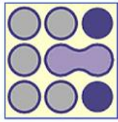


Aspectos físico-químicos, bioquímicos y microbiológicos del proceso de compostaje. Evaluación de la calidad

**Unidad temática 4:
Métodos y parámetros para
evaluar la madurez del compost**

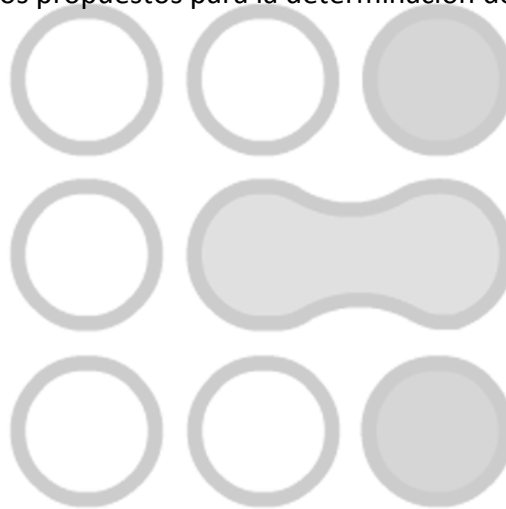
Emeterio Iglesias Jiménez
Dto. Estrés Abiótico
Inst. Recursos Naturales y Agrobiología
de Salamanca (IRNASA-CSIC),
Salamanca

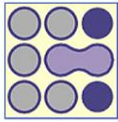


UNIDAD TEMÁTICA 4: MÉTODOS Y PARÁMETROS PARA EVALUAR LA MADUREZ DEL COMPOST

Unidad temática 4: Métodos y parámetros para evaluar la madurez del compost

1. Estabilidad biológica, “humificación” y madurez
2. Efecto del compost inmaduro en el sistema suelo-planta
3. Criterios y métodos propuestos para la determinación del grado de madurez





UNIDAD TEMÁTICA 4. MÉTODOS Y PARÁMETROS PARA EVALUAR LA MADUREZ DEL COMPOST

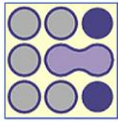
1. Estabilidad biológica, “humificación” y madurez.

El compostaje de los residuos orgánicos es un proceso biotecnológico que combina fases mesófilas y termófilas, sumamente eficaz en la descomposición y estabilización de la materia orgánica como consecuencia de las actividades metabólicas combinadas de una amplia gama de microorganismos, cuyo crecimiento está condicionado por la temperatura de la masa, el porcentaje de humedad y la concentración de oxígeno, así como la naturaleza variable del sustrato. El compostaje es, por tanto, un proceso de transformación microbiana de la materia orgánica. Las poblaciones que intervienen varían continuamente, sustituyéndose unos grupos a otros, ya que el carácter dinámico del proceso implica la aparición gradual de diferentes sustratos y distintas condiciones ecológicas.

Así pues, se puede definir el proceso de compostaje como la descomposición biológica aerobia de la materia orgánica en condiciones controladas de temperatura, humedad y aireación, seguida por una estabilización y maduración del producto.

En el compostaje de los residuos orgánicos se puede diferenciar una fase biooxidativa, donde predominan las reacciones enzimáticas degradativas de las moléculas orgánicas (en condiciones termófilas fundamentalmente) y una fase de maduración, con reacciones de condensación y polimerización semejantes al proceso de humificación en el medio natural.

La separación en el tiempo de estas dos fases es realmente artificial y se realiza por motivos prácticos ya que ambos procesos, aunque comportan velocidades de reacción diferentes, son interdependientes en ciertos aspectos y en parte presentan un elevado grado de simultaneidad. En efecto, en la fase biooxidativa predominan las reacciones biodegradativas a altas temperaturas, pero también ocurren, en menor medida, reacciones de condensación típicas de la humificación, sobre todo al final de esta fase, fundamentalmente con productos de degradación de la lignina. Por el contrario, en la fase de maduración, aunque predominan las reacciones de condensación y polimerización a baja temperatura, aun perdura una cierta actividad biooxidativa, fundamentalmente de las fracciones o polímeros más bioresistentes, fundamentalmente celulosa y lignina debido a poblaciones de hongos y actinomicetos mesófilos. Por tanto se puede decir que al final de la fase biooxidativa el compost estabilizado ha adquirido cierto grado de madurez que puede ser suficiente en algunos casos para su utilización agronómica. Incluso, en determinados casos, como es su uso para combatir problemas de erosión y estabilizar la estructura del



suelo no es necesario alcanzar un alto grado de madurez, ya que determinadas estructuras orgánicas presentes en el compost inmaduro, capaces de formar puentes catiónicos, pueden actuar como agentes de unión de las fracciones minerales, fundamentalmente polisacáridos excretados por microorganismos así como poliurónidos y compuestos fenólicos, aparte de la presencia de microorganismos filamentosos.

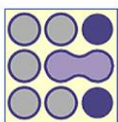
Si el control del proceso se realiza de forma exhaustiva y se aplican determinados criterios científicos, es posible obtener a escala industrial un producto orgánico de alto valor agrobiológico, cuya aplicación a los suelos de cultivo puede incrementar de forma notable el contenido de materia orgánica “humificada”. Sin embargo más que el “input” total de materia orgánica incorporada, nos debe interesar la calidad de esta materia orgánica, entendida en términos de estabilidad biológica y de “humificación”.

Ambos términos, estabilidad biológica y “humificación”, considerados de forma conjunta, es lo que desde un punto de vista estrictamente científico supone el concepto de madurez del compost. Desde un punto de vista práctico se entiende como compost maduro un material térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica, como veremos más adelante.

El concepto de estabilidad biológica del compost se entiende como la tasa o grado de descomposición de la materia orgánica, que se puede expresar como una función de la actividad microbiológica y se determina normalmente por medidas respirométricas (medida del consumo de O₂ o liberación de CO₂), o por la liberación de calor como resultado de la actividad de los microorganismos (Iannotti y col., 1993).

Sin embargo, existe una controversia en cuanto al concepto de madurez, que suele emplearse con frecuencia como sinónimo de estabilidad. Actualmente existe una corriente muy extendida entre la comunidad científica (y cada vez más aceptada) que define el grado de madurez como sinónimo únicamente de ausencia de fitotoxicidad en el producto final, producida por determinados compuestos orgánicos fitotóxicos (amoníaco, ácidos orgánicos, compuestos fenólicos hidrosolubles, etc), que se forman durante la fase activa del compostaje (fase biooxidativa). Por tanto la madurez del compost implica una relación directa con el crecimiento y desarrollo vegetal y, desde este punto de vista, el grado de madurez puede determinarse simplemente mediante la respuesta vegetal, y se han propuesto numerosos bioensayos para este fin. El más popular es el método de Zucconi y col. (1981a, 1981b) o test de germinación de *Lepidium sativum* L. Sin embargo la fitotoxicidad puede ser causada por otros factores, como la presencia de altas concentraciones de metales pesados potencialmente fitotóxicos de algunos residuos y/o una alta concentración de sales solubles, lo cual limita la aplicación del test de fitotoxicidad para la determinación de la madurez de algunos compost.

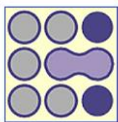
Desde el punto de vista de la calidad del producto final, un compost altamente “humificado”, cuya materia orgánica ha evolucionado durante un largo período de tiempo



de maduración hacia formas más resistentes a la biodegradación (y que presenta numerosas similitudes a las propiedades de la materia orgánica humificada del suelo), es un compost altamente maduro, que implícitamente está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas. Por tanto, desde este punto de vista, el término madurez conceptualmente engloba el término estabilidad. Es decir, cuando se indica que un compost es inmaduro implícitamente se entiende que no está estabilizado biológicamente. Este es el criterio que seguiremos en este trabajo (madurez = estabilización biológica + "humificación"), criterio que debe entenderse como operativo o práctico para la utilización directa del compost.

La evaluación de la madurez del compost ha sido reconocida como el más importante problema concerniente a su utilización agronómica, ya que la aplicación a los suelos de cultivo de un compost inmaduro es una de las causas más frecuentes de los fracasos observados en ocasiones en el rendimiento de los cultivos. Pues bien, la determinación correcta del grado de madurez de la materia orgánica, constituye en la actualidad un problema pendiente en relación al control del proceso de compostaje, para la obtención de compost de alta calidad. Numerosos métodos y criterios (físicos, químicos y biológicos) han sido propuestos, pero la mayoría, aisladamente, no son operativos para su aplicación práctica a todo tipo de materiales. Es decir, no existe un único método universal para su aplicación a cualquier tipo de compost y por tanto es imprescindible la aplicación combinada de determinados parámetros indicadores de la actividad microbiana durante el compostaje y de la "humificación" del material para evitar los serios riesgos que conlleva la aplicación a los suelos de cultivo de compost insuficientemente maduros.

En este tema se tratan de ordenar los métodos y criterios más importantes propuestos para establecer de forma sistematizada las condiciones o características que han de poseer los compost de residuos orgánicos para una utilización agronómica eficaz.

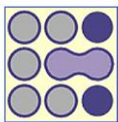


2. Efecto del compost inmaduro en el sistema suelo-planta

La rápida descomposición en el suelo de un compost inmaduro, con un alto contenido en C lábil, induce un rápido y espectacular incremento de la actividad microbiana, lo cual puede provocar un aumento de la tasa de mineralización de la materia orgánica nativa del suelo, fenómeno descrito como “priming effect” (este fenómeno se describe como ANI “added nitrogen interaction” cuando se refiere al nitrógeno). Hay que decir, no obstante, que actualmente se asume en general que este fenómeno causado por la materia orgánica fresca no tiene demasiada trascendencia (en relación al carbono), al menos a medio plazo, ya que se tienden a restablecer las condiciones iniciales rápidamente. No se conocen bien las causas de esta reversión, pero se adscribe a lo que se ha denominado como “soil resilience” (capacidad de recuperación del suelo).

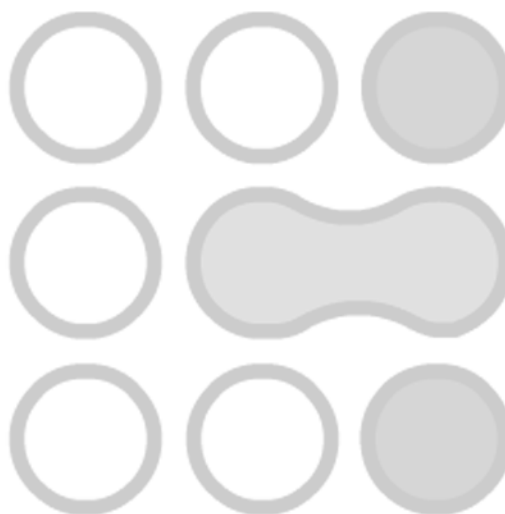
Sin embargo, la aplicación de un compost con un grado de madurez insuficiente provoca como efecto más sobresaliente un bloqueo biológico del nitrógeno asimilable del suelo por las poblaciones de microorganismos, lo cual puede dar lugar a graves deficiencias de N en la planta y por tanto a un efecto depresivo en el rendimiento de los cultivos. La inmovilización del N mineral se produce como consecuencia del elevado ratio C/N que normalmente caracteriza al compost inmaduro, lo cual ocasiona un aumento considerable de la microbiota edáfica que descompone el exceso de compuestos hidrocarbonados lábiles, produciéndose una fuerte competencia por el N asimilable entre los microorganismos y la planta. Lógicamente también es inmovilizado el escaso contenido de nitrógeno mineral aportado por el compost inmaduro (fundamentalmente N-NH_4^+ ya que la nitrificación está inhibida durante la fase de termogénesis del compostaje) y el N orgánico que es mineralizado. Por el contrario en compost altamente maduros, como demuestran Iglesias Jiménez y Alvarez (1993) e Iglesias Jiménez (2001) con compost de residuos sólidos urbanos (RSU), se produce una inmovilización parcial del N asimilable incorporado con el compost pero el resultado global es una mineralización neta positiva, pudiendo aportar cantidades importantes de N disponible a los cultivos en un período corto de tiempo.

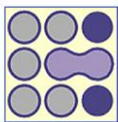
Por otra parte, la rápida descomposición del compost no estabilizado provoca un rápido descenso de la concentración de O_2 a nivel de la raíz y del Eh (potencial de óxido-reducción) del suelo y por tanto la creación de condiciones reductoras y fuertemente anaerobias a nivel de la rizosfera. Además de un descenso en la velocidad de nitrificación y pérdidas de N por desnitrificación, la creación de estas condiciones anóxicas, junto con el descenso del pH asociado a la producción de ácido carbónico, da lugar a un incremento del grado de biodisponibilidad de los metales pesados potencialmente fitotóxicos aportados por ciertos residuos, como RSU o lodos de depuradora, pudiendo llegar a alcanzar niveles fitotóxicos en planta. Además, la creación de estas condiciones reductoras, junto con el aumento de temperatura del suelo a nivel radicular hasta valores incompatibles con sus funciones fisiológicas normales, provoca un descenso general de la tasa metabólica de la



planta, reduciéndose la respiración de las raíces y la absorción de nutrientes, y produciendo una ralentización en la síntesis de giberelinas y citoquininas y su transporte a las partes aéreas, así como la inhibición de la germinación de las semillas.

La producción de compuestos fitotóxicos durante la descomposición en el suelo del compost inmaduro es otra de las causas de los graves efectos observados en la fisiología de las plantas y en la germinación de las semillas. El efecto fitotóxico en las semillas y plantas está ocasionado fundamentalmente por la emisión de amoníaco, óxido de etileno y ácidos orgánicos de bajo peso molecular.



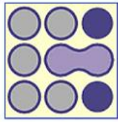


3. Criterios y métodos propuestos para la determinación del grado de madurez

Para evitar estos posibles efectos negativos y obtener compost de alta calidad es imprescindible establecer correctamente el grado de madurez, mediante el empleo de métodos rápidos y sencillos. Sin embargo, la mayoría de los métodos utilizados en la actualidad no son definitivamente concluyentes, por lo que respecta al producto final. En efecto, la mayoría de métodos o criterios están basados en el estudio de la evolución de determinados parámetros físico-químicos y bioquímicos a lo largo del proceso de compostaje, cuyo comportamiento es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso. La evolución de estos parámetros durante el compostaje mantiene normalmente una tendencia similar independientemente del tipo y origen de la materia orgánica original, por lo que estos parámetros son aplicables a la determinación del grado de madurez durante el compostaje (el proceso). Sin embargo, determinados parámetros considerados individualmente no son suficientes para establecer el grado de madurez de los compost comerciales (el producto). Por esto, la mayoría de los parámetros estudiados son aplicables al compostaje (el proceso) y solo algunos al compost (el producto). De ahí la dificultad de establecer un único método de aplicación universal cuando se considera solo el producto. Este problema puede minimizarse en parte cuando se consideran al mismo tiempo, de forma complementaria, varios métodos o criterios. Estos parámetros combinados (índices de madurez) deberían reunir las siguientes condiciones:

- a) Que sean aplicables al producto sin necesidad de conocer su evolución anterior. Es decir que se pueda deducir si el proceso de compostaje se ha realizado correctamente.
- b) Deben ser parámetros sencillos en las condiciones operativas para una aplicación práctica. De la amplia bibliografía existente, hemos obviado en este capítulo aquéllos métodos complejos que requieren personal muy especializado y que por tanto no son operativos.
- c) Su aplicación debe tener una clara justificación científica. Se debe asegurar al menos la estabilidad térmica del material y además es necesario un parámetro indicativo del grado de “humificación” para poder obtener compost de alta calidad.
- d) Finalmente, el índice de madurez tiene que ser reproducible con independencia del origen geográfico del material.

La importancia de la determinación del grado de madurez del compost ha dado lugar en los últimos años a un importante cúmulo de información, muy dispersa en la literatura. Gran parte de estos métodos o criterios han sido recogidos (y sistematizados) en numerosas



revisiones bibliográficas publicadas entre otros por: Nogales y Gallardo-Lara (1984), Morel y col. (1985), Senesi (1989), Iglesias Jiménez y Pérez García (1989), Iglesias Jiménez (1991), Mathur y col. (1993), Costa y col. (1995), Sullivan y Miller (2005) y Barrena Gómez y col. (2006), algunos de cuyos datos y textos han sido reproducidos en este tema.

Aparte de la disparidad de métodos propuestos, un problema importante para deducir índices de madurez reproducibles es la normalización de las condiciones analíticas, que pueden variar considerablemente según el autor, teniendo en cuenta además la enorme heterogeneidad de los sustratos que se emplean a veces en el compostaje. Por tanto, obviamente, el valor límite propuesto para un parámetro determinado y para un tipo determinado de compost está en función de las condiciones analíticas empleadas. Pero sobre todo el principal problema en relación a la reproducibilidad del índice de madurez reside en el hecho de que los valores límite propuestos para la mayoría de los parámetros estudiados solo son aplicables a algunos tipos de compost, es decir están en función del sustrato utilizado. Fundamentalmente la mayoría de los índices publicados son aplicables a compost producidos a partir de la fracción orgánica de RSU, donde más se han estudiado, y con bastante frecuencia han sido extrapolados a todo tipo de sustratos, lo cual es un grave error. Esto da idea de la enorme dificultad para deducir índices de madurez de aplicación universal, cuando se considera el producto comercial.

En general los test o métodos propuestos para la evaluación del grado de madurez pueden agruparse en cinco tipos según la naturaleza del parámetro que evalúan:

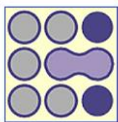
- A.- Parámetros sensoriales de la madurez.
- B.- Evolución de parámetros de la biomasa microbiana.
- C.- Estudio de la materia orgánica "humificada".
- D.- Indicadores químicos de la madurez.
- E.- Métodos biológicos (test de fitotoxicidad).

Indicadores sensoriales de la madurez (test de tipo físico)

Algunos de estos criterios son aplicados comúnmente, pero solo dan una idea aproximada del grado de estabilidad del compost, por lo que han de considerarse como meramente orientativos. No obstante pueden ser suficientes para una aplicación práctica en plantas de compostaje, fundamentalmente la evolución de la temperatura.

Temperatura (test de autocalentamiento)

La evolución de la temperatura durante el compostaje es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso. Por tanto, este parámetro es



un buen indicador del final de la fase biooxidativa en la cual el compost ha adquirido cierta madurez, ya que la curva de temperatura se estabiliza definitivamente, no variando con el volteo del material. Por tanto, para que un compost se considere estabilizado biológicamente se debe asegurar al menos su estabilización térmica. Sin embargo, en algunos casos estabilidad térmica (final de la fase biooxidativa) no implica necesariamente estabilidad biológica del material, *i.e.* la estabilización práctica de la curva de temperatura no puede considerarse como criterio convincente de estabilidad biológica, ya que con frecuencia ocurre una inactivación térmica de los microorganismos cuando se sobrepasan los 70 °C, aproximadamente. Solo algunas especies de bacterias esporógenas termófilas muestran actividad metabólica por encima de 70 °C, por ejemplo: *Bacillus subtilis*, *Bacillus stearothermophilus*, y bacterias no esporógenas, gram-negativas, pertenecientes al género *Thermus* (De Bertoldi y col., 1983). Si la temperatura se mantiene durante varios días más allá de este límite de inactivación puede producirse una inhibición paulatina de la actividad microbiana y de la tasa metabólica global (y como consecuencia el aparente final de la fase biooxidativa) y por tanto una degradación solo parcial de la materia orgánica lábil, fenómeno que ha sido observado en el compostaje conjunto de la fracción orgánica de RSU y lodos de depuradora (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991), como se observa en la figura, donde se muestra la evolución de la temperatura en dos pilas de compostaje, una constituida solamente por la fracción orgánica de RSU (Pila R) y otra por una mezcla de RSU y lodos de depuradora (R+S).

La Pila R muestra la típica evolución asiduamente mostrada en la literatura, no sobrepasándose en ningún momento los 70 °C. Sin embargo la pila R+S muestra una evolución excepcional alcanzándose los 70 °C en el centro de la pila en tan solo 48 horas, hecho que se explica por la gran riqueza en microorganismos indígenas presentes en los lodos y por el relativo pequeño tamaño de partícula de la fracción orgánica de los mismos (alta superficie específica). Pero el hecho importante es que durante prácticamente 20 días se mantiene en el límite de esta inactivación térmica. Este largo período se explica porque se producen en la pila sucesivas fases de destrucción térmica a nivel de la superficie y reinvasión de microorganismos desde el centro hacia la superficie e incluso desde el exterior. Este mecanismo o ciclo destrucción-reinvasión realmente constituye un proceso “feed-back”, de retroalimentación, y explica que la curva se mantenga estabilizada entre 65-75 °C durante tantos días. Aproximadamente hacia el día 35 se observa un paulatino descenso de la temperatura. Por tanto este proceso feed-back puede producir una inhibición paulatina de la microbiota del compost y de la actividad microbiana y como resultado una degradación solo parcial de la materia orgánica más lábil al final de la estabilización de la temperatura, es decir del aparente final de la fase biooxidativa. Por tanto, el material final esta estabilizado térmicamente pero no podemos asegurar que lo esté biológicamente.

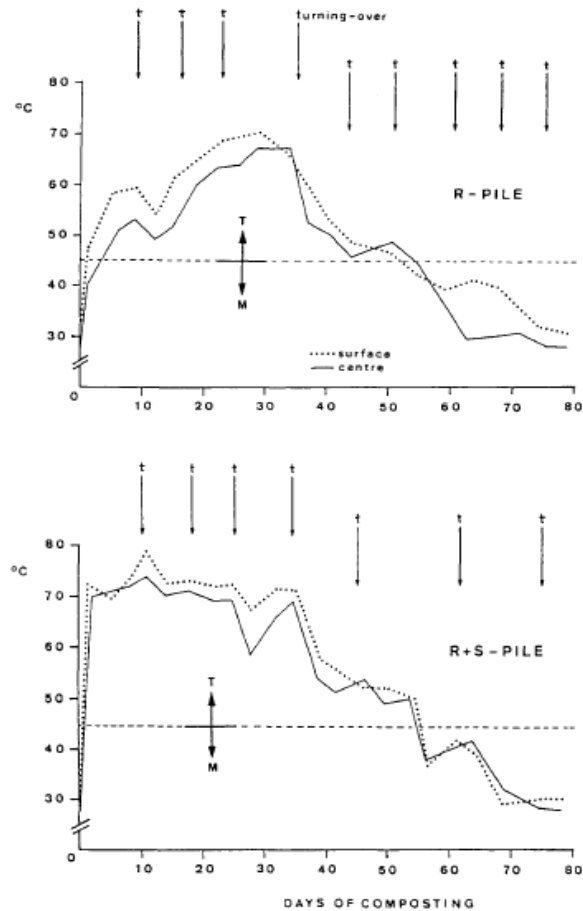
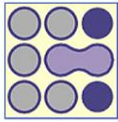
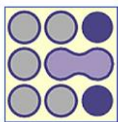


Fig. 1. Temperature evolution during composting of the organic fraction of urban refuse (R-pile) and urban refuse + sewage sludge (R+S-pile). T: Thermophilic phase. M: Mesophilic phase.

Determinaciones respirométricas o de producción de calor, así como de compuestos fitotóxicos (test de fitotoxicidad) pueden indicarnos si los cambios metabólicos que acompañan a la aparente estabilización de la materia orgánica se han producido de forma completa o se encuentran en un estado de evolución transitoria (metabolismo latente). Por ello se han propuesto diversos test de autocalentamiento del compost como criterio de estabilidad, ya que este hecho revela la presencia de un material no estable biológicamente, que se basan en el mismo principio: el calor generado por una muestra de compost en un recipiente al vacío con una humedad apropiada durante un período de incubación entre 2 y 9 días, a temperatura constante. La temperatura máxima del material que sube por encima de la temperatura ambiente se utiliza con fines de interpretación. Actualmente el más empleado es el test Dewar estandarizado por Brinton y col. (1995). Clasifica el compost en 5 niveles de intervalos de aumento de temperatura (autocalentamiento) de 10 °C cada uno. El nivel V (aumento de hasta 10 °C) corresponde a un compost altamente estabilizado. En realidad el test de autocalentamiento es una medición indirecta del índice respiratorio del



compost (más exacto para establecer la estabilidad biológica) y se correlaciona bastante bien con la tasa de liberación de CO_2 (Brinton y col., 1995). El compost inmaduro según el test Dewar (niveles I, II y III = aumento de hasta $50\text{ }^\circ\text{C}$) se corresponde con una tasa de respiración de entre 8 y $20\text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$ de C-compost d^{-1} . El compost maduro (niveles IV y V = aumento de hasta $20\text{ }^\circ\text{C}$) tiene una tasa de respiración menor de 4 (Sullivan y Miller, 2005).

Olor (ausencia de ácidos grasos de bajo peso molecular)

El olor característico de algunos residuos (como RSU) se debe mayoritariamente a la presencia de ácidos orgánicos de bajo peso molecular, fundamentalmente ácido acético y, en menor medida, ácido propiónico, butírico, valérico y caproico. Durante la fase mesófila se forman ácidos grasos volátiles como metabolitos intermediarios, seguidos por aldehídos, alcoholes y cetonas. Los compuestos azufrados que aparecen en mayor medida son: dimetilsulfito, dimetildisulfito y dimetiltrisulfito. El ácido sulfhídrico (y mercaptanos) aparecen únicamente en condiciones anaerobias. Aunque la emisión de estos olores ocurre en mayor medida al comienzo del compostaje, durante la fase termófila suceden reacciones químicas a altas temperaturas, produciéndose piridina y piracina. El olor desagradable producido por estos compuestos desaparece con la madurez del producto. Un compost con un alto grado de madurez ha de carecer de tales olores y no detectarse cantidades apreciables de ninguno de estos ácidos orgánicos. Por el contrario ha de presentar un olor característico similar al de "tierra húmeda", producido fundamentalmente por la excreción de geosmina (y también 2-metilisoborneol), metabolito secundario producido por actinomicetos mesófilos, microorganismos que predominan durante la fase de maduración del compost

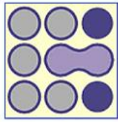
Color

Durante el compostaje de los residuos orgánicos tiene lugar un proceso gradual de oscurecimiento o melanización del material como consecuencia de la rápida "humificación" de la materia orgánica, aunque el mayor o menor grado de oscurecimiento del color de un compost durante el compostaje está condicionado por el tipo de sustrato inicial. Sin embargo, el producto final, después de un adecuado período de maduración, ha de presentar un color pardo oscuro o casi negro, debido a la formación de grupos cromóforos, fundamentalmente de compuestos con dobles enlaces conjugados y a la síntesis de melanoidinas.

Métodos basados en el estudio de la evolución de parámetros de la biomasa microbiana

Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana

La biomasa microbiana decrece hacia el final del compostaje, a medida que el producto alcanza su maduración, debido a la degradación paulatina de las moléculas más

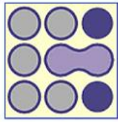


lábil, por lo que el recuento total de microorganismos a lo largo del proceso puede constituir un buen test del estado de maduración del compost. Además, cada etapa del compostaje (fase mesófila, termófila, enfriamiento y maduración) está caracterizada por la presencia de una microbiota específica, por cuyo seguimiento es posible conocer el estado de madurez del compost. El recuento directo, sin embargo, requiere un tiempo relativamente largo y con frecuencia la precisión requerida en estas técnicas puede inducir a errores en la interpretación de los resultados. Además, solo un pequeño porcentaje de microorganismos que constituyen la microbiota total del compost (como ocurre con la microbiota edáfica) puede crecer en medios de cultivo. Por otra parte la técnica clásica para determinar la biomasa-C en suelos (fumigación-extracción) produce a veces resultados no reproducibles en la misma muestra de compost (debido a su heterogeneidad) y no es muy utilizada. Por ello actualmente se utilizan con más frecuencia biomarcadores moleculares que permiten establecer con precisión los grupos de microorganismos predominantes, dependiendo del estado de madurez del compost. Los más utilizados son las técnicas PLFA (perfil de ácidos grasos de fosfolípidos), QP (perfil de quinonas) y algunas técnicas moleculares de ácidos nucleicos (sobre todo PCR-amplified 16S rDNA). Algunas de estas técnicas se han propuesto como métodos directos para establecer la madurez, pero requieren bastante tiempo, son técnicas complejas y precisan de material muy costoso, por lo que no son operativas desde un punto de vista práctico.

Respirometría (consumo de O_2 y emisión de CO_2)

Actualmente algunos test respirométricos (e.g. SOUR), junto con el test Solvita® y el test Dewar de autocalentamiento (que en realidad es una medida indirecta de la tasa respiratoria), son los más utilizados (desde un punto de vista práctico) para establecer de forma más o menos rápida el grado de estabilidad del compost. Por ello han sido adoptados en numerosos países como métodos oficiales de referencia. En realidad, a nuestro juicio, la medida del consumo de O_2 (o emisión de CO_2) es la técnica más fiable para ser considerada como indicador de madurez para todo tipo de residuos. El consumo de O_2 y emisión de CO_2 aumentan muy rápidamente al comienzo del compostaje, disminuyen hacia la mitad del proceso y continúan descendiendo al final hasta alcanzar valores próximos a los de un suelo arable.

La más sencilla medición cuantitativa de la respiración es determinar la evolución del CO_2 por captación alcalina durante un período de incubación variable (según los autores), que puede durar hasta 40 días y a temperatura constante (entre 25 y 35 °C). El CO_2 captado en KOH o NaOH se determina por análisis volumétrico. García y col. (1992), en compost de RSU, proponen un valor límite inferior a 5 mg CO_2 -C g⁻¹ C-compost (peso seco) para que el material pueda considerarse suficientemente estabilizado, después de un tiempo de incubación de 38 días. Este valor se alcanza después de 210 días de compostaje. Goyal y col. (2005), utilizando el mismo método de García y col. (1992), encuentran en diferentes mezclas de residuos agroindustriales que este valor mínimo se obtiene después de 90 días de compostaje.

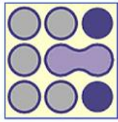


Una técnica muy utilizada por su sencillez y operatividad para deducir (de forma aproximada) la evolución del CO₂ es el test comercial Solvita[®], que ha sido aceptado como método de referencia en algunos estados de USA y en algunos países europeos (Sullivan y Miller, 2005). Aunque es un test cualitativo o semicuantitativo, proporciona una buena aproximación del estado de madurez del compost mediante la coloración de geles específicos (siguiendo una escala de colores que clasifica el compost como “crudo” (escalas 1 a 2), compost “activo” (escalas 3 a 6) y “curado” o maduro (escalas 7 a 8). Existe también un test específico Solvita[®] para NH₃ y se establece un índice de madurez combinando emisión de CO₂ y presencia de NH₃.

En relación a la medida de consumo de O₂, durante los últimos 20 años se han desarrollado un gran número de técnicas respirométricas algunas de las cuales han sido revisadas por Barrena Gómez y col. (2006), pero existe una gran variación en la tecnología utilizada para medir los coeficientes respiratorios. Los sistemas para el ensayo pueden ser estáticos (e.g. SOUR, OD₂₀, SRI, RI_T) o dinámicos, con aporte constante de oxígeno (e.g. DRI, RDRI, PRDRI). En la siguiente tabla se muestran algunas de los métodos más utilizados y las condiciones operativas (Barrena Gómez y col., 2006).

Table 1: Comparison between most commonly used respiration indices bases on O₂ uptake.

Index	Name	Reference	Type	Sample				Assay conditions	
				State	Weight	Sieving	Moisture	Time	Temperature
O ₂ uptake	O ₂ uptake	Iannotti <i>et al.</i> 1993	Static	Solid	60 g	< 9.5 mm	50–55% w/w	16 h incubation + 1 h assay	37°C
SOUR	Specific O ₂ uptake rate	Lasaridi & Sten-tiford 1998	Static	Liquid	3–8 g	< 9.5 mm	In suspension	5–6 h	30°C
OD ₂₀	Cumulative O ₂ uptake in 20 h	Lasaridi & Sten-tiford 1998	Static	Liquid	3–8 g	< 9.5 mm	In suspension	20 h	30°C
DSOUR	SOUR in solid sample	Lasaridi & Sten-tiford 1998	Static	Solid	3–8 g	< 9.5 mm		20 h	30°C
DRI	Dynamic respi-ration index	Adani <i>et al.</i> 2001	Dynamic	Solid	From few grams up to industrial scale	< 50 mm if necessary	Adjustment to 750 g kg ⁻¹ water holding capacity	53 h as mean 4 days maximum	Process
SRI	Static respira-tion index	Adani <i>et al.</i> 2001	Static	Solid	From few grams up to industrial scale	< 50 mm if necessary	Adjustment to 750 g kg ⁻¹ water holding capacity	3 h	Process
RDRI	Real DRI	Adani <i>et al.</i> 2001	Dynamic	Solid	From few grams up to industrial scale	< 50 mm if necessary	No adjustment	53 h	Process
PDRI	Potential DRI	Adani <i>et al.</i> 2001	Dynamic	Solid	From few grams up to industrial scale	< 50 mm if necessary	Optimal moisture	53 h	Process
AT ₄ Sapromat	Respiration activity at 4 days	Binner & Zach 1998	Static	Solid	50 g	< 10 mm	Saturation	4 days	20°C
RI _T	O ₂ uptake	Barrena <i>et al.</i> 2005	Static	Solid	250 mL	< 10 mm	40–55%	4 h incubation + 1.5 h assay	Process
RI ₃₇	O ₂ uptake	Barrena <i>et al.</i> 2005	Static	Solid	250 mL	< 10 mm	40–55%	18 h incubation + 1.5 h assay	37°C



El test SOUR (tasa específica de consumo de oxígeno) posiblemente es el más utilizado y es recomendado en numerosos países como método de referencia, debido a su simplicidad. Este test (introducido por Lasaridi y Stentiford, 1998) mide la tasa máxima de consumo de O_2 en una suspensión compost-agua a $30\text{ }^\circ\text{C}$, durante un tiempo de incubación de tan solo 5-6 horas y solo requiere una pequeña cantidad de muestra (entre 3-8 g.). En la Fig. siguiente se muestra el sistema sencillo para la determinación del SOUR, según los autores:

3718

Katia E. Lasaridi and Ed I. Stentiford

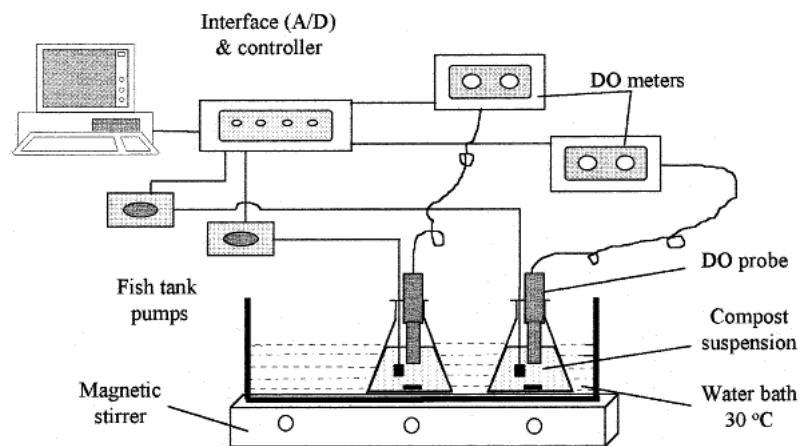
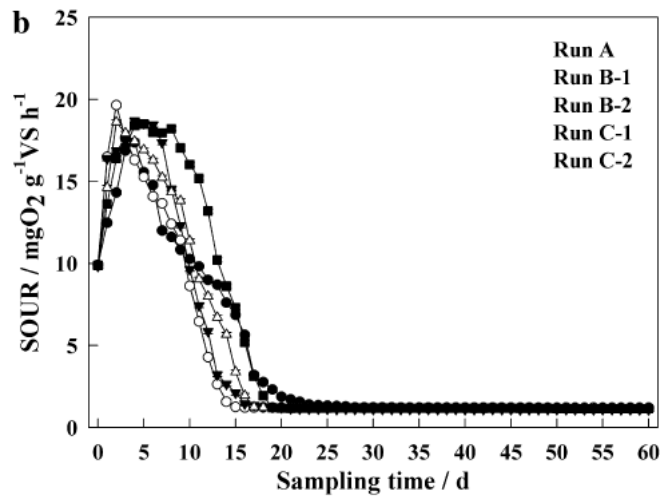
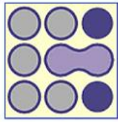


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental setup for the SOUR test.

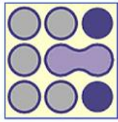
A diferencia de los demás métodos empleados no precisa el precondicionamiento de la muestra. La "EU Biowaste Directive" especifica que el límite máximo de consumo de O_2 , utilizando esta técnica, no debe superar $1\text{ mg } O_2\text{ g}^{-1}\text{ VS h}^{-1}$, para que un compost pueda considerarse como estable, aunque existe bastante controversia en relación a este valor (Barrena Gómez y col., 2006). Así la US-EPA considera un límite de $0.150\text{ mg } O_2\text{ g}^{-1}\text{ VS h}^{-1}$. Sin embargo este valor es difícil de alcanzar. Por tanto, siguiendo el criterio de numerosos autores (y respetando el valor propuesto por los autores de este método, Lasaridi y Stentiford, 1998) se puede considerar como más aceptable el valor máximo de $1\text{ mg } O_2\text{ g}^{-1}\text{ VS h}^{-1}$, hecho que se puede constatar por ejemplo en la siguiente fig. (Xiao y col., 2009) donde se estudia la evolución del consumo de oxígeno según el método SOUR durante el compostaje de RSU en reactores sometidos a distintas temperaturas de incubación externa.



Xiao y col (2009)

Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana (ATP, actividades enzimáticas)

Para dar una información más completa de los procesos involucrados en el compostaje de los residuos orgánicos, los test respirométricos pueden complementarse con estudios bioquímicos, como son la concentración de ATP, que se correlaciona bastante bien con la evolución de la temperatura, o la actividad de enzimas hidrolíticos, que pueden constituir por sí mismos métodos válidos para evaluar el grado de madurez del compost. Así, se ha estudiado la relación entre grado de madurez del compost y la actividad de los enzimas fosfatasa alcalina, amilasa, invertasa y catalasa, que parecen correlacionarse con la variación de temperatura durante el compostaje, descendiendo a medida que el compost se estabiliza (Costa y col., 1995). Otros importantes enzimas hidrolíticos excretados por los microorganismos (exoenzimas), involucrados en la despolimerización de diferentes macromoléculas, han sido ampliamente estudiados: celulasas, hemicelulasas, proteasas, lipasas, arilsulfatasas, etc. Normalmente durante la fase biooxidativa se detectan altos niveles de actividades proteasa y lipasa para descender después y estabilizarse cuando el compost puede considerarse como maduro (García y col., 1993). No obstante, la desventaja de estos estudios enzimáticos es que requieren bastante tiempo y personal cualificado y a veces la interpretación de los resultados es complicada, como se deduce de un trabajo de Tiquia (2002) donde se estudian las actividades enzimáticas de 19 exoenzimas durante el compostaje de diferentes estiércoles, mediante un test rápido semicuantitativo API ZYM™. Esta misma autora propone recientemente (Tiquia, 2005) la determinación exclusiva de la actividad deshidrogenasa como índice de madurez universal. En un estudio de compostaje de estiércol animal encuentra una alta relación entre la actividad deshidrogenasa y los cambios de temperatura, así como con el ratio AH/AF (hecho muy importante si tenemos en cuenta el concepto de madurez del compost). Además está altamente correlacionada con la



tasa de consumo de O_2 . Como es sabido, la actividad deshidrogenasa global es un reflejo de la actividad oxidativa total de la microbiota y por tanto de la actividad microbiológica. Esta autora propone como valor límite de madurez (para estiércoles) un valor inferior a $35 \mu\text{g TPF g}^{-1} \text{d}^{-1}$ (TPF: trifenil formazano). En la siguiente Fig. se muestra la evolución de la AD en doce pilas de compost producido a partir de estiércol de cerdo con serrín como agente estructurante y diferentes inóculos comerciales de microorganismos (Tiquia, 2005). También se muestra la evolución del contenido de ATP.

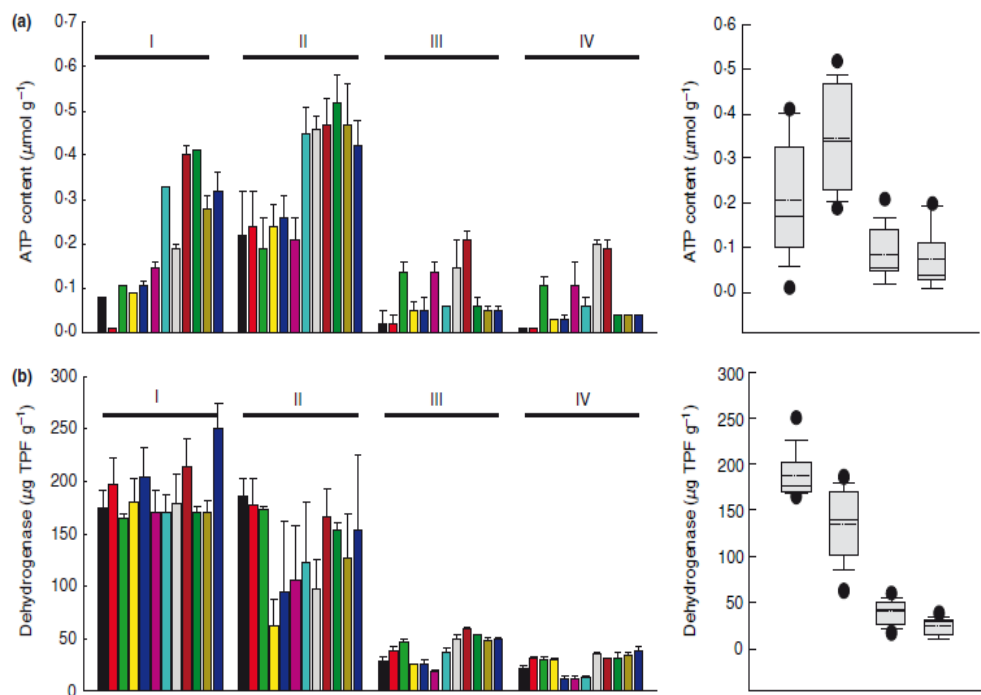
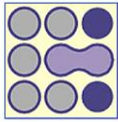


Fig. 2 ATP contents (a) and dehydrogenase activities (b) of pig manure, and box plots showing the distribution of ATP content and dehydrogenase activity data from the 12 piles at different phases of composting. Mean of three composite samples are shown. Initial phase (I) = day 0, pile temperature ranged from 31 to 51°C; thermophilic phase (II) = days 20–45, pile temperature ranged from 55 to 69°C; cooling phase (III) = days 21–120, pile temperature ranging from 40 to 50°C; mature phase (IV) = days 56–126, pile temperature ranged from 28 to 35°C. Box plots next to the bar graphs show a visual summary of the distribution of ATP content and dehydrogenase activity data collected from 12 different piles at various stages of composting. The lines inside the rectangle indicate the median of the sample distribution. The upper and lower boundaries of each rectangle indicate the upper quartile and lower quartile respectively. The upper and lower whiskers are the upper and lower extreme values respectively. (■) Pile 1; (■) pile 2; (■) pile 3; (■) pile 4; (■) pile 5; (■) pile 6; (■) pile 7; (■) pile 8; (■) pile 9; (■) pile 10; (■) pile 11; (■) pile 12

Tiquia (2005)

Sin embargo los valores límite encontrados por otros autores varían considerablemente dependiendo del sustrato utilizado en el compostaje. Así por ejemplo Xiao y col. (2009) estudian la evolución de la AD durante el compostaje de RSU. Se produce un aumento durante la fase biooxidativa al igual que sucede en el caso anterior, pero los



valores finales, hasta su estabilización se encuentran comprendidos entre 0.4 y 0.5 mg TPF g⁻¹ d⁻¹ es decir un valor 10 veces superior al límite expuesto antes, lo cual da una idea de la complejidad de establecer valores límite para estos parámetros bioquímicos susceptibles de ser aplicados a cualquier tipo de compost.

Este valor parece ser más ajustado al encontrado por otros autores. Este hecho sucede igualmente para el caso del estudio de enzimas hidrolíticas lo cual indica la dificultad de deducir valores límite cuando se estudian las actividades enzimáticas como índices de madurez.

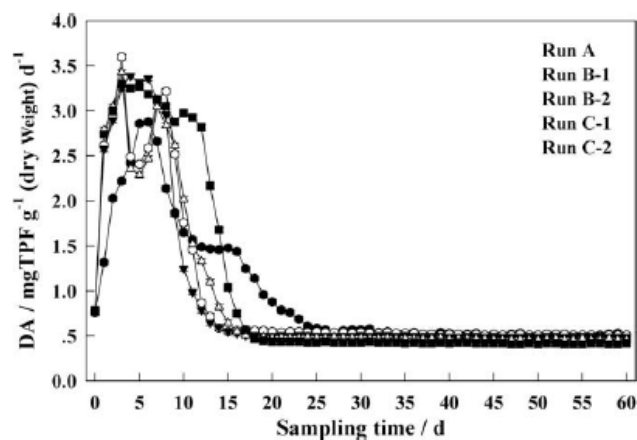
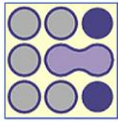


Fig. 5. Daily changes of dehydrogenase activities (DA) in the five triplicated runs.

(Xiao y col., 2009)

Parámetros basados en el estudio de la materia orgánica “humificada” del compost

Una investigación profunda sobre la naturaleza y composición de las fracciones “húmicas” del compost constituye sin duda el criterio más exacto para establecer el grado de evolución de la materia orgánica. De hecho se ha realizado un intenso estudio durante los últimos 20 años sobre las características físico-químicas y estructurales de los compuestos de naturaleza “húmica” de compost de diverso origen, siguiendo las mismas técnicas empleadas en el estudio del humus del suelo: técnicas espectroscópicas de fluorescencia, FT-IR, ESR, ¹³C-NMR, técnicas degradativas con agentes oxidantes, Pyr-GC/MS, etc. De estos y otros estudios se puede deducir que la naturaleza de los compuestos “húmicos” extraídos del compost (definidos exclusivamente en términos operacionales) se corresponde, en parte, con el mismo tipo de compuestos sintetizados en las fases iniciales de humificación por neoformación en el medio natural y son semejantes a materiales orgánicos poco evolucionados, como ácidos húmicos de sedimentos lacustres o melaninas fúngicas.

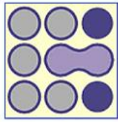


Sin embargo, los mecanismos específicos de la “humificación” de la materia orgánica durante el compostaje son poco conocidos, sobre todo en relación a los posibles mecanismos de condensación de los polifenoles derivados de la degradación de la lignina y fenoles y polifenoles sintetizados por microorganismos, aunque se acepta que los mecanismos naturales de formación de los ácidos húmicos pueden ser aplicables al compostaje, al menos en parte. Por otra parte, dadas las altas temperaturas alcanzadas durante el compostaje, la “humificación” del compost puede incluir reacciones complejas a alta temperatura, tipo amino-carbonilo o Maillard (Stevenson, 1994).

Carbono extraíble

Tradicionalmente, en el estudio de la materia orgánica del suelo, y desde un punto de vista más analítico que en relación a la génesis y propiedades del humus, se definen entre otras dos fracciones húmicas bien diferenciadas: ácidos húmicos (AH), solubles en soluciones alcalinas y que precipitan en medio ácido y ácidos fúlvicos (AF), solubles en soluciones básicas y que no precipitan en medio ácido. En el caso del compostaje de residuos orgánicos no cabe hablar de AH y AF en sentido estricto ya que el concepto de humus y humificación implica una relación estrecha con el suelo donde se forma. Por otra parte los “ácidos húmicos” del compost difieren, en cuanto a su estructura molecular y composición, de los auténticos ácidos húmicos del suelo sobre todo en determinado tipo de residuos, como RSU y lodos de depuradora, donde más se han estudiado. Además, la IHSS (International Humic Substances Society) solo reconoce como auténticas sustancias húmicas las provenientes de suelos, aguas y sedimentos, y no de composts de residuos. Por ello, en el caso del compost, algunos autores hablan de “carbono extraíble” para citar al conjunto de compuestos de naturaleza “húmica” extraídos con una solución básica (pirofosfato sódico, sosa) y “carbono precipitable y no precipitable” en medio ácido para hacer referencia a las fracciones “húmica” y “fúlvica” respectivamente. No obstante es más apropiado mantener la nomenclatura de ácidos “AH” y “AF” del compost (entrecomillados) ya que estos nombres recuerdan inmediatamente las técnicas de extracción y determinación, semejantes a las empleadas para los ácidos húmicos y fúlvicos del suelo, es decir deben entenderse solamente desde un punto de vista operacional.

Numerosos autores han propuesto la riqueza total en C “húmico” (tasa de extracción total en medio alcalino, AH+AF, o ratio de humificación: Cex/Cot), así como el índice de humificación: C_{AH}/COT), como parámetros válidos y sencillos para establecer el estado de “humificación” de los compost. De hecho en residuos agrícolas y estiércoles normalmente se observa un incremento en la riqueza de C “húmico” (fundamentalmente en la fase de maduración). Pero este parámetro no es válido para todo tipo de residuos. Así, en el caso del compostaje de RSU, es que la tasa de extracción de C “húmico” total (Cex/Cot) permanece prácticamente constante durante todo el proceso, como demostraron Iglesias Jiménez y Pérez García (1992) y que se muestra en la figura siguiente, hecho que ha sido corroborado después, también en compost urbano, entre otros, por Chefetz y col. (1996), así como por Paredes y col. (2000) en mezclas de residuos de diverso origen (estiércoles,



lodos de depuradora y residuos agroindustriales de extracción de aceite de oliva y de zumo de naranja).

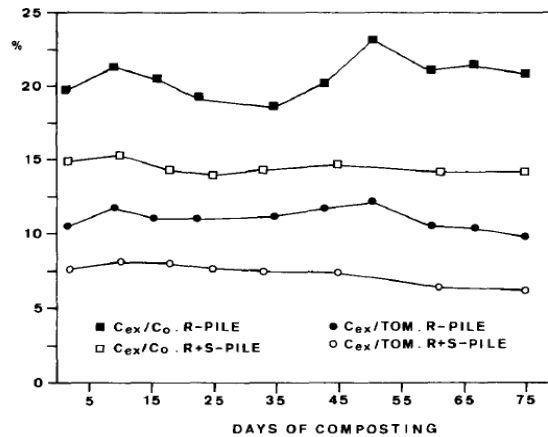
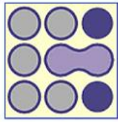


Fig. 3. Evolution of alkaline-extractable carbon, expressed as a percentage of the oxidizable carbon ($C_{ex}/C_o \times 100$) and total organic matter ($C_{ex}/TOM \times 100$), during composting of urban refuse (R-pile) and urban refuse + sewage sludge (R + S-pile).

Este hecho se explica porque la extracción alcalina del material provoca la coextracción simultánea de una mezcla muy heterogénea de componentes, algunos de los cuales, de carácter aromático, pueden ser considerados de naturaleza "húmica" o precursores de compuestos "húmicos" (compuestos fenólicos, ácidos benceno-carboxílicos, etc), fundamentalmente derivados de la degradación de la lignina y otros, cuantitativamente mayoritarios, de carácter alifático (ácidos dicarboxílicos de bajo peso molecular, ácidos grasos, ftalatos de alquilo, n-alcanos, etc), derivados de la fracción lipídica de los residuos urbanos (grasas y plastificantes) y presentes desde prácticamente el inicio del compostaje.

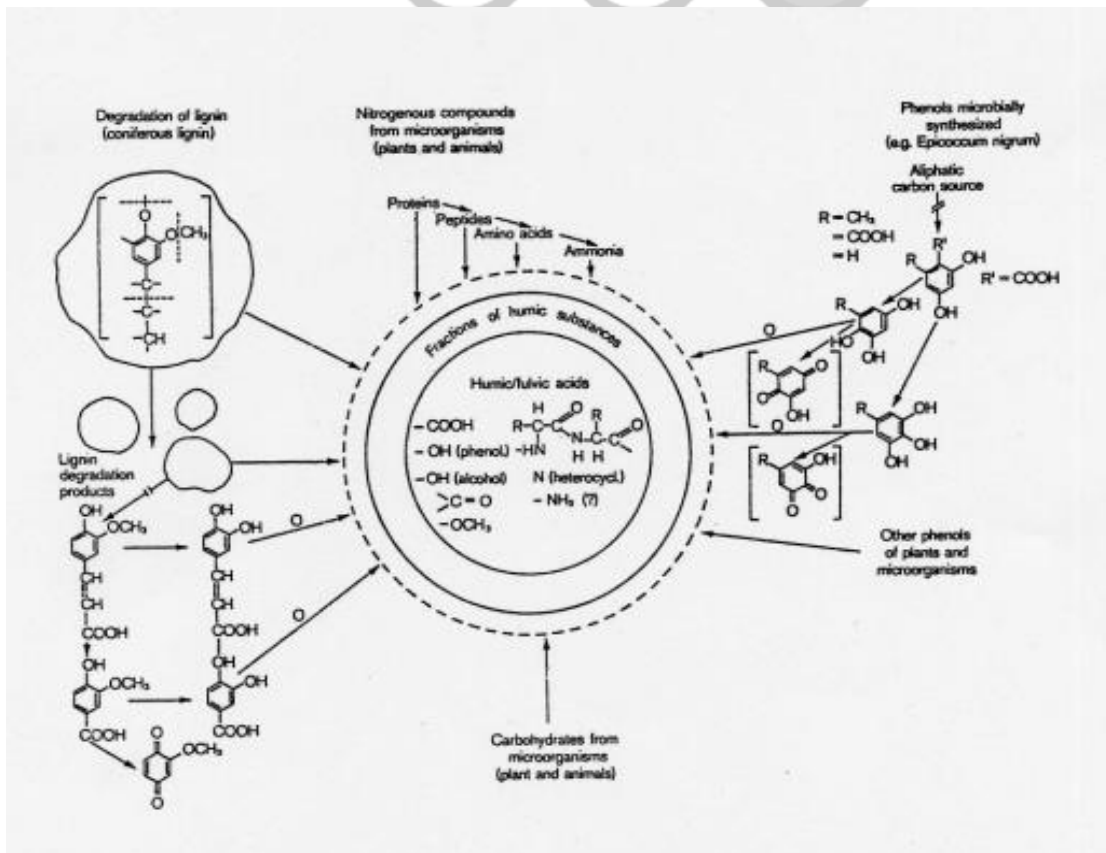
Por tanto el concepto de humificación del compost no se puede adscribir al mismo tipo de proceso que ocurre en el medio natural. La expresión sustancias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas) solo se puede entender desde un punto de vista exclusivamente operacional cuando se refieren al compost de RSU y otros residuos orgánicos compostados. Por ello, el porcentaje de C "húmico" total (C_{ex}/C_{ot}) no puede considerarse como un índice adecuado de humificación (maduración) de la materia orgánica y por tanto resultarían carentes de valor algunos índices publicados. Según nuestros resultados, coincidentes con otros autores, el porcentaje de "humus" total al final del proceso podría ya encontrarse el primer día de compostaje lo cual, evidentemente, no tiene sentido.

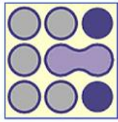


Ratio AH/AF

Debido a la actividad metabólica de las sucesivas poblaciones microbianas, se produce una intensa mineralización primaria parcial de los materiales orgánicos y se van formando a la vez una serie de compuestos secundarios que constituirán unidades estructurales o precursores, entre otros: productos de degradación de la lignina (demetilación y oxidación), polifenoles derivados de la lignina, compuestos fenólicos secundarios producidos por microorganismos, taninos y pigmentos aromáticos, además de aminoácidos, péptidos, polisacáridos, ácidos grasos, alcanos, etc.

El eslabón más importante del proceso de neoformación en el medio natural es la condensación de estas unidades estructurales, fundamentalmente de los polifenoles. En general, actualmente se asume como teoría más plausible que la policondensación en el medio natural se produce mediante oxidación enzimática de los fenoles, por medio de enzimas polifenol-oxidasas, a través de semiquinonas hasta quinonas, y la interacción de estas con aminoácidos y péptidos, y, en el caso del compost, con ácidos grasos, alcanos, alquil-ftalatos (compost urbano), etc., para formar heteropolímeros de una enorme complejidad estructural (Stevenson, 1994).





Se forman preferentemente en primer lugar sustancias tipo fulvoácidos, donde las cadenas alifáticas predominan sobre los núcleos aromáticos, y después, en una fase posterior, se forman ácidos húmicos por aumento del volumen de los núcleos y disminución de las cadenas alifáticas. (Stevenson, 1994). Como demostraron ya González-Vila y Martín (1985), la fracción de "AH" del compost (RSU) sigue presentando una estructura eminentemente alifática, estructuralmente diferentes a los AH naturales. Los resultados de nuestras experiencias en pilas, consistentes con otros resultados publicados (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991, 1992b, 1992c), indican que el tipo de proceso predominante (en relación a la "humificación") durante el compostaje de RSU (y lodos de depuradora) es un incremento paulatino de la fracción de "AH" y un descenso paralelo de "AF", y por tanto un incremento de la tasa de polimerización, entendida en sentido amplio como ratio AH/AF. Este incremento del ratio AH/AF ha sido descrito por numerosos autores y en todo tipo de residuos orgánicos. Como ejemplo se muestra la evolución de las fracciones de AH y AF durante el compostaje de RSU + lodos de depuradora (Iglesias-Jiménez y Pérez García, 1992) y de estiércol animal (Ko y col, 2008).

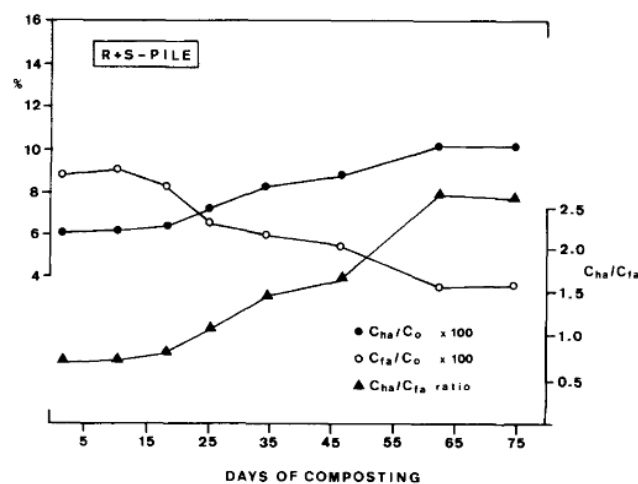


Fig. 4. Evolution of humic acid-like carbon (C_{ha}) and fulvic acid-like carbon (C_{fa}), expressed as a percentage of the oxidizable carbon (C_o), and polymerization ratio (C_{ha}/C_{fa}), during composting of urban refuse (R-pile) and urban refuse+sewage sludge (R+S-pile).

Iglesias-Jiménez E. y Pérez-García V. (1991).

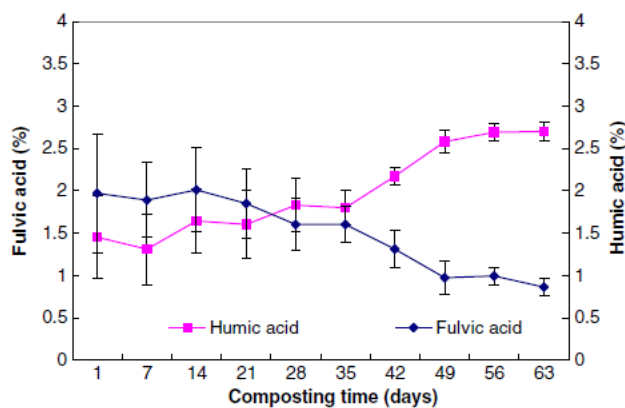
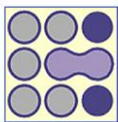


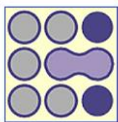
Fig. 6. Changes in the content of humic and fulvic acid emissions during composting of animal manures. Error bars represent standard deviation.

Ko y col. (2008).

Como se puede apreciar, a pesar de constituir materiales muy diferentes, la evolución de las fracciones húmicas es prácticamente idéntica. Incluso se observa que el punto de inflexión (HA=AF) ocurre en ambos casos hacia el día 25 de compostaje y la tasa de polimerización después de 63 días se sitúa en torno a 2,5. De la observación de ambas figuras aparentemente la fracción de "AH" se forma a partir de la fracción de "AF".

Por tanto, el ratio AH/AF puede considerarse como un parámetro universal para establecer el grado de madurez del compost ("humificación"). Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b) proponen un valor mínimo para este ratio de 1.9 (compost de RSU).

En resumen, se puede concluir que durante el compostaje de RSU (y otros residuos) no existe una auténtica síntesis *de novo* de sustancias húmicas y lo que ocurre es un incremento paulatino de la tasa de polimerización (incremento de la fracción de "AH") por transformación, reestructuración y condensación de sustancias que solo desde un punto de vista exclusivamente operacional se pueden adscribir a "AF" (tipo fulvoácidos). Según nuestras experiencias, aparentemente la fracción de "AH" se forma paulatinamente a partir de la fracción de "AF" (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992b, 1992c). Por tanto el ratio AH/AF puede considerarse en sentido amplio como un índice de "humificación" y constituye por tanto un parámetro importante para deducir el grado de madurez del compost.



Indicadores químicos de la madurez (métodos químicos)

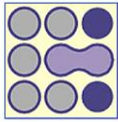
Ratio C/N (fase sólida, Cot/Not)

Es el criterio utilizado tradicionalmente para establecer el grado de madurez y definir la calidad agronómica del compost, siendo necesario un valor en torno a 30 en el material inicial, y menor de 20 o preferiblemente menor de 15 en el producto final. Sin embargo el ratio Cot/Not no puede ser utilizado como indicador absoluto del estado de maduración, ya que este parámetro presenta una gran variabilidad en materiales bien compostados, dependiendo del tipo de sustrato original. Se pueden encontrar incluso compost maduros con valores superiores a 20, ya que parte del C orgánico puede estar aún en forma de compuestos resistentes a la biodegradación (fundamentalmente lignina), o bien compost inmaduros con valores inferiores a 15 debido a la riqueza relativa de N en el material original, como ocurre en el compostaje conjunto de la fracción orgánica de RSU y lodos de depuradora (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991). Por tanto, un ratio Cot/Not inferior a 20 solo puede ser considerado como una condición necesaria pero no suficiente para establecer el grado de madurez.

Como criterio más seguro, Iglesias Jiménez y Pérez García (1992c) para compost de RSU, y Bernal y col. (1998) para compost de diverso origen, establecen un valor inferior a 12, que se aproxima al valor en torno a 10 de suelos con un contenido en materia orgánica altamente humificada.

Ratio C/N (fase soluble en agua, Cw/Nw y Cw/Not)

El proceso de compostaje es una descomposición bioquímica de la materia orgánica, produciéndose las distintas reacciones degradativas fundamentalmente en la fase acuosa. Los compuestos solubles son asimilados directamente por la microbiota del compost y los insolubles, normalmente polímeros de alto peso molecular, son degradados por exoenzimas hasta moléculas solubles que son posteriormente absorbidas por las células microbianas. Por tanto, mediante el estudio de los cambios bioquímicos a lo largo del compostaje en extractos en agua es posible deducir el estado de maduración del compost. Normalmente, la concentración de aminoácidos, péptidos, ácidos grasos y polisacáridos de bajo peso molecular decrece de forma importante durante el proceso. Por el contrario, se observa en la fase acuosa un incremento relativo de compuestos de alto peso molecular. Chanyasak y Kubota (1981) demuestran que la determinación de los contenidos de C orgánico y N orgánico en fase acuosa durante el compostaje constituye un reflejo de los cambios bioquímicos mencionados y encuentran que el ratio Cot/Not en extractos compost-agua (Cw/Nw) disminuye paulatinamente desde valores entre 30-40 hasta una práctica estabilización en valores comprendidos entre 5 y 6, y proponen este parámetro como indicador absoluto de madurez, como alternativa al ratio Cot/Not del material sólido. Indican que un compost está suficientemente maduro cuando el ratio Cw/Nw es inferior a 6. Este hecho ha sido corroborado posteriormente por otros autores e.g.: Chang y col. (2006).



Sin embargo, existe una dificultad analítica en la determinación del Not en un extracto compost-agua (debido a la normalmente baja concentración que se encuentra en compost maduros). Por ello, Hue y Liu (1995) indican que el ratio C orgánico extracto compost-agua/ N orgánico total fase sólida (Cw/Not) es más apropiado (por esa dificultad analítica) para ser empleado como método de rutina y proponen un valor <0.70 como nuevo índice de madurez del compost. Bernal y col. (1998) encuentran un valor límite más ajustado <0.55 , que ha sido corroborado entre otros por Chang y col. (2006).

Carbono orgánico extraíble en agua (Cw)

Numerosos autores han propuesto (como alternativa a la relación C/N tanto en fase sólida como en fase soluble en agua) la determinación del Cw como simple índice de madurez, ya que siempre se observa un descenso paulatino durante el compostaje, hasta una práctica estabilización. Sin embargo, los valores límites propuestos varían considerablemente, dependiendo del material inicial. Así, García y col. (1992) proponen un valor máximo de 5 g kg^{-1} , y Bernal y col. (1998) de 17 g kg^{-1} , como criterios de madurez. Recientemente Zmora-Nahum y col. (2005), en estudios de compostaje de residuos de diverso origen (RSU, estiércoles y lodos), encuentran en todos los casos estudiados que la concentración de Cw decrece significativamente durante el primer mes, para estabilizarse siempre en valores inferiores a 4 g kg^{-1} , como se observa en la Fig. siguiente:

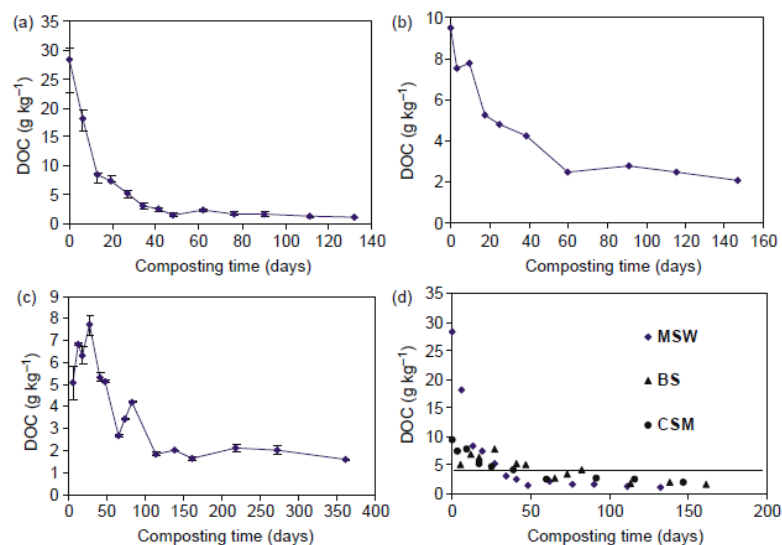
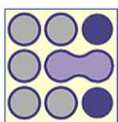


Fig. 1. Time course changes in DOC concentration in (a) MSW (b) CSM and (c) BS compost. All data compiled together in (d) (horizontal line indicates a 4 g kg^{-1} threshold). All results are averages of three replicates. MSW data adapted from Chefetz et al. (1998a), CSM data adapted from Inbar et al. (1993).

Zmora-Nahum y col. (2005).

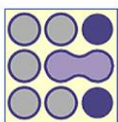


Además, observan que el C_w se correlaciona significativamente con la absorbancia a 465 nm en todos los compost y con el ratio Cot/Not . Proponen como método simple para estimar la madurez la medida de la absorbancia a esa longitud de onda del extracto compost-agua (relación 1:10 y tiempo de agitación: 2 horas), después de la apropiada calibración (equivalente a 4 g kg^{-1}). Chang y col. (2006) encuentran, en experiencias de compostaje de residuos agroalimentarios, valores entre 4.1 y 4.8 g kg^{-1} para compost altamente maduros. Numerosos autores encuentran igualmente valores inferiores a 4 g kg^{-1} en composts de muy diverso origen.

Por tanto, con criterios amplios, se puede aceptar el valor deducido por García y col. (1992) $C_w < 5 \text{ g kg}^{-1}$ (o la medida de la absorbancia a 465 nm equivalente a esta concentración). Este método es muy sencillo y fácil de implementar (solo es preciso un simple espectrofotómetro). Sin embargo debe complementarse con algún método más, debido a la variabilidad de este parámetro.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

El grado de humificación de la materia orgánica en el suelo, al igual que ocurre en el compostaje de residuos orgánicos, está estrechamente correlacionado con la CIC, aumentando progresivamente a medida que la humificación de la materia orgánica progresa, ya que el incremento del grado de polimerización provoca un aumento considerable de la superficie específica de las macromoléculas “húmicas” y un aumento progresivo de grupos carboxílicos fundamentalmente e hidroxifenólicos en menor medida (Lax y col., 1986). Este incremento de la CIC ha sido descrito por numerosos autores en todo tipo de residuos y por tanto la CIC ha sido aceptada universalmente como criterio de madurez e indirectamente como criterio de “humificación” de materiales orgánicos (Roig y col., 1988). Para compost urbanos, se ha descrito un valor mínimo de $60 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (material libre de cenizas) para asegurar un grado de madurez aceptable (Harada e Inoko, 1980). No obstante, en otro tipo de residuos (residuos vegetales, agroindustriales), la CIC del compost no maduro (y a veces del sustrato inicial) puede incluso superar los $100 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Bernal y col., 1998, Paredes y col., 2000). Por tanto no es posible deducir un valor límite de madurez basado en la CIC para todo tipo de residuos. Como alternativa, Roig y col. (1988) propusieron como índice más acertado el ratio CIC/Cot (capacidad de cambio- grupos funcionales- por unidad de carbono, mmol g^{-1}) y deducen un valor mínimo de 1.7 para estiércoles maduros. Iglesias-Jiménez y Pérez García (1992c) deducen un valor mínimo de 1.9 para compost de RSU. Se recomienda utilizar el método de Harada e Inoko (1980b) para compost urbanos en particular y el método de Lax y col. (1986) para residuos orgánicos en general.



Ratio $N-NH_4^+/N-NO_3^-$

Finstein y Miller (1985) definen el concepto de madurez del compost en términos de nitrificación: cuando en el proceso de compostaje aparecen cantidades apreciables de nitratos y/o nitritos se puede considerar que el compost está suficientemente maduro, ya que durante la fase termófila (por encima de 45 °C) la nitrificación esta prácticamente inhibida. A su vez, Bernal y col. (1998) proponen el ratio $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ como nuevo índice de madurez para todo tipo de residuos y deducen un valor < 0.16 para compost altamente maduros.

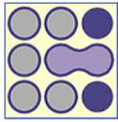
Presencia de compuestos reductores

La presencia en el compost de compuestos reductores, tipo amoníaco o sulfhídrico, característicos de un potencial redox inadecuado del material, es indicativa, al igual que un pH ácido, de procesos anaerobios y muestran que los residuos se encuentran aún en período de intensa descomposición. Por tanto la presencia de estos compuestos es indicativa de inmadurez del compost. Puede emplearse el test Solvita® para detectar la presencia de amoníaco (test específico Solvita para NH_3).

Conclusiones

Basándonos fundamentalmente en los trabajos de quienes proponen una serie de criterios de madurez simples y combinados se puede concluir que un compost está suficientemente maduro (y por tanto implícitamente estabilizado) cuando reúne las siguientes condiciones:

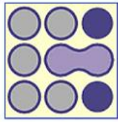
- Temperatura estable: Test “Dewar”: máximo autocalentamiento: 10 °C (Clase V)
- Olor: Ausencia de malos olores. Ausencia de ácidos orgánicos. Olor a “tierra fresca”
- Color: marrón-negro.
- Emisión de $CO_2 < 5 \text{ mg } CO_2-C \text{ g}^{-1} \text{ C-compost}$ (peso seco) (García y col., 1992)
- Test Solvita®: (para CO_2) escala colorimétrica: 7-8 (equivalente a $< 5 \text{ mg } CO_2-C \text{ g}^{-1} \text{ C-compost}$)
- Consumo de O_2 (Método SOUR) $< 1 \text{ mg } O_2 \text{ g}^{-1} \text{ VS h}^{-1}$ (Lasaridi y Stentiford, 1998)
- AH/AF > 1.9 (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992b)
- Cot/Not < 12 (Iglesias Jiménez y Pérez-García, 1992c)
- Cw/Nw < 6 (Chanyasak y Kubota, 1981)
- Cw/Not < 0.55 (Bernal y col., 1998)
- Cw $< 5 \text{ g kg}^{-1}$ (García y col., 1992)



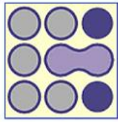
- CIC/Cot > 1.9 (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992c)
- $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ ratio < 0.16 (Bernal y col., 1998)
- Test de fitotoxicidad: GI \geq 80 % (Zucconi y col., 1981b)

Referencias

- Barrena Gómez, R., Vázquez Lima, F., Sánchez Ferrer, A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manage. Res.*, 24: 37-47.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technol.*, 63: 91-99.
- Brinton W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B. (1995). Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36: 64-69.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. (1995). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas . 2ª Edición. 181 pp.
- Chang, J.I., Tsai, J.J and Wu, K.H. (2006). Thermophilic composting of food waste. *Bioresource Technol.*, 97: 116-122.
- Chanyasak, V., Kubota, H. (1981). Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation. *J. Ferment. Technol.*, 59: 215-219.
- Chefetz, B., Hatcher, P.G., Hadar, Y., Chen, Y. (1996). Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 25: 776-785.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.*, 1: 157-176.
- Finstein, M.S., Miller, F.C. (1985). Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control and cost effectiveness. En: J.K.R. Gasser (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes*. Elsevier App.Sci.Publ., London & New York, pp. 13-26.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ayuso, M. (1992). Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23: 1501- 1512.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C. (1993). A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. *Bioresource Technol.* 44: 17-23.
- González-Vila, F.J., Martín, F. (1985). Chemical structural characteristics of humic acids extracted from composted municipal refuse. *Agric. Ecosystems Environ.*, 14: 267-278.



- Goyal, S., Ghull, S.K., Kapoor, K.K. (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technol.*, 96: 1584–1591.
- Harada, Y., Inoko, A. (1980). The measurement of the cation-exchange capacity of compost for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26: 127-134.
- Hue, N.V., Liu, J. (1995). Predicting composting stability. *Compost Sci. Util.*, 3: 8-15.
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J. (1994). Oxygen respirometry to assess the stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 23: 1177-1183.
- Iglesias Jiménez, E. (2001). Nitrogen availability from a mature urban compost determined by the ¹⁵N isotope dilution method. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 409-412.
- Iglesias-Jiménez, E., Alvarez C.E. (1993). Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 16: 313-318.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity. A review. *Biol. Wastes*, 27: 115-142.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1991). Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resour. Conserv. Recycl.*, 6: 45-60.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1992a). Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse composts. *Bioresour. Technol.*, 41: 265-272.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1992b). Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resour. Conserv. Recycl.*, 6: 243-257.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. (1992c). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosystems Environ.*, 38: 331-343.
- Ko H.J., Kim K.Y., Kim HT., Kim C.N, Umeda M. (2008). Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*, 28: 813–820.
- Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Res.*, 32: 3717–3723.
- Lax, A., Roig, A., Costa, F. (1986). A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, 94: 349-355.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M. (1993). Determination of compost biomaturity. I. Literature review. *Biol. Agric. Horticult.*, 10: 65-85.
- Morel, J.L., Colin, F., Germon, J.C., Godin, P., Juste, C. (1985). Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes*. Elsevier App. Sci. Publ., London & New York, pp. 56-72.



- Nogales, R., Gallardo-Lara, F. (1984). Criterios para la determinación del grado de madurez de los composts de basura urbana. II Congr. Nac. Recuperación de Recursos de los Residuos, Soria, Asociación IDEA, pp. 99-111.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. (2000). Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 222-227.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, F., Hernández, M.T. (1988). Cation-exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146: 311-316.
- Senesi, N. (1989). Composted materials as organic fertilizers. *Sci.Total Environ.*, 81/82: 521-542.
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry*. John Wiley & Sons, NY., 2nd edition, 496 pp.
- Sullivan, D.M., Miller, R.O. (2005). Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los composts. En: Stofella, P.J., Kahn, B.A. (Eds.). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. pp: 95-119.
- Tiquia, S.M. (2002). Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *J. Appl. Microbiol.*, 92: 764-775.
- Tiquia, S.M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *J. Appl. Microbiol.*, 99: 816-828.
- Xiao, Y., Zeng G-M., Yang, Z-H., Shi, W-J., Huang, C., Fan, C-Z., Xu, Z-Y. (2009). Continuous thermophilic composting (CTC) for rapid biodegradation and maturation of organic municipal solid waste. *Bioresource Technol.*, 100: 4807-4813.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 2109-2116.
- Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., De Bertoldi, M. (1981a). Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle*, 22: 27-29.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M. (1981b). Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22: 54-57.