoda, M. e Kubota, H. (1984). Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor. *J. Ferment. Technol.*, 62, 285-292.

Burrows, S. (1951). The chemistry of mushroom composts. II. Nitrogen changes during the composting and growing processes. *J. Sci. Food Agric.*, 2, 403-410.

Campbell, G.S. (1985). *Soil Physics with Basic, Transport Models for Soil-Plant Systems*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 439 páxs.

Chanyasak, V., Yoshida, T. e Kubota, H. (1980). Chemical components in gel chromatographic fractionation of water extract from sewage sludge compost. *J. Ferment. Technol.*, 58, 533-539.

Cooney, C.L., Wang, D.Y. e Mateles, R.L. (1968). Measurement of heat evolution and correlation with oxygen consumption during microbial growth. *Biotechnol. Bioeng.*, 11, 269-281.

De Bertoldi, M., Vallini, G. e Pera, A. (1983a). The biology of composting: A review. *Waste Manag. Res.*, 1, 157-176.

De Bertoldi, M., Rutili, A., Citterio, B. e Civillini, M. (1988). Composting management: A new process control through O₂ feed-back. *Waste Manag. Res.*, 6, 239-259.

Dye, M.H. (1964). Self-heating in damp wool. Part 1. The estimations of microbial populations in wool. *N. Z. J. Sci.*, 7, 87-96.

Dye, M.H. e Rothbaum, H.P. (1964). Self-heating in damp wool. Part 2. Self heating of damp wool under adiabatic conditions. *N. Z. J. Sci.*, 7, 97-118.

Fermor, T.R., Randle, P.E. e Smith, J.F. (1985). Compost as a substrate and its preparation. En: *The Biology and the Technology of the Cultivated Mushroom*. P.B. Flegg, D.M. Spencer y D.A. Wood (eds.). John Wiley & Sons, Chichester. páxs. 81-110.

Finstein, M.S., Cirello, J., McGregor, S.T., Miller, F.C. e Psarianos, K.M. (1980). Sludge composting and utilization: rational approach to process control. U. S. EPA Project n° C-340-678-01-1. Accession n° PB82 13623, National Technical Information Service, Springfield, Va.

Finstein, M.S., Lin, K.W. e Fischler, G.E. (1982). Sludge composting and utilization: review of the literature on the temperature inactivation of pathogens. Report of New Jersey Agricultural Experimental Station Project N° PB82 13623, National Technical Information Service, Springfield, Va.

Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F., Mac Gregor, S.T., e Psarianos, K.M. (1983). Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnol.*, 1, 347-353.

Finstein, M.S., Miller, F.C., e Strom, P.F. (1986). Waste treatment composting as a controlled system. En: *Biotechnology*, Vol. 8. H.J. Rehm y G. Reed (eds.). VCH Publishers Inc., Weinheim. U.S.A. páxs. 363-398.

Finstein, M.S. e Morris, M.L. (1975). Microbiology of municipal solid waste composting. *Adv. Appl. Microbiol.*, 19, 113-151.

Finstein, M.S. e Miller, F.C. (1982). Distinction between composting (the process) and compost (the product). *BioCycle*, 23 (6), 56.

Goldstein, N. (1988). Steady growth for sludge composting. *BioCycle*, 29 (10), 27-36.

Gray, K.R., Sherman, K. e Biddlestone, A.J. (1971). Review of composting. Part 2. The practical process. *Process. Biochem.*, 6, 22-28.

Gray, K.R. e Sherman, K. (1969). Accelerated composting of organic wastes. *Birmingham Univ. Chem. Eng.*, 20, 64-74.

Greenwood, D.J. (1961). The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil. *Plant Soil*, 14, 360-376.

Griffin, D.M. (1981). Water potential as a selective factor in the microbiology of soils. En: *Water Potential Relations in Soil Microbiology*. J.F. Parr, W.R. Gardner y L.F. Elliot (eds.). SSSA Spec. Publ. Ser.

Harris, R.F. (1981). Effect of water potential on microbial growth and activity. En: *Water Potential Relations in Soil Microbiology*. J.F. Parr, W.R. Gardner y L.F. Elliot (eds.). SSSA Spec. Publ. Ser.

Haug, R.T. (1979). Engineering principles of sludge composting. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 51, 2189-2206.

Hogan, J.A., Miller, F.C. e Finstein, M.S. (1989). Physical modelling of the composting ecosystem. Apáxs. *Environ. Microbiol.*, 55, 1082-1092.

Hoitink, H.A.J. (1980). Composted bark, a lightweight growth medium with fungicidal properties. *Plant Dis.*, 64, 142-147.

Jeris, J.S. e Regan, W.R. (1973). Controlling environmental parameters for optimum composting. Part II. Moisture, free air space and recycle. *Compost Sci.*, 14 (2), 8-15.

Koster, I.W. (1986). Characteristics of the pH-influenced adaptation of methanogenic sludge to ammonia toxicity. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 36, 445-455.

Kuter, G.A., Hoitink, H.A.J. e Rossman, L.A. (1985). Effects of aeration and temperature on composting of municipal sewage sludge in a full scale vessel system. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57, 309-315.

Mato, S., Otero, D. e García, M. (1994). Composting of <100mm fraction of municipal solid waste. *Waste Manag. Res.*, 12, 315-325.

McGregor, S.T., Miller, F.C., Psarianos, K.M., e Finstein, M.S. (1981). Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41, 1321-1330.

McKinley, V.L. e Vestal, J.R. (1984). Biokinetic analysis of adaptation and succession: Microbial activity in composting municipal sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, 47, 933-939.

Miller, F.C. e Finstein, M.S. (1985). Materials balance in the composting of sewage sludge as affected by process control strategy. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57, 122-127.

Miller, F.C. e McCauley, B.J. (1989). Substrate usage and odours in mushroom composting. *Aust. J. Exp. Agric.*, 29, 119-124.

Mortland, M.M. e Wolcott, A.R. (1965). Sorption of inorganic nitrogen compounds by soil materials. En: *Soil Nitrogen*. W.V. Bartholomew y F.E. Clark (eds.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. páxs. 151-197.

Mosher, D. e Anderson, R.K. (1977). Composting sewage sludge by high-rate suction aeration techniques- the process as conducted at Bangor, ME, and some guides of general applicability. Interim Rep. SW-614 d. U.S. Government Printing Office, Washington, D. C.

Myers, R.G. e Thien, S.J. (1988). Organic matter solubility and soil reaction in an ammonium and phosphorous application zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 516-522.

Nell, J.H. e Wiechers, S.G. (1978). High temperature composting. *Water S. Afr.*, 4, 203-212.

Nommik, H. (1965). Ammonia fixation and other reactions involving a nonenzymatic immobilization of mineral nitrogen on soil. En: *Soil Nitrogen*, W.V. Bartholomew y F.E. Clark (eds.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. páxs. 198-258.

Nommik, H. (1970). Non-exchangeable binding of ammonium and amino nitrogen by Norway spruce raw humus. *Plant Soil*, 33, 581-595.

Parr, J.F., Epstein, E. e Willson, G.B. (1978). Composting sewage sludge for land application. *Agric. Environ.*, 4, 123-137.

Poincelot, R.P. (1975). *The Biochemistry and Methodology of Composting. Bulletin 754, Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven.*

Ross, R.C. e Harris, P.J. (1982). Some factors involved in phase II of mushroom compost preparation. *Sci. Hortic.*, 17, 223-229.

Rothbaum, H.P. e Dye, M.H. (1964). Self-heating in damp wool. Part 3. Self heating of damp wool under isothermal conditions. *N. Z. J. Sci.*, 7, 119-146.

Schulze, K.L. (1962). Continuous thermophilic composting. *Appl. Microbiol.*, 10, 108-122.

Sharon, N. (1965). Distribution of amino sugars in microorganisms, plants and invertebrates. En: *The Amino Sugars- The Chemistry and Biology of Compounds Containing Amino Sugars, Vol. 2.* E.A. Balaz y R.W. Jeanloz (eds.). Academic Press, New York. páxs. 1-45.

Suler, D.J. e Finstein, M.S. (1977). Effect of temperature, aeration and moisture on CO₂ formation in bench scale, continuously thermophilic composting of solid wastes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32, 345-350.

Willey, J.S. e Pearce, G.W. (1957). Progress report on high-rate composting studies. *Proc. Purdue Ind. Waste Conf.*, 12, 596-603.

Willson, G.B., Parr, J.F., Epstein, E., Marsh, P.B., Chaney, R.L., Colcicco, W.D., Burge, W.D., Sikora, L.J., Tester, C.F. e Hornick, S. (1980). *Manual for Composting Sewage Sludge by the Beltsville Aerated Pile Method.* USEPA, USDA, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

Wimpenny, J.W.T., Coombs, P.J. e Lovitt, R.W. (1984). Growth and interactions of microorganisms in spatially heterogeneous ecosystems. En: *Current Perspectives in Microbial Ecology.* American Society for Microbiology (ed.). Washington, D. C. páxs. 291-299.

Zucconi, F. e De Bertoldi, M. (1987). Composting specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: *Compost: Production, Quality and Use.* M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite, y F. Zucconi (eds.). Elsevier Applied Science, London. páxs. 30-51.