



**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS**

Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química

**“ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DURANTE
EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS
MUNICIPALES”**

Tesis Doctoral Presentada por
JUAN JOSÉ MOHEDO GATÓN
2002



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
Departamento de Ingeniería Química

ANTONIO MARTÍN MARTÍN, Catedrático de Ingeniería Química y ARTURO CHICA PÉREZ, Profesor titular de Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba.

CERTIFICAN:

Que la Tesis Doctoral titulada “Estudio de la estabilidad durante el compostaje de residuos municipales” se ha realizado bajo nuestra dirección en los Laboratorios de este Departamento por el Ldo. D. Juan José Mohedo Gatón, por lo que autorizamos su presentación y posterior defensa pública.

Córdoba, 20 Noviembre de 2002

Fdo. Antonio Martín Martín

Arturo Chica Pérez

- En primer lugar deseo expresar mi agradecimiento a los Directores D. Antonio Martín Martín y D. Arturo Chica Pérez, por la confianza depositada en mí para la realización de este trabajo así como su interés, dedicación e inestimable ayuda en todo momento.
- A la CICYT por la ayuda recibida a través del proyecto 1FD1997-1037-C02-01.
- A la empresa Municipal de Saneamientos de Córdoba (SADECO) por el apoyo material y humano, sin el cual no hubiera sido posible la realización de este trabajo.
- Agradecer a Antonio Rosal, M^a Ángeles Martín, Sixto Ruiz, Lola García, Isidoro García, José Luis Ferrer y a todos los miembros del departamento que han contribuido de diversas formas a la realización de este trabajo.
- *Quisiera dar gracias a toda mi familia especialmente a mis padres y a Isabel, por ser como son y estar a mi lado en todo momento.*
- A todos mis amigos por tener la suerte de conocerlos y haber vivido junto a ellos tantos buenos momentos.
- A todas las personas que han contribuido, contribuyen y contribuirán a mi formación, a todas ellas gracias.

ÍNDICE

i.- Resumen y Objetivos

1.-INTRODUCCIÓN	1
1.1.- LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	3
1.1.1.- Definición general de residuo	3
1.1.2.- Definición de residuo urbano o municipal	4
1.1.3.- Producción	5
1.1.4.- Composición	7
1.1.5.- Características de los Residuos Sólidos Urbanos	9
1.1.6.- Destino y tratamiento de los Residuos Sólidos Urbanos	10
1.2.- LODOS PROCEDENTES DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES	13
1.2.1.- Definición	13
1.2.2.- Tratamiento Previo	14
1.2.3.- Composición	15
1.2.4.- Producción y destino	16
1.3.- SITUACIÓN ACTUAL DE LOS LODOS DE DEPURADORA MUNICIPALES Y DE LOS RESIDUOS MUNICIPALES BIODEGRADABLES	18
1.4.- COMPOSTAJE	27
1.4.1.- Definición	27
1.4.2.-Factores que influyen en el proceso de compostaje	28
1.4.3.-Sistemas de compostaje	34
1.4.3.1.-Sistemas abiertos	35
1.4.3.1.1.- Pilas estáticas.....	35
1.4.3.1.2.- Pilas con volteos.....	36
1.4.3.2.-Sistemas cerrados.....	38

1.4.3.2.1.-Reactores Verticales	38
1.4.3.2.2.-Reactores Horizontales.....	40
1.4.4.-Estudio comparativo de estos sistemas	41
1.5.- FACTORES LIMITANTES EN LA UTILIZACIÓN DE UN COMPOST	42
1.5.1.- Exceso de salinidad	43
1.5.2.- Exceso de nutrientes	43
1.5.3.- Contaminantes orgánicos	44
1.5.4.- Microorganismos Patógenos	45
1.5.5.- Aparición de materiales inertes y olor	48
1.5.6.- Metales pesados	49
1.5.7.- Grado de estabilidad	52
1.6.- METODOS PARA EVALUAR LA ESTABILIDAD DE UN COMPOST	53
1.6.1.- Métodos de Observación directa	54
1.6.1.1.-Olor	54
1.6.1.2.-Temperatura estable	54
1.6.1.3.-Color	54
1.6.1.4.-Peso específico.....	55
1.6.2.- Método de determinación del grado de madurez por la medida de la temperatura máxima de autocalentamiento	55
1.6.3.- Determinación de la Absorbancia de los extractos acuosos	56
1.6.4.- Métodos Químicos	56
1.6.4.1.-Determinación del pH	56
1.6.4.2.-Relación C/N.....	56
1.6.4.3.-Determinación de NH_4^+ y SH_2	57
1.6.4.4.-Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)a los extractos acuosos	57
1.6.4.5.-Determinación de la Capacidad de Cambio Catiónica (CCC)	57
1.6.4.6.-Determinación de los Sólidos Volátiles.....	58
1.6.4.7.-Determinación de los Ácidos Húmicos	58
1.6.5.- Métodos Biológicos	58
1.6.5.1.- Métodos Respirométricos	59
1.6.5.2.- Análisis de parámetros bioquímicos de la biomasa de los compost. 59	
1.6.5.3.- Test Biológico de Germinación	60
1.6.5.4.- Ensayos de respuesta Vegetal	60

2.- MATERIALES Y MÉTODOS

2.1.- DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA	61
2.2.-CARACTERIZACIÓN DE LOS MATERIALES UTILIZADOS Y COMPOSICIÓN DE LAS PILAS ENSAYADAS	64
2.3.-MANEJO DE LAS PILAS	66
2.4.-TOMA Y PREPARACIÓN DE LA MUESTRA	67
2.5.-CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA	68
2.6.-MEDIDA DE LA TEMPERATURA	68
2.7.-MÉTODOS ANALÍTICOS	69
2.7.1.- En los extractos acuosos: Preparación del extracto acuoso	69
2.7.1.1.- pH.....	69
2.7.1.2.- Conductividad Eléctrica.....	69
2.7.1.3.- Demanda Química de Oxígeno.....	70
2.7.1.4.- Absorbancia a 280, 465 y 665 nm.....	71
2.7.2.- A las muestras sólidas:	71
2.7.2.1.-Determinación del carbono orgánico oxidable.....	71
2.7.2.2.-Humedad.....	73
2.7.2.3.-Sólidos volátiles.....	73
2.7.2.4.-Nitrógeno Total.....	74
2.7.2.5.-Fósforo.....	75
2.7.2.6.-Metales Pesados.....	78
2.7.2.7.-Determinación de ácidos húmicos.....	80
2.8.-DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO DE RESPIROMETRÍA	83
2.9.-DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO DE AUTOCALENTAMIENTO	87

3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	90
3.1.- RENDIMIENTOS MÁXICOS OBTENIDOS EN LA ELABORACIÓN DEL COMPOST	91
3.2.- EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA	96
3.3.- EVOLUCIÓN DE LA HUMEDAD Y CONDUCTIVIDAD	100
3.4.- EVOLUCIÓN DEL pH	101
3.5.- EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO EN CO_{oxidable}, N y RELACIÓN C/N	102
3.6.- CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST FINAL	104
3.6.1.- Contenido en metales	106
3.7.- ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST	112
3.7.1.- Estudio de la estabilidad del compost mediante respirometría ...	113
3.7.1.1.- Respirometría de la pila tipo I	113
3.7.1.2.- Respirometría de la pila tipo II	121
3.7.1.3.- Respirometría de la pila tipo III	127
3.7.1.4.- Estudio comparativo de las pilas I, II y III	133
3.7.2.- Estudio de la estabilidad del compost mediante autocalentamiento	
3.7.2.1.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo I	137
3.7.2.2.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo II	147
3.7.2.3.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo III	153
3.7.3.- Análisis teórico del Autocalentamiento	157
3.7.4.- Estimación del consumo de oxígeno a partir de los datos del autocalentamiento	161
3.7.5.- Comparación entre las VECO_{máximas} obtenidas experimentalmente mediante respirometría y las estimadas a partir del autocalentamiento	163
3.7.6.- Otros procedimientos para la determinación de la estabilidad ...	170
3.7.7.- Anexo (Diagrama de flujo de información para determinar la VECO y el CAO a partir de los datos obtenidos de un test de autocalentamiento	175
 4.- CONCLUSIONES	
 5.- BIBLIOGRAFÍA	

RESUMEN Y OBJETIVOS

RESUMEN Y OBJETIVOS

RESUMEN

En esta memoria se describe el estudio del proceso de compostaje, utilizando el sistema de pilas o hileras volteadas (sistema de los más empleados en nuestro país y con un mínimo de requerimientos tecnológicos), en tres tipos de mezclas: mezcla tipo I (FORSU y Poda), mezcla tipo II (FORSU) y mezcla tipo III (Lodos de depuradora y Poda). El tiempo de compostaje para cada mezcla fue de 136, 96 y 96 días respectivamente.

En cada pila se ha estudiado la evolución de la temperatura, humedad, conductividad, pH, Carbono orgánico oxidable, Nitrógeno y Fósforo, así como el contenido en metales y ácidos húmicos del producto final refinado. Dado que el compostaje es un proceso de oxidación biológica lo que implica producción de CO₂, vapor de agua y calor, también se aborda la evolución de la pérdida de peso con el tiempo.

Se ha estudiado la evolución temporal de la estabilidad del compost, mediante respirometría, en cada una de las pilas ensayadas, comparándose entre si con la finalidad de comprobar si existe un comportamiento común en los tres tipos de residuos.

En paralelo a los ensayos respirométricos, se ha llevado a cabo el estudio de la evolución de la estabilidad mediante autocalentamiento en los tres tipos de pilas. A los resultados del test de autocalentamiento se les ha aplicado un modelo teórico, basado en un balance de energía al sistema, que fue formulado originalmente por Koenig y Bari (2000) y cuya finalidad es predecir el consumo de oxígeno a partir de la evolución de la temperatura en el transcurso del tiempo

A partir de dicho modelo se ha estimado el consumo de oxígeno en muestras tomadas a lo largo del tiempo de compostaje; los valores obtenidos se

han comparado con las $VECO_{máximas}$ obtenidas experimentalmente mediante respirometría.

Por último, y con la finalidad de explorar otras técnicas alternativas para la medida de la estabilidad, se ha llevado a cabo el estudio de la evolución de la DQO y la absorbancia, a distintas longitudes de onda, en los extractos acuosos.

OBJETIVOS

La estabilidad de un compost frente a la oxidación es una propiedad de gran importancia práctica ya que permite decidir acerca de la finalización del proceso de compostaje. Por otro lado se utiliza para caracterizar su calidad en los usos agrícolas y finalmente puede servir para comparar diversos procedimientos de fabricación de compost. A pesar de ello, no hay unanimidad en la manera de determinar dicha estabilidad.

Los test respirométricos y de autocalentamiento están recibiendo cada vez más atención por los especialistas y en algunos países se están utilizando como métodos estándar. En este trabajo se pretenden estudiar ambos métodos, optimizar aparatos y procedimientos para el seguimiento racional del compostaje de residuos municipales y obtener un compost de calidad, adecuado para su posterior uso agrícola.

La reducción de carga orgánica en vertederos y la recuperación de los suelos erosionados ha impuesto el compostaje de la FORSU. Por otra parte la normativa aprobada sobre lodos impone su tratamiento en lugar de su vertido, con el consiguiente desarrollo entre otras tecnologías del compostaje.

Adicionalmente, este trabajo pretende estudiar el compostaje de FORSU y de Lodos por separado, así como el compost que se obtiene al combinarlos en la proporción 70/30, para posteriormente analizar sus calidades y posibles usos.

INTRODUCCION

1.- INTRODUCCIÓN

La conservación del medio ambiente constituye en la actualidad uno de los grandes retos de la humanidad, cuyo futuro depende en gran medida del adecuado enfoque y tratamiento que se dé al mismo. Esto abarca diversos y múltiples aspectos, entre los que, la pérdida de materia orgánica en el suelo, y la gestión de los residuos municipales aparecen como algunos de los más importantes.

Las fuentes tradicionales de materia orgánica para los suelos, tales como estiércoles y turbas, son cada vez más escasas y, no siempre, son las apropiadas para estos fines. Se ha hecho así necesaria la búsqueda de otros materiales orgánicos, de bajo costo, y que a ser posible se produzcan de modo sostenible. En este sentido, el reciclado de los residuos orgánicos municipales tales como lodos de aguas residuales urbanas y la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (F.O.R.S.U.) pueden resultar una alternativa interesante.

La aglomeración de la población en núcleos urbanos y el aumento del nivel de vida han provocado un incremento progresivo de la generación de estos residuos, cuya acumulación puede constituir un foco de contaminación de consecuencias imprevisibles.

Su utilización con fines agrícolas y de regeneración de suelos permite paliar la escasez de materia orgánica antes señalada y sirve para dar salida a los mismos, evitando los problemas ambientales que su acumulación provoca.

Sin embargo, la utilización directa de estos residuos no siempre está exenta de riesgos, ya que además de los problemas derivados de la presencia de metales pesados, contaminantes orgánicos y microorganismos patógenos, el uso de una materia orgánica poco estabilizada como es el caso de los residuos urbanos “frescos”, puede dar lugar a una disminución del oxígeno a nivel

radicular, bloqueo del nitrógeno del medio y elevación de la temperatura del suelo, que puede alcanzar niveles incompatibles con el desarrollo normal de la planta.

Por eso se hace necesario profundizar en el conocimiento del proceso de compostaje de la fracción orgánica de los residuos municipales así como de los lodos de depuradora municipales, haciendo especial énfasis en el estudio de la estabilidad (una de las variables más importantes para establecer su calidad y el tiempo necesario de compostaje), ya que no hay unanimidad en la manera de determinarla.

1.1.- LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

1.1.1.- DEFINICIÓN GENERAL DE RESIDUO

Según la Ley 21Abril 1998, NUM. 10/1998, Residuo es “**cualquier sustancia u objeto** perteneciente a alguna de las categorías que figuran en el anejo de esta Ley, **del cual su poseedor se desprenda o del que tenga la intención u obligación de desprenderse**. En todo caso tendrán esta consideración los que figuren en el Catalogo Europeo de Residuos (CER), aprobado por las instituciones comunitarias.”

ANEJO Categorías de Residuos
Residuos de producción o de consumo no especificados a continuación
Productos que no respondan a las normas
Productos caducados
Materias que se hayan vertido por accidente, que se hayan perdido o que hayan sufrido cualquier otro incidente, con inclusión del material, del equipo etc, que se haya contaminado a causa del incidente en cuestión.
Materias contaminantes o ensuciadas a causa de actividades voluntarias (por ejemplo operaciones de limpieza materiales de embalaje, contenedores...etc)
Elementos inutilizados (por ejemplo, baterías fuera de uso, catalizadores gastados, etc)
Sustancias que hayan pasado a ser inutilizables (por ejemplo ácidos contaminados, sales de temple agotadas, etc)
Residuos de procesos industriales (por ejemplo escorias, posos de destilación, etc)
Residuos de procesos de anticontaminación (por ejemplo barros de lavado, polvo de filtros de aire, filtros gastados, etc)
Residuos de mecanización/acabado (por ejemplo virutas de torneado o fresado, etc)

Residuos de extracción y preparación de materias primas (por ejemplo residuos de explotación minera o petrolera)
Materia contaminada (por ejemplo aceite contaminado con PCB)
Toda materia, sustancia o producto cuya utilización esté prohibida por la ley
Productos que no son de utilidad o que ya no tienen utilidad para el poseedor (por ejemplo artículos desechados por la agricultura, los hogares, las oficinas, los almacenes, los talleres, etc)
Materias, sustancias o productos contaminados procedentes de actividades de regeneración de suelos.
Toda sustancia, materia o producto que no esté incluido en las categorías anteriores

1.1.2.- DEFINICIÓN DE RESIDUO URBANO O MUNICIPAL

Según la Ley 21 Abril 1998, NUM. 10/1998, residuos urbanos o municipales son: Los generados en los *domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios*, así como todos aquellos que no tengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades.

Tendrán también la consideración de residuos urbanos los siguientes:

Residuos procedentes de la *limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas*.

Animales domésticos muertos, así como *muebles, enseres y vehículos abandonados*.

Residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria.

De forma más específica se pueden clasificar en los grupos siguientes:

- Domiciliarios
- Voluminosos (muebles, electrodomésticos, etc.)
- Comerciales
- Sanitarios (hospitales, laboratorios, etc.)
- Construcción y demolición
- Industriales (residuos que no pueden ser vertidos al alcantarillado, suelo o subsuelo)

Los R.S.U. se asimilan a los que se denominan domiciliarios (residuos de viviendas y comercios pequeños, limpieza viaria y de zonas verdes)

1.1.3.- PRODUCCIÓN

La producción de Residuos Sólidos Urbanos por habitante y día en España es variable, las cifras que aparecen en la tabla 1 pueden ser representativas.

No debemos olvidar que la producción de residuos sólidos que se generan es variable y depende fundamentalmente de factores como: el nivel de vida de la población, época del año, movimiento en vacaciones y fines de semana, clima, etc.

Comunidad Autónoma	Año 1986		Año 1994		Año 1998	
	t/año	%	t/año	%	t/año	%
Andalucía	1.678.492	15,85	2.103.942	15,22	2.809.735	16,14
Aragón	289.873	2,74	385.069	2,78	416.116	2,39
Asturias	282.989	2,67	340.919	2,47	436.786	2,51
Baleares	269.065	2,54	412.863	2,99	499.569	2,87
Canarias	446.831	4,22	738.001	5,34	1.008.582	5,79
Cantabria	146.518	1,38	179.437	1,30	241.798	1,39
Castilla- La Mancha	377.828	3,57	587.755	4,25	612.572	3,52
Castilla y León	661.445	6,25	1.029.731	7,45	964.128	5,54
Cataluña	1.726.004	16,30	2.364.732	17,10	3.000.867	17,23
Comunidad Valenciana	1.271.489	12,01	1.195.725	8,65	2.048.767	11,77
Extremadura	252.988	2,39	419.089	3,03	414.077	2,38
Galicia	656.528	6,20	821.691	5,94	820.867	4,71
Madrid	1.467.628	13,86	1.922.428	13,9	2.523.633	14,49
Murcia	278.792	2,63	372.243	2,69	408.506	2,35
Navarra	128.345	1,21	141.449	1,02	243.212	1,40
País Vasco	550.378	5,20	691.093	4,98	804.080	4,62
La Rioja	64.013	0,60	76.682	0,60	101.536	0,58
Ceuta	23.258	0,22	23.206	0,18	26.366	0,15
Melilla	18.298	0,15	21.600	0,17	30.878	0,18
ESPAÑA	10.590.770	100	13.827.655	100	17.412.075	100

Tabla 1.- CANTIDAD DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PRODUCIDOS EN ESPAÑA. (Fuente: Otero, 1988 , M.O.P.T.M.A 1994 y MMA 2001)

Refiriéndonos a Andalucía: (Tabla 2)

Año	1986	1994	1998
Andalucía (ton/año)	1.678.492	2.103.942	2.809.735
Fuente	Otero(1988)	MOPTMA(1994)	MMA(2001)

Tabla 2

Como vemos, el incremento en toneladas en Andalucía del 86 al 94 (ocho años), fue de 425.450 y el incremento del 94 al 98 (cuatro años), fue de

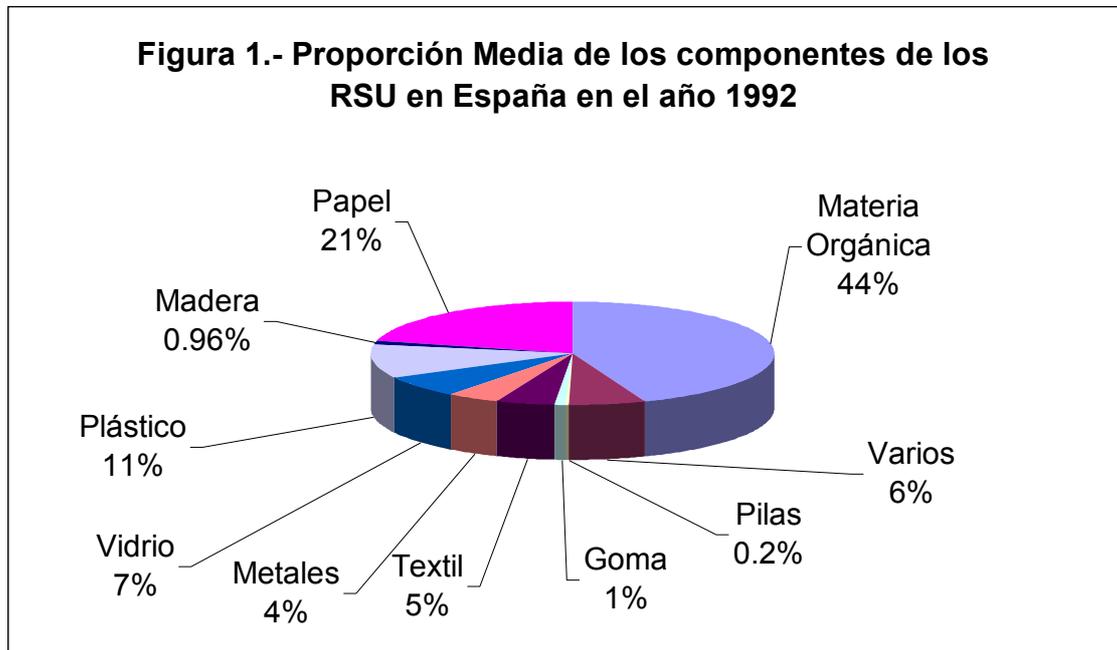
705.793. Esto nos proporciona una idea de la magnitud del problema que supone la gestión de estos residuos.

1.1.4.- COMPOSICIÓN

La composición de los residuos es muy heterogénea y de proporción variable en función de los parámetros anteriormente citados (clima, hábitos, nivel de vida, etc.).

Dentro de los distintos componentes se pueden encontrar: inertes, fermentables y combustibles. En los inertes se incluyen los vidrios, escorias, cenizas, etc. Los fermentables son los restos de alimentos cocinados de origen domiciliario o grandes comedores, y los alimentos frescos procedentes de los centros de distribución y puntos de venta. Como combustibles se consideran el papel, cartón, plásticos, gomas, cueros, textiles, maderas, etc.

En la figura 1 se muestra la proporción media de los componentes de los R.S.U. en España en el año 1992 (Fuente: MOPTA., 1994).



En España en los últimos años parece existir un aumento de los componentes combustibles y una disminución del contenido en materia orgánica; la cantidad de vidrio se ha mantenido debido al aumento de la recogida selectiva paralelamente al aumento del uso de los envases de vidrio no retornables.

La composición actual de los RSU españoles se acerca a los parámetros de algunos países europeos representativos de sociedades más industrializadas, reflejo de los cambios en los hábitos alimenticios y de consumo de la sociedad española en los últimos años. En la tabla 3 se muestra la composición de los RSU en Andalucía. (Fuente: Consejería de Medio Ambiente 2001)

Provincia	Papel / cartón	Vidrio	Plástico	Textil	Metal	Materia Orgánica	Otros
Almería	16,2	6,0	7,2	4,3	3,5	56,1	6,6
Cádiz	20,8	7,5	12,1	4,9	3,8	41,9	8,9
Córdoba	17,4	6,3	12,4	3,6	4,1	54,9	1,3
Granada	19,3	7,6	15,2	7,0	3,6	43,8	3,5
Huelva	15,5	5,8	12,3	4,3	2,8	54,0	5,2
Jaén	20,0	9,0	11,0	5,0	4,0	48,0	3,0
Málaga	22,6	5,6	11,7	3,1	3,6	46,4	7,0
Sevilla	15,2	4,3	12,5	4,3	3,1	51,7	9,1

Tabla 3.- Composición en tanto por ciento de los residuos sólidos urbanos en Andalucía 2000

1.1.5.- CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.

Existen algunos parámetros que se pueden considerar significativos para evaluar las características generales de los residuos sólidos urbanos:

- *Densidad:* La densidad es un parámetro variable en función de la heterogeneidad del residuo, varía en sentido inverso al nivel de vida, o sea, es mayor en las zonas menos industrializadas.
- *Humedad:* El contenido en agua, tiene una gran influencia sobre el poder calorífico útil de los residuos, así como en la transformación biológica de las materias fermentables.
- *El poder calorífico:* En las basuras españolas se comprende entre los límites de 1.000 – 1.600 kcal/kg; es mayor en los países más industrializados y con menor contenido en humedad.
- *Relación C/N:* Depende fundamentalmente de la cantidad de papel-cartón, restos de poda, etc. Estas fracciones hacen que esta relación

aumente. Como valor de referencia para una transformación biológica adecuada se considera entre 20-35.

1.1.6.- DESTINO Y TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.

Se entiende por tratamiento de los residuos al conjunto de operaciones encaminadas a su eliminación o al aprovechamiento de los recursos contenidos en ellos. La Ley de residuos 1998 entiende por Gestión como “la recogida, el almacenamiento, el transporte, la valorización y la eliminación de los residuos, incluida la vigilancia de estas actividades, así como la vigilancia de los lugares de depósito o vertido después de su cierre”.

En primer lugar debemos indicar que los vertederos incontrolados, cada vez menos frecuentes en nuestro país no han de considerarse como un sistema de tratamiento, sino como un abandono de los mismos; estos pueden originar graves problemas (focos de infección, contaminación, etc.).

Los sistemas de tratamiento más utilizados son:

Vertido controlado:

Consiste en la colocación de los residuos sobre un área de vertido controlado, extendiéndolo en capas de poco espesor y compactándolos para disminuir su volumen, se suele recubrir a diario con suelo para minimizar los riesgos de contaminación ambiental y para favorecer la fermentación de la materia orgánica. El diseño del área de vertido y la composición de sus materiales son muy importantes para preservar las aguas superficiales y subterráneas de la contaminación por lixiviados. Los tratamientos más generalizados suelen ser compactación ligera con recubrimientos periódicos, o compactación intensa (alta densidad), sin recubrimientos.

Las ventajas que presenta este sistema son, los bajos costes de instalación y funcionamiento, la capacidad de absorber variaciones de producción, el escaso

impacto si está bien gestionado y la posibilidad de darle uso al terreno una vez sellado y estabilizado.

Como desventajas pueden citarse: el uso de grandes superficies distanciadas de los núcleos urbanos con el consecuente gasto de transporte, la colmatación y el cambio de ubicación, y la desventaja más importante: **la imposibilidad de aprovechar los recursos contenidos en los residuos**. Otro factor a tener en cuenta es el desconocimiento de la evolución de los residuos dentro de estos sistemas cerrados; cambios físicos, químicos y biológicos pueden alterar con el tiempo estos vertederos. En este sentido, el reciente Real Decreto (R.D 1481/2001) regula la eliminación de residuos y favorece la disminución del depósito en vertedero de materia orgánica.

Incineración:

Es un proceso de combustión controlada que transforma los residuos en materiales inertes y gases.

Una de sus ventajas es el poco terreno que necesita la instalación y la capacidad de estos procesos para tratar una amplia gama de residuos (incluidos los lodos de depuradora).

Como desventajas señalar que no es un sistema de eliminación total, ya que aunque se reduce el peso del material incinerado en un 70% y su volumen en un 80-90%, genera cenizas, escorias y gases. Requiere un elevado aporte de energía externa y hay que prever una gran inversión para evitar la contaminación ocasionada por los gases de combustión. Uno de los mayores inconvenientes de la incineración, desde el punto de vista social y medioambiental, es la generación de dioxinas en las plantas de incineración, y la posible salida a la atmósfera de estas sustancias.

Reciclado:

Es un proceso que tiene por objeto la recuperación directa o indirecta de determinados componentes contenidos en los residuos. Este sistema supone la reducción del volumen de residuos a tratar, y favorece la protección del medio ambiente. El Reciclado se puede llevar a cabo, con recogida selectiva o bien sin recogida selectiva con posterior separación y clasificación. Así se suele reciclar el papel y cartón, plásticos, metales, tetra-brik y la materia orgánica a través de su compostaje o biometanización.

En la tabla 4 se muestra tratamiento de los residuos sólidos urbanos en España en el año1998.

Comunidad Autónoma	Vertido controlado	Compostaje	Incineración	Vertido incontrolado	Recogida selectiva
Andalucía	1.835.375	867.655		46.409	60.296
Aragón	348.331			43.904	23.881
Asturias	408.234			86	28.466
Baleares	60.881	48.763	352.874	21.807	15.244
Canarias	693.285	45.000	10.051	247.787	12.459
Cantabria	166.166			64.966	10.666
Castilla- La Mancha	311.521	57.539		231.560	11.952
Castilla y León	641.742			295.202	27.184
Cataluña	2.023.142	99.299	695.363	6.973	176.090
Comunidad Valenciana	123.864	1.000.886		880.935	43.082
Extremadura	386.384			23.297	4.396
Galicia	279.328			526.199	15.340
Madrid	1.691.845	649.895		6.094	175.799
Murcia	34.987	227.873		134.017	11.629
Navarra	193.397	16.800	4.000	15	29.000
País Vasco	713.686			5.725	84.669
La Rioja	96.134			809	4.593
Ceuta				26.366	
Melilla			30.878		
ESPAÑA	10.014.396	3.013.710	1.093.166	2.562.151	734.746

Tabla 4.- Tratamiento de los residuos sólidos urbanos en España 1998

(toneladas/año)Fuente: MMA 2001

1.2.- LODOS PROCEDENTES DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

1.2.1.-DEFINICIÓN DE LODO DE DEPURADORA

Es un producto sólido y heterogéneo procedente de la depuración de las aguas residuales urbanas, constituido fundamentalmente por materia orgánica contiene además aditivos químicos empleados en el tratamiento de depuración. Su composición depende del agua residual a tratar, la tecnología empleada y de la época del año.

Teniendo en cuenta que su generación va en aumento, se deben buscar los destinos más adecuados posibles para su eliminación o tratamiento.

Los lodos crudos procedentes de la decantación primaria se mezclan con los lodos activados separados en la decantación secundaria, a esta mezcla se le denomina lodo de depuradora (Tabla 5).

Características	Lodos Crudos (intervalo)	Lodos activados (intervalo)
Sólidos Totales (%ST)	2-8	0.83-1.16
Sólidos Volátiles (% de ST)	60-80	59-88
Grasas y aceites (% de ST)		
Solubles en éter	6-30	-
Extractable en éter	7-35	5-12
Proteínas (% de ST)	20-30	32-41
Nitrógeno (% de ST)	1.5-4	2.4-5
Fósforo (P ₂ O ₅ , de %ST)	0.8-2.8	2.8-11
Potasio (K ₂ O, % de ST)	0-1	0.5-0.7
Celulosa (% de ST)	8-15	-
Hierro (no como sulfuro)	2-4	-
Sílice (SiO ₂ , % de ST)	15-20	-
pH	5-8	6.5-8

Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	500-1500	580-1.100
Ácidos orgánicos (mg/ L como HAc)	200-2000	1.100- 1.700
Poder Calorífico (mJ/ kg)	23000-29000	18500-23000

Tabla 5.- Composición Química típica de los lodos crudos y de los lodos activados, de una planta de tratamiento de aguas residuales (Fuente EPA-625/1-78-010,1978)

1.2.2.- TRATAMIENTO PREVIO

Tanto los lodos mixtos (lodos crudos y lodos biológicos) como los crudos, se suelen someter a diversos tratamientos en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (E.D.A.R.)

- **Acondicionamiento:** Es un tratamiento cuyo objetivo principal es reducir el contenido de agua. Se realiza utilizando compuestos químicos que flocculan los coloides y provocan su precipitación; o bien por acondicionamiento térmico, ya sea por calentamiento bajo presión a 200°C durante ½ hora.
- **Espesamiento:** Este tratamiento va dirigido a reducir el volumen. Se realiza mediante técnicas de centrifugado o flotación.
- **Deshidratación:** El lodo espesado se somete a una eliminación de agua con el fin de obtener una materia semi-sólida con menos volumen y más fácil de manejar.
- **Estabilización:** Los lodos obtenidos poseen una alta proporción de materia orgánica fácilmente fermentable esta materia se puede estabilizar por dos vías.
 Tratamiento biológico, de efecto permanente, como son la digestión aerobia, anaerobia o el compostaje.
 Tratamiento químico, de efecto temporal, adicionando cal.

1.2.3.- COMPOSICIÓN

%Humedad: La humedad depende del tratamiento que se le ha dado en la EDAR, pero se sitúa entre un 50 y un 85%, en los casos en que el contenido en agua supera el 75% su manejo y transporte presenta mayores dificultades.

Carbono: Son considerados como enmiendas orgánicas por su alto contenido en materia orgánica (del orden del 50% de la materia seca).

Nitrógeno: Se sitúa en torno al 1-7% y su disponibilidad para la planta depende del grado de estabilidad, la razón C/N ha de ser inferior a 30 (valor adecuado para el metabolismo microbiano). El nitrógeno se encuentra fundamentalmente en forma orgánica y se mineraliza lentamente, esto lo hace disponible para la planta de forma continua.

Fósforo: Su contenido entre un 2 y un 3%, es inferior al de un fertilizante mineral. Su disponibilidad depende de la dosis empleada, la razón C/P, temperatura, pH, contenido en hierro, magnesio, calcio y actividad de los microorganismos que mineralicen el fósforo orgánico.

Potasio: El contenido es bajo y la mayor parte se encuentra en forma inorgánica.

Oligoelementos: Los lodos procedentes de la EDARs son ricos especialmente en Fe, Mn, Cu, Zn y B, estos oligoelementos pueden ser de gran interés en suelos carentes en estos nutrientes, pero si estos se encuentran en grandes cantidades constituyen un factor limitante en el uso de los lodos ya que estos metales pueden pasar a los cultivos y actuar como fitotóxicos o acumularse en algunos tejidos de la planta.

1.2.4.- PRODUCCIÓN Y DESTINO

En la tabla 6 se muestra una estimación de los lodos generados en las EDAR en el año 1998, tomando como base los generados en las Comunidades Autónomas que se indican.

Comunidad Autónoma	Lodos producidos	Vertedero	Incineración	Agricultura	Otros destino
Andalucía	-	-	-	-	-
Aragón	-	-	-	-	-
Asturias	-	-	-	-	-
Baleares	28.639	-	-	-	-
Canarias	-	-	-	-	-
Cantabria	-	-	-	-	-
Castilla- La Mancha	-	-	-	-	-
Castilla y León	23.906	7.333	0	15.888	685
Cataluña	244.805	34.456	0	45.410	164.939
Comunidad Valenciana	-	-	-	-	-
Extremadura	-	-	-	-	-
Galicia	-	-	-	-	-
Madrid	162.278	-	-	-	-
Murcia	32.740	-	-	-	-
Navarra	-	-	-	-	-
País Vasco	21.948	-	-	-	-
La Rioja	-	-	-	-	-
Ceuta	-	-	-	-	-
Melilla	1.095	-	-	-	-
Toneladas totales estimadas	800.000				

Tabla 6.- Estimación de los lodos generados en las EDAR (toneladas materia seca) en el año 1998 (Fuente PNL D 2001-2006)

El destino que se le está dando y se le ha dado a los lodos de depuradora es muy variado pero en la actualidad parece dirigirse hacia tres opciones concretas:

VERTIDO CONTROLADO:

Es un sistema de eliminación definitivo aunque precisa zonas adecuadas. Existe una tendencia a reducir la cantidad de materia orgánica a introducir en vertederos, para promocionar el reciclaje de la misma y minimizar los lixiviados, emisiones de gases contaminantes y los problemas de gestión que estos provocan. (Real Decreto 1481/2001)

INCINERACIÓN:

La incineración no es una solución global definitiva ya que se debe buscar un destino para las cenizas resultantes y evitar los problemas ocasionados por las emisiones de gases con posibles efectos contaminantes. Sin embargo, parece una buena salida para muchos países ante el incremento de la producción de lodos y las limitaciones que se están imponiendo al vertido controlado.

USO AGRÍCOLA:

La utilización en agricultura permite aplicar lodos tratados (lodos que tras un tratamiento biológico, químico o térmico han reducido de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización) al suelo como fertilizantes orgánicos para mejorar su productividad agrícola (Real decreto 1310/90). También existen otras opciones como su uso para la recuperación de suelos degradados y regeneración de suelos forestales.

No hay que olvidar que sólo podrán ser utilizados en la actividad agraria los *lodos tratados* y amparados por la documentación mínima que se establece en el artículo 4º del decreto 1310/90 antes citado.

1.3.- SITUACIÓN ACTUAL DE LOS LODOS DE DEPURADORA DE AGUAS MUNICIPALES Y DE LOS RESIDUOS MUNICIPALES BIODEGRADABLES

Un informe reciente de la European Environmental Agency (2002) aborda la cuantificación de la producción y la revisión de los sistemas actuales de tratamiento de 5 tipos de residuos, debido a su gran interés medioambiental. Entre estos cinco tipos de residuos se encuentran los **lodos de depuradora** procedentes de las E.D.A.R. urbanas y los **Residuos Municipales Biodegradables** (RMB).

Sobre los lodos de depuradora, el informe indica que su nivel de producción aproximado en el ámbito europeo es cercano a los 30 kg por habitante y año; así mismo muestra como la producción global de lodos en España prácticamente se duplicará entre el año 1995 y el 2005.(Tabla 7)

	Año	Recuperados / Disponibles	Toneladas Materia seca	kg / habitante
ESPAÑA	1995	Generación Total	751	19
	1998	Generación Total	787	20
	2000	Generación Total	1069	27
	2005	Generación Total	1088	27.5

Tabla 7.- Producción global de lodos en España. Fuente: EEA European Environment Agency.

Esto es debido al aumento del número de depuradoras que se están construyendo a consecuencia del cumplimiento de las directivas europeas sobre depuración de aguas urbanas definido en el Plan Nacional de Saneamientos y Depuración de Aguas Residuales. (Tablas 8 y 9)

COMUNIDAD AUTÓNOMA	Millones de Pesetas
Andalucía	347.000
Aragón	59.420
Asturias	84.631
Baleares	32.749
Canarias	48.031
Cantabria	59.840
Castilla y León	186.600
Castilla-La Mancha	43.200
Cataluña	311.718
Extremadura	69.466
Galicia	163.814
Madrid	108.012
Murcia	53.500
Navarra	16.900
País vasco	137.763
La Rioja	11.499
Valencia	157.790
Ceuta y Melilla	5.052
ESPAÑA	1.896.985

Tabla 8.- Inversiones totales necesarias para la financiación del Plan Nacional de Saneamientos y Depuración 1995-2005. Fuente: BOE 28 de Abril de 1995

Provincia	nº de plantas en construcción	nº de plantas en funcionamiento
Almería	28	72
Cádiz	10	51
Córdoba	4	15
Granada	23	33
Huelva	8	45
Jaén	7	53
Málaga	6	28
Sevilla	9	31
Andalucía	95	328

Tabla 9.- Depuradoras de aguas residuales urbanas en Andalucía 2000.

Fuente: Consejería de Obras Públicas y Transportes. 2001

Los datos de este plan se complementa con los del Plan Nacional de Lodos de Depuradora (PNLD, 2001-2006), en el que se afirma que, a finales del 2005 se podrían estar generando, anualmente, 1.5 millones de toneladas de lodos expresados en base a su materia seca, es decir unos 6.5 millones de toneladas de residuo húmedo. Este mismo plan fija como objetivo para el año 2007 el compostaje de un 25% en peso de estos lodos y su uso agrícola posterior (Tablas 10 y 11), esto implicaría cuadruplicar la cifra actual de compostaje, que además se realizaba en el 2000, casi exclusivamente, en Cataluña, Baleares, Valencia, Navarra, Castilla-León y Madrid; por ello propone la construcción de, al menos, 40 nuevas plantas de compostaje.

COMUNIDAD AUTÓNOMA	Toneladas materia seca / año
Andalucía	312.500
Aragón	41.000
Asturias	36.000
Baleares	29.000
Canarias	54.000
Cantabria	18.000
Castilla y León	81.000
Castilla-La Mancha	56.000
Cataluña	200.000
Extremadura	36.000
Galicia	90.000
Madrid	342.862
Murcia	37.000
Navarra	11.314
País vasco	63.000
La Rioja	8.000
Valencia	130.000
Ceuta y Melilla	1.200
ESPAÑA	1.547.976

Tabla 10. - Estimación de la generación de LD por comunidades Autónomas para el 31 de diciembre de 2005. Fuente: Plan Nacional de LD-EDAR (2001-2006)

Gestión	Toneladas materia seca/año	Porcentaje
Uso agrícola y conservación de suelos de lodos tratados no compostados	553.244 - 619.190	40
Uso agrícola y conservación de suelos (previo compostaje)	345.778 – 386.994	25
Incineración con recuperación de energía	276.622 – 309.595	20
Depósito en vertedero	205470 – 232.196	15
TOTAL	1.383.114 – 1.547.976	100

Tabla 11.- Gestión y usos previstos de los lodos de EDAR a finales del año 2005. Fuente: Plan Nacional de LD-EDAR (2001-2006)

Sobre el segundo de los residuos en estudio, los **Residuos Municipales Biodegradables (RMB)**, el informe de la EEA antes citado indica que se producen unos 300 kg por habitante y año (Tabla 12) (incluyen papel y cartón) y cifra la producción global española de estos residuos en 11.6 millones de toneladas en el año 1995 (el 21% papel y cartón y el resto FORSU). Este dato es muy importante, pues se toma como referencia la producción de este año para la Directiva 1999/31/CE de Vertederos.

PAIS	AÑO	RM generados	RMB generados	RMB destinados a vertido	% de RMB destinado a Vertido	RMB
		ktoneladas	ktoneladas	ktoneladas		kg /Ha/año
Austria	1995	2644	1495	302	20	190
Bélgica	1995	4579	4055	2132	53	
Dinamarca	1995	2787	1813	205	11	350
Finlandia	1994	2100	1664	1085	65	333
Francia	1995	36200	15746	5988	38	270
Alemania	1993	40017	28700			350
Grecia	1997	3000	2688	2688	100	250
Italia	1996	25960	9170	6821	74	160
Reino Unido	1996	25980	16366	14675	90	310
Portugal	1995	2169	3301	3301	100	
España	1995	14914	11633	8823	76	310
RM: Residuos Municipales; RMB: Residuos Municipales Biodegradables.						

Tabla 12.- Residuos Municipales Biodegradables generados y destinados a vertido en 1995. Fuente EEA (Review of selected waste streams)

La transposición de esta directiva se ha verificado con el Real Decreto 1481/2001 (BOE 29-1-02), en el que se indica que, antes del 16 de julio de 2003, se deberán aprobar Planes, Nacionales y Autonómicos, para garantizar que la cantidad total de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero supongan:

- En Julio de 2006, menos del 75% del total generado en 1995.
- En Julio de 2009, menos del 50%, y,
- En Julio de 2016, menos del 35%

El logro de estos porcentajes de reducción de vertido debería verse favorecido por el cumplimiento de los objetivos que se fijaban en el **Plan Nacional de**

Residuos Urbanos (PNRU, 2000-2006) aprobado el 13 de Enero de 2000. Este Plan impone, para el año 2006, el reciclaje del 75% del papel y cartón producido y el compostaje del 50% de la materia orgánica contenida en los RSU. Más específicamente, el programa Nacional de Compostaje (contenido en el PNRU) pretende pasar del 7% de los RSU (totales) que se compostaban en 1996, al 24,2% a finales del 2006. (Figura 2)

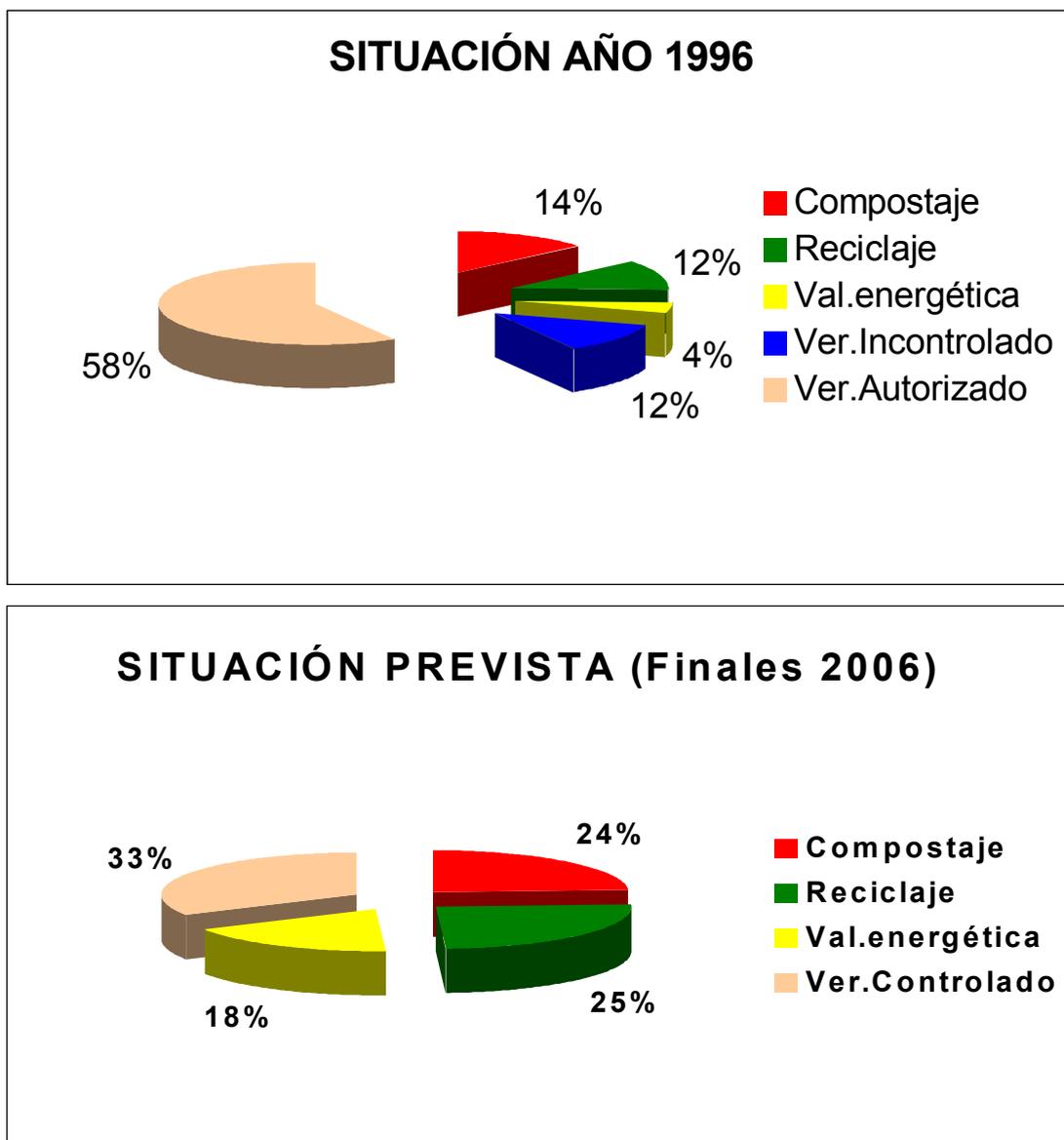


Figura 2.- Situación en 1996 y objetivos fijados para finales de 2006 en el Plan Nacional de Residuos Urbanos. Fuente PNRU, 2000-2006, aprobado el 13 de Enero de 2000.

Para ello, entre las actuaciones previstas en dicho programa figuran las siguientes:

- ◆ Establecimiento de un programa de la mejora de la calidad del compost producido, en consonancia con la propuesta de la Unión Europea, incluyendo una norma de calidad agronómica del compost, a redactar entre los Ministerios de Medio Ambiente y de Agricultura, Pesca y Alimentación. (aun no redactada)
- ◆ Establecimiento de plantas de clasificación y compostaje.
- ◆ Fomento de las actuaciones I+D+I que tiendan a la optimización de los procesos de compostaje, caracterización y mejora de la calidad del compost producido.
- ◆ Creación de un Centro Nacional para el Compostaje. (aún no creado)

La “propuesta de la Directiva de la Unión Europea”, que se menciona en la primera de las actuaciones anteriormente citadas está aun en fase de borrador (European Commission. 2001: Biological Treatment of Biowaste. 2ºdraft.) . De dicho borrador conviene destacar lo siguiente:

- ◆ Se define el compost en base a unas calidades medioambientales fijadas y recogidas en el anexo III y IV del borrador. En el anexo III figuran las limitaciones en cuanto a metales y en anexo IV limitaciones en cuanto a macronutrientes, microorganismos patógenos, PAHs, PCBs y otros parámetros.
- ◆ Se proponen definir y verificar las condiciones de estabilidad e higiene aunque en ambos casos los métodos propuestos están aún bajo revisión.
- ◆ Se reconoce en su último punto que deberán desarrollarse métodos europeos estandarizados; hasta que estos se aprueben, los países miembros pondrán estándares y procedimientos propios.

En resumen y a modo de conclusión, en 1995-1997 prácticamente no se compostaban los lodos de depuradora, y sólo se compostaban 1.2 millones de toneladas de RSU, obteniendo un compost sin cualificación. Desde entonces el compostaje se ha potenciado frente a otras técnicas como la incineración o la biometanización, porque contribuye a fijar el carbono en la tierra, disminuyendo el efecto invernadero a que contribuirían estas.

En el 2006-2007, sin embargo, habrá que compostar unas 375.000 Toneladas anuales (referidas a materia seca, en realidad serán aproximadamente 1.500.000 Toneladas de materia con una humedad media del 75%) de LODOS, y al menos, 4 millones de toneladas de **FORSU** (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos, procedentes de la recogida selectiva). Y ello, para obtener un compost de calidad normalizada que pueda tener un uso agrícola garantizado.

Si se cumplen los planes previstos, se producirán en el 2007 aproximadamente 1.2 millones de Toneladas de compost, a partir de estos residuos, a los que habrá que dar salida lo más comercial y agrónomicamente beneficiosa que sea posible.

1.4.- EL COMPOSTAJE

1.4.1.- DEFINICIÓN:

El compostaje se define como un **proceso biooxidativo controlado**, en el que **intervienen** numerosos y variados **microorganismos**, que requiere una **humedad adecuada** y **sustratos orgánicos heterogéneos** en estado sólido, implica el paso por una **etapa termófila**, dando al final como productos de los procesos de degradación: **agua, dióxido de carbono** y una **materia orgánica estabilizada** libre de sustancias fitotóxicas y dispuesta para ser aplicada en agricultura sin que provoque fenómenos adversos. (García 1990)

En la figura 3 se muestra el esquema del proceso de compostaje.

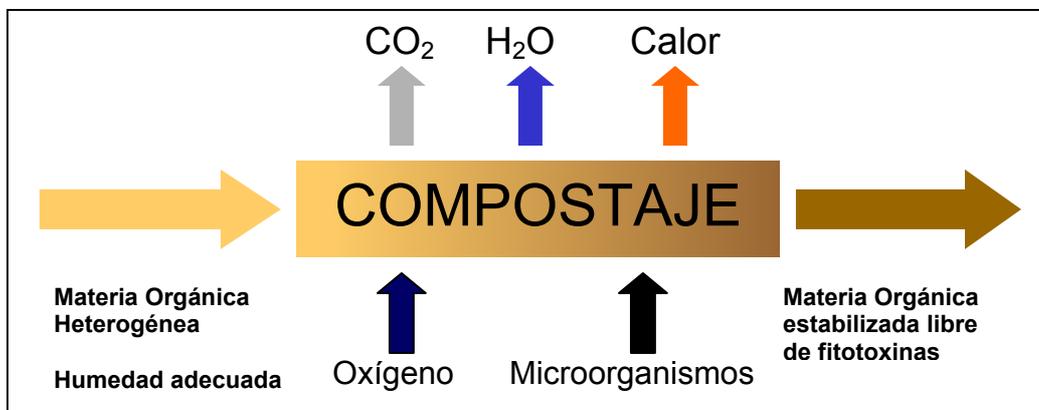


Figura 3.- Esquema básico de un proceso de compostaje.

1.4.2.- FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE

Como se ha dicho anteriormente para que el compostaje se lleve a cabo de forma satisfactoria se han de controlar los siguientes parámetros:

- **Humedad:** es uno de los parámetros más importantes a controlar, ya que si es excesiva (>60%) el agua desplazará los espacios intersticiales y se desencadenará una digestión anaerobia por la falta de oxígeno, en la cual se pueden producir compuestos fitotóxicos e indeseables además de malos olores. Por otra parte el agua es imprescindible para el desarrollo de los microorganismos; según Golueke (1975) una humedad inferior al 40% reduce la actividad de los microorganismos; por debajo del 30% se convierte en un factor limitante, y a partir del 12% cesa prácticamente toda actividad biológica.
- **Conductividad:** la conductividad eléctrica se debe controlar durante el compostaje y sobre todo en el producto final lo deseable es que se encuentre en un intervalo comprendido entre 1.500 -2000 $\mu\text{S/cm}$.
- **Aireación:** el compostaje es un proceso biooxidativo lo que significa que se produce una oxidación por parte de los microorganismos de la materia orgánica y estos microorganismos se desarrollan en condiciones aerobias. En ausencia de aire la materia orgánica se descompone de forma anaerobia generándose los problemas antes citados y retrasándose la fermentación. Un exceso de aireación enfriaría la masa a compostar impidiendo que se alcance la temperatura necesaria para la higienización del producto.
- **Tamaño de partícula:** el tamaño de partícula está estrechamente relacionado con la actividad microbiana, esta actividad se realiza en principio sobre la superficie de las partículas, a mayor superficie mayor actividad biológica y una mayor y más rápida descomposición. No hay

que olvidar que el tamaño de partícula también afecta a la porosidad y un producto demasiado fino impediría que la masa se aireara correctamente. Las dimensiones óptimas varían en función del material a compostar, el tamaño de la pila, el manejo (frecuencia de volteo), el sistema de compostaje, abierto o cerrado. Según (Kiehl, 1985) podría situarse entre 1 y 5 cm de diámetro equivalente.

- **Microorganismos:** Son muchos los microorganismos que intervienen en el proceso de compostaje; bacterias, hongos, actinomicetos, etc. (Tabla 13); las poblaciones se suceden durante la estabilización de la materia orgánica y en función de la temperatura (Figura 4), el pH, etc. Algunos residuos orgánicos contienen suficientes microorganismos para su fermentación; es el caso de los lodos de depuradora y el de la materia orgánica procedente de la recogida selectiva urbana. Además estos residuos contienen cantidades considerables de nitrógeno y fósforo que son mineralizables por los microorganismos. Así el compost que se genera en el procesado de estos residuos suele tener un alto contenido en microorganismos y su aporte al suelo favorece su fertilidad al actuar sobre la eficiencia de los ciclos biológicos (ciclo del C, N, del P, etc) y favorecer la movilidad de macro y micronutrientes. Tabla 14 (Mustin, 1987)

		FAMILIAS	GÉNEROS
BACTERIAS	Pseudomonadales		Pseudomonas, Nitrosomonas, Nitrobacter, Thiobacillus, Vibrio, Acetobacter
	Hipomicrobiales		Hypomicrobium (en lodos)
	Eubacteriales	Azotobacteriáceas	Azotobacter, Beijerinckia
		Rhizobacteriáceas	Rhizobium
		Acromobateriáceas	Acromobácter, Flavobacterium
		Enterobacteriáceas	Escherichia, Proteus, Aerobacter Serratía
		Lactobaciláceas	Streptococcus, Lactobacilus, Stafilococcus
		Corinebacteriáceas	Corinebacterium, Arthrobácter
	Baciláceas	Bacillus, Clostridium	
ACTINOMICETOS	Micobacteriáceas	Micobacterium (M. Tuberculosis)	
	Actinomicetáceas	Nocardia, Pseudocardia	
	Strerptomisetáceas	Streptomices, Micromonospora, Termonospora, Termopolispora, Termoactinomices	
HONGOS	SIFOMICETOS	Mixococcus	
	Mixomicetos		
	Mixomicetales		
	Acrasiales		
	EUMICETOS		
	Zigomicetos		
	Mucorales		
	Entomoftorales	Parásitos de insectos y vegetales	
	Ascomicetos (≈ 30.000 especies)		
	Protoascomicetos	Lipomices, Candida, Torula, Rodotorula	
	Euascomicetos	Penicilium, Aspergillus, Trichoderma	
	Basidiomicetos	Coprinus	

Tabla 13.- Algunos Géneros de microorganismos encontrados con frecuencia en los compost. Fuente: Mustin, 1987

Grupo	Nivel de acción	Transformaciones que realizan
CICLO DEL CARBONO		
B, Act y H	Aminolíticos	del almidón
B, Act y H	Pectinolíticos	de las pectinas
B, Act y H	Hemicelulolíticos	de las hemicelulosas
Act y H	Celulolíticos aerobios	de la celulosa en aerobiosis
	Celulolíticos anaerobios	de la celulosa en anaerobiosis
Act y H	Lignolíticos	de la lignina
Act y H	Quitinolíticos	de la quitina
CICLO DEL NITRÓGENO		
B	Fijadoras de Nitrógeno (aerobias)	de N ₂ (atm) a nitrógeno celular
B	Fijadoras de Nitrógeno (anaerobias)	de N ₂ (atm) a nitrógeno celular
B	Proteolíticas	de proteínas y polipéptidos a ácidos aminados
B	Amonificantes	de ácidos aminados, urea y ácidos nucleicos a amoniaco
B	Nitrificantes	del amonio a nitritos y nitratos
B	Desnitrificantes	de nitritos y nitratos a N ₂
CICLO DEL AZUFRE		
B	Mineralización del azufre	de moléculas orgánicas azufradas a sulfatos
B=Bacterias; H=hongos; Act=Actinomicetos		

Tabla 14.- Clasificación de los microorganismos de los compost según sus funciones bioquímicas

- **Temperatura:** los restos orgánicos de animales y plantas se descomponen por la acción de los microorganismos que utilizan los azúcares, los hidratos de carbono y las proteínas de rápida asimilación. Debido a estas reacciones y a la cantidad de materia orgánica apilada, es mayor el calor que se genera que el que se pierde y por lo tanto la temperatura de la masa en compostaje aumenta (Figura 4). El proceso se puede dividir en cuatro etapas en función de la temperatura:
 - Etapa **mesofílica:** Comienza a temperatura ambiente, los microorganismos mesófilos se multiplican, hasta alcanzarse los 40°C.
 - Etapa **termofílica:** a medida que aumenta la temperatura cesa la actividad mesofílica, en torno a los 60°C, mueren los hongos termofílicos y comienzan a proliferar las bacterias formadoras de esporas y los actinomicetos. En esta etapa se pueden alcanzar hasta 80°C de temperatura. Aunque la celulosa y las ligninas se degradan poco, las ceras, proteínas y hemicelulosas sí lo hacen. Tras el consumo de los materiales fácilmente biodegradables, el calor que se genera no supera las pérdidas y la masa empieza a enfriarse, comenzando así la siguiente etapa; a esta etapa algunos autores la denominan de higienización ya que a estas temperaturas se destruyen la mayoría de los microorganismos patógenos, por ello es importante que toda la masa a compostar pase por ella.
 - Etapa **de enfriamiento:** Los hongos proliferan en la masa al descender la temperatura a 60°C y, en este momento, comienza el ataque a la celulosa.
 - Etapa **de maduración:** La temperatura se estabiliza a valores cercanos a la del ambiente y la actividad microbiana se limita principalmente a la formación de ácidos húmicos (A.H).

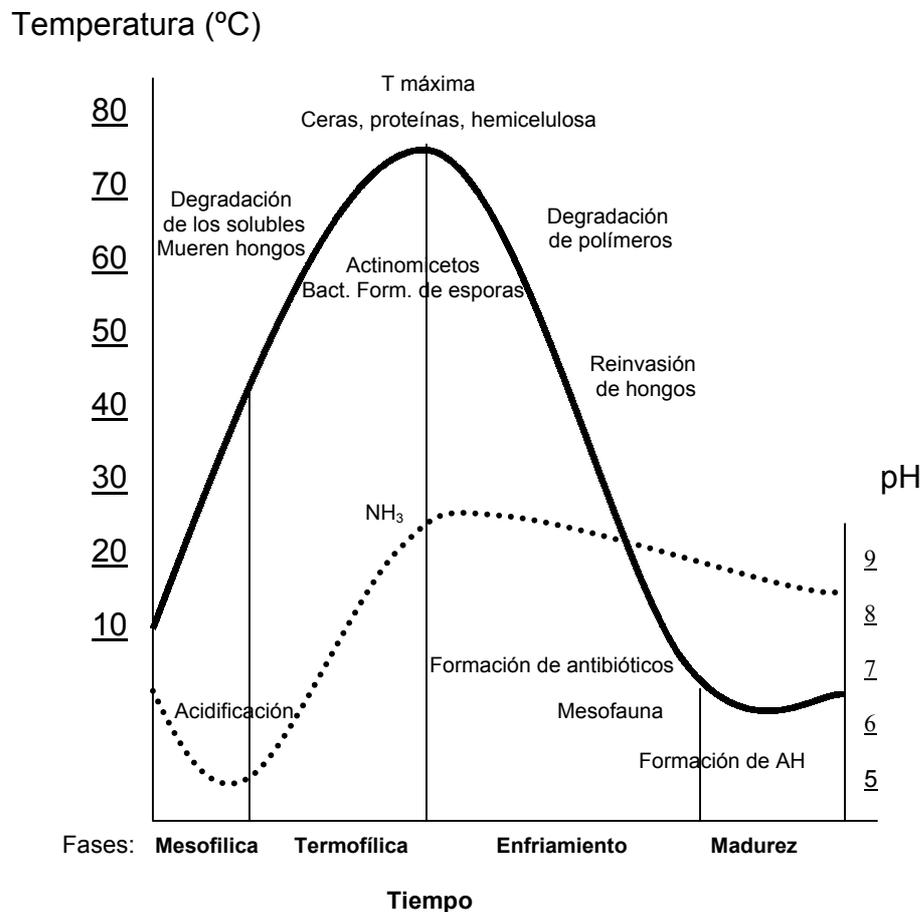


Figura 4 Evolución de la temperatura (—) y el pH(...) durante las diferentes etapas del compostaje (Dalzell 1981)

- **pH:** es uno de los indicadores del proceso de compostaje, influye sobre la velocidad de las reacciones enzimáticas. El pH inicial depende del residuo orgánico pero generalmente experimenta un descenso durante la etapa mesófila debido a la liberación de ácidos orgánicos procedentes de los hidratos de carbono. Durante la fase termófila se alcaliniza por la liberación de amoníaco y anhídrido carbónico, hasta alcanzar valores de pH entre 7 y 8.

1.4.3.- SISTEMAS DE COMPOSTAJE

Los sistemas de compostaje tienen como finalidad facilitar el control y la optimización de parámetros operacionales, para obtener un producto final con la suficiente calidad, tanto desde el punto de vista sanitario como de su valor como fertilizante.

Los tiempos de residencia en planta, la disminución de los requisitos de espacio y energía, la seguridad higiénica de la planta de tratamiento son factores decisivos en el diseño de estos sistemas de compostaje.

Los sistemas utilizados se pueden clasificar en dos grupos: abiertos y cerrados (Tabla 14). En los primeros, el compostaje se realiza al aire libre, en pilas o hileras, mientras que en los segundos la fase de fermentación se realiza en reactores.

SISTEMAS ABIERTOS		
Pilas estáticas	- Con aireación natural	
	- Con aireación forzada	- Por Succión
		- Por Inyección
		- Alternante
Pilas con volteo	- Sin aireación forzada	
	- Con aireación forzada	
SISTEMAS CERRADOS		
Reactores Verticales	- Continuos	
	- Discontinuos	
Reactores horizontales	- Estáticos	
	- Con rotación	

Tabla 14.- Sistemas de Compostaje

1.4.3.1.- SISTEMAS ABIERTOS

Los sistemas abiertos son los sistemas tradicionales de compostaje. Los sustratos a compostar se disponen en hileras o pilas que pueden estar al aire libre o en naves. La aireación de la masa fermentable puede hacerse por volteo mecánico de la pila o por aireación forzada. Esta última tiene la ventaja de permitir el control del nivel de oxígeno, así como de la humedad y la temperatura.

1.4.3.1.1.- Pilas estáticas

El sistema más antiguo que se conoce es el apilamiento estático con aireación natural; se realiza en pilas de tamaño reducido (1.5 m de alto, 2-3 m de ancho) muy porosas y no se mueven durante el compostaje; se considera un sistema lento. El flujo de aire caliente en el interior de una pila estática se muestra en la figura 5.(Kiehl, 1985).

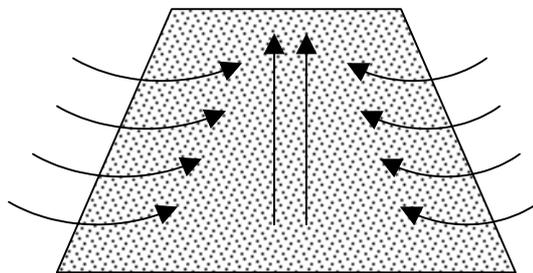


Figura 5.- Flujo de aire caliente en el interior de una pila estática de compost

La pila de compost presenta porcentajes variables de oxígeno en el aire de sus intersticios, la parte externa de la hilera contiene casi tanto oxígeno como el aire atmosférico (18-20%) hacia el interior el contenido en O_2 desciende y el de CO_2 aumenta, hasta el punto de que a una profundidad mayor de 60 cm, el contenido de oxígeno puede estar entre el 0.5 y el 2%. Según Poincelot, (1974), el contenido mínimo de O_2 ,en la fase termófila, debe ser del 5% para garantizar una descomposición aerobia.

Para lograr una mejor aireación se recurre a sistemas de aireación forzada, en los que un sistema de tuberías y bombas permiten operar en condiciones controladas (aireación por succión, figura 7, soplado o alternante).

1.4.3.1.2.- Pilas con volteos

Es un sistema muy utilizado dada su simplicidad, pero tiene sus limitaciones. Es un sistema lento, la pila es oxigenada tan solo periódicamente, requiere mas espacio y presenta dificultades en el control higiénico. La altura de la pila es mayor que en el caso anterior (2.5 m). La frecuencia del volteo depende del tipo de material, la humedad y climatología, el grado de estabilidad y de los tiempos de residencia en planta que se estimen adecuados.

Dado que, para una buena oxidación biológica, el nivel de O_2 ha de permanecer relativamente elevado, el volteo periódico facilita la renovación del aire en el interior de la pila (De Bertoldi et al., 1982) Figura 6.

En la actualidad en estos sistemas se utilizan volteadoras/regadoras con control automático de humedad y temperatura.

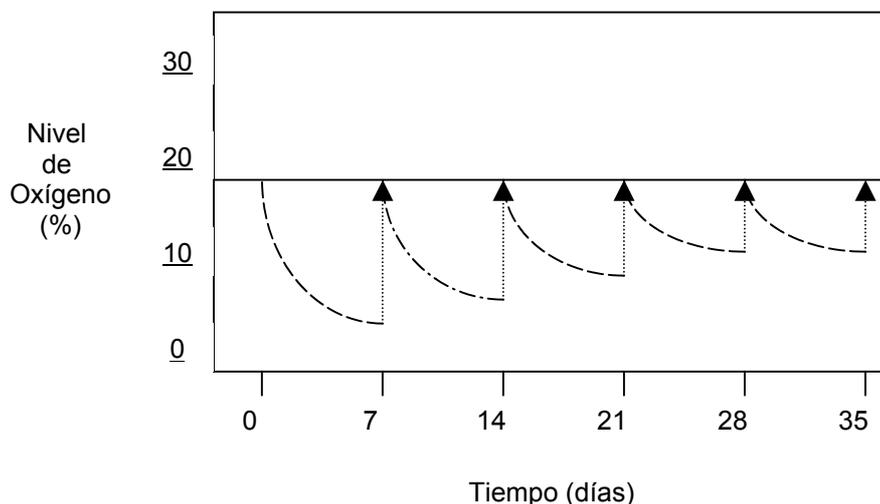


Figura 6.- Nivel de Oxígeno durante el compostaje. (—) demanda de oxígeno del residuo a compostar; (...) suministro de oxígeno con un sistema de volteos periódicos (cada 7 días)

Un sistema mejorado es aquel en el que además de voltear se provoca la aireación forzada.

La mezcla a compostar se voltea y homogeniza para posteriormente suministrarle aire por ventilación. La fermentación se realiza en silos colocados bajo un hangar, la ventilación se realiza bien por tuberías perforadas o por un canal empotrado en la solera. Las tuberías se conectan a un ventilador que asegura la entrada de oxígeno y la salida del CO_2 . La ventilación se puede realizar por inyección, succión (Figura 7) o utilizando sistemas alternantes.

En los sistemas alternantes (succión-inyección) una primera etapa de aireación por succión permite controlar mejor el proceso, la emisión de olores y que se alcancen mayores temperaturas (necesarias para la higienización) en una segunda etapa, tras la reducción de microorganismos patógenos se reinvierte el flujo de aire (inyección) y se continua el proceso.

Las ventajas de los sistemas alternantes de succión inyección, consisten en que con la succión se controla mejor el proceso y se consiguen mayores temperaturas (necesarias para la higienización), tras la reducción de microorganismos patógenos se reinvierte el flujo de aire y se continua el proceso.

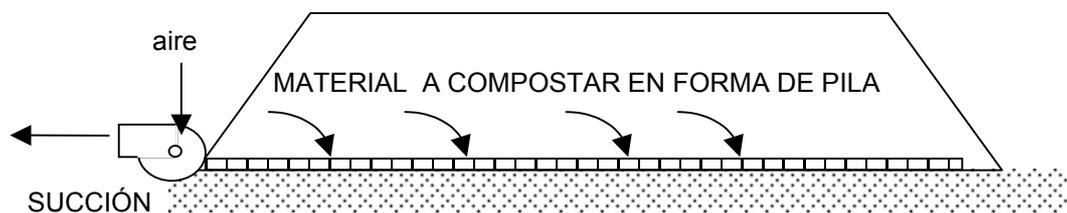


Figura 7.- Sistema de pila estática con aireación forzada por succión.

1.4.3.2.-SISTEMAS CERRADOS

1.4.3.2.1.- Reactores verticales

Son biorreactores, de 4 a 10 m de altura, que pueden ser continuos o discontinuos; en los primeros la masa se sitúa en un único nivel, mientras que, en los segundos, los residuos a compostar se sitúan a distintos niveles.

Los biorreactores de tipo continuo constan de un cilindro cerrado, aislado térmicamente, con un volumen total de 1000 a 3000 m³, que en su parte inferior posee un sistema de aireación y extracción del material; el residuo a tratar se introduce por la parte superior mediante un tornillo alimentador, de forma que a medida que se extrae el producto compostado, desciende progresivamente el residuo fresco. El tiempo de residencia es de unas 2 semanas. Estos biorreactores presentan dificultades en el control de la aireación y su mantenimiento es costoso.

Los biorreactores discontinuos constan de un depósito cilíndrico de grandes dimensiones dividido en varios niveles (cada nivel tiene de 2 a 3 m de altura).

La materia a compostar se coloca en el piso más alto y mecánicamente se voltea y riega la masa a la vez que desciende al piso inferior, cuando el residuo ha descendido al último piso se da por concluida la fermentación y se pasa al parque de maduración. Como inconvenientes deben señalarse su alto coste de instalación y mantenimiento (Figura 8).

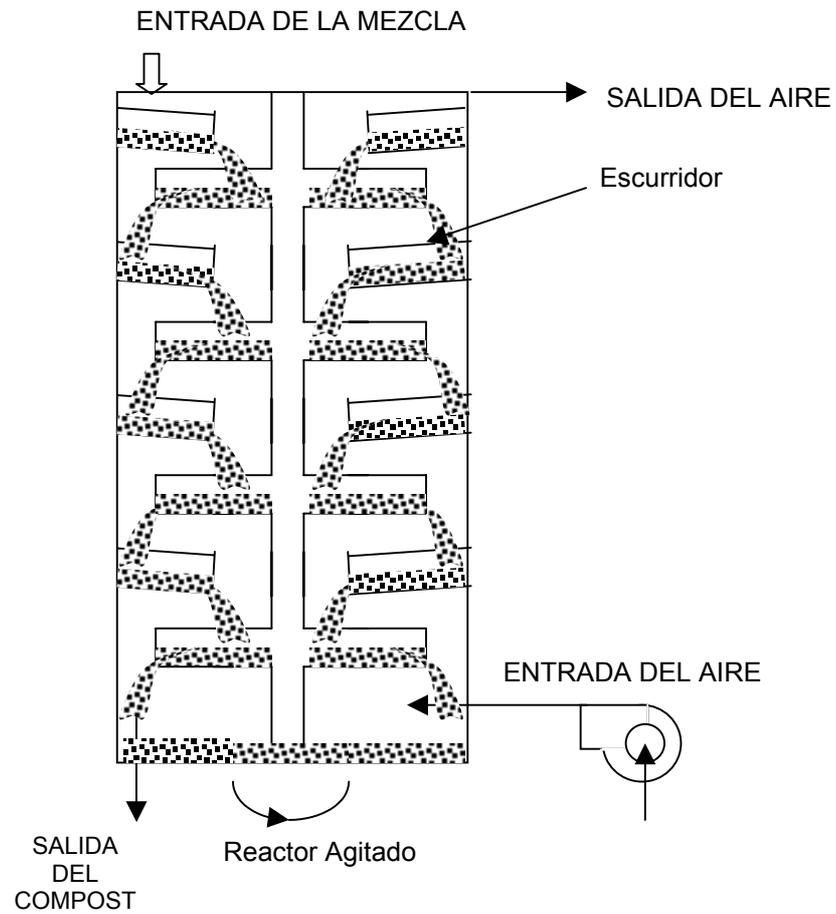


Figura 8.- Reactor vertical de lecho agitado

Una variante de los reactores verticales son los reactores circulares (Figura 9) los que existen actualmente tienen de 6 a 36 m de diámetro y una altura de 2 a 3 metros.

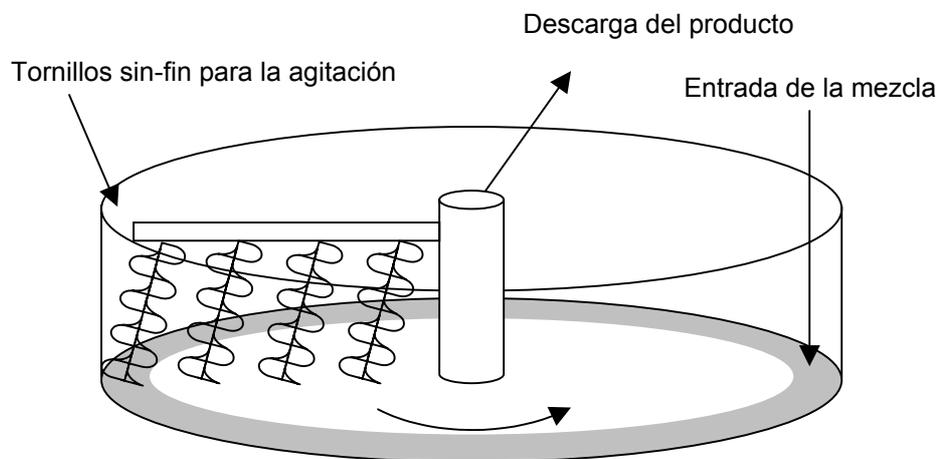


Figura 9.- Reactor circular de lecho agitado.

El material a compostar se introduce por la parte superior del reactor y la masa se voltea mediante un brazo giratorio, el material compostado se retira por el centro de la base. Con este sistema se alcanzan tiempos de retención de 10 días, tras los cuales se continua con la maduración.

1.4.3.2.2.- Reactores Horizontales

Al bioestabilizador cilíndrico DANO (figura 10) y a otros similares se les considera como reactores horizontales de compostaje. El tiempo de retención del reactor es de 24 a 36 horas, por ello no se puede considerar como un verdadero reactor de compostaje, ya que únicamente facilitan la disgregación de la materia orgánica favoreciendo el ataque microbiano y el inicio de la fermentación. Tras el paso por el reactor se apila y se somete a volteos periódicos o bien a sistemas de aireación forzada. Estos sistemas que combinan procesos abiertos y cerrados permiten un buen control del compostaje.

El reactor suele tener de 2 a 3 m de diámetro y gira a unas 2 rpm a lo largo de su eje longitudinal.

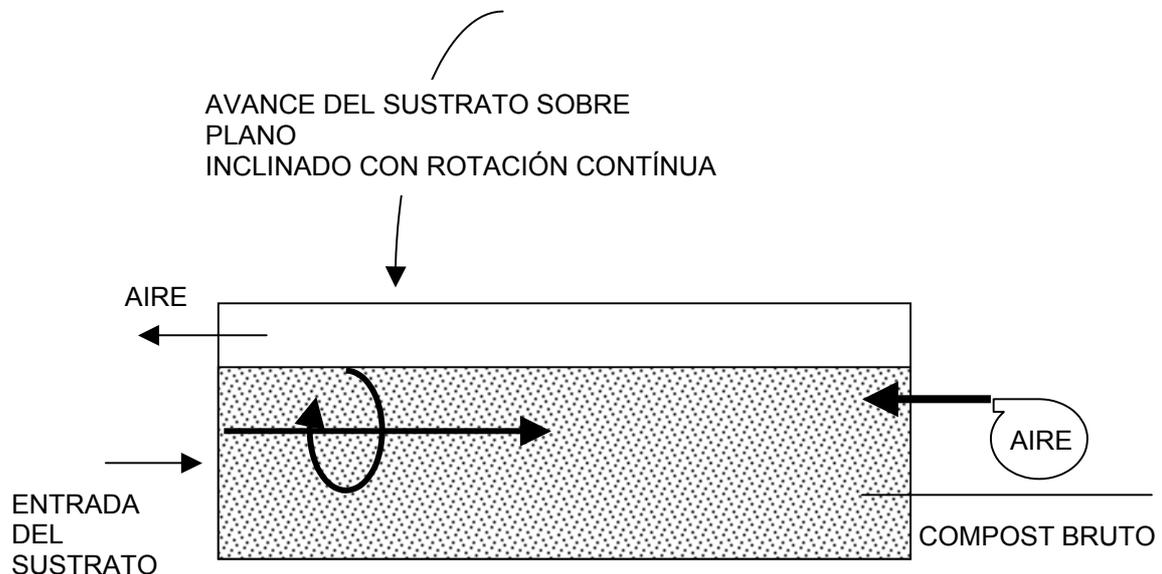


Figura 10.- Bioestabilizador cilíndrico DANO. Mustin, 1987

1.4.4.- ESTUDIO COMPARATIVO DE ESTOS SISTEMAS.

En la tabla 15 se comparan los sistemas abiertos de compostaje frente a los cerrados, la utilización de unos u otros depende de muchos factores, en el caso de la comunidad autónoma Andaluza la mayoría de los sistemas empleados son abiertos ya que las escasas precipitaciones unidas a las altas temperaturas facilitan el secado de los residuos, que inicialmente presentan altos contenidos de humedad. Si a esto unimos; la gran disponibilidad de superficie, bajas inversiones iniciales y el uso de una tecnología relativamente sencilla, parece lógico que predominen estos sistemas ya que se adaptan mejor a las necesidades Andaluzas.

Aún así, cuando a estos sistemas se les exige el tratamiento de grandes cantidades de residuos en poco tiempo, pueden aparecer problemas, ya que

los tiempos de residencia en planta son largos (para sistemas abiertos con pilas volteadas: 90 días de fermentación en condiciones óptimas) y una climatología desfavorable podría detener la fermentación.

En resumen, los sistemas cerrados son obligados en climas desfavorables y permiten un mayor control del proceso; disminuyendo así los tiempos de residencia en planta. Los sistemas abiertos son eficaces en climas favorables y requieren tecnologías menos sofisticadas.

La utilización de sistemas combinados, abiertos y cerrados, se está desarrollando cada vez más en diversas plantas con resultados iniciales favorables.

Elemento de comparación	Sistemas Abiertos	Sistemas Cerrados
Superficie	Grande	Reducida
Condiciones ambientales	Valores medios	No influye
Tecnología	Sencilla	Sofisticada
Sistema	Discontinuo/Semicontinuo	Semicontinuo/Continuo
Inversiones	De baja a moderada	De elevada a muy elevada
Costes de explotación	Variables: según estructurantes	Elevados
Consumo energético	Bajo/Medio	Medio/Elevado
Mano de obra	Variable según la instalación	Más especializada
Duración fermentación	Semanas	De 3 a 15 días
Olores	Problemas si no hay aireación	Aireación controlada

Tabla 15.- Estudio comparativo de los sistemas de compostaje abiertos y cerrados.

1.5.- FACTORES LIMITANTES EN LA UTILIZACIÓN DEL COMPOST

El empleo de compost en agricultura, en especial cuando se aplican dosis masivas, puede crear problemas de muy diversa índole, pues hay que tener en cuenta que los residuos básicos que lo forman, RSU y lodos de depuradora de aguas residuales, pueden incorporar sustancias peligrosas para el desarrollo de las plantas.

Los principales factores que en mayor o menor grado limitan la utilización agrícola de los compost, se enumeran a continuación.

1.5.1.- Exceso de salinidad

El exceso de salinidad puede influir negativamente en la capacidad de germinación de las semillas y en el crecimiento de las plantas; además puede provocar un empeoramiento en la estructura del suelo (Shainberg y Letey, 1984).

Los compost, en especial los que incorporan RSU en su constitución, si se emplean en dosis elevadas y reiteradamente, pueden contribuir a aumentar la salinidad de los suelos donde se empleen, ya que su contenido en cloruro sódico puede tener cierta importancia.

Los lodos tienen menos problemas desde este punto de vista, pues este residuo ha sufrido ya un lavado considerable en la planta de tratamiento.

1.5.2.- Exceso de nutrientes (N,P,...etc)

Normalmente, el compost no suele presentar este tipo de problemas; sólo en el caso en el que el lodo de depuradora (por su alto contenido en nitrógeno) esté incluido en él y que el proceso de compostaje y maduración a que se ha sometido no haya sido el adecuado, se puede dar algún riesgo de este tipo.

El exceso de N_2 se puede lixiviar cuando se encuentra en forma de Nitratos, con la consiguiente contaminación de las aguas subterráneas.

Asimismo el empleo de residuos poco compostados, en los que la relación C/N es baja, puede provocar una alta volatilización de nitrógeno en forma de amonio, lo que puede originar problemas de fitotoxicidad sobre la germinación de las semillas (Findenegg, 1987).

1.5.3.- Contaminantes orgánicos

El riesgo de que exista este tipo de contaminación depende fundamentalmente de la recogida selectiva que se realice y del control del proceso de compostaje. Al separar los Residuos Tóxicos y Peligros (RTP) de los RSU, se está minimizando el riesgo de contaminación por este tipo de contaminantes.

En el caso de los lodos de depuradora, la mayoría de las plantas reciben agua de muchos tipos de industrias y se encuentran diferentes contaminantes orgánicos que podemos separar en varios grupos (Tabla 15).

Tipo de contaminante	Observaciones
Pesticidas	Generalmente hidrocarburos clorados. Se concentran a través de la cadena alimentaria.
Bifenilos policlorados	Usados en transformadores eléctricos, pinturas plásticas, insecticidas, etc.
Alifáticos halogenados	Usados en extintores, refrigerantes, pesticidas propulsores.
Éteres	Solventes de plásticos de polímeros. Son cancerígenos. Usados en la producción de cloruro, polivinilo y termo plásticos.
Aromáticos monocíclicos	Usados en la producción de explosivos, tintes, fungicidas y herbicidas.
Fenoles	Producción de polímeros sintéticos, material colorante, pigmentos, pesticidas y herbicidas.
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Pesticidas y herbicidas, intermediarios químicos, fuel de motores y gasolinas.
Nitrosaminas	Producción de compuestos químicos orgánicos y caucho.

Tabla 15.- Contaminantes orgánicos encontrados en algunos lodos. (Naylor y Loehr, 1984)

Se ha puesto de manifiesto que el proceso de compostaje, siempre que se realice de forma adecuada, disminuye drásticamente la aparición de ácidos orgánicos y de compuestos fenólicos (García, 1990) es más se ha propuesto como un procedimiento de biorremediación. Un ejemplo de ello es el compostaje de suelos contaminados con compuestos nitroaromáticos explosivos (Levin y colaboradores, 1997).

El compost se ha convertido en uno de los rellenos naturales para biofiltros más utilizado, dada su gran superficie específica, contenido en nutrientes y biomasa. No obstante, aunque eficaces, los biofiltros de compost suelen presentar propiedades variables, y en algunos casos se hace necesario controlar su porosidad efectiva, contenido en nutrientes, humedad, ...etc, para no variar el rendimiento del biofiltro (J.B.Eweis, 1999).

1.5.4.- Microorganismos patógenos

El compost que se obtiene después de un buen proceso biooxidativo, completado con una buena fase de estabilización, debe estar prácticamente exento de microorganismos patógenos, la gran mayoría de ellos no llegan a resistir los 60-70°C que se suelen alcanzar (Figura 4 y Tabla 16).

En un sistema de apilamiento con volteos el control de los volteos es, muy importante junto con la temperatura y la humedad, ya que es la única forma de que la temperatura necesaria para la destrucción de los patógenos se alcance en toda la masa en compostaje.

Si existiesen problemas de aireación o compactación y no se pudieran destruir la totalidad de patógenos, convendría que este producto sufriese una fase de termogénesis antes de emplearse en agricultura (extenderlo y dejarlo en el campo al menos tres meses).

De todos los residuos que se utilizan para la fabricación del compost, los que proceden de la fracción orgánica de RSU y de la poda municipal, contienen menor número de microorganismos patógenos y es poco probable que resistan las temperaturas existentes en la fase termofilica.

Los patógenos más numerosos y peligrosos se encuentran en los lodos de depuradora de aguas residuales. La mayoría son destruidos durante los tratamientos previos en la EDAR, pero el compostaje debe asegurar la eliminación del resto (Tabla 17 y Figura 11).

Organismos	Temperatura y tiempo de exposición
<i>Salmonella thyphosa</i>	Son suficientes 30 min a 55-60°C, no se desarrolla a temperatura superiores a 46°C
<i>Salmonella sp.</i>	Se destruyen al exponerse 1 hora a 55°C o 15-20 minutos a 60°C
<i>Shigella sp.</i>	Se destruyen al exponerse 1 hora a 55°C
<i>Escherichia Coli</i>	La mayoría mueren al exponerse 1 hora a 55°C o 15-20 minutos a 60°C
<i>Taenia Saginata</i>	Se elimina en unos pocos minutos a 55°C
<i>Larvas de Trichinella spiralis</i>	Mueren rápidamente a 55°C e instantáneamente a 60°C
<i>Brucella abortus</i>	Se destruyen a 55°C 1 hora
<i>Micrococcus pyogenes var. aureus</i>	Mueren después de 10 min a 50°C
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Mueren después de 10 min a 54°C
<i>Mycobacterium tuberculosis var. hominis</i>	De 15 a 20 min a 66°C
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Se elimina por exposición, 45 min a 55°C
<i>Huevos de Ascaris lumbricoides</i>	Mueren en menos de 1 hora a 55°C

Tabla 16.- Temperatura y tiempo de exposición necesario para la destrucción de patógenos. (Gouleke, 1972)

BACTERIAS	<i>Salmonella thyphis</i>
	<i>Shigella disenteriae</i>
	<i>Escherichia coli</i>
	<i>Yersinia esterocolítica</i>
	<i>Campylobacter jejuni</i>
	<i>Vibrio cholerae</i>
	<i>Leptospira</i>
PROTOZOOS	<i>Entamoeba histolítica</i>
	<i>Giardia lamblia</i>
	<i>Balantidium coli</i>
NEMATELMINTOS Y PLATELMINTOS	<i>Ascaris lumbricoides</i>
	<i>Acylostima duodenale</i>
	<i>Necator americanus</i>
	<i>Taenia Saginata</i>
VIRUS	<i>Poliovirus, echovirus, coxsackjevirus, virus hepatitis, normalkvirus, calcivirus</i> <i>Astrovirus, veovirus, rotavirus, adenovirus</i>

Tabla 17.- Algunos microorganismos patógenos encontrados en lodos de depuración de aguas residuales.

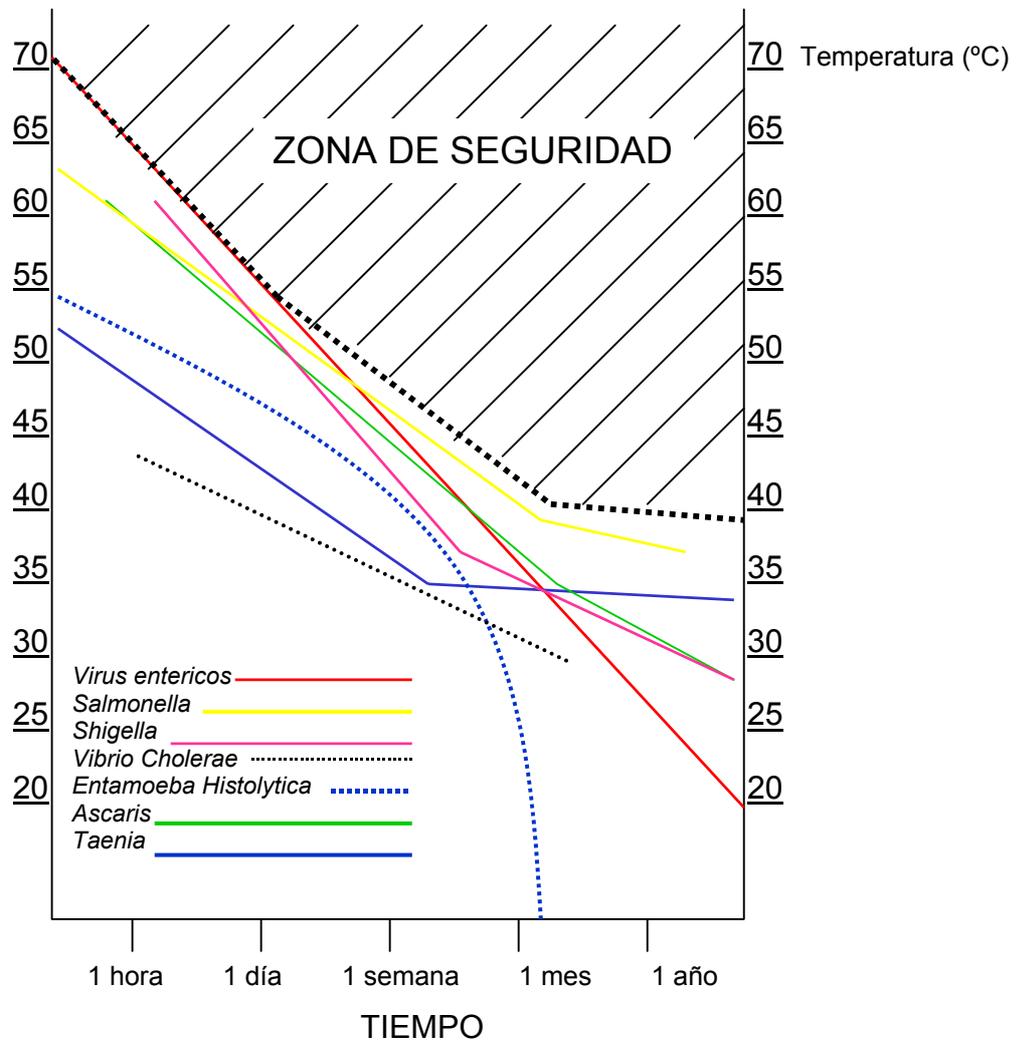


Figura 11.- Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición en la destrucción de gérmenes patógenos (Feachem et al 1978)

1.5.5.- Aparición de materiales inertes y olor

Una de las críticas más habituales contra el empleo agrícola y en floricultura del compost, es la aparición de materiales inertes: vidrio, plásticos, cerámicas, etc. Algunas de las razones que hacen indeseable la aparición de inertes se describen a continuación:

- Dilución de la fracción agronómica y aumento de los costes en el transporte.
- Deterioro de los instrumentos agrícolas.
- Riesgos de producir heridas (vidrio, ...etc.)
- Aspecto estético desagradable.

A pesar de lo descrito anteriormente la existencia de inertes en el compost no constituye un aspecto negativo como tal, sobre todo si son vidrios y plásticos, en algunos casos mejora la porosidad y estructura de estos sustratos.

En cuanto al desprendimiento de olores desagradables son causa de una falta de estabilidad por un proceso de producción del compost incompleto, esto contribuye al rechazo por parte de los agricultores.

1.5.6.- Metales Pesados

Quizás el factor limitante más a tener en cuenta en el uso del compost en agricultura (sobre todo en agricultura ecológica), es su contenido en metales pesados. Algunos metales, a partir de una determinada concentración, pueden resultar tóxicos para las plantas. El nivel de peligrosidad de estos metales va ligado a su toxicidad y persistencia, sin olvidar la capacidad que posee la planta para absorber cualquiera de estos elementos. Por ello es fundamental, a la hora de evaluar el grado de toxicidad de estos metales en el compost, tener en cuenta la movilidad y forma química del metal, así como el pH o el contenido en arcillas.

El problema de los metales pesados en el suelo es uno de los que más preocupa a los investigadores, debido fundamentalmente a:

- La existencia de cultivos que acumulan metales (tomate, lechuga, maíz, champiñón, etc.)
- Efecto a largo plazo sobre la cadena alimentaria
- Fuerte impacto ambiental en general
- Dificultades que presenta la remediación de la contaminación que provocan
- La aparición de normativas, cada vez más restrictivas, que reducen el mercado y la salida comercial del compost

El origen de algunos metales en los RSU podría estar en las pilas usadas, la presencia de Cd, Ni y Cr; puede proceder de recipientes metálicos, pinturas, tintes, marcaje de cartones, o aditivos de polimerización usados en los plásticos. En general podríamos decir que la mayoría de estos metales proceden de la actividad industrial ya sea directa, o indirectamente. Por ello los contenidos en metales pesados tanto en RSU como en los lodos de depuradora varían dependiendo de la región de procedencia de dichos residuos.

Conocer las cantidades totales de metales pesados es una información necesaria para valorar los riesgos de acumulación y sus peligros potenciales, pero el verdadero problema estriba en la posibilidad de migración que tengan dichos metales en el suelo, así como su disponibilidad para las plantas.

Aunque la concentración de metales en forma hidrosoluble suele ser baja, existe otra fracción, en principio no soluble, que se puede poner a disposición de la planta.

El pH del compost, normalmente situado entre 7 y 8, hace que la movilidad de los metales sea baja (Juste y Pommel., 1977)

El proceso de compostaje al que se someten los residuos hace aumentar la concentración de metales pesados totales, debido a la pérdida de peso que

sufre la mezcla como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica (en muchos casos, en ocho semanas se pierde el 50% del peso inicial), pero si estudiamos la fracción extraíble con agentes quelantes (DTPA, EDTA, etc) o con agua, se aprecia en muchos metales una cierta insolubilización durante el proceso de compostaje (F. Costa 1995).

Para premiar la producción de compost de bajo contenido metálico, en la Unión Europea existe lo que se conoce como etiqueta ecológica a enmiendas del suelo; se establece un sistema voluntario de concesión a aquellos productores que cumplan con las características adecuadas para la protección del medio ambiente.

En la tabla 18 se presentan los requisitos de la legislación nacional (BOE 131 de 2/6/98) y los de Compost con Etiqueta Ecológica según recomendaciones europeas (2001/ 688 CE).

	Hg	Cu	Cd	Cr	Ni	As	Pb	Zn
(BOE 131 de 2/6/98)	7	450	10	400	120	-	300	1100
(2001/ 688/ CE)	1	100	1	100	50	10	100	300

Tabla 18.- Contenido máximo en metales permitidos, expresados en mg/kg de materia seca, de las distintas normativas.

1.5.7.- Grado de estabilidad

El empleo de compost sin un adecuado grado de estabilidad, es el origen de la mayor parte de los efectos negativos que se producen en las cosechas. Algunos de los fenómenos adversos que se provocan se enumeran a continuación:

- Disminución de la concentración de oxígeno y del potencial de oxidoreducción a nivel radicular, favoreciéndose la aparición de zonas anaerobias fuertemente reductoras.
- En el caso de relaciones C/N altas, bloqueo del nitrógeno del medio por la competencia establecida entre los microorganismos y la planta por dicho nutriente.
- Elevación de la temperatura (autocalentamiento), hasta alcanzar valores incompatibles con el desarrollo de la planta.
- Acumulación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular y otros metabolitos orgánicos considerados como fitotóxicos.
- Posibilidad de aparición de microorganismos patógenos.

1.6.- METODOS PARA EVALUAR LA ESTABILIDAD DE UN COMPOST

Introducción

En general el compost que se encuentra en el mercado no presenta la calidad demandada por la mayoría de los consumidores. Algunos de los factores que determinan que no se alcancen dicha calidad, se enumeran a continuación:

- La gran heterogeneidad de los materiales a tratar.
- La ubicación y los diseños de plantas de tratamiento inadecuados.
- La falta de estabilidad del producto final obtenido.

Estos problemas se resumen, en que la principal preocupación al diseñar y gestionar una planta de compostaje, es la eliminación del residuo y no la producción de un abono de calidad conocida y más o menos constante, lo cual dificulta la comercialización del compost obtenido.

La evaluación del grado de estabilidad de un compost es, por lo tanto, una de las cuestiones más importantes que se plantean en relación al proceso de compostaje y a la aplicación del producto obtenido al suelo.

Sólo un adecuado proceso de compostaje y maduración puede y debe garantizar el empleo de este tipo de sustratos en agricultura, sin que se provoquen efectos perjudiciales ni para el suelo ni para las plantas.

Como se ha descrito anteriormente, son ampliamente conocidos las variables relacionadas con el proceso de compostaje, así como los distintos sistemas existentes. En lo que no existe unanimidad es en cuales son los parámetros idóneos para ser empleados analíticamente como índices de estabilidad.

Por lo tanto, se hace imprescindible disponer de parámetros válidos que sirvan para establecer de modo fiable, el grado de estabilidad de los mismos.

1.6.1.- Métodos de observación directa

- 1.6.1.1.- Olor:

La FORSU y los LODOS procedentes de las EDARs en sus primeras fases de descomposición tienen un olor característico debido posiblemente a los ácidos orgánicos: acético, propiónico, butírico, etc; y también a los olores típicos de fermentaciones anaerobias como el ácido sulfhídrico, amoníaco (muy común con relaciones C/N bajas) y mercaptanos. Estos olores desaparecen a medida que se estabiliza el compost, y pasa a tener un olor agradable (parecido al humus o a tierra mojada) olor producido por los actinomicetos.

- 1.6.1.2.-Temperatura estable:

Como se ha visto en la figura 4, la temperatura durante el compostaje evoluciona hasta que finalmente se sitúa próxima a la del ambiente y no varía prácticamente con el volteo.

- 1.6.1.3.-Color:

El compost se oscurece a medida que va madurando, hasta llegar a un color marrón oscuro o casi negro, esto es debido a la formación de grupo cromóforos, fundamentalmente compuestos con dobles enlaces conjugados, aunque las reacciones y los mecanismos que regulan estos cambios no están del todo claros. Algunos autores han descrito métodos basados en sistemas colorimétricos estándar aceptables para ser empleados como índices de madurez, pero estos índices están demasiado influenciados por los materiales de partida (Morel 1982).

- 1.6.1.4.-Peso específico:

Se incrementa con el compostaje, van desde un 0.2-0.5 hasta un 0.5-0.9, en el caso de FORSU.

Estos métodos descritos tan sólo dan una idea aproximada de la realidad, y eso para un observador experimentado que siempre trabaje con los mismos tipos de residuos; en general estas técnicas pueden inducir a errores graves.

1.6.2.- Método de determinación del grado de madurez por la medida de la temperatura máxima de autocalentamiento.

Cuando un compost no está suficientemente estabilizado existen todavía gran cantidad de microorganismos y una materia orgánica fácilmente biodegradable. Con la aireación y humedad adecuadas y si aislamos térmicamente el sistema se manifestará un aumento de temperatura que permite medir la intensidad del fenómeno del autocalentamiento. Podemos relacionar el valor máximo alcanzado con el estado de degradación del compost.

Es muy importante utilizar siempre la misma metodología de trabajo y el mismo residuo para poder comparar resultados.

1.6.3.- Determinación de la Absorbancia de los extractos acuosos

Otro método para determinar el grado de estabilidad de un compost, consiste en determinar la absorbancia, a distintas longitudes de onda, de los extractos acuosos obtenidos de un compost [Chen Y et al (1993)]. En los extractos un aumento de la densidad óptica revela madurez, ya que el carbono extraíble (sustancias húmicas en general) tendrá un mayor porcentaje de ácidos húmicos (más oscuros) respecto a ácidos fúlvicos (más claros).

1.6.4.- Métodos Químicos

- 1.6.4.1.- Determinación del pH:

Generalmente es un parámetro que, en compost de RSU, desciende ligeramente al principio para subir posteriormente conforme lo hace la temperatura, después baja ligeramente en la fase de estabilización (Figura 4).

- 1.6.4.2.-Relación C/N:

Es el criterio que con más asiduidad se ha empleado en la determinación de la estabilidad del compost, tiene el gran inconveniente de su variación en función del residuo a compostar.

La relación C/N disminuye con el tiempo de compostaje. Lo correcto es hacer un seguimiento de la relación C/N a lo largo del proceso de compostaje y estudiar los cocientes iniciales y finales, lo que proporciona más información sobre la estabilidad de los materiales. (Juste y Pommel 1977).

Por lo general un compost de RSU se considera maduro cuando la relación C/N es menor de 20 o lo más cercano a 15; en la práctica el valor depende de

la relación C/N inicial; si existe gran cantidad de carbono en formas resistentes (celulosas, ligninas) la relación C/N final será mayor.

Cuando en los compost se utilizan RSU, esta relación es muy utilizada para determinar el grado de estabilidad, pero cuando los residuos empleados son lodos de depuradora o purines (residuos ganaderos) con altos contenidos en nitrógeno, deja de ser fiable ya que al inicio del proceso se sitúa en torno a 10, cuando los valores iniciales de C/N son tan bajos, se pierde mucho nitrógeno en forma de amoníaco; a veces se pierde tanto nitrógeno, que la relación C/N se mantiene casi invariable a lo largo del proceso.

- 1.6.4.3.-Determinación de NH_4^+ y SH_2

Si al final del proceso de compostaje se detectasen cantidades apreciables de estos productos, sería indicativo que durante el mismo ha existido un potencial redox inadecuado de los materiales, la cantidad de ión amonio del compost maduro, no debe superar el 0.04% (Spohn 1978)

- 1.6.4.4.-Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de los extractos acuosos.

La determinación de la DQO a los extractos acuosos proporciona un control rápido para determinar el grado de estabilización. Un compost puede considerarse estable si la DQO de su extracto acuoso es inferior a 700 mg $\text{O}_2/100$ g aunque dicho valor se reduce si se deja madurar más tiempo (Lossin 1971). Como en otros casos estas afirmaciones se han visto, posteriormente, muy matizadas en función del tipo de material que se composte.

- 1.6.4.5.-Determinación de la Capacidad de Cambio Catiónica (CCC)

Costa Yague F et al (1990), han puesto de manifiesto que la capacidad de cambio catiónico aumenta al progresar los procesos de compostaje y maduración, encontrando además que este parámetro está estrechamente relacionado con la relación C/N. Al final del proceso, la CCC se estabiliza en

valores superiores a 60 meq/100 g. Otros autores han estudiado la relación Capacidad de Cambio Catiónico / Carbono Orgánico Total (CCC/COT) en diversos materiales, llegando a la conclusión de que a mayor estabilidad mayor es dicha relación, ya que existirán más grupos funcionales por unidad de carbono.

- 1.6.4.6.-Determinación de los Sólidos Volátiles

Como ya se ha dicho el compostaje es una biooxidación en la que los microorganismos emplean todo el carbono que pueden degradar, por lo tanto a medida que avanza el proceso de compostaje se pierde carbono y disminuye la cantidad de microorganismos y de Sólidos Volátiles (Avnimelech Y et al 1996).

- 1.6.4.7.-Determinación de los Ácidos Húmicos

La estabilización de la materia orgánica implica una síntesis anabólica y de polimerización, en la cual los productos húmicos deben ser predominantes. El contenido en ácidos húmicos es un indicativo claro del proceso de humificación.

Los resultados varían en función de los materiales a compostar ya que todos no van a mineralizar por igual la materia orgánica.

1.6.5.- Métodos Biológicos

Se basan en la hipótesis inicial de que la madurez de un compost está directamente relacionada con la estabilidad biológica del producto. Proporcionan una medida de la actividad de la biomasa microbiana o determinan algunos de los constituyentes fácilmente biodegradables y susceptibles de degradación, y pueden ser adecuados para establecer el grado de estabilidad de un producto.

- 1.6.5.1.- Métodos Respirométricos.

Estos métodos consisten en medir el consumo de O₂ por parte de los microorganismos en una suspensión preparada con una muestra de compost; si el compost no está suficientemente estabilizado el consumo de O₂ será elevado y si por el contrario existe una alta estabilidad el consumo de O₂ será menor. Los métodos respirométricos son considerados muy buenos para determinar la estabilidad, algunos de los inconvenientes que presentan estos métodos son, que el proceso de incubación puede ser relativamente lento y que la complejidad de los aparatos sea más o menos sofisticada, no obstante hoy en día existen ya algunas técnicas simplificadas que reducen el tiempo del ensayo y la complejidad de los dispositivos (Adani F. 2001. Lasaridi K.E et al 1998. Iannotti D.M. et al 1994).

Como método respirométrico también se incluye la medida del CO₂ ,desprendido por los microorganismos, en la oxidación de la materia orgánica de una suspensión preparada con una muestra de compost (William T., 1995).

- 1.6.5.2.- Análisis de parámetros bioquímicos de la biomasa de los compost.

Tanto en la fase de fermentación como en la enfriamiento se pueden medir las variaciones que experimentan ciertos parámetros bioquímicos como son la actividad enzimática (enzimas hidrolíticas) o la concentración de ATP. Estos parámetros tienden a decrecer con el tiempo de compostaje, este decrecimiento ocurre durante la etapa termogénica y se completa cuando la temperatura se sitúa entre 50 y 60 °C.

Otras medidas referentes a la biomasa microbiana se ocupan de la determinación del contenido en fosfolípidos de la membrana celular.

La desventaja de estos métodos vuelve a ser la sofisticación del material empleado, su elevado coste, así como la necesidad de personal bastante

cualificado para llevar a cabo los análisis. Wiley J.S. et al (1957), Youngberg, C et al (1992) y García Izquierdo C et al (1999).

- 1.6.5.3.- Test Biológico de Germinación.

En los últimos años se han desarrollado un gran número de test de tipo biológico con objeto de evaluar la estabilidad del compost. Básicamente un test biológico de germinación consiste en determinar frente a un blanco el poder germinativo de un compost, en placas petri y en condiciones idóneas de germinación. Zucconi et al. (1981) utilizan esta técnica empleando semillas de *Lepidium sativum L.*, ya que son semillas rápidas de germinar y muy sensibles a la presencia de compuestos fitotóxicos. Si el índice de germinación sobre el control supera el 50% se considera al compost estabilizado.

- 1.6.5.4.- Ensayos de respuesta Vegetal

Los ensayos de respuesta vegetal aunque laboriosos, podrían ser recomendables para estudiar el efecto del compost sobre la producción vegetal. Utilizando diferentes tipos de suelos y como planta testigo *Lolium rigidum*, debido a su capacidad de extracción de los nutrientes del suelo y porque permite cortes sucesivos con los que evaluar la acción del compost sobre la producción de biomasa en distintos periodos de tiempo desde la aplicación de la enmienda (Negro y Solano, 1996).

Finalmente se presenta en la tabla 19 un resumen de algunos de los métodos utilizados para determinar la estabilidad, y se agrupan en: Físicos, Químicos y Biológicos. Algunos autores proponen clasificar el test de autocalentamiento dentro de los métodos biológicos; ya que el calor generado proviene de la oxidación de la materia orgánica por parte de los microorganismos.

TIPO DE MÉTODO	FUNDAMENTO	AUTOR
Físicos	Autocalentamiento Absorbancia a 465nm Densidad óptica de extractos acuosos	Koenig A et al (2000). Brinton, W.F et al (1995). Chen Y et al (1993). Mathur S.P et al (1993).
Químicos	Sólidos volátiles Razón C/N DQO soluble CO soluble Contenido en ácidos húmicos Capacidad de intercambio catiónico Lípidos extractables	Avnimelech Y et al (1996) Chayasak V et al (1981). NamKoong W et al (1999) Lossin R.D. et al (1971) Iannotti D.M. et al (1994). Hue, N-V. Et al (1995) Adani F. et al (1999). Namkoong W et al (1995) Costa Yague F et al (1990)
Biológicos	Medida del consumo de oxígeno Medida del CO ₂ desprendido Actividad enzimática Contenido en ATP Ensayos de respuesta vegetal Test de germinación	Lasaridi K.E et al (1998). Iannotti D.M. et al (1994) William T et al (1995) Wiley J.S. et al (1957). Youngberg, C et al (1992) García Izquierdo C et al (1999) Negro y Solano (1996) Zucconi et al. (1981)

Tabla 19.- Algunos de los métodos más utilizados para determinar la estabilidad en compost.

MATERIALES y MÉTODOS

2.1.- DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA

Todos los experimentos de compostaje se han llevado a cabo en la planta de tratamiento de R.S.U de “El Lobatón” situada a unos 7 km de la ciudad de Córdoba; construida recientemente por EGMASA (Empresa de Gestión Medioambiental S.A.) está gestionada por la Empresa Municipal de Saneamientos de Córdoba (SADECO). Esta planta ha venido a sustituir a otra situada en sus proximidades que se encuentra actualmente en fase de clausura. Posee una zona de descarga con dos líneas independientes e intercambiables: orgánica e inertes (Figura 12). Tras el paso por un triaje primario, las bolsas de recogida de los circuitos de materia orgánica, pasan a una criba rotatoria, dotada de un sistema de clavos para la rotura de las bolsas, de 80 mm de luz; el material cribado (hundido de criba) se pasa por un electroimán para la eliminación de elementos férricos. Una cinta tripper (cinta transportadora con cabecera móvil) cumple la misión de formar las pilas de FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos), de unos 20 m de longitud y entre 1.5 y 2 m de altura. (Figura12)

Transcurrida la fase fermentativa el compost pasa a una zona de afino (Figura 13) donde se elimina la mayor parte del material inerte que posee la mezcla. El afino se ha llevado a cabo en una criba rotatoria de 15 mm de luz y posterior paso por una mesa densimétrica.

Tras el afino, el compost pasa a una zona de maduración donde continúan los procesos de transformación de la materia orgánica pero de forma más ralentizada. Una vez estabilizado el compost puede procederse a su utilización.

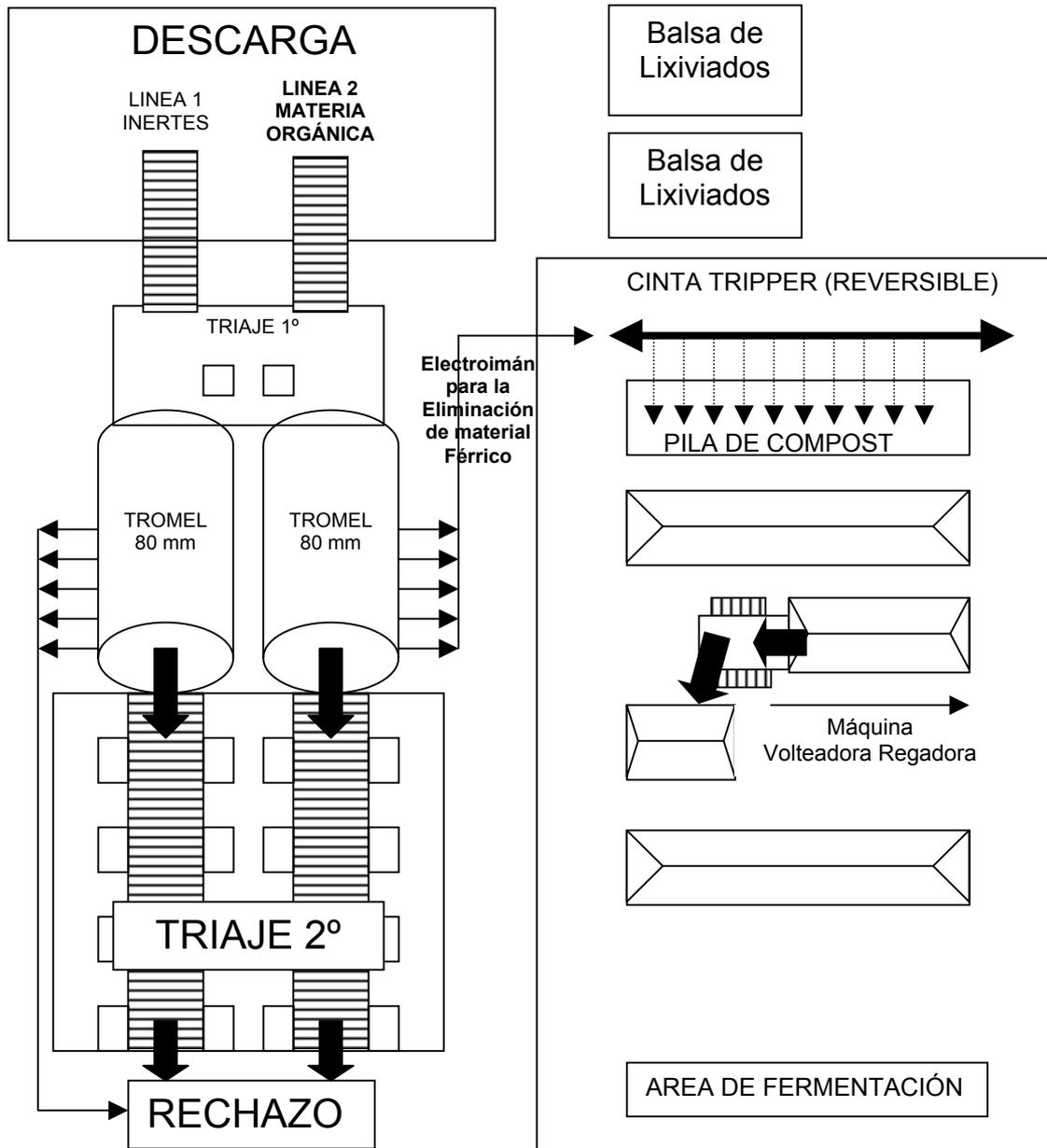


Figura 12.- Esquema de la Planta de Tratamiento de R.S.U “El Lobatón” Córdoba.

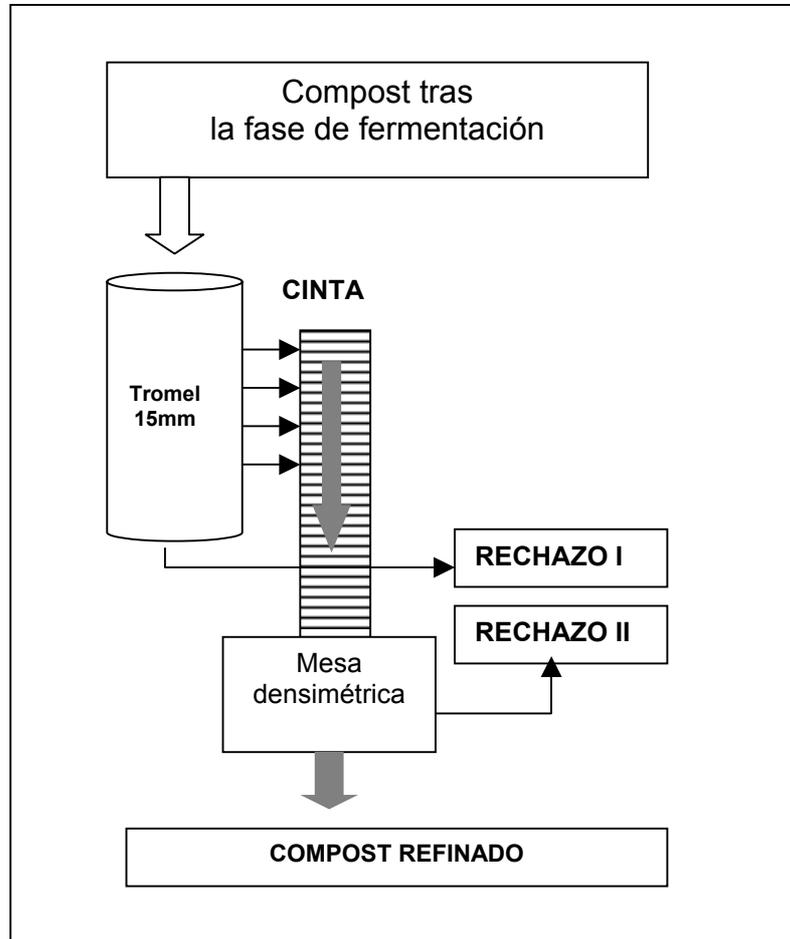


Figura 13.- Esquema del área de afino de la Planta de Tratamiento de R.S.U

2.2.- CARACTERIZACIÓN DE LOS MATERIALES UTILIZADOS Y COMPOSICIÓN DE LAS PILAS ENSAYADAS.

Los materiales utilizados: Fracción Orgánica de Residuo Sólido Urbano (FORSU), Poda municipal y Lodos de depuradora se han caracterizado; los valores medios encontrados se muestran en las tablas 20 y 21.

	%CO _{ox}	%MO	%N _{total}	C/N	%P ₂ O ₅	C.E(μS/cm)	pH
FORSU	35.81	61.60	2.43	14	0.388	1248	5.29
PODA	33.17	57.05	1.95	17.01	inapreciable	300	5.56
LODOS	38.96	67.01	4.75	8.19	0.155	629	6.85

Tabla 20.- Caracterización de los materiales iniciales usados en las mezclas.

	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
FORSU	47	1	140	78	189	66
PODA	21	5	inapreciable	62	15	54
LODOS	361	3	92	63	178	416

Tabla 21.- Caracterización de los materiales iniciales usados en las mezclas.

mg de metal / kg de muestra seca.

A la FORSU se le han caracterizado las distintas fracciones que la componen (Figura 14).

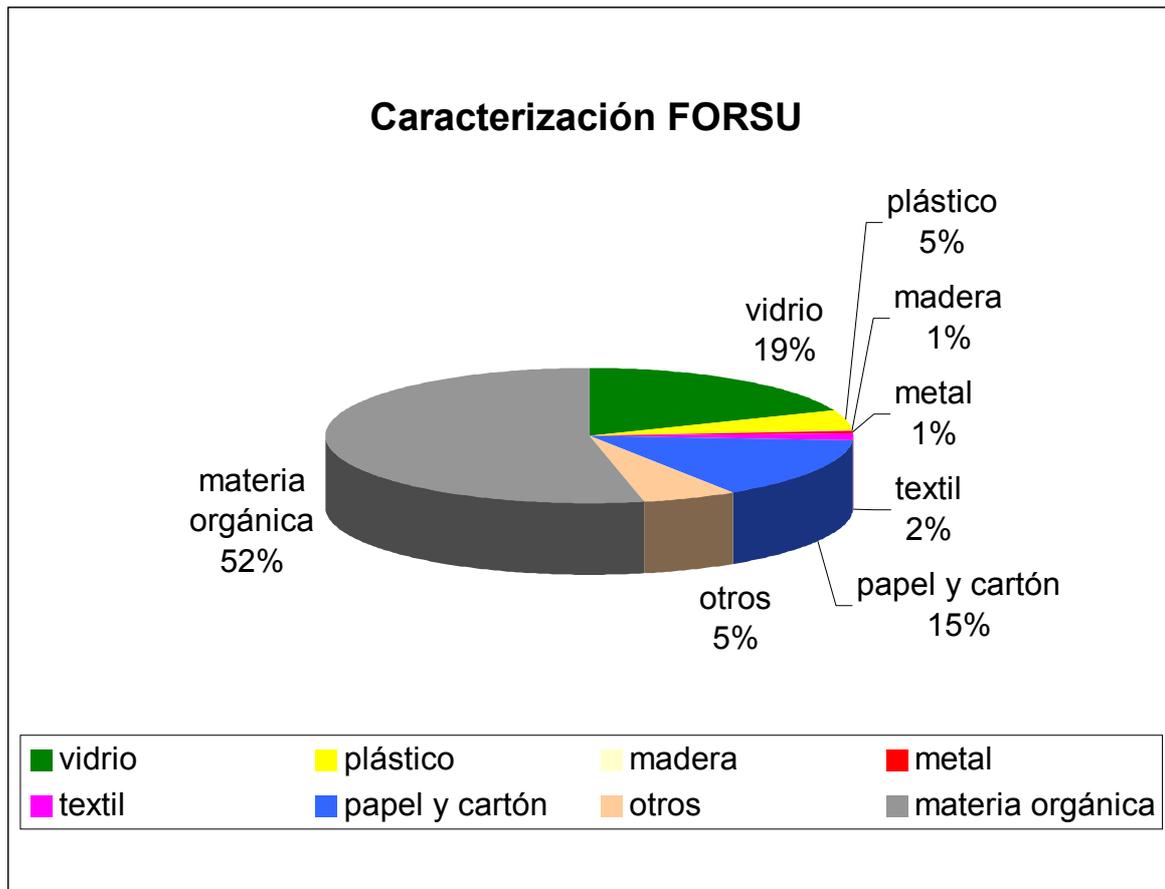


Figura 14.- Componentes mayoritarios en fracciones de la FORSU utilizada, valores medios.

Como se ha indicado en la introducción, se tiende a someter a compostaje tanto la FORSU como los LODOS, por ello se ha estudiado el compostaje de pilas que combinan ambos residuos, con poda como material estructurante si es necesario; la composición de las pilas ensayadas se muestra a continuación:

PILA TIPO I	90% FORSU+10% PODA
PILA TIPO II	100% FORSU
PILA TIPO III	80% LODOS+20% PODA

Con el fin de disminuir los niveles de metales pesados en el compost TIPO III, tras la fase de fermentación, se mezcló un 30% del residuo Tipo III con un 70% del Tipo II obteniéndose así una mezcla TIPO IV.

2.3.- MANEJO DE LAS PILAS.

Al principio de cada experimento se pesan las distintas fracciones a mezclar, FORSU, PODA municipal o LODOS de depuradora. Tras la mezcla se forman las pilas con una altura aproximada de 1.5 m y entre 10 y 15 m de longitud; la forma de las pilas es trapezoidal.

Las pilas se voltean mecánicamente utilizando una volteadora de compost (SANDBERGER UNI 4000) y la humectación se ha llevado a cabo de forma manual; se utiliza agua de pozo, no potable. Para poder calcular los rendimientos todas las pilas se han pesado antes y después de la fase de fermentación, para ello se ha utilizado una báscula industrial (EPEL INDUSTRIAL \pm 5 kg).

A las pilas formadas con lodos procedentes de la Estación Depuradora de Aguas Residuales Urbanas de Córdoba “La golondrina”, se les añadió poda de jardinería triturada con la finalidad de aumentar su porosidad, la estabilidad de la estructura y facilitar el secado parcial dado el elevado contenido en humedad de los mismos; para el mezclado de estos ingredientes se ha utilizado una pala mecánica convencional.

El número de volteos ha sido de dos semanales, durante el primer mes, y uno semanal durante el resto del proceso hasta la finalización del mismo. La humedad se ha controlado para que se sitúe entre el 30 y el 60%; cuando la humedad alcanza el límite inferior se procede al riego y volteo de la pila; si por el contrario es cercano al valor superior sólo se procede al volteo.

Tras la finalización de la fase fermentativa se pesan nuevamente las pilas antes de proceder al refinado. Una vez finalizado este se determina tanto el peso del compost como el de los rechazos.

2.4.- TOMA Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS

Para la toma de muestras se ha procedido de la siguiente forma: se han tomado 6 muestras de unos 500 g a distintas profundidades (figura 15) y se han mezclado para obtener un total de 3 kg aproximadamente. De la mezcla anterior se han segregado 500 g para obtener el extracto acuoso, el resto se secó en estufa a 60°C para realizar las diferentes determinaciones.

Para llevar a cabo el test de autocalentamiento se han tomado seis muestras de 1kg cada una y se han pasado por una criba de 10 mm de luz; el cernido, unos 3 kg aproximadamente, se mezcla para la realización de la prueba. (Figura 15)

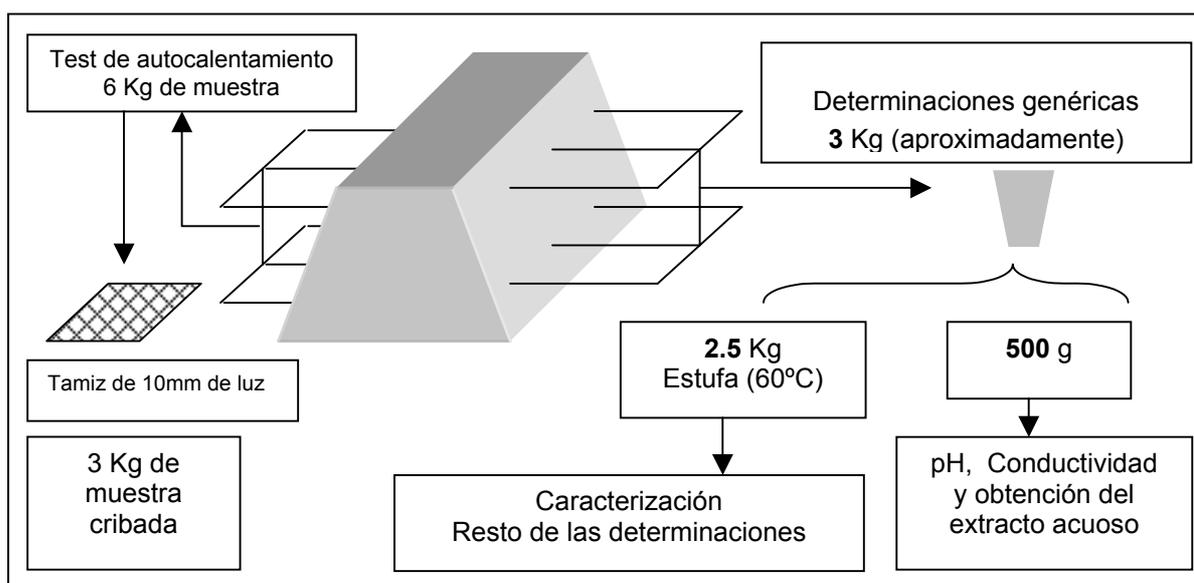


Figura 15.-Toma de muestras para análisis y para el test de Autocalentamiento.

2.5.- CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA

De los 2.5 kg de cada muestra secados en estufa (SELECTA MOD 210) a 60°C, se separaron de forma manual y minuciosamente las fracciones de: Vidrio, Plástico, Madera, Metal, Textil, Papel y Cartón, Materia Orgánica y Otros donde se incluyeron materiales menos comunes.

Se determinaron las fracciones por pesada, en una balanza de precisión (XB 3200D PRECISA).

La fracción seca de materia orgánica se trituró en un molino de cuchillas (ORTO-ALRESA) y se preparó para las determinaciones analíticas necesarias.

2.6.- MEDIDA DE LA TEMPERATURA

Para la determinación de la temperatura se han introducido dos sondas de 2 m de longitud en la pila ensayada y a cada sonda se ha conectado un dispositivo de almacenamiento de datos (data logger) previamente programado, para tomar la temperatura cada 2 horas.

Una vez finalizada la fase de fermentación se han retirado los data loggers y se han conectado a un PC con el software adecuado para obtener las temperaturas en los diversos puntos como función del tiempo. (Figura 16)

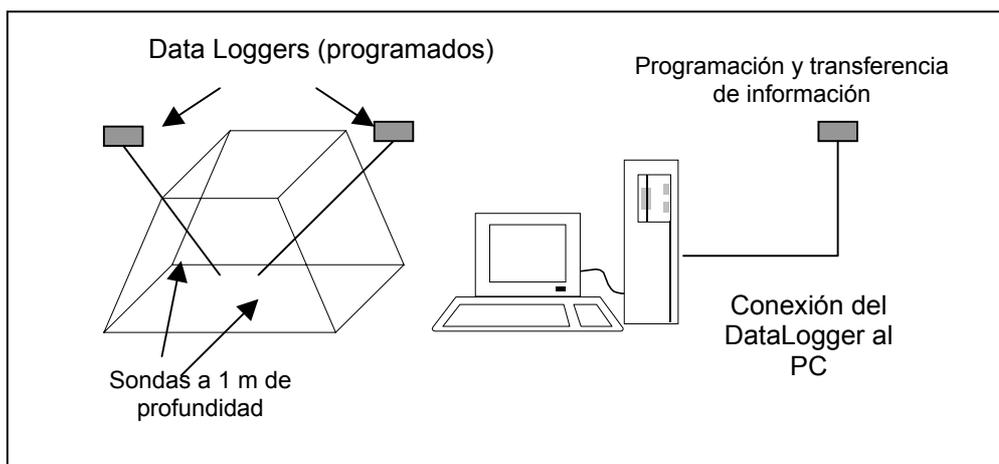


Figura 16.- Toma automática de la temperatura.

2.7.- MÉTODOS ANALÍTICOS.

2.7.1.- En los extractos acuosos.

Preparación del extracto acuoso:

Se pesan 40 gramos de muestra seca y se llevan hasta 1L con agua destilada; tras agitar la mezcla durante 1 hora (agitador orbital) y dejar reposar esta, unos 30 minutos, se filtra para eliminar los sólidos. El filtrado se almacena a baja temperatura (- 4°C) para las determinaciones que no se realizan en el día de la preparación del extracto.

2.7.1.1.- pH

Se ha utilizado un pHmetro "Crison" modelo Digit 2001, provisto de un electrodo de vidrio que se sumerge en una porción del extracto acuoso: la lectura digital da el valor de pH con dos decimales. Periódicamente se ha procedido a la calibración del pHmetro con disoluciones tampón de pH 4 y 7 unidades. (Crison buffer solution)

2.7.1.2.- Conductividad Eléctrica.

Se ha utilizado un conductivímetro "Crison" modelo CM 2200; el electrodo se sumerge en una porción del extracto acuoso: la lectura digital da el valor de conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C. Periódicamente se ha procedido a la calibración del mismo con una disolución patrón ($\text{KCL } 0.0100 \pm 1 \times 10^{-4} \text{M}$)

2.7.1.3.- Demanda química de oxígeno, (DQO).

La demanda química de oxígeno, es una medida del oxígeno consumido, fundamentalmente, en la oxidación de la materia orgánica contenida en una muestra dada, por un oxidante fuerte.

El método utilizado para su determinación es el del dicromato: la muestra se somete a una oxidación química en caliente (150°C), por adición de un exceso de oxidante, solución (1), de concentración conocida, en medio ácido, solución (2). Tras un periodo de digestión, el exceso de oxidante que no ha reaccionado, se valora frente a la sal de Mohr, solución (3), o FAS (sulfato amónico ferroso). Por diferencia, se determina la cantidad de dicromato consumido en la oxidación de la muestra. Para cuantificar la cantidad de dicromato añadida se realiza, junto a la muestra, un ensayo en blanco. Este se ha llevado a cabo con un volumen de agua destilada idéntico al de la muestra y con los mismos reactivos químicos de la muestra principal.

Las especies inorgánicas en estado reducido que puedan estar presentes en la muestra son también oxidadas en el transcurso de la digestión, por lo que, si el nivel de las mismas es alto, debe conocerse su concentración en la muestra para efectuar las correcciones necesarias.

Para la determinación de la DQO se ha utilizado la expresión siguiente:

$$DQO = \frac{(B - M) \times 8 \times 1000 \times N_{FAS}}{Vm}$$

donde:

B = volumen de FAS gastado en la valoración del blanco, mL.

M = volumen de FAS gastado en la valoración de la muestra, mL.

N_{FAS} = Normalidad exacta del FAS.

Vm = Volumen de muestra, mL.

$P_{equivalente}$ del oxígeno = 8 mg/meq

- (1) Solución de dicromato potásico para la digestión, 0.0167M. Añadir a 500 mL de agua destilada 4.913 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente desecado en estufa a 103°C durante 2h, 167 mL de H_2SO_4 concentrado y 33.3g de $HgSO_4$. Disolver, enfriar hasta alcanzar la temperatura ambiente y diluir a 1000 mL.
- (2) Solución de $AgSO_4-H_2SO_4$: Añadir 10.13 g de $AgSO_4$ en 1000 mL de H_2SO_4 . Dejar reposar 1-2 días.
- (3) Solución de sulfato ferroso amónico 0.10M: Disolver 39.2 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ en agua destilada. Añadir 20 mL de H_2SO_4 conc., dejar enfriar y diluir a 1000 mL.

2.7.1.4.- Absorbancia a 280, 465 y 665 nm, de los extractos acuosos.

El extracto acuoso del compost es coloreado en la mayoría de los casos, por ello se ha procedido a la determinación de la absorbancia a tres longitudes de onda: 280, 465 y 665 nm.

Para esta determinación se ha utilizado un espectrofotómetro BECKMAN Modelo DU SERIES 600. En todos los casos se ha utilizado como blanco una alícuota de agua destilada, esta misma agua se ha utilizado en la fase de extracción así como en la dilución de la muestra en el caso que la absorbancia de las mismas supere el rango de medida del espectrofotómetro.

2.7.2.- SOBRE LAS MUESTRAS SÓLIDAS

2.7.2.1.- Determinación del Carbono Orgánico Oxidable.

En el presente método se ha determinado el carbono orgánico del compost que se oxida con dicromato en presencia de ácido sulfúrico. Para que la oxidación se produzca de forma total y lo más rápida posible, la muestra se somete a una digestión de una hora y treinta minutos a 150°C en placa

calefactora. El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amónico (FAS) y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido.

Se pesa con ayuda de una microespátula una muestra de compost triturado, del orden de 0.05 g y se recoge en un tubo de ensayo con tapón roscado. Se anota exactamente el valor del peso.

Se añaden 10 mL del reactivo (1) y 20 mL del reactivo (2) dejando la mezcla en reposo durante 1h y 30 minutos en placa calefactora a $150 \pm 2^\circ\text{C}$.

Tras el enfriamiento se añaden 200 mL de agua destilada, de 2 a 3 gotas de disolución indicadora (4) y se valora con el reactivo (3).

(1) Dicromato potásico 1 N

(2) Ácido sulfúrico concentrado (95-98%) conteniendo 10 g de Ag_2SO_4 por litro de ácido. El sulfato de plata se utiliza como catalizador, ayudando a que la reacción se produzca de manera más rápida.

(3) Sulfato ferroso amónico, FAS (también llamado Sal de Mohr) 0,5 N

(4) Disolución indicadora de ferroína

Para la determinación del %COox se ha utilizado la expresión siguiente:

$$\% \text{COox} = \frac{(aN1 - bN2)}{c \cdot 1000} \times 100 \times 3$$

Donde:

a= mL de dicromato añadidos

N1=Normalidad del dicromato

b= mL de FAS gastados en la valoración de cada una de las muestras

N2 =Normalidad real del FAS

c =peso en gramos de la muestra

Peso equivalente del carbono en la materia orgánica = 3

Conversión de g a mg = 1000

Nota: Para calcular la Normalidad real del FAS, se valoran tres blancos cada uno con: 10 mL de reactivo(1) + 20 mL de reactivo (2) + 200 mL de H_2O

2.7.2.2.- Determinación de la humedad

Se toma una muestra representativa de compost, entre 1.5 y 2 kg. y se coloca en una bandeja previamente tarada, tras determinar su peso se introduce en una estufa a 60°C durante 48 h y se determina su peso, se vuelve a introducir en la estufa a 60°C 2h, si el valor del peso no ha experimentado modificación, tomamos ese valor como el peso de la muestra seca.

El contenido de humedad de la muestra se calcula mediante la fórmula:

$$\% \text{ Humedad} = ((P1-P2)/P1) \times 100$$

P1=peso húmedo de la muestra; P2=peso seco de la muestra.

2.7.2.3.- Determinación de los Sólidos Volátiles

Los sólidos volátiles se han determinado por calcinación a 540°C. La materia orgánica al quemarse se transforma en CO₂ y vapor de agua principalmente; el residuo en forma de cenizas se identifica con la materia inorgánica.

Se parte de unos 10 g de muestra, pesados en balanza de precisión, previamente triturada y desecada a 105°C durante 24 h, la muestra se introduce en la mufla durante 4 h a 540°C y tras enfriar se pesa, y se vuelve a meter en la mufla durante 5 minutos a la misma temperatura, después de enfriar nuevamente, se vuelve a pesar; cuando el peso se mantenga constante tendremos el peso de la muestra a 540°C

M1=peso en gramos de la muestra a 105°C

M2=peso en gramos de la muestra a 540°C

Los sólidos volátiles se calculan mediante la fórmula:

$$\% \text{ Sólidos Volátiles} = ((M1-M2)/M1) \times 100$$

2.7.2.4.- Determinación del Nitrógeno total.

Se pesa exactamente, con precisión de 0,1 mg, 1 g de muestra de compost y se deposita en un tubo de digestión.

Tras añadir 5 g de mezcla catalítica (2) y 20 ml de reactivo (1) se agita y homogeniza toda el conjunto.

Posteriormente se calienta a 420°C durante cuatro horas. Al cabo de ese tiempo, se considera realizada la digestión y el tubo se pasa al destilador de Nitrógeno. Se adicionan diversas cargas de unos 50 mL, aproximadamente, de NaOH al 35 % con la finalidad de llevar la muestra a un pH>9.5. Hay que añadir la sosa al destilador con sumo cuidado ya que se produce una reacción violenta, con desprendimiento de gases, que es conveniente recoger, ya que contienen amoníaco y por tanto nitrógeno que se podría perder durante la determinación. Es por ello que, en el erlenmeyer donde se recoge el destilado se debe cubrir con una película de papel parafinado mientras se produce la adición de sosa.

A continuación se procede a efectuar un arrastre con vapor de agua de la muestra a la vez que se recoge el destilado sobre 20 mL de ácido sulfúrico de la disolución (4) que contiene también unas gotas de indicador (5) que, de rosa, virará a amarillo, en el caso de que la cantidad de amoniaco destilado supere la cantidad de ácido con el que reacciona (20 mL de disolución (4)). Si esto último ocurre se debe parar la destilación y añadir una cantidad adicional de ácido que se tendrá en cuenta para la posterior valoración con la sosa (3).

Seguidamente se procede a valorar la disolución recogida con el reactivo (3) hasta viraje a amarillo-limón.

- (1) Ácido sulfúrico concentrado.(95-98%)
- (2) Mezcla catalítica conteniendo 96,5 % de sulfato potásico, 1,5 % de $\text{SO}_4\text{Cu} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ y 2 % de selenio metal.
- (3) Hidróxido sódico 0,1 N
- (4) Ácido sulfúrico 0,1 N
- (5) Disolución indicadora de fenolftaleína

El contenido en nitrógeno total, expresado en mg de NH_3 por gramo de muestra seca, se calcula mediante la expresión:

$$\frac{\text{mg NH}_3}{\text{gramo de muestra}} = \frac{V_1 \times N_1 - V_2 \times N_2}{a} \cdot 17$$

V_1 =mL de ácido sulfúrico añadidos al erlenmeyer

N_1 =Normalidad real del ácido sulfúrico previamente estandarizado

V_2 =mL de sosa gastados en la valoración de la muestra destilada

N_2 =normalidad real de la sosa previamente estandarizada

a=peso de la muestra (en gramos)

$P_m(\text{NH}_3)=17 \text{ g/mol}$

2.7.2.5.- Determinación del Fósforo Asimilable

Se ha determinado el fósforo asimilable midiendo la absorbancia a 690 nm de la disolución de color azul que se produce al reducir el complejo fosfomolibdico formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico. Puesto que la intensidad de color es proporcional a la cantidad de fosfomolibdato reducido y, por tanto, a la cantidad de ortofosfato presente, se puede calcular por este método la concentración de fósforo en una disolución. La reducción es llevada a cabo por una disolución de cloruro estannoso, disolución que se ha

preparado justo antes de utilizarla ya que al ser muy reductor, se oxida fácilmente, basta con el contacto del oxígeno del aire.

Este método no determina el fósforo que se encuentra en las estructuras de proteínas, lípidos, etc, pero si lo hace para aquel que se extrae fácilmente con una solución extractora (solución que simula las condiciones químicas del suelo).

Procedimiento.

Se pesa 1 g de compost y se le añaden 50 mL de solución extractora (1), en un vaso de 250 mL se agita durante 5 minutos (agitador orbital), posteriormente se filtra y se enrasa hasta 50 mL. Se toman 5 mL de la disolución enrasada y se depositan en un matraz aforado de 50 mL, diluyéndose con agua hasta 40 mL, se añaden 2 ml de la solución (2), volvemos a diluir hasta 45 mL y añadimos 2 mL de la solución (3) enrasando finalmente con agua. Tras adicionar los reactivos hemos de dejar la disolución 30 minutos en oscuridad, transcurrido dicho tiempo se mide la absorbancia a 690 nm utilizando un espectrofotómetro BECKMAN:DU SERIES 600 .

Reactivos.

(1) Solución extractora:

Se pesa 0.1g de CaCO_3 y 0.088 g de MgCO_3 , se depositan en un matraz aforado de 1L y se añaden 0.5 mL de H_2SO_4 al 20% (11.3 mL de H_2SO_4 95-98% enrasando hasta 100 mL con H_2O_d), posteriormente añadimos 2.45 mL de ácido acético al 98%, se enrasa con H_2O_d hasta 1L. El pH debe situarse entre 3.2 y 3.3 unidades.

(2) Solución de molibdato amónico:

Se pesan 2.5 g de molibdato amónico y se disuelven en 100 mL de H₂SO₄ 10N.

(3) Solución de cloruro estannoso: 1g de Cl₂Sn.2H₂O se disuelve en 100 mL de HCL del 10% en peso (24.21 mL de HCL del 35% enrasando a 100 mL con H₂O_d). Esta disolución hay que prepararla justo antes de su utilización.

(4) Ácido sulfúrico 7N: Se toman 19.58 mL de H₂SO₄ 95-98% y se enrasa hasta 100 mL con H₂O_d.

Preparación de patrones:

Se prepara una solución patrón de fósforo de 50 mg/L, disolviendo 0.2195 g KH₂PO₄ en aproximadamente 400 mL de H₂O_d, posteriormente se añaden 25 mL de H₂SO₄ 7N (4) y se enrasa hasta 1L.

De esta solución patrón se tomarán: 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5 y 5 mL añadiéndose en cada caso H₂O_d hasta 40 mL, y se adicionan los reactivos (2) y (3), enrasándose hasta 50 mL para realizar la recta de calibrado.

Cálculos:

$$\%P_2O_5 = \frac{142 \times M \times 0.05 \times 100}{62 \times 0.1 \times P(g) \times 1000} = \frac{M \times 2.29 \times 0.05}{P(g)}$$

El porcentaje de P₂O₅ se calcula mediante la siguiente expresión:

M = fósforo asimilable en µg/mL determinado por el espectrofotómetro.

50/1000=0.05; factor de proporción para correlacionar M con la cantidad de mg de P que hay en la muestra (mg de fósforo = M×0.05)

P(g)=Peso inicial de la muestra.

Proporción de fósforo en P₂O₅= 142/62

Factor de dilución de la muestra = 0.1

Conversión de g a mg (en el denominador)= 1000

2.7.2.6.- Determinación de Metales.

Principio.

En el presente método se ha determinado la concentración en mg/L de metales presentes en una muestra de compost. El análisis se lleva a cabo mediante una digestión previa de la muestra. Tras la digestión, se ha utilizado una unidad de Absorción Atómica (PERKIN ELMER AANALYST 300).

La espectrofotometría de absorción atómica (AA) es una técnica analítica cuantitativa para determinar la concentración de elementos en una muestra.

La técnica se basa en la absorción de luz por los átomos del elemento. Usualmente la muestra es vaporizada en una llama. Esto deja a la mayoría de los átomos del elemento buscado en su estado fundamental. Se hace pasar, a través de la muestra vaporizada, luz visible o ultravioleta, con lo que se excita a los átomos que están en estado fundamental a estados de energía más alta. Se mide la consiguiente absorción de la luz incidente (a longitudes de onda específicas). Aplicando la ley de Beer se establece una relación entre la absorbancia y la concentración del elemento que interesa. Los átomos no absorben luz de forma arbitraria, sólo absorben luz de ciertas longitudes de onda y estas longitudes de onda particulares corresponden a diferencias de energía entre el estado fundamental y varios estados excitados del átomo.

La instrumentación básica usada en AA es relativamente simple. Se diseña una lámpara que emita luz de la energía de resonancia del elemento que se quiera determinar. La luz pasa a través de una llama en la que los átomos de la muestra absorben la luz a sus energías de resonancia. La luz no absorbida pasa después a través de un monocromador mediante el que la longitud de onda de resonancia primaria es aislada de las otras radiaciones. El haz incide después en un tubo fotomultiplicador en el que se mide su intensidad. La señal se amplifica electrónicamente y se lee mediante un aparato de medida, un registro o dispositivo digital.

Para el calibrado del instrumento se han preparado patrones que cubren el rango de concentración deseada.

Preparación y digestión de la muestra:

Se pesa aproximadamente 1g de muestra y se calcina en mufla a 550°C durante 1 hora, posteriormente se añaden 10 mL de HCL (37% de riqueza y de alta pureza) y se calienta en placa calefactora hasta sequedad, estas operaciones se realizan dentro de una campana extractora de gases. Tras el enfriamiento se adicionan 20 mL de HCL puro 2N (1) y se realiza el primer filtrado del extracto. El filtrado se recoge y se vuelve a filtrar utilizando una bomba de vacío y un filtro microporo, la disolución se recoge en un erlenmeyer y se lleva a un volumen de 100 mL con agua ultrapura. (Official Methods of Análisis, 1980)

(1) HCL 2N: se toman 17.57 mL de HCL, 37% riqueza, puro, y se enrasa a 100 mL con agua ultrapura.

Preparación del blanco:

Se toman 10 mL de HCL (37% de alta pureza) y se llevan a sequedad. Tras enfriar, se añaden 20 mL de HCL 2N (1) y se filtra utilizando un embudo y papel de filtro, la disolución recogida se lleva a un volumen de 100 mL con agua ultrapura. El blanco se utilizará como tal en el análisis y para diluir los patrones comerciales a las concentraciones deseadas.

Cálculos:

El fotómetro de llama nos expresa los resultados en mg/L, para referirlos a mg de metal / kg de muestra seca se realizan los cálculos siguientes:

$$\frac{\frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.1\text{L}}{\text{g de muestra seca}} \times 1000 = \frac{\text{mg de metal}}{\text{kg de muestra seca}}$$

2.7.2.7.- Determinación de ácidos húmicos

En este método, las muestras se someten a una extracción alcalina para obtener el extracto húmico total y posteriormente se precipitan los ácidos húmicos a pH= 1(pH que debemos controlar con el pH-metro)

Tanto al extracto húmico, como al precipitado de ácidos húmicos se les ha determinado el contenido de carbono orgánico oxidable.

PROCEDIMIENTO

REACTIVOS:

- (1) *Dicromato potásico 1 N*
- (2) *Ácido sulfúrico concentrado* conteniendo 10 g de SO_4Ag_2 por litro.
- (3) *Sulfato ferroso amónico* (sal de Mohr o FAS) 0,5 N
- (4) *Disolución indicadora de ferroína*
- (5) *Solución extractante de pirofosfato 0,1 M - sosa 0,1 N*
- (6) *Ácido sulfúrico (1:1)*
- (7) *Hidróxido sódico 0.5 N*
- (8) *Ácido sulfúrico 0,001 N*

Se deseca la muestra a 50-60 °C durante cuarenta y ocho horas en estufa de aire forzado, o a 100 °C durante veinticuatro horas en estufa normal, triturando hasta obtener una muestra fina y homogénea.

Se pesa, con precisión de 0,1 mg, la cantidad de muestra necesaria (0.5-0.6 g) y se introduce en un bote de centrifuga de 200 mL añadiéndose 100 mL de solución extractante (5) recientemente preparada. Se agita durante una hora,

en agitador de vaivén, a la máxima velocidad posible y posteriormente se centrifuga a 4.500 r.p.m. durante veinticinco minutos como máximo. Se extrae el sobrenadante, se añaden 100 mL de solución (5) y se repite la operación hasta que el líquido extractante sea incoloro. El extracto se recoge para su posterior tratamiento y se deshecha el precipitado. Los diferentes extractos acuosos se mezclan y se diluyen hasta 1 L. (solución inicial del extracto húmico total)

El número de etapas de extracción de una misma muestra no debe pasar de cinco. Si una vez realizada la quinta extracción sigue apareciendo color oscuro, debe iniciarse el procedimiento disminuyendo el peso de la muestra

Valoración del extracto húmico.

Se toman 50 mL de la solución extracto húmico total y se evaporan hasta sequedad. Posteriormente el residuo sólido se redisuelve con 10 mL de solución (1) y tras pasar la disolución a tubos de ensayo de rosca, se le añaden 20 mL de ácido sulfúrico concentrado (2) tras una hora y media en placa calefactora a 150°C, se deja enfriar y se le añaden 200 mL de H₂O_d, se agregan unas gotas de ferroina (4) y se valora con sal de Mohr, la coloración vira de verde seco a rojo burdeos.

La determinación del Carbono Orgánico Oxidable se ha llevado a cabo siguiendo el método descrito en el apartado 2.7.2.1.

Cálculos:

$$\% \text{COox} = \frac{(aN1 - bN2)}{c \cdot 1000} \times 100 \times 3 \times \frac{1000}{50}$$

Donde C = Peso inicial de la muestra en gramos

$$(aN1 - bN2) \times \frac{1000}{50} \times 3 = \text{mg de extracto húmico total}$$

%Extracto húmico total = %COoxidable * 1.72 (coeficiente de Waksman).

Precipitación de ácidos húmicos:

1. Se toman 200 mL, de la solución extracto húmico total inicial, se lleva a un vaso de centrifuga y se añade ácido sulfúrico 1:1 (6) agitando lentamente y sin turbulencias hasta pH = 1(tenemos que comprobarlo con el ph-metro). Se deja reposar durante unas ocho horas.
2. Transcurrido este tiempo, se centrifuga a 6000 rpm. durante veinticinco minutos como máximo, para separar el precipitado de ácidos húmicos.
3. Lavar el precipitado dos veces con ácido sulfúrico 0,001 N (8) (volumen de lavado 10 ml) llevándolo a centrifuga durante 10 minutos a 6000 rpm. separando de esta forma líquido y precipitado, posteriormente desechamos el líquido y nos quedamos con el precipitado. Se disuelve éste, una vez lavado, con sosa 0,5 N (7) añadiendo un volumen no superior a 30 ml, llevándolo todo a un matraz aforado de 50 ml y enrasando con agua destilada. A esta solución se la denomina «solución de ácidos húmicos».

Valoración de ácidos húmicos:

Se toma una parte alícuota (20 mL) de esta solución de ácidos húmicos, se evapora a sequedad en un vaso o matraz de 200 mL. Posteriormente el residuo sólido se redisuelve con 10 mL de solución (1) y tras pasar la disolución a tubos de ensayo de rosca, se le añaden 20 mL de ácido sulfúrico concentrado (2) tras una hora y media en placa calefactora a 150°C, se deja enfriar y se le añaden 200 mL de H₂O_d, se agregan unas gotas de ferroina (4) y se valora con sal de Mohr, la coloración vira de verde seco a rojo burdeos.

La determinación del Carbono Orgánico Oxidable se ha llevado a cabo siguiendo el método descrito en el apartado 2.7.2.1.

Cálculos:

$$\%CO_{ox} = \frac{(aN1 - bN2)}{c \times 1000} \times \frac{1000 \times 50}{20 \times 200} \times 100 \times 3$$

C= gramos de muestra inicial

$$\% \text{Ácidos húmicos} = \% CO_{ox} \times 1.72$$

1.72= Coeficiente de Waksman.

2.8.- DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO DE RESPIROMETRÍA.

El equipo de respirometría se muestra en la figura 18 y consta de los siguientes componentes:

- Matraces de reacción.
- Sistema de medida de oxígeno disuelto.
- Sistema de aireación.
- Sistema de lectura y almacenamiento de datos.

Matraces de reacción.

Se han utilizado dos matraces Kitasato de 1L de capacidad. En el tapón de goma se han practicado orificios para la entrada de aire, el electrodo de oxígeno y una salida por rebose en el transcurso de la aireación. La salida lateral se ha empleado para conectarla a una ensanchamiento de vidrio que sirve como recirculación al reactor durante el rebose del mismo.

Para homogeneizar la disolución y favorecer la transferencia de oxígeno en el medio se han utilizado agitadores magnéticos modelo Agimatic-S (Selecta). Y dado que la actividad microbiana depende de la temperatura, se dispone de un baño modelo Tectron Bio (Selecta) que permite que ésta se mantenga constante.

Sistema de medida de oxígeno.

La concentración de oxígeno disuelto se mide con un electrodo Mettler modelo IMPRO-6000 conectado a un oxímetro Mettler modelo 4200. El electrodo se calibró por saturación antes de cada experimento.

Para el mantenimiento del sensor de oxígeno, se ha reemplazado la membrana y sustituido el electrolito de oxígeno (solución alcalina de ClK, suministrada por WTW) periódicamente.

Sistema de aireación.

Dado que el oxígeno disuelto en el medio se consume por la respiración microbiana, es necesario aportarlo al mismo. Para ello ambos biorreactores constan de una entrada en su parte superior por la que se introduce aire a medida que los requerimientos de los microorganismos lo exijan. La entrada del aire está regulada por las necesidades existentes, de modo que se accionan unas electroválvulas modelo EVXD2130-04F-4D-Q (SMC) permitiendo, o no, el flujo de aire. El caudal de aire es aproximadamente de 200 L/h.

Para favorecer la disolución del oxígeno es necesario aumentar la superficie disponible para la transferencia; esto se consigue reduciendo el tamaño de la burbuja de aire. El canal de entrada de oxígeno consta de una válvula anti-retorno y de dos difusores en el extremo.

Sistema de lectura y almacenamiento de datos.

Al inicio de un experimento la concentración de oxígeno disuelto es la concentración de saturación del medio. Debido a la actividad respiratoria se produce una disminución de la misma y cuando se alcanza un valor mínimo prefijado, se interrumpe la lectura y el almacenamiento de datos. Se inicia entonces el funcionamiento del sistema de aireación hasta alcanzar una determinada concentración máxima de oxígeno disuelto. Tras un breve

intervalo de tiempo, para facilitar la uniformidad del medio, se inicia un nuevo ciclo de lectura

Al oxímetro llega la señal captada por los electrodos, este a su vez genera una señal analógica que es enviada al convertidor analógico–digital (ADCs) de la tarjeta de adquisición de datos (KEITHLEY modelo KPCI-3108), donde es digitalizada. En función de esta información el ordenador conmutará los relés internos de la tarjeta que activarán o desactivarán la alimentación de 220 V que actúa sobre las electroválvulas. (figura 17)

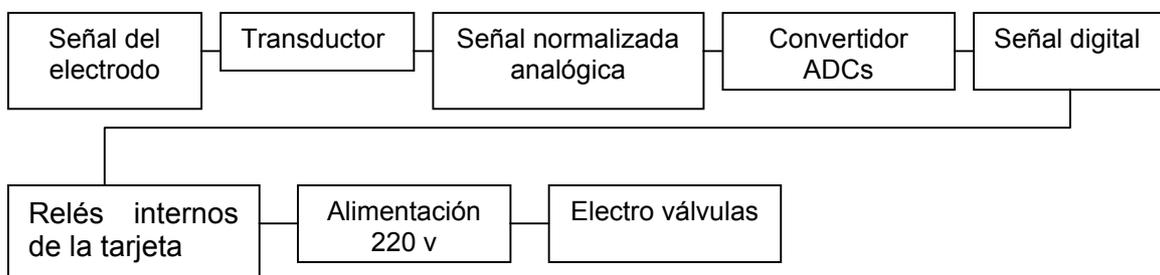


Figura 17.- Sistema de control de señales

Procedimiento operativo del equipo de respirometría.

El diseño y modo operativo del respirómetro utilizado coincide, básicamente, con el descrito en la bibliografía por Lasaridi et al (1998). En esencia se trata de medir, de forma continua, la concentración de oxígeno disuelto en una disolución acuosa de la muestra, fuente de carbono orgánico y de microorganismos, suplementada con diversos nutrientes.

Esta técnica respirométrica está totalmente automatizada, es robusta y de bajo mantenimiento. Permite, de forma rutinaria, determinar la velocidad de consumo de oxígeno (VCO) de la muestra ensayada, así como el consumo de

oxígeno acumulado para un tiempo y unas condiciones determinadas. El procedimiento empleado consiste en la medida de la variación con el tiempo de la concentración de oxígeno disuelto en el medio de reacción. Éste está constituido por una disolución con nutrientes, microorganismos aerobios y carbono orgánico añadido con la muestra a ensayar. Por otro lado se añade, en todos los casos, tiourea para evitar que se produzca nitrificación ya que no hay que perder de vista que los microorganismos proceden de la FORSU y de lodos de depuradora y pueden existir bacterias nitrificantes entre otras.

Todos los experimentos se han llevado a cabo a 30°C y se ha utilizado un rango de concentración de oxígeno de 5.5-6.5 mg O₂/L.

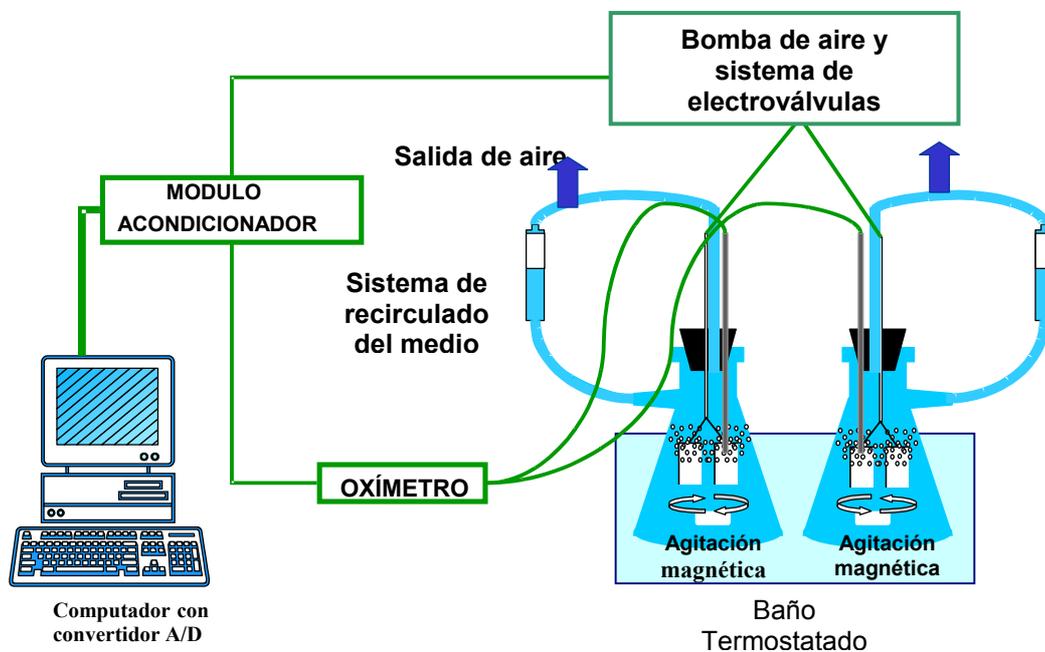


Figura 18.- Equipo de respirometría.

2.9.- DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO DE AUTOCALENTAMIENTO.

El equipo de autocalentamiento se muestra en la figura 19 y consta de los siguientes componentes:

- Vaso Dewar de reacción.
- Sistema de control de la temperatura externa
- Sistema de lectura y almacenamiento de temperatura.

Vaso Dewar de reacción.

Se han utilizado cuatro vasos Dewar de 2,5 L de capacidad y uno de 1.5 L. Las dimensiones de los cuatro vasos han sido de 22 cm de altura, 14.5 cm de diámetro externo y 5.5 cm de diámetro interno.

A cada vaso se le ha colocado en la boca una tapa de poliuretano (de 7 cm de diámetro, 2 cm de espesor y una abertura central de 1cm de diámetro para introducir la sonda), para evitar pérdidas de calor pero sin obstaculizar la entrada del aire (Figura 19).

Sistema de control de la temperatura externa

Está formado por un armario de incubación WTW modelo TS 606/2 que aísla a la muestra de la luz y la mantiene a la temperatura de $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$.

Sistema de lectura y almacenamiento de temperatura.

El sistema de lectura y almacenamiento está formado por un Dataloggers (Testostor 175) y una sonda de temperatura que se introduce dentro de la muestra de compost unos 5 cm (aproximadamente el centro del vaso). El Dataloggers se ha programado previamente utilizando el programa

Testostor 175-Dataloggers, todos los ensayos se han programado para tomar la temperatura cada 10 minutos durante 10 días, transcurrido ese tiempo se han transferido los datos al PC para su posterior estudio.

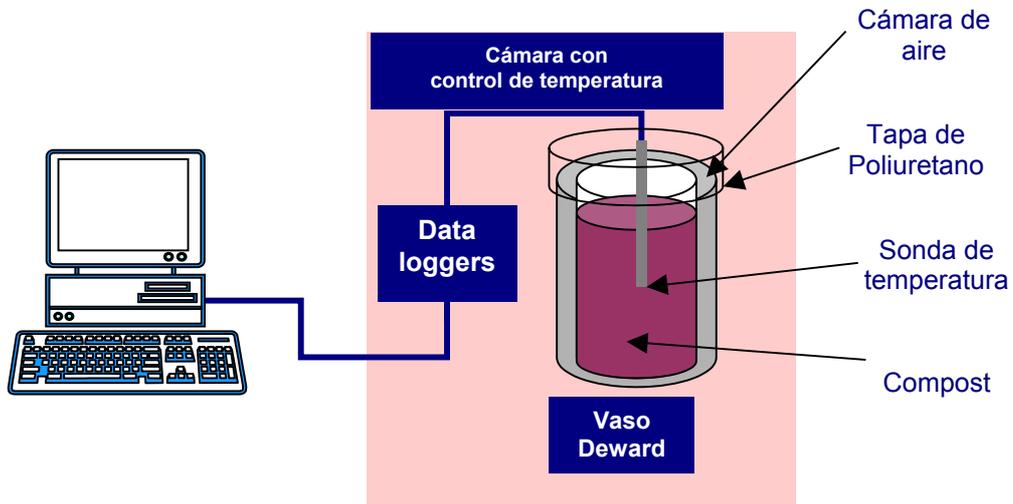


Figura 19.- Equipo de autocalentamiento

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1.- RENDIMIENTOS MÁXICOS OBTENIDOS EN LA ELABORACIÓN DEL COMPOST

3.2.- EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA

3.3.- EVOLUCIÓN DE LA HUMEDAD Y CONDUCTIVIDAD

3.4.- EVOLUCIÓN DEL PH

3.5.- EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO EN CO_{oxidable}, N y RELACIÓN C/N

3.6.- CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST FINAL

3.6.1.- Contenido en metales

3.7.- ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST

3.7.1.- Estudio de la estabilidad del compost mediante respirometría

3.7.1.1.- Respirometría de la pila tipo I

3.7.1.2.- Respirometría de la pila tipo II

3.7.1.3.- Respirometría de la pila tipo III

3.7.1.4.- Estudio comparativo de las pilas I, II y III

3.7.2.- Estudio de la estabilidad del compost mediante autocalentamiento

3.7.2.1.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo I

3.7.2.2.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo II

3.7.2.3.- Estudio del autocalentamiento en la pila tipo III

3.7.3.- Análisis teórico del Autocalentamiento

3.7.4.- Estimación del consumo de oxígeno a partir de los datos del autocalentamiento

3.7.5.- Comparación entre las VECO_{máximas} obtenidas experimentalmente mediante respirometría y las estimadas a partir del autocalentamiento

3.7.6.- Otros procedimientos para la determinación de la estabilidad

3.7.7.- Anexo (Diagrama de flujo de información para determinar la VECO y el CAO a partir de los datos obtenidos de un test de autocalentamiento)

3.1.- RENDIMIENTOS MÁSICOS OBTENIDOS EN LA ELABORACIÓN DEL COMPOST

En la tabla 22 se presentan los valores de las masas iniciales y finales así como los rechazos obtenidos en el compostaje de tres mezclas de residuos diferentes.

Como ya se indicó en el apartado 2.2 la pila tipo I está constituida por un 80% de FORSU y un 20% de poda; la pila tipo II se ha formado exclusivamente por FORSU y finalmente, la Pila tipo III es una mezcla de un 80% de lodos de depuradora aerobia y un 20% de poda de jardines. Los lodos son una mezcla de los obtenidos en el decantador primario y secundario de una estación depuradora de aguas urbanas (La Golondrina. Córdoba).

	Pila Tipo I	Pila Tipo II	Pila Tipo III
Masa inicial (kg)	27750	74200	74470
%Humedad	56	44	75
%CO _{ox} (sms)	35	36	39
Días de fermentación	136	96	96
Masa antes de refino (kg)	11860	33500	24360
%Humedad	35	14	54
%CO _{ox} (sms)	16	25	25
Masa rechazada (kg)	7980	24900	10535
Masa del refino (kg)	3880	8100	13840
%Humedad	24	35	39
%CO _{ox} (sms)	21	20	21
%C _{total} (sms)por calcinación	31.20	25	29.21

Tabla 22.- Peso, humedad, CO_{oxidable} inicial, antes y después del refino en las tres pilas ensayadas

La pila tipo I tiene un contenido inicial de humedad del 56%, valor adecuado para el inicio de un buen compostaje; el contenido en carbono orgánico oxidable, sobre materia seca es del 35%, valor realmente bajo como se puede apreciar al comparar con los datos recopilados en la tabla 23. Este resultado sugiere que, en la mezcla, junto a la materia orgánica, deben existir materiales de tipo inorgánico que disminuyen el porcentaje de carbono, algunos de los cuales serán eliminados durante la fase de refinó.

Material	%	Fuente
Orujillo de aceituna	51.25	La Cal Herrera 1998
Hueso de aceituna	50.45	Antolin G.et al 1998
Orujo de Uva	50.02	Cuesta et al 1998
Células procariotas	45-55	Rittman y Mc Carty 2001
Aceite vegetal	73	Tchobanoglous 1996
Lodo de depuradora	53	Calculado a partir de los datos de Ramalho
Harina de carne	42	Datos propios
Residuos de fruta	48.5	Tchobanoglous 1996
Residuos de jardín	46	Tchobanoglous 1996
Residuos de carne	59.6	Tchobanoglous 1996

Tabla 23.- Contenido en carbono de diferentes residuos orgánicos

El seguimiento de esta pila se ha llevado durante 136 días, tiempo superior al que normalmente se emplea en la mayoría de las instalaciones, pero que ha permitido, como se pondrá de manifiesto posteriormente, obtener un producto estable y estudiar la evolución temporal de diversas variables en un ciclo completo de compostaje.

Una vez finalizado el proceso de compostaje, el contenido en humedad fue del 35% y ello a pesar de regar la pila en diversas ocasiones como se describe posteriormente, al comentar la evolución de la temperatura en el transcurso del tiempo (apartado 3.2).

La masa húmeda rechazada es de 7980 kg lo que constituye un 28.7% de la masa inicial; este rechazo esta compuesto por trozos de poda, madera, vidrio, plástico, metales y otros materiales recalcitrantes. La masa final de producto refinado sólo es un 14% de la masa inicial. Durante la fase de compostaje la pérdida de peso fue del:

$$\left[\frac{27750 (1 - 0.56) - 11.860(1 - 0.35)}{27750 (1 - 0.56)} \right] \times 100 = 36\%$$

Esta pérdida es debida a la oxidación de la materia orgánica en forma de CO₂ y vapor de agua. En resumen el balance global, en base seca, es el siguiente:

Pérdidas por oxidación de la materia orgánica a CO ₂ y vapor de agua	4501 kg	35.61%
Rechazo seco	5187 kg	41.04%
Compost refinado y seco	2949 kg	23.33%

Tabla 24.- Rendimiento másico (%) obtenido en la elaboración de compost Pila Tipo I.

El rechazo, en su mayor parte, está constituido por trozos de poda de elevado tamaño ya que inicialmente se aportaron 5550 kg húmedos. Si se estima su humedad en un 15% la masa seca inicial será de 4717 kg valor ligeramente inferior a 5187 kg que se ha obtenido de rechazo seco.

La pila tipo II tiene una masa inicial de 74200 kg y su contenido en humedad es del 44%; este valor aunque elevado es ligeramente inferior al recomendado como óptimo para llevar a cabo el compostaje. Al dar por finalizada la operación, al cabo de 96 días, el contenido en humedad es muy bajo: un 14%, a pesar de haber regado la pila en varias ocasiones; con esta humedad tan reducida posiblemente estaría detenido el proceso oxidativo de la materia orgánica.

Las pérdidas brutas de masa ascienden a 40700 kg lo que supone un 54, 85% de la masa inicial.

De manera análoga a como se ha procedido para la pila I, se han calculado las pérdidas por oxidación, los rechazos en base seca y el porcentaje obtenido de compost (Tabla 25).

Pérdidas por oxidación de la materia orgánica a CO ₂ y vapor de agua	12742 kg	32.32%
Rechazo seco	21414 kg	54.32%
Compost refinado y seco	5265 kg	13.35%

Tabla 25.- Rendimiento másico (%) obtenido en la elaboración de compost Pila Tipo II.

Es de destacar que las pérdidas por oxidación en la pila II son inferiores a las de la pila I - se ha pasado del 35.6% al 32.3%- seguramente por el menor tiempo de compostaje, ya que en la primera pila este fue de 136 días y en el caso que estamos analizando ha sido de 96 días. Llama poderosamente la atención el porcentaje tan elevado de rechazos: un 54.3% en la pila II frente a un 41% en la pila tipo I y ello a pesar de que en la construcción de esta última se utilizó un 20% de poda que seguramente habrá permanecido inalterada en casi su totalidad. A consecuencia del gran contenido en inertes el rendimiento en compost es de algo más del 13%, frente a un 23% de la pila I.

Finalmente, la pila III tiene la misma masa inicial que la pila II sin embargo su contenido inicial de humedad es muy elevado: un 75%, lo que es debido a la presencia de un 80% de lodos de depuradora en su constitución. Este elevado porcentaje de humedad es causa de malos olores y de la formación de ácidos orgánicos volátiles inicialmente, debido a la dificultad que encuentra el oxígeno para difundirse por la estructura al estar ocupados los poros por agua en estado líquido. Conforme avanza el compostaje, la aireación y la generación de calor biológico provocan un secado parcial y el proceso prosigue en condiciones adecuadas, de hecho finaliza con un nivel de humedad del 54% que se encuentra dentro del óptimo recomendado para un buen compostaje.

Pérdidas por oxidación de la materia orgánica a CO ₂ y vapor de agua	7412 kg	35.80%
Rechazo seco	4846 kg	23.41%
Compost refinado y seco	8442 kg	40.78%

Tabla 26.- Rendimiento másico (%) obtenido en la elaboración de compost Pila tipo III.

Las pérdidas por oxidación son similares a los dos experimentos precedentes: un 35%; en cualquier caso si el proceso se hubiera prolongado en el tiempo se habrían producido pérdidas superiores. El rechazo es del 23%, está constituido, en su mayoría, por la poda agregada como agente estructurante.

Se debe señalar que a la vista de estos resultados la proporción añadida de poda fue inferior al 20%, ya que el 20% de la masa inicial supone un valor de 14894 kg de poda húmeda; si la humedad inicial se estima en un 15%, la masa seca de poda sería 12660 kg; si se admite que el 20% se degrada el rechazo final sería de unos 10000 kg cuando los cálculos anteriores arrojan solo 4846 kg.

Finalmente, en este experimento se ha obtenido el mayor rendimiento en compost: un 41%, frente a un 23% en la pila I y un 13 en la pila II, lo que se explica por el elevado contenido en materia orgánica de los lodos; esto mismo lo pone de manifiesto el mayor contenido inicial en carbono.

Las pilas II y III se combinaron posteriormente en la proporción (70/30) y se obtuvo así el compost final caracterizado en el apartado 3.7.

En los siguientes apartados se comentan la evolución de la temperatura con el tiempo para los tres experimentos (apartado 3.2) así como la evolución de otras variables que permiten la caracterización del proceso de compostaje (apartado 3.3, 3.4 y 3.5).

3.2.- EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA

En las figuras que se muestran a continuación, (figuras 20, 21 y 22) se representa la evolución de la temperatura con el tiempo de compostaje así como los riegos y volteos llevados a cabo en el transcurso del mismo. En la comparación de estas curvas con la mostrada en la figura 4 de la introducción (Dazell 1981), se encuentran grandes diferencias ya que en la figura 4 se representa la evolución de la temperatura durante las diferentes etapas del compostaje, en un proceso de compostaje ideal, donde la humedad, el contenido en oxígeno y temperatura ambiente no actúan como factores limitantes.

Se debe señalar que el área de fermentación de la planta de tratamiento de RSU en que se han llevado a cabo los experimentos no se encuentra cubierta, y por lo tanto las precipitaciones y temperaturas extremas han afectado al proceso de compostaje.

Los riegos y volteos de las pilas se han llevado a cabo, en ocasiones, con algunos días de retraso debido a problemas asociados al mantenimiento de la maquinaria y a otros de disponibilidad de mano de obra.

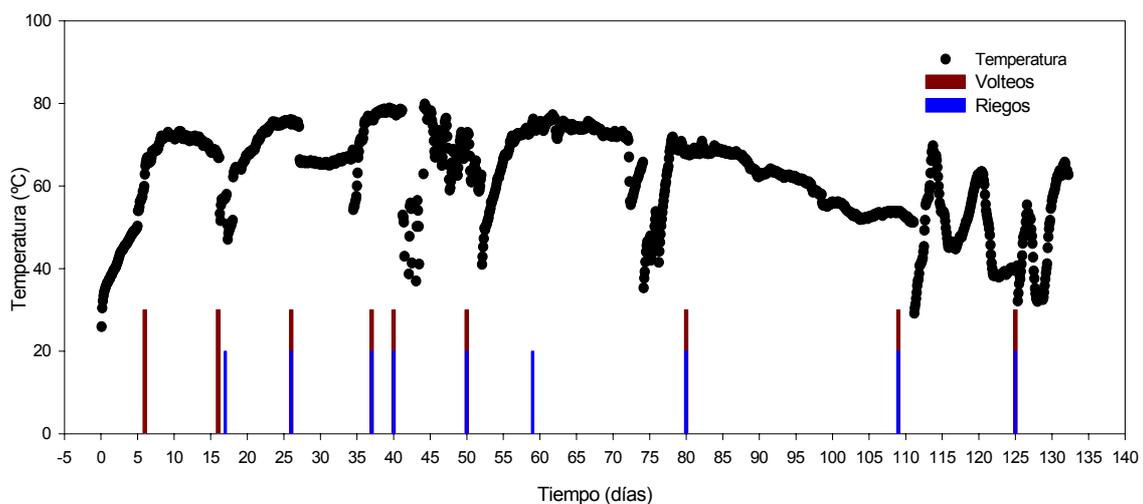


Figura 20.- Evolución de la temperatura con el tiempo de compostaje, riegos y volteos en la pila Tipo I

Como se observa en la figura 20, para la pila tipo I la temperatura se sitúa en torno a los 70°C en menos de 10 días y la fase mesofílica no llega a durar más de 24 horas, lo que hace suponer que la fermentación y descomposición de la materia orgánica ha comenzado antes de la formación de la pila (en los domicilios y durante su recogida). También hay que destacar que los descensos bruscos de temperatura debido a los riegos y volteos, nueve y nueve respectivamente, en ningún caso causaron una parada en la fermentación y por lo tanto un enfriamiento de la masa a largo plazo.

En cuanto a la destrucción de gérmenes patógenos, al situarse la temperatura más de una semana por encima de los 60°C, podemos asegurar la completa higienización de la misma.

Las altas temperaturas alcanzadas indican que las dimensiones de la pila son correctas e incluso, si no existiese falta de espacio en el área de fermentación, podrían ser inferiores facilitando la entrada natural del aire y reduciendo así el número de volteos sin comprometer la inocuidad del producto.

El hecho de que la temperatura no descienda finalmente a valores próximos a los ambientales al cabo de los 130 días, podría explicarse por la baja conductividad térmica del sistema, o por la existencia de zonas donde la materia orgánica no se ha compostado por falta de humedad y/o dificultades de aireación. En todo caso aunque la temperatura desciende ligeramente no hace de forma ni cuantía suficiente como para servir de indicador del momento óptimo de detención del proceso de compostaje.

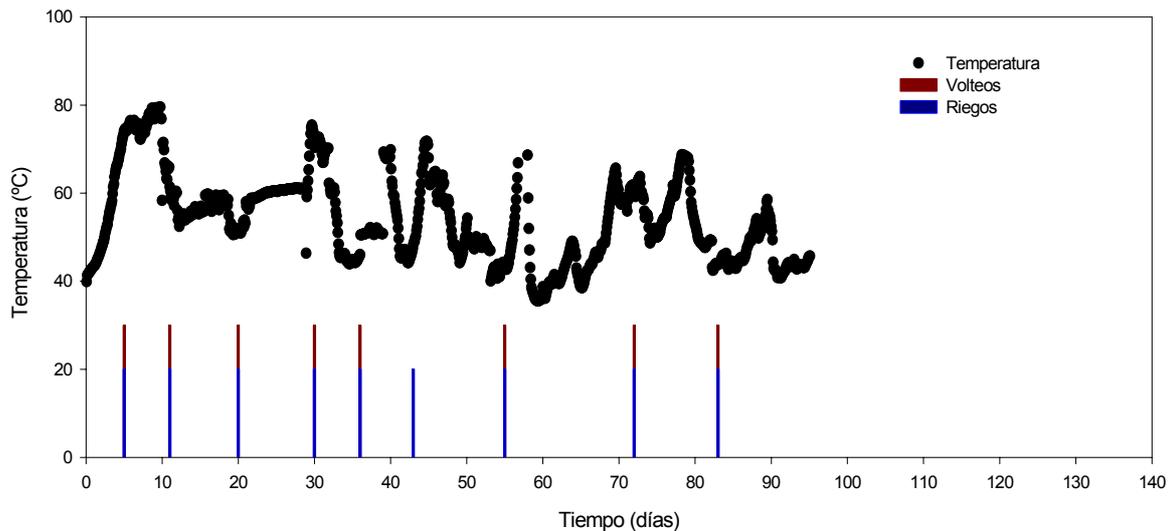


Figura 21. Evolución de la temperatura con el tiempo de compostaje, riegos y volteos para la pila tipo II

En la figura 21 se muestra, de forma análoga a la figura 20, la evolución de la temperatura con el tiempo de compostaje para la pila II. Como ocurre en el caso anterior, la temperatura asciende rápidamente hasta alcanzar valores próximos a los 80°C. Aunque el tiempo de compostaje fue menor, 96 días, el número de volteos y riegos ha sido de ocho y nueve respectivamente. Nuevamente, se ha de señalar, que la destrucción de los gérmenes patógenos prácticamente queda garantizada en los primeros días del proceso de compostaje.

La temperatura oscila, con los riegos y volteos, entre 70 y 40 °C y, aunque se observa una ligera disminución, no se puede deducir de ella el momento de la finalización del proceso de fermentación.

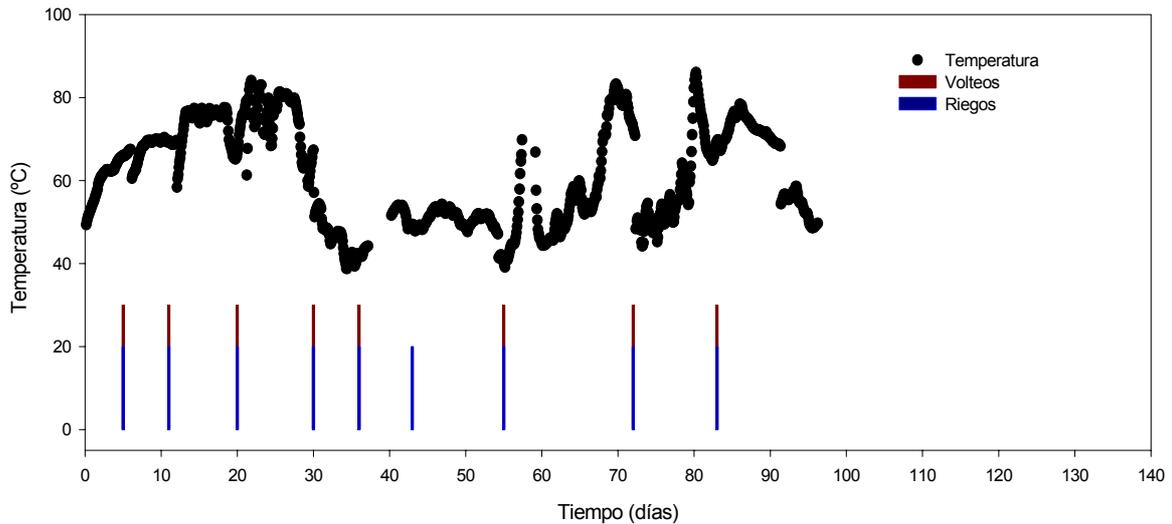


Figura 22. Evolución de la temperatura con el tiempo de compostaje, riegos y volteos para la pila tipo III

En cuanto a la pila tipo III, figura 22, la subida de temperatura aunque rápida no lo ha sido tanto como en las pilas I y II, ello es debido fundamentalmente a la composición de la pila; un 80% de lodo de depuradora con una humedad del 75% por ello se ha necesitado más de 20 días para alcanzar la temperatura máxima, en torno a los 80°C, ya que el lodo ha de secarse y disgregarse para fermentar de forma aerobia. Se debe señalar la disminución de temperatura entre los días 30 y 55; dicha bajada podría estar relacionada con la falta de aireación, causada por la compactación de estos residuos. Hay también que señalar que las sondas de temperatura cambiaron su posición en cada volteo (ver figura 16).

A partir de los 55 días la temperatura vuelve a subir y oscila entre 45 y 80°C. El número de volteos y riegos fue similar a la pila tipo II (9 riegos y 8 volteos). Como ha ocurrido en las pilas anteriores no se puede señalar con seguridad la finalización del proceso de compostaje. Sin embargo, mediante el estudio de estas curvas se puede deducir que, en los tres experimentos, el compost obtenido está libre de microorganismos patógenos y que, salvo en la pila tipo III, no se ha detenido en ningún momento la bioxidación de la materia orgánica.

3.3.- EVOLUCIÓN DE LA HUMEDAD Y CONDUCTIVIDAD:

La humedad se ha mantenido, en todos los experimentos, en niveles comprendidos entre el 30 y el 45 %, valores bastante por debajo del óptimo recogido en bibliografía (entre el 50 y el 60 %) pero aceptables para el desarrollo del compostaje (Costa F, 1999), (Brodie H.L, 2000), (Santos Romero E.E.1999). Únicamente al comienzo del experimento tipo III la humedad superó el 60% ya que los lodos procedentes de la EDARs contienen una humedad que oscila entre el 70 y el 80%. Pasadas las tres primeras semanas la humedad se sitúa en torno a los niveles anteriormente citados.

La conductividad se mantiene en valores entre 600 y 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en todo el proceso de compostaje, en los tres experimentos. Estos valores entran en los rangos óptimos recogidos en bibliografía (Costa F, 1995).

Los valores de conductividad para las tres muestras refinadas son:

805 $\mu\text{S}/\text{cm}$ Compost Tipo I; 1278 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el Compost Tipo II y 941 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el ensayo Tipo III.

3.4.- EVOLUCIÓN DEL pH

En la figura 23 se ha representado la evolución del pH con el tiempo en los tres casos estudiados. Las mezclas iniciales tienen un pH ácido lo que es debido al inicio de una fermentación anaerobia acidogénica en los residuos ocasionada por la falta de aireación. La acidez no es muy elevada en los lodos porque son recientes; de haber transcurrido varios días desde su producción hasta el momento de construcción de la pila el pH seguramente estaría en los mismos valores de las pilas tipo I y II. En cuanto se inicia el compostaje comienza el desprendimiento de CO₂ que, al disolverse en el agua contenida en los poros del material, da lugar a la formación del tampón carbonato-bicarbonato con lo que el pH se estabiliza en valores en torno a 8 unidades. Por otra parte la oxidación del nitrógeno orgánico da lugar a Nitrógeno en forma de NH₃ produciéndose la reacción:



origen también de la posible basicidad.

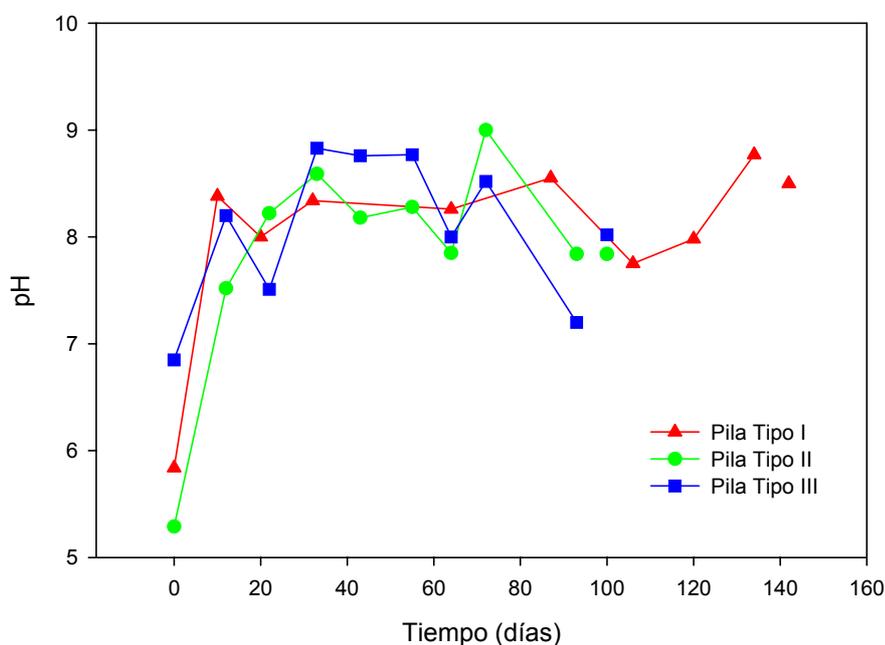


Figura 23.- Evolución del pH con el tiempo de compostaje, en las pilas Tipo I, II y III

3.5.- EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO EN CARBONO ORGÁNICO ($\text{CO}_{\text{oxidable}}$), NITRÓGENO (N), Y RELACIÓN CARBONO ORGANICO OXIDABLE NITRÓGENO (C/N):

En las figuras 24, 25 y 26 se muestra la evolución de las variables: contenido en Carbono orgánico oxidable, y en Nitrógeno, N, expresadas en % sobre materia seca, así como el cociente entre el contenido calculado de Carbono orgánico oxidable y el medido de Nitrógeno, C/N, en las tres pilas ensayadas. Los últimos puntos de las gráficas representan los valores de las muestras refinadas.

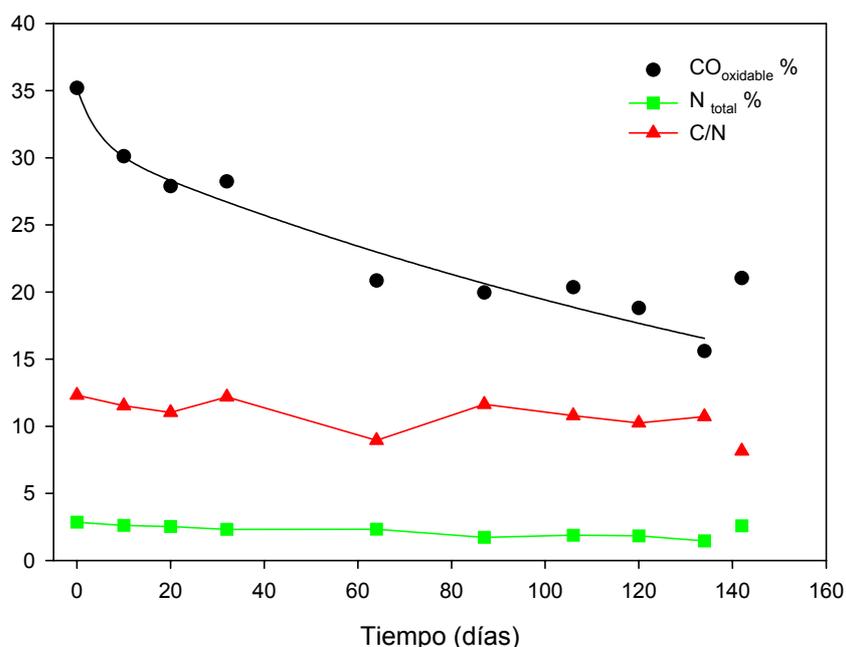


Figura 24.- Evolución del $\% \text{CO}_{\text{oxidable}}$, el $\% \text{N}_{\text{total}}$ y la relación C/N con el tiempo de compostaje en la pila TIPO I

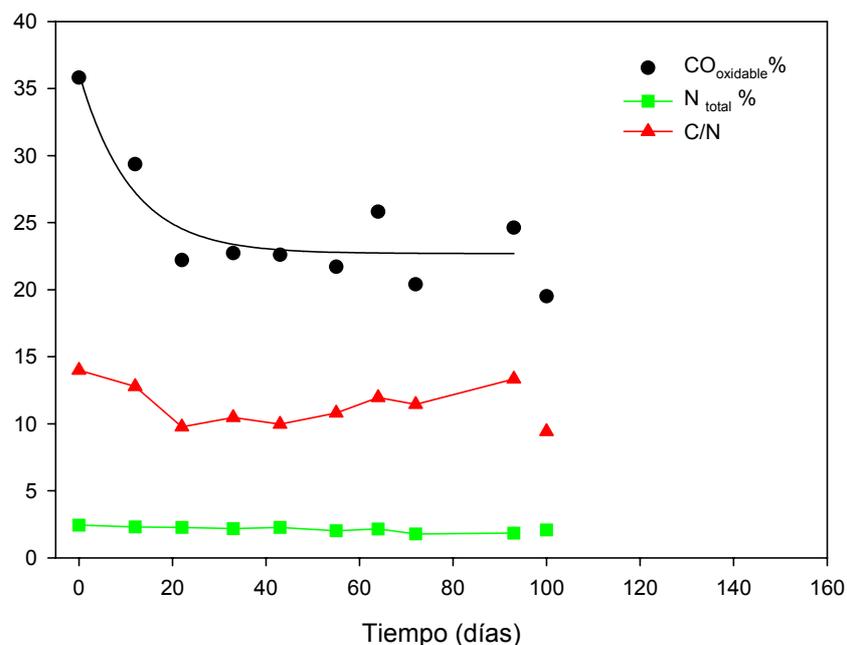


Figura 25.-Evolución del %CO oxidable, el %N_{total} y la relación C/N con el tiempo de compostaje en la pila TIPO II

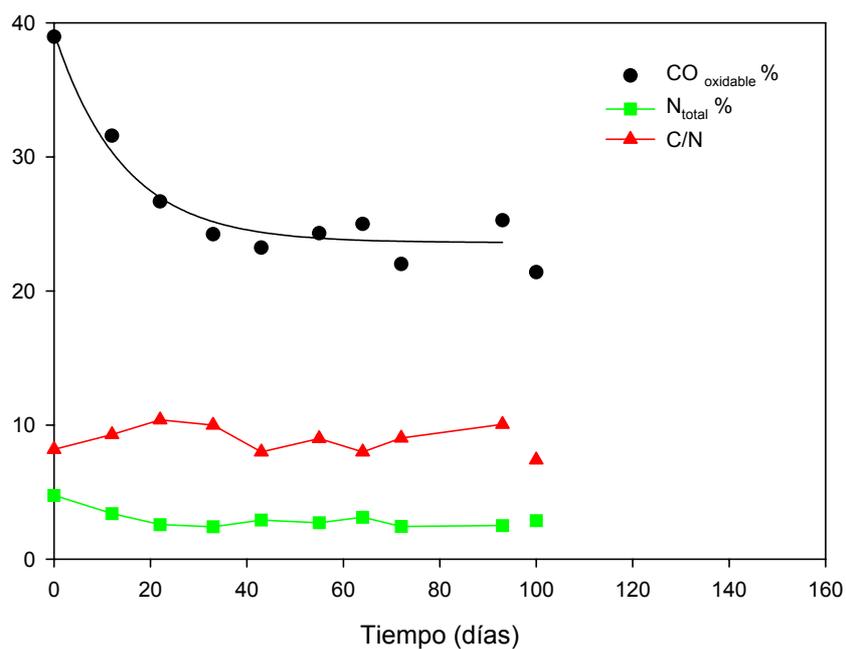


Figura 26.-Evolución del %CO oxidable, el %N_{total} y la relación C/N con el tiempo de compostaje en la pila TIPO III

Se observa la esperada bajada en el contenido de CO_{oxidable} con el tiempo, por pérdida de masa en forma de CO₂ y la constancia en valores cercanos al 2% para el Nitrógeno en la pila Tipo I y II, mientras que en la pila Tipo III, se inicia con valores superiores (en torno a 4), pero en los primeros 20

días se pierde Nitrógeno en su forma amoniacal y se alcanza el valor más estable del 2%.

En cuanto a los valores iniciales de la razón C/N, con ser bajos con respecto al valor 30:1, reseñado como óptimo por diversos autores (Brown, 1998; Costa, 1999), coinciden (al estar alrededor de un valor medio de 15:1) con los utilizados por otros autores, como Brodie et al. (2000).

La evolución de la razón C/N no aporta información sobre la estabilidad o el grado de madurez del compost ya que, en ninguno de los tres experimentos se detectan variaciones significativas y los valores oscilan entre 10 y 15. La causa de que no se produzcan grandes variaciones podrían ser las bajas relaciones C/N iniciales y las pérdidas de nitrógeno en forma de amoniaco durante la fermentación.

3.6.- CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST FINAL

En la tabla 27 se presenta la caracterización del compost final obtenido en las tres pilas ensayadas.

Muestra	Tipo I	Tipo II	Tipo III	Mezcla (II y III)
Días	136	96	96	130
% CO _{ox} (sms)	21	20	22	20
% MO (sms)	36	34	37	35
%N _{total} (sms)	2,5	2,1	2,9	2,8
CO _{ox} /N	8,2	9,4	7,4	7,1
% P ₂ O ₅ (sms)	0,30	0,24	0,20	0,22
pH	8.5	7,8	8,0	7.8
Conductividad (μS/cm)	1050	1278	941	1024
%Humedad	24	45	39	20
%Ext Húmico Total (sms)	17	20	17	18
%Ác Húmicos (sms)	10	6	8	7

Tabla 27.- Caracterización del compost final.

El compost final tipo I presenta una humedad adecuada para su comercialización 24%, ya que al ser inferior al 40% cumple con los requisitos para su aplicación en agricultura en el estado español. La materia orgánica total sobre materia seca es del 36% superando el valor mínimo del 25% requerido. En cuanto a su granulometría, el 100% del compost refinado pasa por una malla de 25 mm. El porcentaje de nitrógeno orgánico sobre materia seca es de 2.5 superando sobradamente los valores mínimos establecidos en la legislación de 1%(sms). Como dato de interés agronómico para la posterior utilización del compost, se ha medido asimismo el contenido final en fósforo asimilable; encontrándose unos valores de %P₂O₅ para la muestra refinadas de 0.30, valor normal según Gouleke (1977).

La normativa española sobre enmiendas húmicas o humigénicas fija la cantidad mínima de ácidos húmicos (expresados como extracto húmico total) en un 15%. Estos valores son superados en los tres tipos de compost.

En cuanto a la conductividad y el pH los valores de la pila tipo I son los adecuados para la aplicación en agricultura; pero en caso de utilizar este compost en contenedores para floricultura, sería necesario rectificar el pH a valores comprendidos entre 6 y 6.5 para facilitar la movilidad de los nutrientes en el suelo (Lucas y Davis, 1970).

El compost tipo II presenta una humedad del 45%, antes de su comercialización se debe reducir esta a valores inferiores al 40%. Los valores en tanto por ciento de materia orgánica 34%(sms) superan los mínimos establecidos y el contenido en nitrógeno total un 2.1% es más que aceptable. Como en el caso anterior el 100% del compost refinado ha pasado por una malla de 25 mm. El valor en tanto por ciento de P₂O₅ (sms) para la muestra refinada ha sido de 0.24 nuevamente válido como se ha dicho anteriormente. Los valores de pH y conductividad vuelven a ser idóneos para su uso en agricultura.

Finalmente aunque el compost tipo III proviene casi en su totalidad de lodos de depuradora, con un alto contenido inicial en materia orgánica, el tanto por ciento de materia orgánica final (sms) ha sido de 37, valores similares a los obtenidos en los dos compost anteriormente discutidos; la humedad, aunque

algo elevada, se sitúa bajo los límites establecidos para su comercialización. Como era de esperar el contenido en nitrógeno es el más elevado de los tres ensayos, casi un 3%, no ocurre lo mismo con el tanto por ciento de P_2O_5 . El contenido en ácidos húmicos (expresados como extracto húmico total) se ha mantenido en los mismos niveles que el compost tipo I y II, lo que pone de manifiesto que no hay diferencias significativas entre la humificación en el FORSU y el LODO de depuradora.

La Ley de Fertilizantes (BOE 131 de 2/6/98), indica que ha de garantizarse en el compost: un contenido en materia orgánica superior al 25%(sms), una humedad inferior al 40%, contenido en metales pesados, nitrógeno total, nitrógeno orgánico y que el 90% de las partículas pasen por una luz de malla de 25 mm. Los cuatro tipos de compost obtenidos satisfacen estos requisitos.

3.6.1.- CONTENIDO EN METALES:

En la Tabla 28 se muestran los límites máximos admitidos para los diferentes metales pesados.

Límites máximos admitidos en relación con los elementos pesados en (mg/kg)		
Metal	Cadmio	10
	Cobre	450
	Niquel	120
	Plomo	300
	Zinc	1100
	Mercurio	7
	Cromo	400

Tabla 28.- Límites máximos admitidos en relación con los elementos pesados en (mg/kg), en el compost Español.

A modo de comparación, en la tabla 29 se muestran los valores límite en metales pesados para el compost en distintos países, que en la mayoría de los casos son más restrictivas que las existentes en nuestro país (Tabla 28).

Territorio	Ley / reglamento	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
Unión Europea	EEC 488/98 Ecolabel	1.0	100	100	1.0	50	100	300	10
Francia	Ley de Fertilizantes	1.5	300	600	1.0	100	100	1500	
Alemania	Ley BioAbFV Clase I	1.0	70	70	0.7	35	100	300	
	Clase II	1.5	100	100	1.0	50	150	400	
Italia	Ley 748/84	1.5		150	1.5	50	140	500	

Tabla 29.- Valores límites en metales pesados para el compost en distintos países(Cementerero y Corti, 2000)

En la siguiente tabla se presentan el contenido en metales de las tres pilas estudiadas, y los límites máximos permitidos por la legislación española y etiqueta ecológica; así como los límites futuros presentados en el segundo borrador europeo (Biological Treatment of biowaste 2nddraft).

		Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Muestra pila tipo I		252	3	57	57	120	579
Muestra pila Tipo II		210	6	72	43	129	470
Muestra pila Tipo III		440	3	49	33	141	523
Muestra IV(70% Tipo II + 30% Tipo III)		305	6	46	56	119	400
Legislación vigente							
(BOE 131 de 2/6/98) Ley de Fertilizantes		450	10	400	120	300	1100
(2001/688/CE)Ecolabel (no se permiten mezclas con lodos)		100	1	100	50	100	300
Legislación futura							
Biological Treatment of biowaste 2 nd draft	Clase I	100	0.7	100	50	100	200
	Clase II	150	1.5	150	75	150	400

Tabla 30.- Contenido en metales de las tres pilas estudiadas y los límites máximos permitidos por la legislación española y etiqueta ecológica; así como los límites futuros expresados en mg/kg (sms).

(Verde: límite no superado ; rojo: límite superado; naranja: en el límite)

El contenido en metales para la muestra refinada de compost procedente de la pila tipo I (FORSU y Poda), cumple con la normativa vigente en España (Ley de Fertilizantes), los valores determinados no superan para ninguno de los

metales estudiados los límites máximos establecidos, e incluso se sitúan muy por debajo de ellos. No obstante si comparamos estos valores, con los valores máximos para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo (2001/688/CE) observamos que solamente el Cr está por debajo de los límites, el Ni se encuentra en el límite, pero el resto de los metales estudiados: Cu, Cd, Pb y Zn superan claramente los niveles fijados.

En cuanto a la muestra refinada de compost procedente de la pila tipo II (únicamente constituida por FORSU) hay que señalar que los valores obtenidos son similares a los discutidos anteriormente; esto hace pensar que el aporte de poda no influye de forma significativa en el aumento o disminución del contenido metálico. La tabla 21 muestra las diferencias en el contenido metálico de la poda y la FORSU.

Teniendo en cuenta la ley de fertilizantes, este compost cumple sobradamente los requisitos pero con vistas a obtener la etiqueta ecológica solo el Cr y el Ni no superan el límite máximo permitido, en cambio los niveles de: Cu, Cd, Pb y Zn se sitúan por encima.

Si observamos los valores, de la muestra refinada en la pila tipo III (Lodos y poda), excepto para el metal Cu, que aumenta unos 100 mg/Kg respecto a las otras dos muestras, el resto de los valores obtenidos son similares a los vistos anteriormente.

Esto pone de manifiesto que los Lodos procedentes de la EDAR de Córdoba parecen contener niveles metálicos muy parecidos a los encontrados en la FORSU de la misma localidad, algo no muy común en otros estudios (Tabla 31).

Compuesto	Lodo	Estiércol vacuno	Compost RSU
Zn	1368	219	325
Mn	125	330	191
Cu	597	59	93
Ni	471	46	92
Cr	127	50	66
Pb	101	8	154
Cd	1.32	0.24	0.40

Tabla 31.- Contenido en metales pesados de diferentes residuos orgánicos en mg/kg (sms). González y Rodríguez, 1999.

Como ocurre en los dos experimentos anteriores este compost cumple con la Ley de Fertilizantes, pero no contaría con la concesión de la etiqueta ecológica, sólo el metal Cr se encuentra dentro de los límites establecidos.

En la tabla 30, se muestran también los valores límites máximos que permitirá la Unión Europea, estos se clasifican en dos clases: una más restrictiva (agricultura ecológica) y otra más permisiva.

- En la clase I se observan límites máximos inferiores, a los exigidos para la concesión de la etiqueta ecológica (por ejemplo en Cd). Los tres tipos de compost estudiados presentan niveles superiores en todos los metales a excepción del Cr y del Ni que estaría en el límite.

- La clase II es algo más permisiva; no obstante los valores obtenidos en los tres ensayos superan en el Cu y el Cd los límites máximos establecidos.

Finalmente, y a modo de resumen, podemos afirmar que las cuatro muestras estudiadas pueden registrarse como fertilizantes con la normativa española actual, pero no podemos comercializar dichos productos con la etiqueta ecológica europea, y posiblemente tampoco será factible su uso en agricultura, con la normativa europea que se avecina.

3.7.- ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST

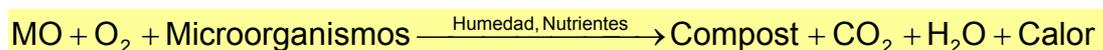
La estabilidad de un compost frente a la oxidación es una de las propiedades importantes con vistas a la finalización del proceso de compostaje y al control de calidad para su utilización en la agricultura.

Se han usado tres métodos para su medida (Feldman 1995, Epstein 1997 y Switzenbaum 1997).

- Producción de dióxido de carbono
- Consumo de oxígeno
- Autocalentamiento

Los dos primeros precisan de dispositivos relativamente complejos y caros; el último requiere un dispositivo muy sencillo y a la vez económico. Por estas dos razones el test de autocalentamiento se ha adoptado en muchas plantas de compostaje (Zimmerman 1991). A estas dos razones se une la mayor representatividad de la muestra utilizada ya que se necesitan alícuotas superiores a 1000 g en tanto que en la respirometría (determinación del consumo de oxígeno) se emplean muestras entre 0.5 y 1 g.

Cualquiera de los tres procedimientos citados tiene su fundamento en la reacción:



Ecuación 1

La cantidad de calor generada es de 14.38 kJ/g O₂ y el consumo de oxígeno se estima en 144 mg O₂/gSV en los residuos Municipales. (A.M. Martin 1991)

3.7.1.- ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST MEDIANTE RESPIROMETRÍA

Siguiendo la técnica descrita en el apartado experimental se han efectuado determinaciones de la velocidad específica de consumo de oxígeno (**VECO**) en muestras tomadas en el transcurso del tiempo de compostaje, para tres pilas construidas con diferente formulación. La primera se preparó con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (**FORSU**) y trozos de poda de jardines, de unos 8 cm de tamaño medio, por ser esta una forma usual de operar en la planta industrial de compostaje ya que, de esta manera, se conseguía dar salida a los residuos de jardinería.

La necesidad de tratar los lodos de depuración de la planta de aguas residuales urbanas obligó a procesar, de manera independiente, la **FORSU** y reservar la poda para el compostaje de lodos ya que para el tratamiento de este residuo es totalmente imprescindible el concurso de la misma. En resumen, se estudiaron tres tipos de pilas:

Tipo I : FORSU + PODA DE JARDINERÍA

Tipo II :FORSU

Tipo III : LODOS + PODA DE JARDINERÍA

Seguidamente se procede a la presentación y discusión, de modo independiente, de cada uno de estos tres grupos de experimentos.

3.7.1.1.- RESPIROMETRÍA DE LA PILA TIPO I

En las figuras 27 a 32 se presentan las velocidades específicas de consumo de oxígeno, expresadas en miligramos de oxígeno consumido por hora y gramo de sólido volátil, en función del tiempo para muestras tomadas en los días 1, 10, 25, 32,106 y 120. Con la excepción de los resultados obtenidos para la muestra tomada a los 106 días de fermentación, todas las curvas

tienen una forma muy parecida; se aprecia una primera fase, cuya duración es baja con respecto al tiempo total que dura el experimento, donde tiene lugar un aumento paulatino de la VECO hasta alcanzar un máximo cuyo valor absoluto esta relacionado, como veremos posteriormente, con el tiempo de compostaje. Una vez alcanzado el máximo se inicia una disminución gradual de la VECO hasta anularse a un valor del tiempo que depende del tipo de residuo procesado pero como valor indicativo se puede señalar el de unas 50 horas.

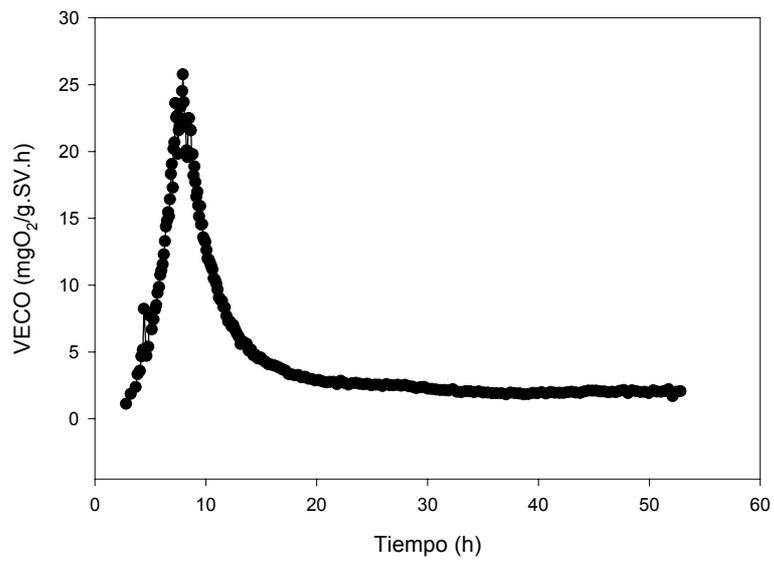


Figura 27.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO I (día 1)

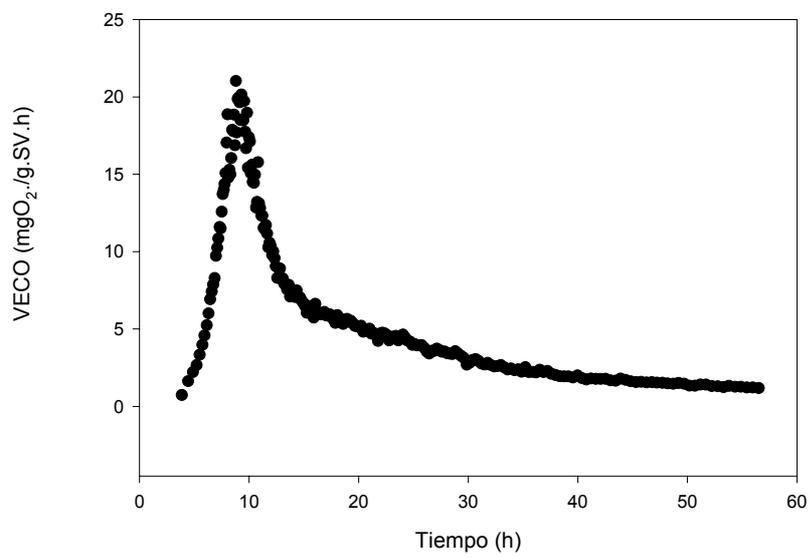


Figura 28.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO I (día 10)

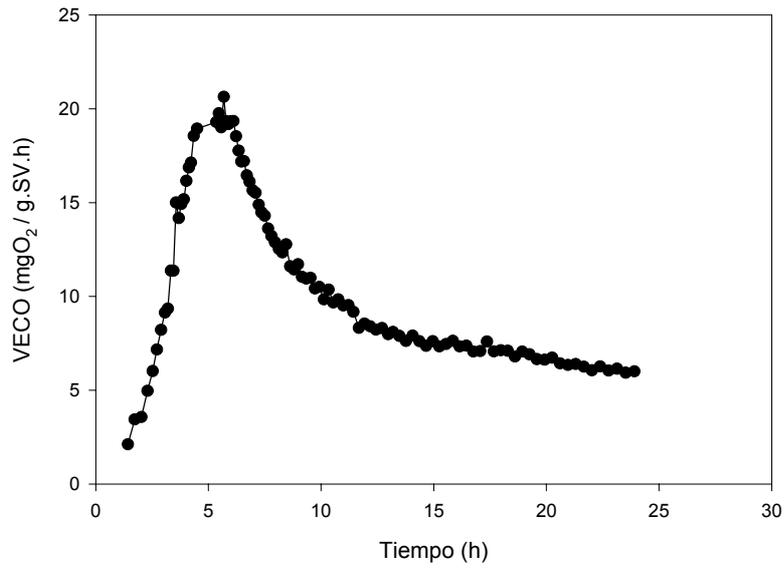


Figura 29.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPOI (día 25)

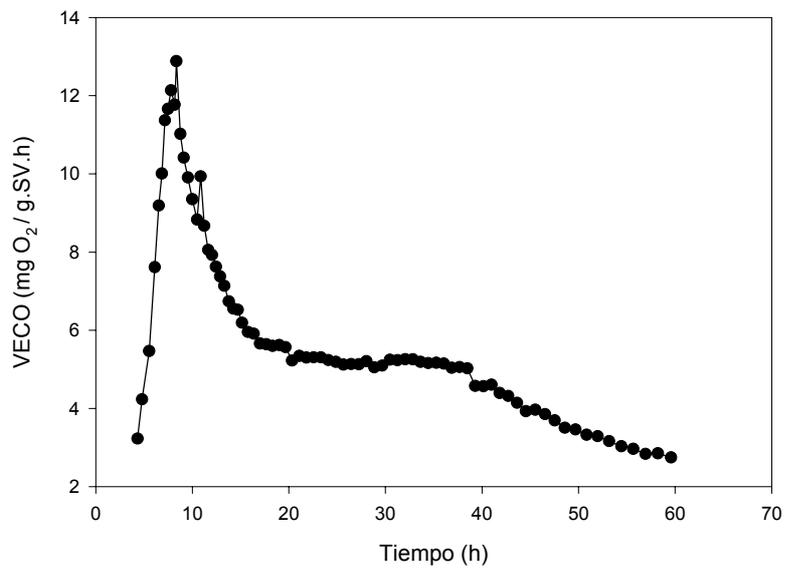


Figura 30.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPOI (día 32)

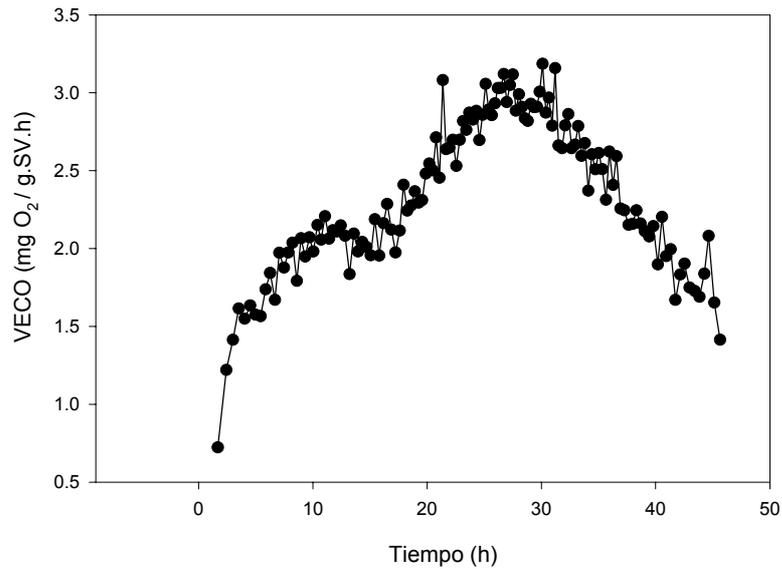


Figura 31.- Evolución de la VECO en función del tiempo PILA TIPOI (día 106)

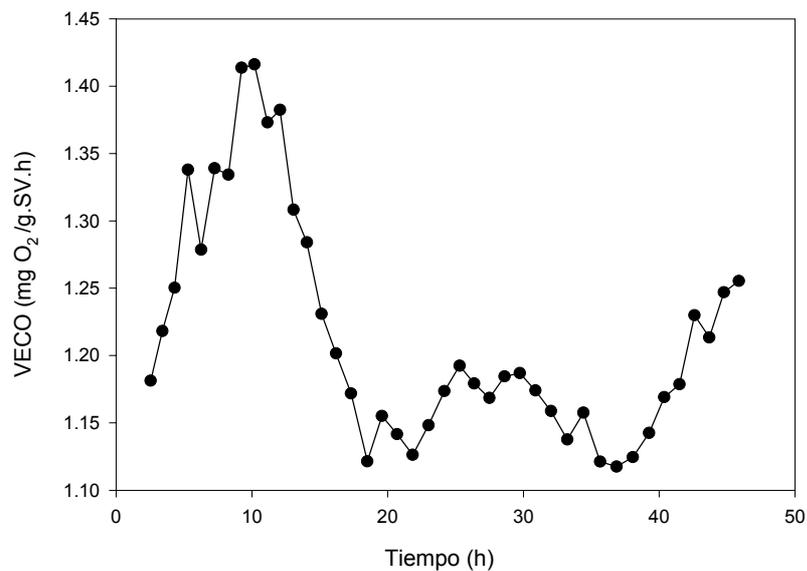


Figura 32.- Evolución de la VECO en función del tiempo PILA TIPOI (día 120)

Este comportamiento sugiere que durante la fase de ascenso de la VECO tiene lugar una adaptación de los microorganismos a los diferentes sustratos disponibles así como el consumo de una fracción de estos, principalmente los más biodegradables; una vez alcanzado el máximo se produciría una ralentización de la actividad respiratoria debida a dos factores: disminución de

la concentración de los diversos sustratos y que estos serán cada vez más refractarios. Finalmente, cuando estos se han consumido en su totalidad o son difícilmente biodegradables se detiene todo el consumo de oxígeno. En algunos experimentos se ha observado la aparición de máximos relativos - consultar la figura 32- lo que debido a la gran heterogeneidad del material de partida no es de extrañar, ya que para la degradación de alguna sustancia específica los microorganismos tienen que activar algún sistema enzimático singular lo que origina un retraso en el periodo de adaptación.

No parece aventurado pensar que conforme avance en el tiempo el proceso de compostaje tendrá lugar un consumo de los diversos sustratos presentes en la pila, en particular lo harán en mayor cantidad aquellos que sean fácilmente biodegradables; otros, por el contrario, no se destruirán y adoptarán estructuras estables, todo ello, necesariamente, se tendrá que reflejar en una disminución progresiva de la velocidad de consumo de oxígeno. Para comprobar esta hipótesis en la figura 33 se han representado las $VECO_{max}$ máximas, obtenidas en cada una de las determinaciones, frente al tiempo de compostaje. Efectivamente se observa como se produce una disminución creciente en la $VECO_{max}$ a medida que transcurre el tiempo de compostaje; por otra parte esta disminución es muy acentuada ya que se pasan de valores iniciales de 25 mg O_2/g SV.h a otras casi nulas a partir de los 100 días de compostaje. Este resultado es alentador para el propósito de encontrar una magnitud que sirva para medir la evolución del proceso de compostaje. Se podría así, a través de la $VECO_{max}$, seguir la estabilización durante el compostaje y decidir el mejor momento para dar por finalizado el proceso.

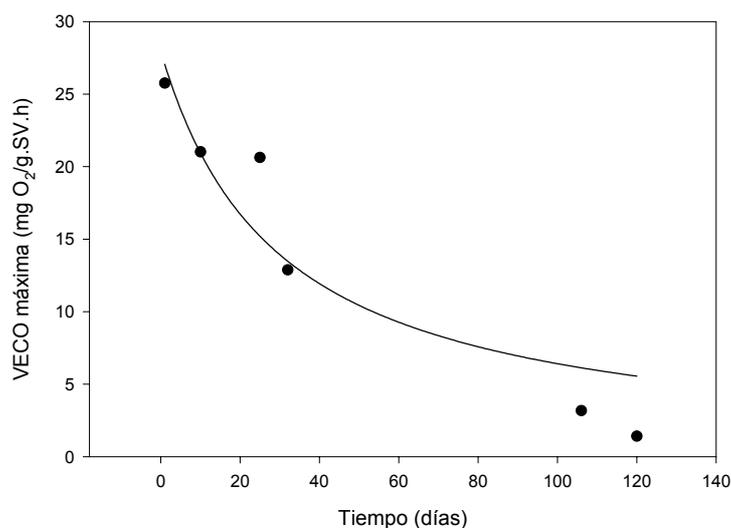


Figura 33.- Evolución de la VECO máxima vs tiempo de fermentación en la pila TIPO I

Lasaridi y colaboradores (1998), han sugerido la utilización del consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas. Este valor se puede interpretar como la demanda bioquímica de oxígeno ejercida por una muestra de compost en suspensión durante las primeras 20 horas del ensayo. De conformidad con lo que antecede, en la figura 34 se ha representado el consumo acumulado de oxígeno (**CAO**) durante las primeras 20 horas, en función del tiempo de compostaje; se observa una disminución progresiva del CAO con el tiempo al igual que sucede con la VECO, de hecho Lasaridi, afirma que es indiferente el uso de una u otra variable.

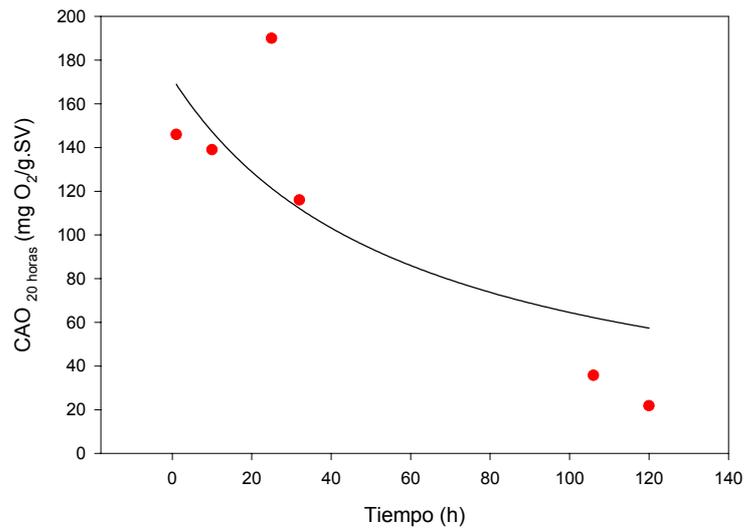


Figura 34.- Evolución del CAO_{20 horas} vs tiempo de fermentación en la pila TIPO I

TIPO I	VECO _{max} vs tiempo	CAO _{20horas} vs tiempo
a	23.56	157.6
Error estándar	0.11974	0.6821
b	0.0146	0.00947
Error estándar	0.0002	0.00008
Dependencia entre parámetros	0.5789	0.6270
r ²	0.9599	0.9807
Norma	17.0615	66.64
Tabla 32.- Datos estadísticos de los dos ajustes VECO _{max} vs t y CAO ₂₀ vs t, en la pila TIPO I a una ecuación del tipo $y=a.exp(-b.t)$		

3.7.1.2.- RESPIROMETRÍA DE LA PILA TIPO II

En las figuras 35 a 40 se representan las VECO frente al tiempo, de las muestras tomadas en los días 1, 33, 43, 55, 64 y 100 días de iniciado el compostaje; en todas las gráficas se aprecia la existencia de un máximo y en general se pueden efectuar las mismas consideraciones que en el apartado precedente.

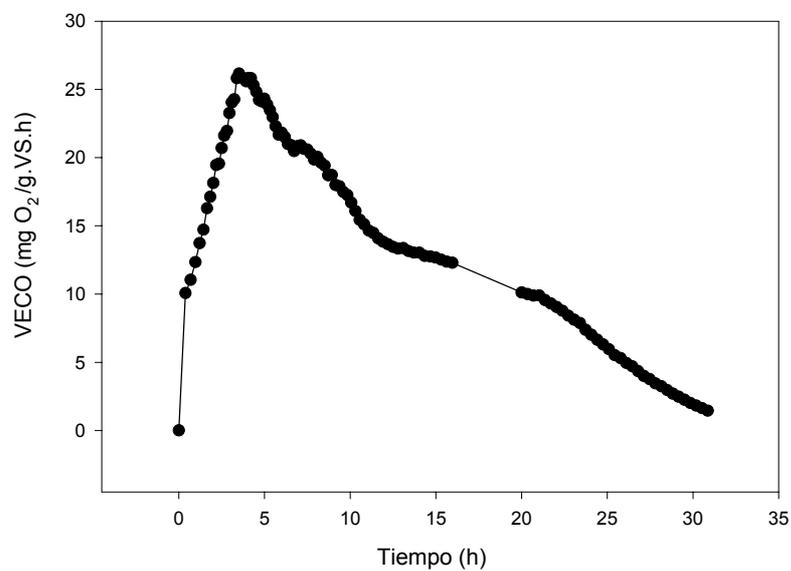


Figura 35.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 1)

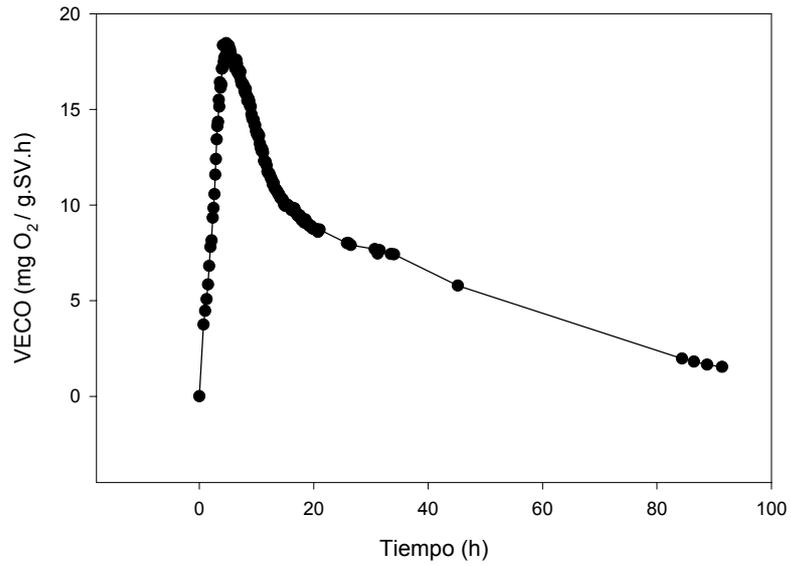


Figura 36.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 33)

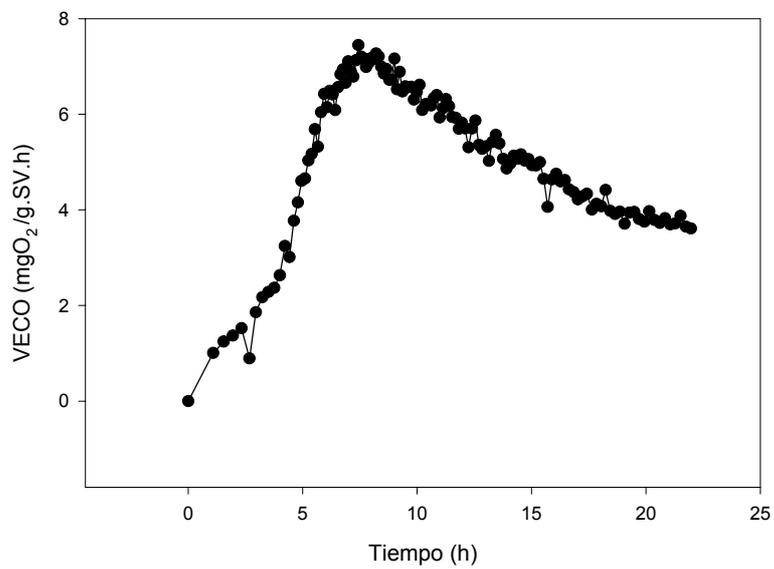


Figura 37.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 43)

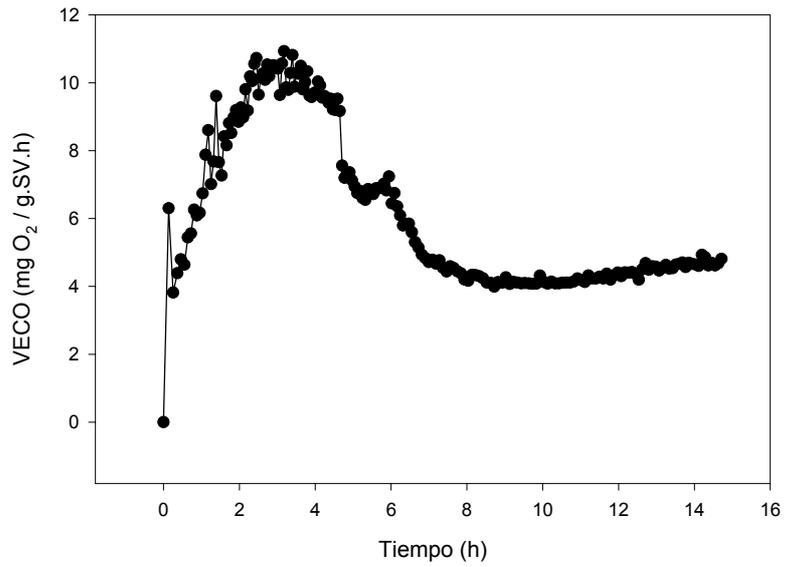


Figura 38.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 55)

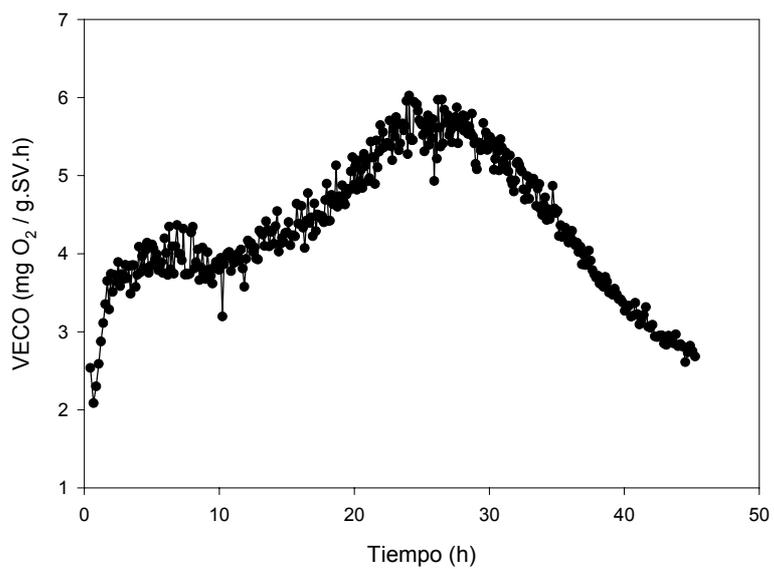


Figura 39.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 64)

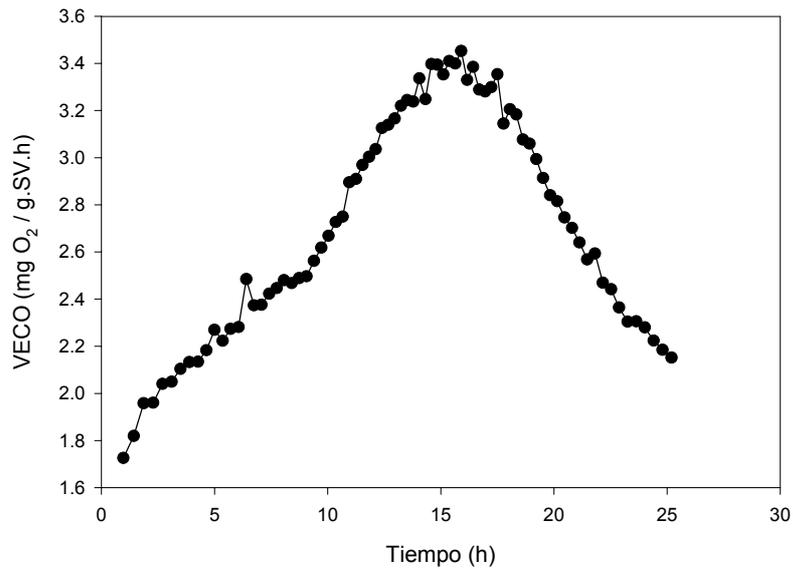


Figura 40.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO II (día 100)

En la figura 41 se representa la $VECO_{max}$ frente al tiempo de compostaje; al igual que ocurre en el caso de la pila tipo I se aprecia una disminución progresiva de la misma conforme avanza el tiempo de compostaje, incluso los valores son muy parecidos lo que no debe sorprender dado de que en los dos casos se está procesando la FORSU y la única diferencia es la existencia o no de poda vegetal, que es escasamente biodegradable, por lo que no debe contribuir significativamente a la variable medida.

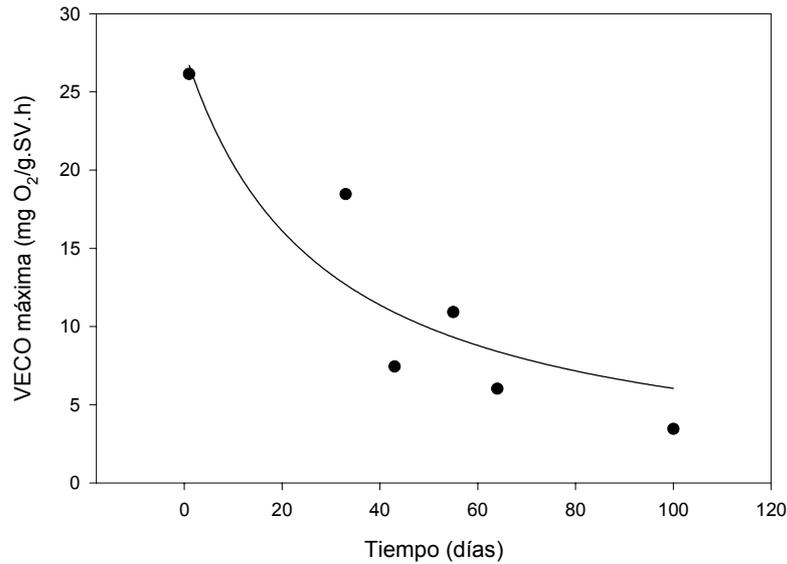


Figura 41.- Evolución de la VECO máxima vs tiempo de fermentación en la pila TIPO II

En la figura 42 se ha representado el CAO a las 20 horas y, nuevamente se observa, como en el caso de la pila I, una disminución con el tiempo de compostaje. Sin embargo la variación absoluta del CAO 20 es mucho mayor que la de la VECO; en la primera magnitud se pasa de un valor superior a 300 mg O₂/g SV a 20 mg O₂/g SV en el transcurso de 100 días de compostaje, en tanto que la VECO oscila entre 25 mg O₂/g SV.h y 3 mg O₂/g SV.h .

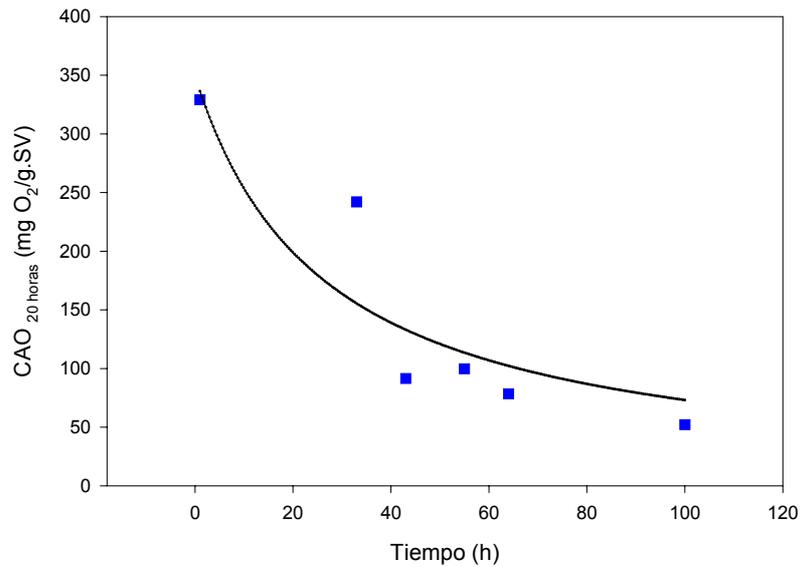


Figura 42.- Evolución del CAO_{20 horas} vs tiempo de fermentación en la pila TIPO II

TIPO II	VECO _{max} vs tiempo	CAO _{20horas} vs tiempo
a	23.65	296.1
Error estándar	0.1787	2.34
b	0.01634	0.01689
Error estándar	0.0002120	0.0002262
Dependencia entre parámetros	0.5902	0.5866
r ²	0.9644	0.9625
Norma	15.7244	204.21

Tabla 33.- Datos estadísticos de los dos ajustes VECO_{max} vs t y CAO₂₀ vs t, en la pila TIPO II a una ecuación del tipo $y=a.exp(-b.t)$

3.7.1.3.- RESPIROMETRÍA DE LA PILA TIPO III

Como se ha indicado anteriormente esta pila se ha construido con lodos de depuradora de aguas urbanas a los que se le ha adicionado poda de jardinería; esta adición es imprescindible ya que al ser los lodos un residuo compacto y, por otra parte, precisar del concurso del oxígeno para su compostaje, ver ecuación 1, sin la presencia del agente estructurante no se conseguiría la porosidad adecuada. A pesar de ello conviene voltear la pila frecuentemente para evitar situaciones de anaerobiosis que desviarían el proceso de compostaje además de dar lugar a la aparición de olores muy desagradables debidos a la formación de compuestos derivados del azufre: tioles y sulfhídrico principalmente. Por otra parte, la presencia de ácidos orgánicos volátiles, generados en la fase acidogénica del proceso anaerobio parece ser que tiene efectos adversos en las aplicaciones del compost (William F, 1998).

En las figuras 43 a 48 se han representado las VECO para muestras tomadas a los 1, 12, 33, 43, 55 y 100 días de iniciado el compostaje; la forma de las curvas es muy semejante entre sí y parecida a la obtenida con los residuos anteriores, si bien aquí la uniformidad es mucho mayor debido a que los lodos, dentro de su heterogeneidad, su composición es mucho más uniforme que la FORSU.

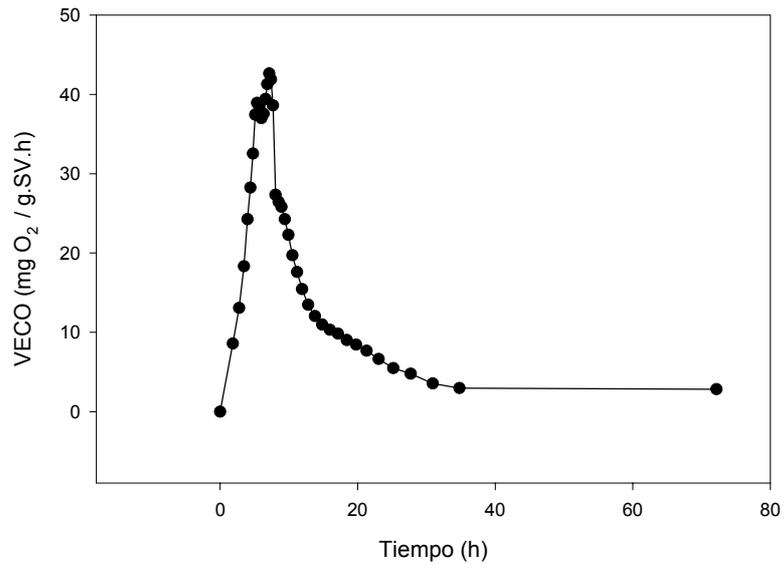


Figura 43.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO III (día 1)

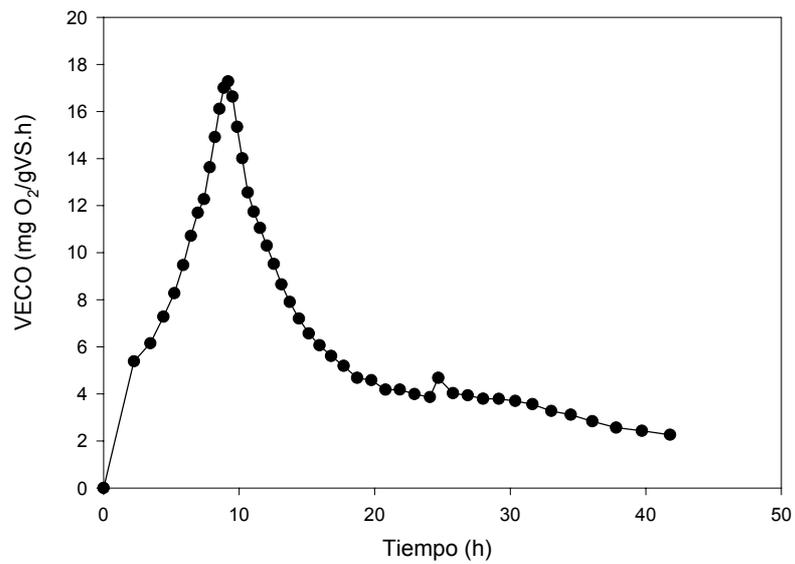


Figura 44.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO III (día 12)

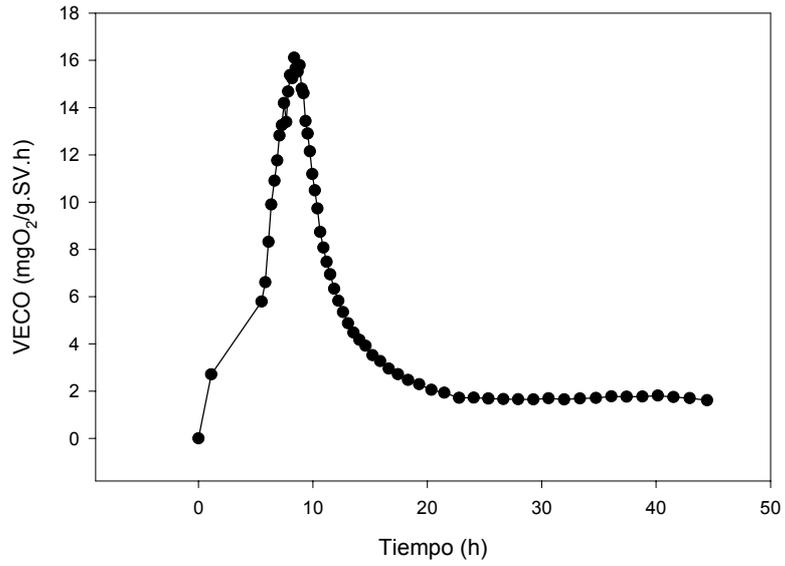


Figura 45.- Evolución de la VECO en función del tiempo PILA TIPO III (día 33)

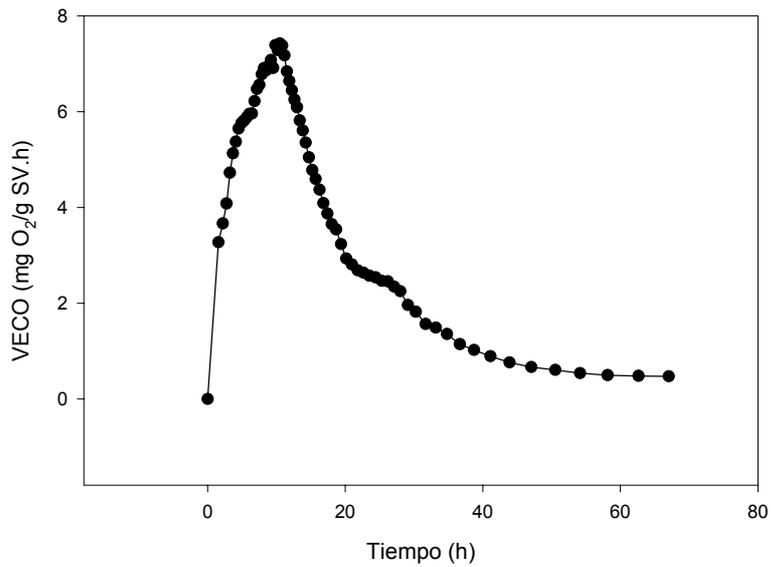


Figura 46.- Evolución de la VECO en función del tiempo PILA TIPO III (día 43)

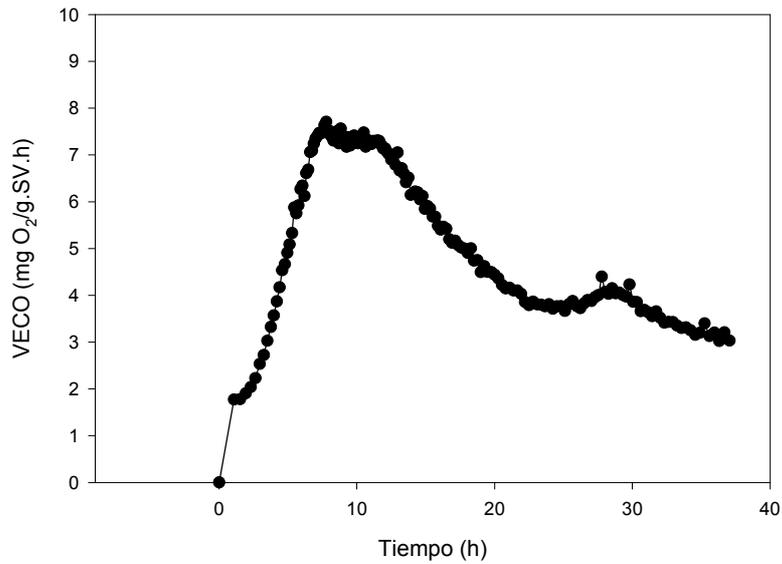


Figura 47.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO III (día 55)

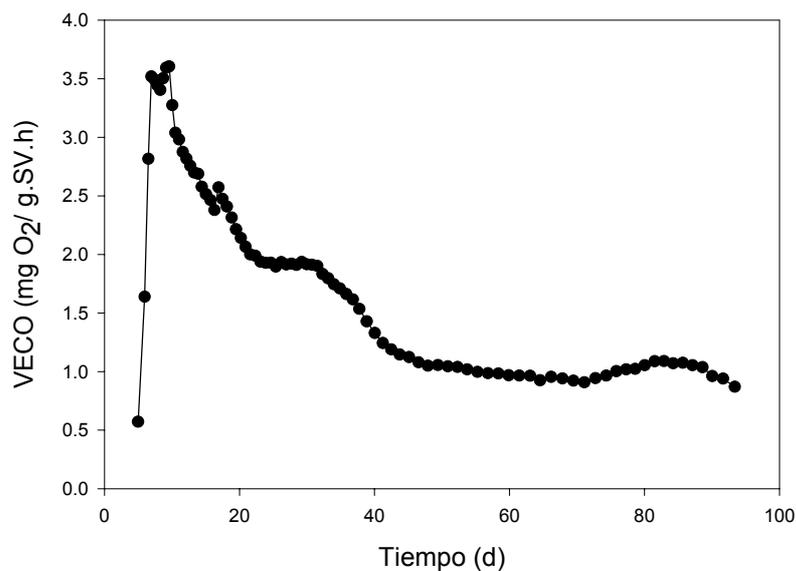


Figura 48.- Evolución de la VECO en función del tiempo
PILA TIPO III (día 100)

A partir de las seis gráficas precedentes se han determinado los valores de la VECO máxima y estos se han representado frente al tiempo de compostaje -figura 49-; se observa una disminución progresiva de la actividad respiratoria con el tiempo, ya que se pasa de un valor inicial de 43 mg O₂/g

SV.h a $4 \text{ mg O}_2/\text{g SV.h}$ es decir, la velocidad de consumo de oxígeno decrece 10 veces en un periodo de 100 días.

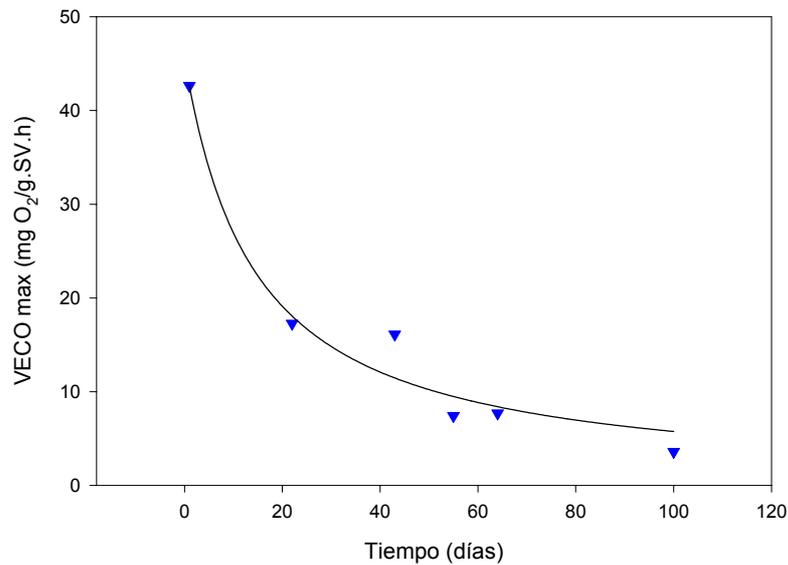


Figura 49.- Evolución de la VECO máxima vs tiempo de fermentación en la pila Tipo III

Debe señalarse que el valor obtenido a los 100 días indica, todavía, una actividad microbiana residual por lo que sería conveniente aumentar el tiempo de compostaje hasta alcanzar tasas de $0.5 \text{ mg O}_2/\text{g SV.h}$ como recomienda Koenig et al (2000).

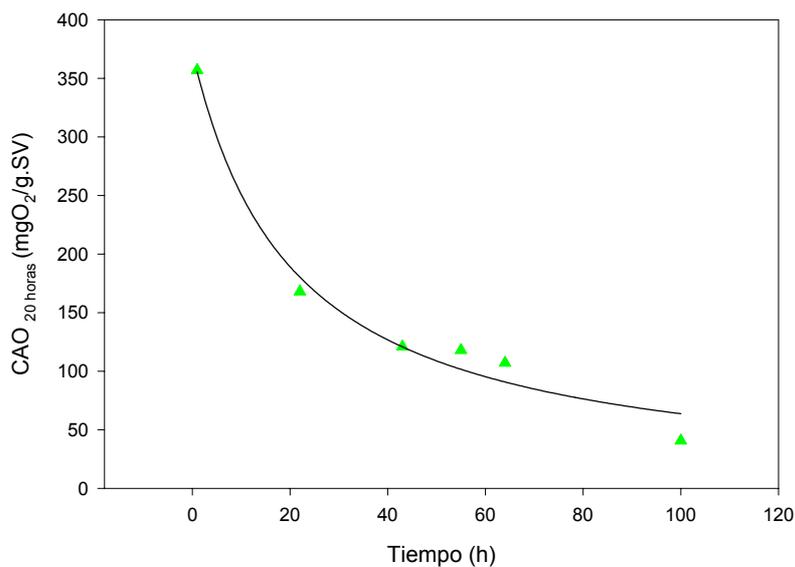


Figura 50.- Evolución del CAO_{20 horas} vs tiempo de fermentación en la pila TIPO III

TIPO III	VECO _{max} vs tiempo	CAO _{20horas} vs tiempo
a	34.97	304.2
Error estándar	0.4341	2.939
b	0.02407	1.957e-2
Error estándar	0.0004	0.0003
dependencia	0.5532	0.5714
r ²	0.9383	0.9532
Norma	33.19	243.37

Tabla 34.- Datos estadísticos de los dos ajustes VECO_{max} vs t y CAO₂₀ vs t, en la pila TIPO III a una ecuación del tipo $y=a.exp(-b.t)$

Finalmente, en la figura 50, se ha representado la evolución del CAO a las 20 horas con el tiempo; de nuevo se aprecia una variación semejante a la de la VECO si bien su variación cuantitativa es diferente y algo menor ya que se pasa de un valor de 360 mg O₂/g SV a 40 mg O₂/g SV.

3.7.1.4.- ESTUDIO COMPARATIVO DE LAS PILAS I, II y III

Con la finalidad de comprobar si existe un comportamiento común en los tres residuos estudiados en las figuras 51 y 52 se representan, respectivamente, frente al tiempo de compostaje la VECO máxima y el CAO₂₀. En relación con la gráfica VECO vs tiempo, es sorprendente la agrupación, en torno a una curva única, de la mayor parte de los datos experimentales; algo parecido ocurre con el CAO₂₀ excepto en las fases iniciales del compostaje.

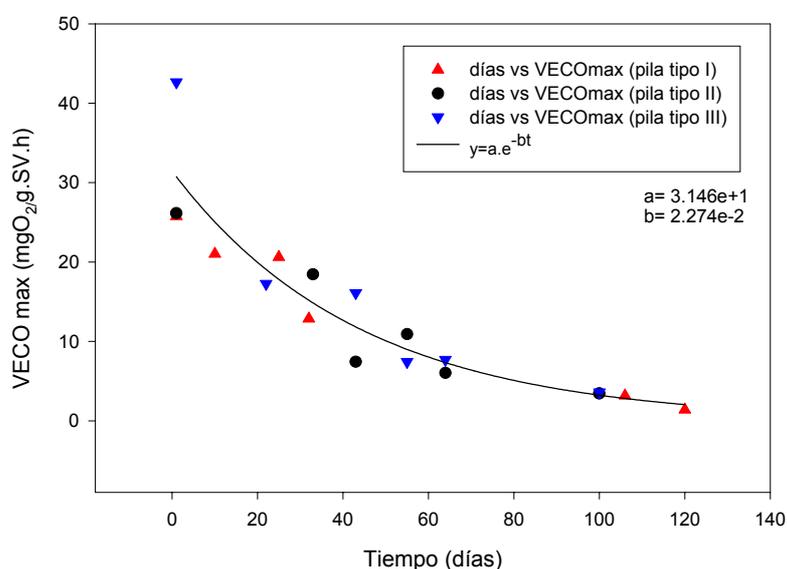


Figura 51.- Evolución de la VECO max vs tiempo de compostaje en las pilas tipo I, II y III

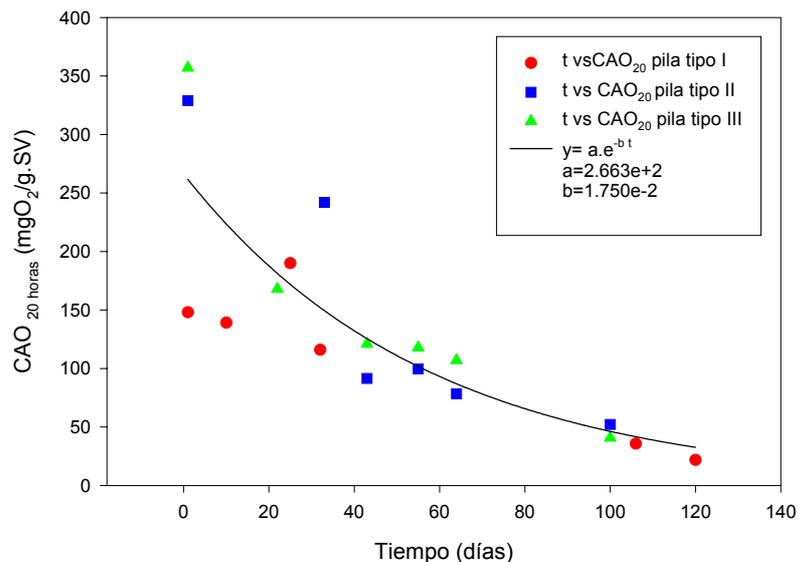


Figura 52.- Evolución del $CAO_{20 \text{ h}}$ vs tiempo de compostaje en las pilas tipo I, II y III

TIPO III	VECO _{max} vs tiempo	CAO _{20horas} vs tiempo
a	31.46	266.3
Error estándar	1.9720	0.0051
b	0.0227	0.0175
Error estándar	0.0036	0.0051
dependencia	0.3974	0.3654
r ²	0.9564	0.7685
Norma	4.7061	71.360

Tabla 35.- Datos estadísticos de los dos ajustes VECO_{max} vs t y CAO₂₀ vs t, en las pilas TIPO I, II y III a una ecuación del tipo $y = a.exp(-b.t)$

En ambos casos los puntos experimentales se pueden ajustar a una función del tipo (curva de trazo continuo):

$$y = a * \exp^{(-b*t)}$$

lo que indica que tanto la VECO como el CAO₂₀ evolucionan siguiendo una cinética de primer orden. En efecto, si se representa por **y** tanto la VECO máxima como el CAO₂₀ y por **t** el tiempo de compostaje se puede escribir:

$$-\frac{dy}{dt} = b * y$$

Separando variables e integrado con la condición:

$y=a$ para $t=0$ se tiene:

$$\int -\frac{dy}{y} = b * \int dt \quad ; \quad -\ln y = b * t + Cte \quad ; \quad Cte = -\ln a$$

$\ln \frac{a}{y} = b * t$ y despejando la variable [y] se tiene la ecuación

final utilizada para el ajuste de los datos experimentales:

$$y = a * \exp^{(-b*t)}$$

La constante [a] se puede interpretar, de conformidad con lo que antecede, como el valor inicial de la VECO_{máxima} o del CAO₂₀ y, naturalmente, al ser propiedades distintas poseen un valor diferente. La constante [b] es un

coeficiente cinético relacionado con la velocidad con que el residuo se composte; es de señalar que con independencia de que se estudie la $VECO_{máxima}$ o el CAO_{20} los valores obtenidos para la constante [b] son muy parecidos: 0.022 ± 0.00363 y $0.017 \pm 0.0051 \text{ d}^{-1}$; en todo caso este valor debe estar relacionado no sólo con el tipo de residuo sino también con la forma de operar, en particular con la frecuencia del volteo, la presencia de valores adecuados de humedad y porosidad de la pila, que a su vez son función del tipo de residuo estudiado. La relación analítica obtenida puede tener interés práctico ya que, para un tipo de residuo y una forma determinada de operar es posible predecir el grado de estabilidad que se ha alcanzado en función del tiempo de compostaje.

3.7.2.- ESTUDIO DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST MEDIANTE AUTOCALENTAMIENTO

A medida que los microorganismos comienzan a biodegradar los residuos, el calor generado por la actividad metabólica aumenta hasta superar al calor que se disipa. Ello es debido a la baja conductividad térmica de la masa de residuo y al espesor considerable que aquel debe recorrer, lo que se traduce en un incremento de la temperatura de la masa que se está compostando. Este incremento es función de al menos las siguientes variables:

- Superficie específica de la muestra;
- Naturaleza de la misma y
- Estado fermentativo en que se encuentre.

Si se estandarizan los dos primeros, el registro de la evolución de la temperatura en el curso del tiempo puede suministrar información acerca del estado fermentativo en que se encuentra una pila de compost. En los párrafos que siguen se informa de los resultados obtenidos en los diversos experimentos de autocalentamiento llevados a cabo con los mismos residuos utilizados en los estudios respirométricos, para así poder comparar ambas técnicas con vistas a encontrar un procedimiento objetivo que permita determinar el punto final de la fase de compostaje.

3.7.2.1.- ESTUDIO DEL AUTOCALENTAMIENTO EN LA PILA TIPO I

Con el residuo Tipo I y con la finalidad de estudiar la influencia del tamaño de muestra se realizaron dos series experimentales en paralelo; en una de ellas se ha utilizado un vaso Dewar de 2500 mL de volumen y en la otra el volumen del vaso es de 1500 mL. En cada una de las series se tomaron siete muestras de la pila a los días 1, 10, 25, 32, 64, 106 y 134 de iniciado el proceso de compostaje.

En las figuras 53 a 59 inclusive se recogen los resultados obtenidos para el autocalentamiento utilizando un vaso Dewar de 2500 mL en tanto que en las figuras 60 a 66 se presentan los obtenidos con las mismas muestras pero con un volumen de vaso de 1500 mL.

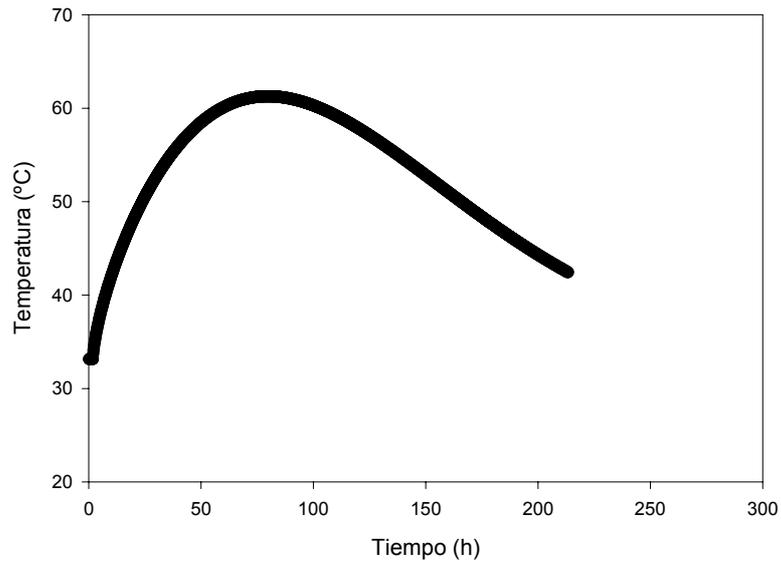


Figura 53.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 1**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 2500 mL de capacidad

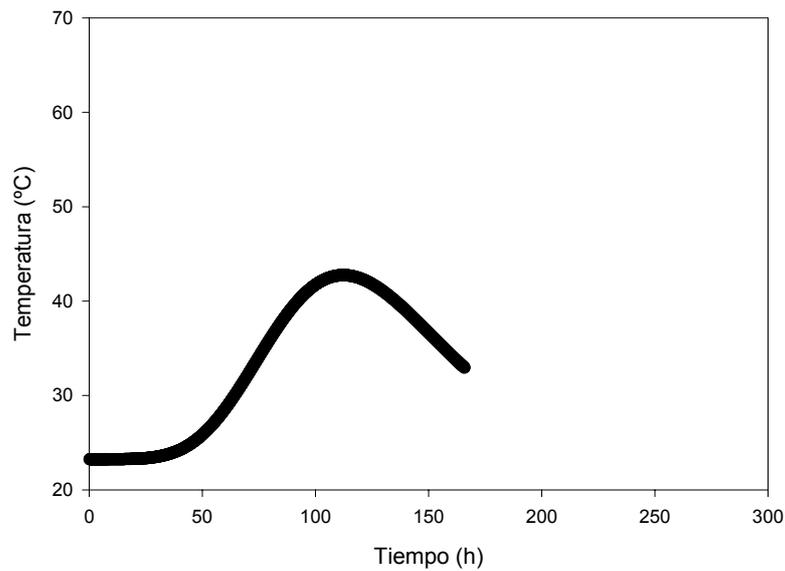


Figura 54.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 10**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 2500 mL de capacidad

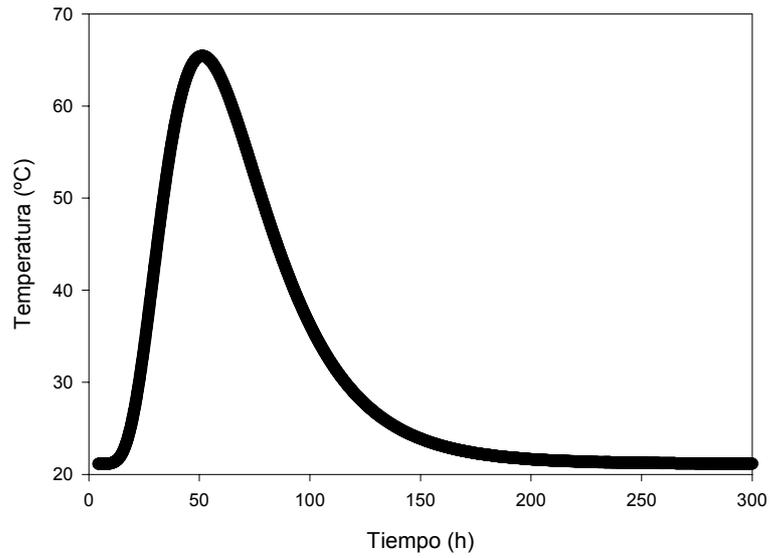


Figura 55.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 25**)
Residuo Tipo I, vaso de 2500 mL de capacidad

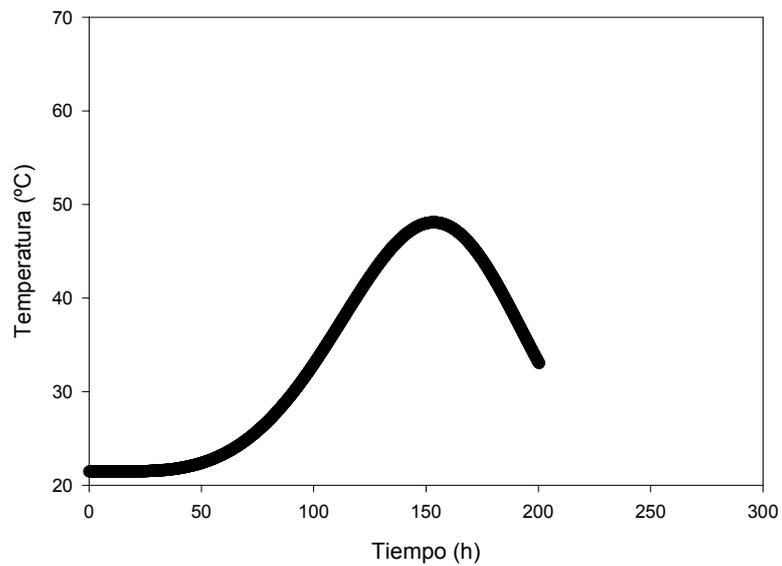


Figura 56.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 32**)
Residuo Tipo I, vaso de 2500 mL de capacidad

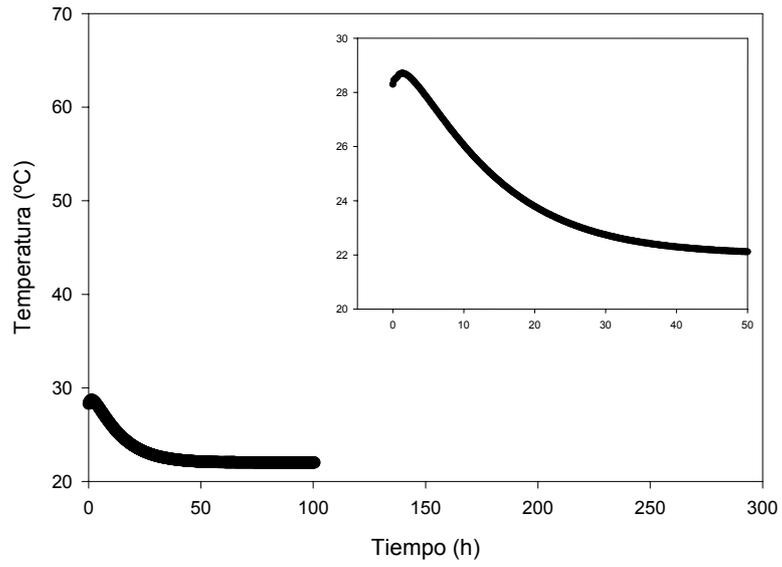


Figura 57.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 64**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 2500 mL de capacidad

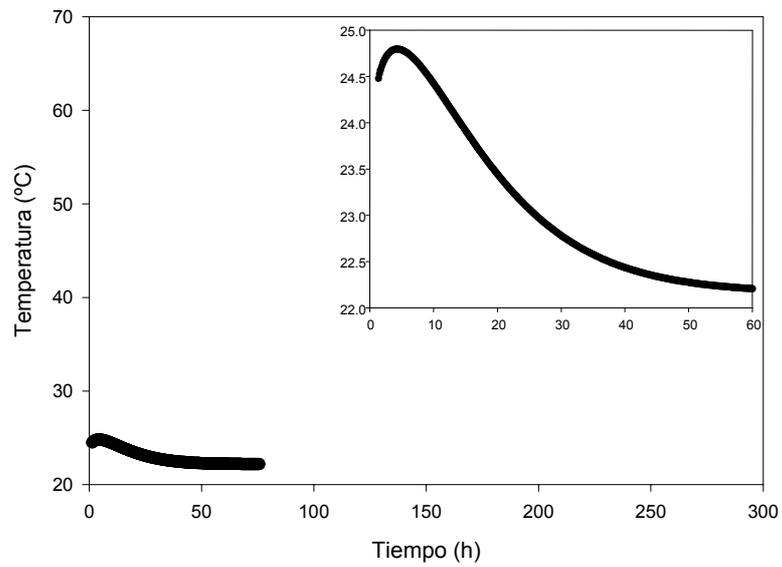


Figura 58.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 106**)
compost Tipo I, vaso dewar de 2500 mL de capacidad

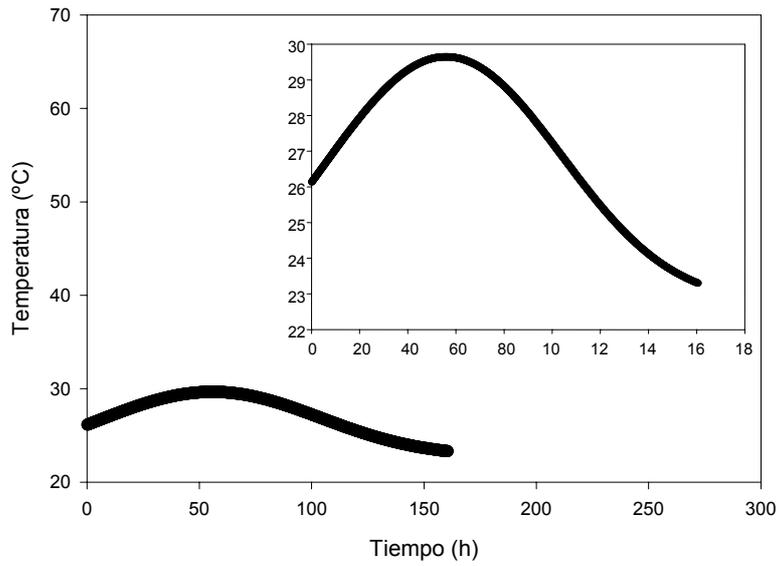


Figura 59.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 134**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 2500 mL de capacidad

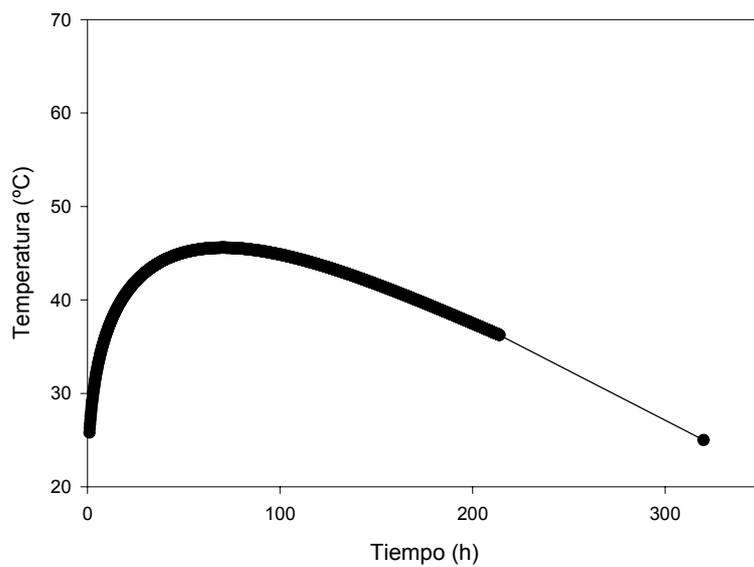


Figura 60.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 1**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

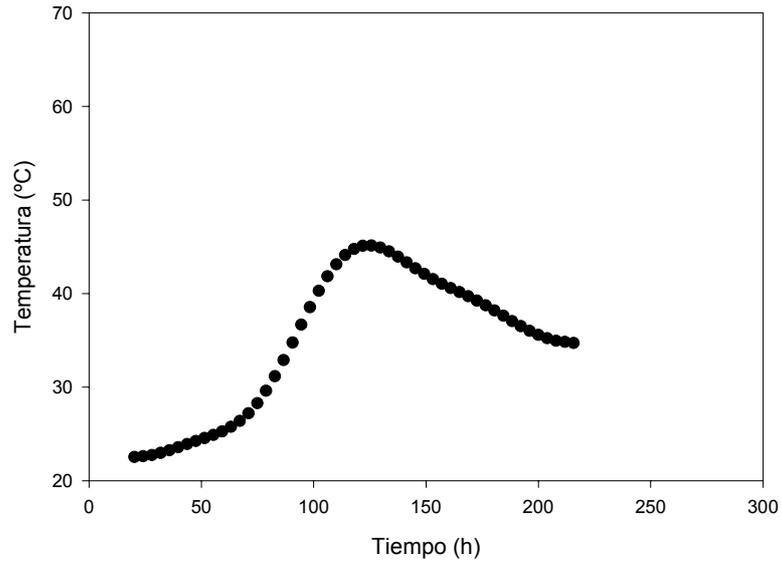


Figura 61.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 10**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

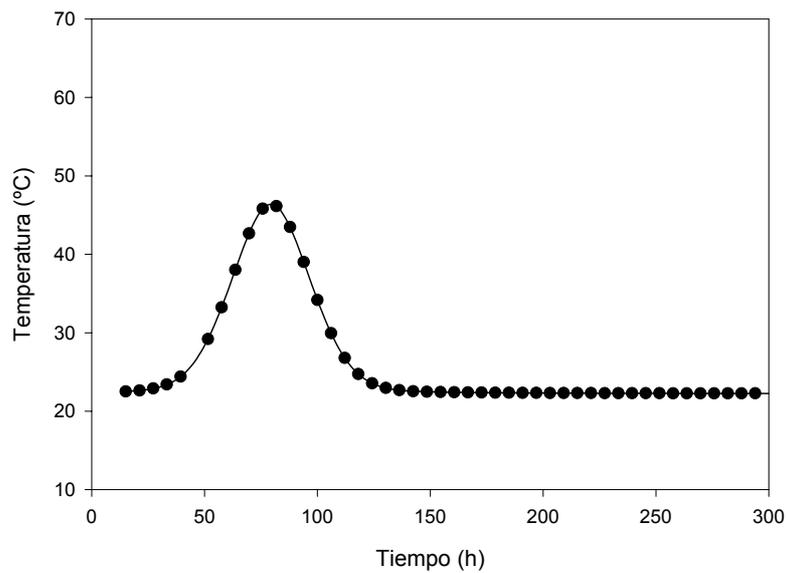


Figura 62.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 25**)
compost Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

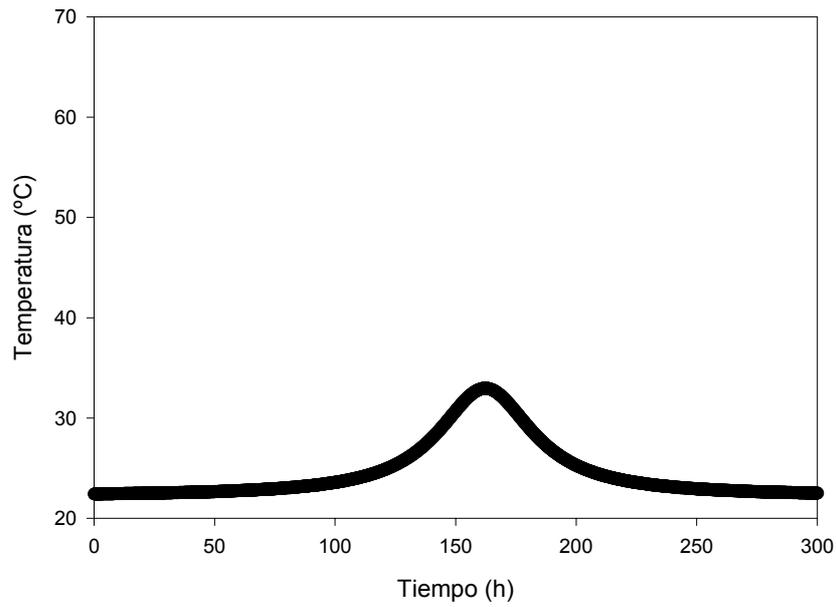


Figura 63.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 32**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

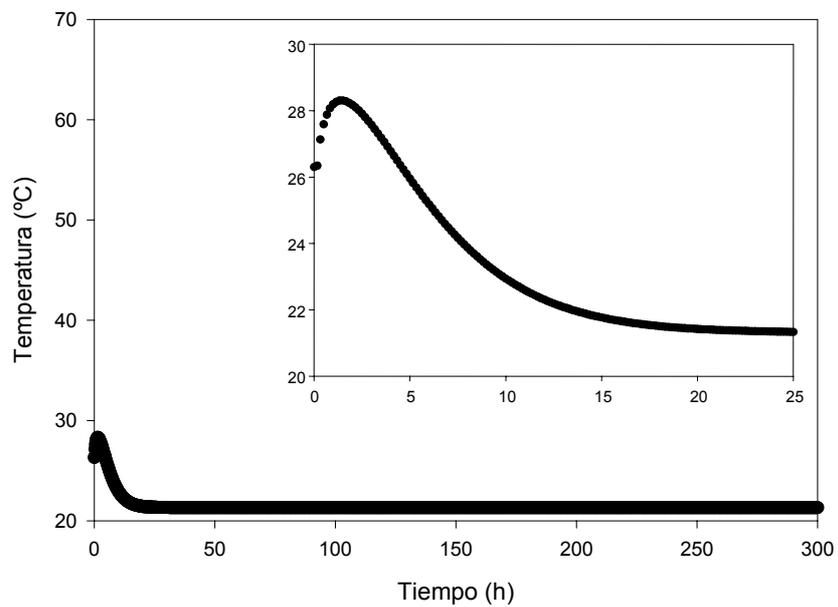


Figura 64.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 64**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

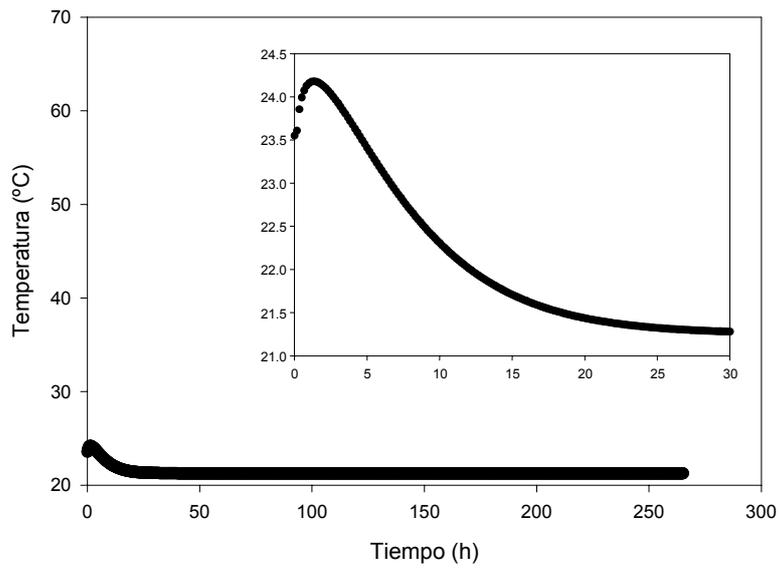


Figura 65.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 106**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

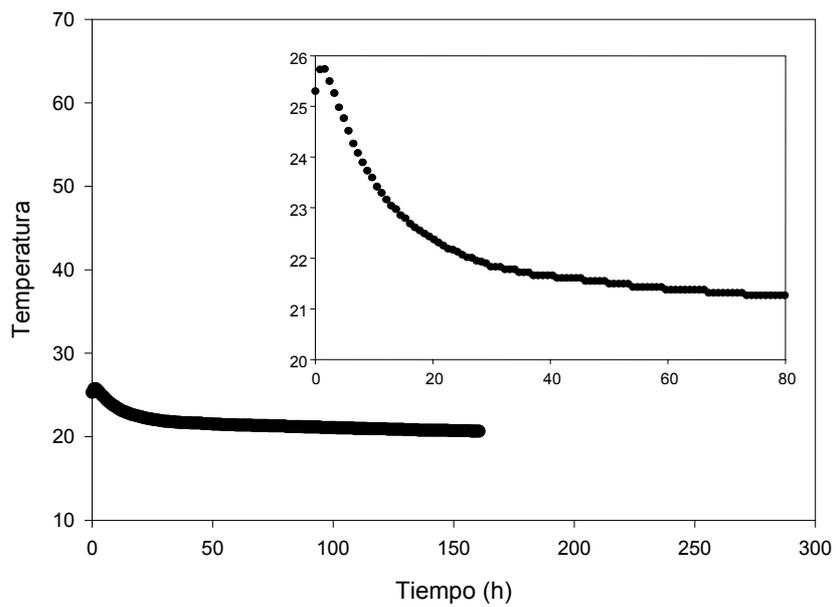


Figura 66.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 134**)
Residuo Tipo I, vaso dewar de 1500 mL de capacidad

Examinando las gráficas precedentes, en todos los casos, se aprecia la existencia de un máximo en la curva temperatura-tiempo, lo que puede explicarse admitiendo que la velocidad de generación de calor metabólico es, en una primera fase, superior a la velocidad de eliminación. Esta última es muy reducida dado que la transformación biológica implicada tiene lugar en el seno de un vaso Dewar por lo que, en una primera aproximación la subida de temperatura en la masa en fase de compostaje debe ser proporcional a su actividad metabólica, de aquí el interés de esta técnica.

Adicionalmente, en algunos experimentos se ha detectado un periodo de inducción que se puede interpretar como una fase de adaptación; por el contrario, en otros no se ha observado con claridad la fase de subida de temperatura. Estos comportamientos iniciales tan diferentes son debidos a los propios cambios de actividad de la pila que suministra las muestras; cuando cae la humedad en la misma el ensayo primero se ralentiza y posteriormente se activa. Por el contrario si la humedad en la pila es la óptima la muestra se encuentra en plena fermentación y no se observa el periodo de inducción.

Finalmente, cuando los experimentos se prolongan en el tiempo se alcanza una temperatura prácticamente constante que pone de manifiesto la paralización de toda actividad metabólica relevante.

La influencia del tamaño de muestra sobre el autocalentamiento se puede apreciar en la figura 67 en la que se ha representado la temperatura máxima alcanzada en los Dewar de 1500 mL y 2500 mL para muestras semejantes tomadas al mismo tiempo de compostaje. Puede observarse que se alcanza una temperatura máxima más elevada, en las fases iniciales del compostaje, cuanto mayor es el tamaño de la muestra, lo que, por otra parte era de esperar dada la menor superficie específica del vaso de 2500 mL de volumen. Conforme avanza el tiempo la diferencia se hace menor y en las fases finales prácticamente no existe diferencia en el comportamiento.

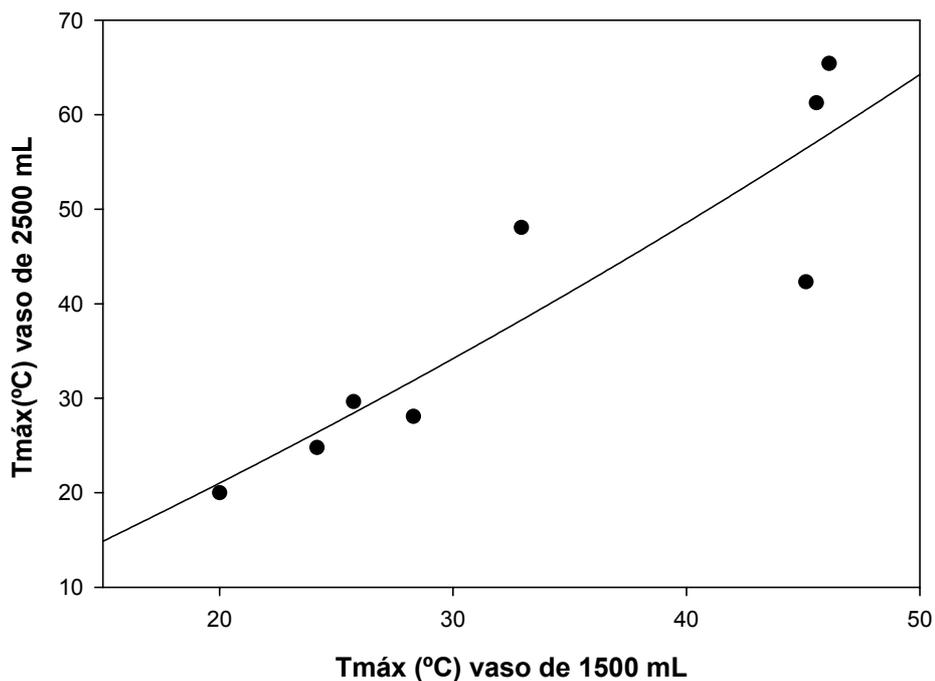
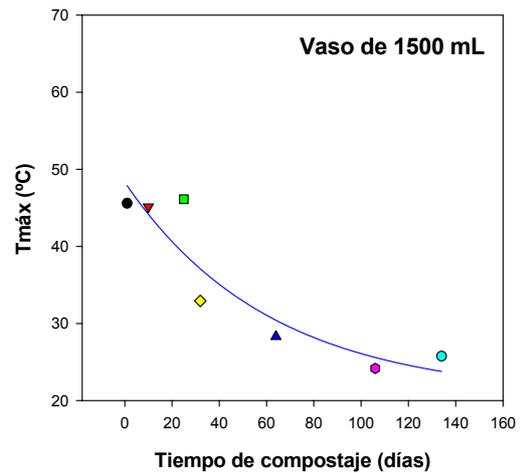
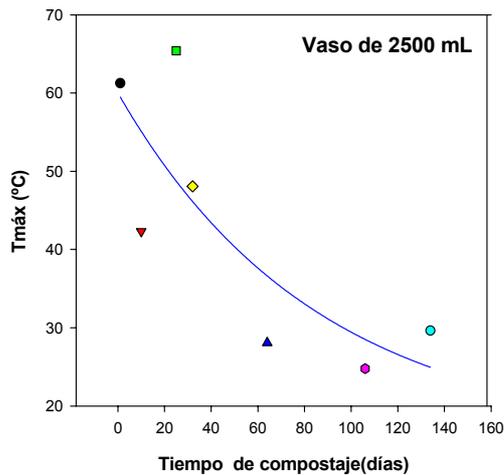


Figura 67.- Temperatura máxima alcanzada en los Dewar de 1500 mL y 2500 mL para muestras semejantes tomadas al mismo tiempo de compostaje

En las figuras 68 y 69 se muestra la evolución con el tiempo de compostaje de la temperatura máxima para cada una de las dos series estudiadas. En ambas situaciones se aprecia una disminución de la temperatura con el tiempo, si bien es más drástica en el vaso de mayor volumen. Como era de esperar, cuando el tiempo de compostaje es elevado, unos 100 días, las temperaturas máximas tienden a igualarse entre sí y ambas a su vez se aproximan a la temperatura ambiente, lo que pone de manifiesto de forma aproximada que se ha alcanzado la estabilidad frente a la oxidación en el residuo.



Figuras 68 y 69.- Evolución con el tiempo de compostaje de la temperatura máxima para cada una de las dos series estudiadas. Pila Tipo I

3.7.2.2.- ESTUDIO DEL AUTOCALENTAMIENTO EN LA PILA TIPO I I

Como en el caso del residuo Tipo I, ya comentado, en todos los experimentos al representar la temperatura frente al tiempo, se observa la aparición de un máximo bien definido; ver las figuras 70 a 77 inclusive. Dado que cuanto mayor es el tamaño de la muestra estudiada esta es más representativa del conjunto que se pretende describir y que, por otra parte, ya se ha puesto de manifiesto que las variaciones de temperatura entre el principio y final del compostaje son más acusadas se decidió utilizar, exclusivamente, vasos de 2500 mL de volumen. Adicionalmente, al no tener que llevar en paralelo los experimentos con los vasos de 1500 mL se disponía de mayor espacio en la estufa de cultivos y se han podido realizar algunos de los ensayos por duplicado.

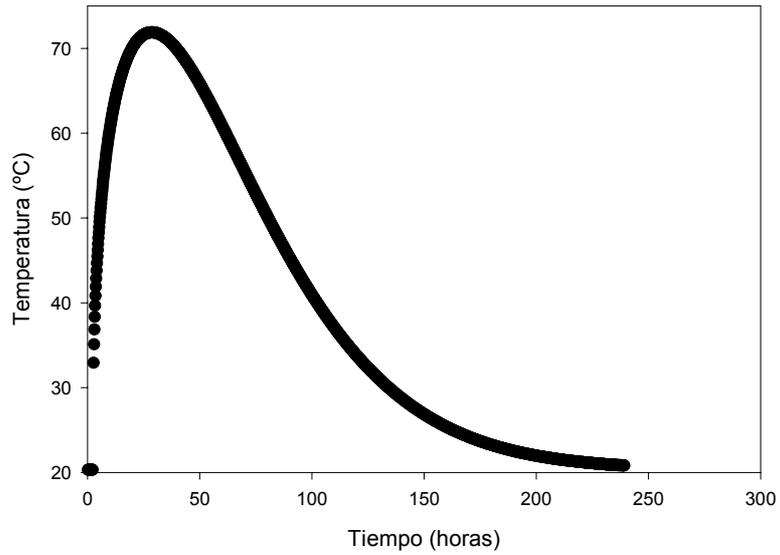


Figura 70.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 1**)
Residuo Tipo II

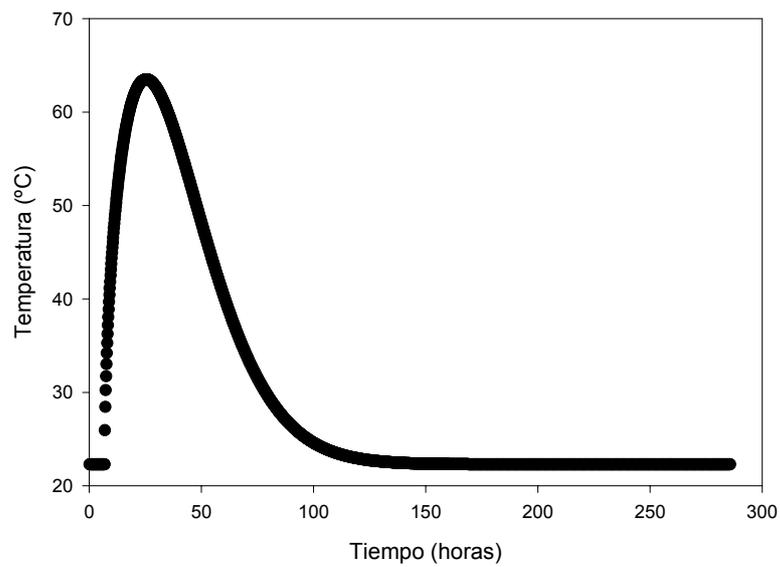


Figura 71.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 22**)
Residuo Tipo II

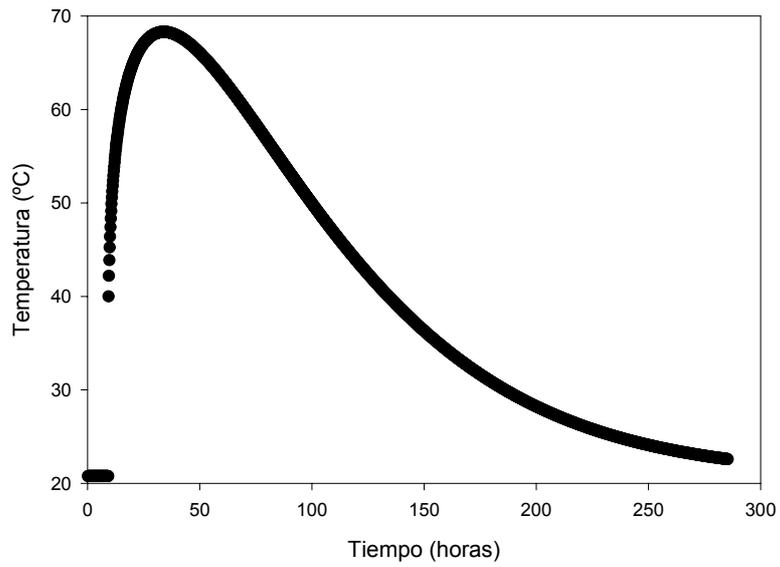


Figura 72 (bis).- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 22**)
Residuo Tipo II

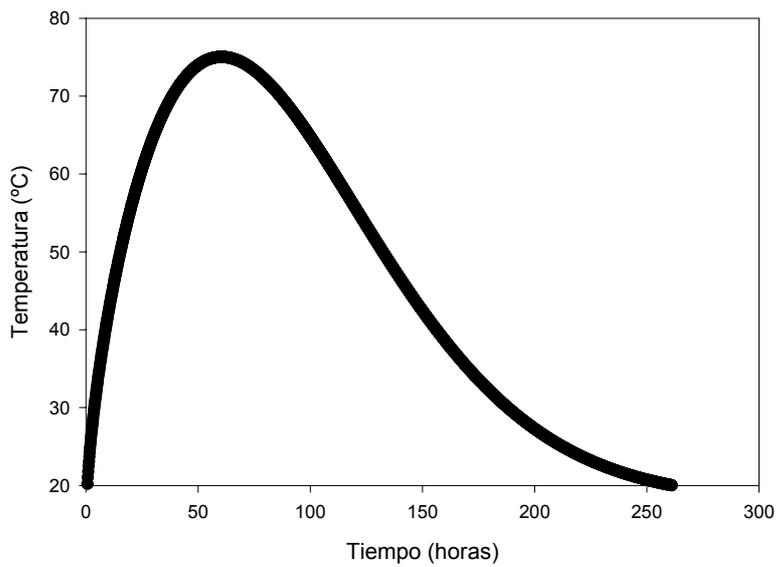


Figura 73.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 33**)
Residuo Tipo II

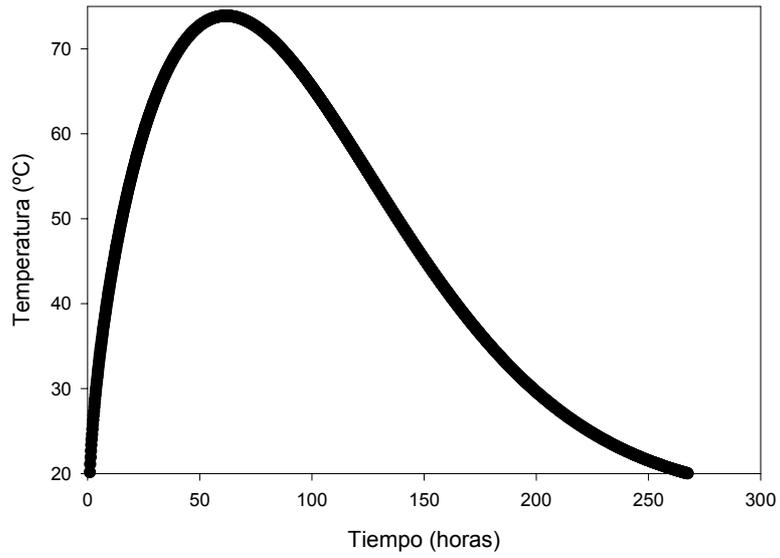


Figura 74 (bis).- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 33**)
Residuo Tipo II

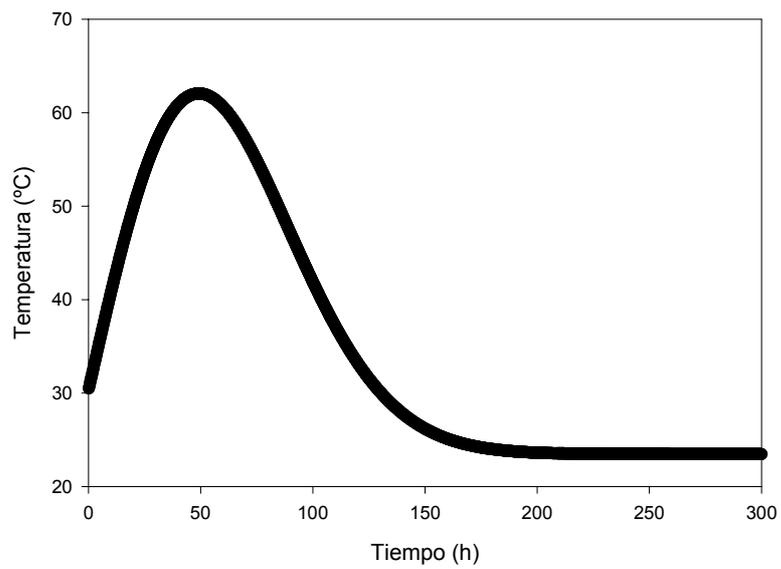


Figura 75.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 55**)
Residuo Tipo II

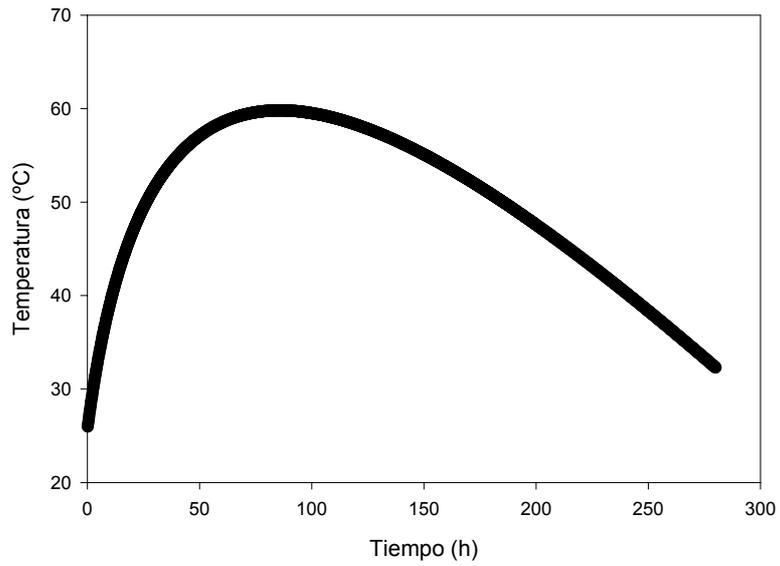


Figura 76.- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 64**)
Residuo Tipo II

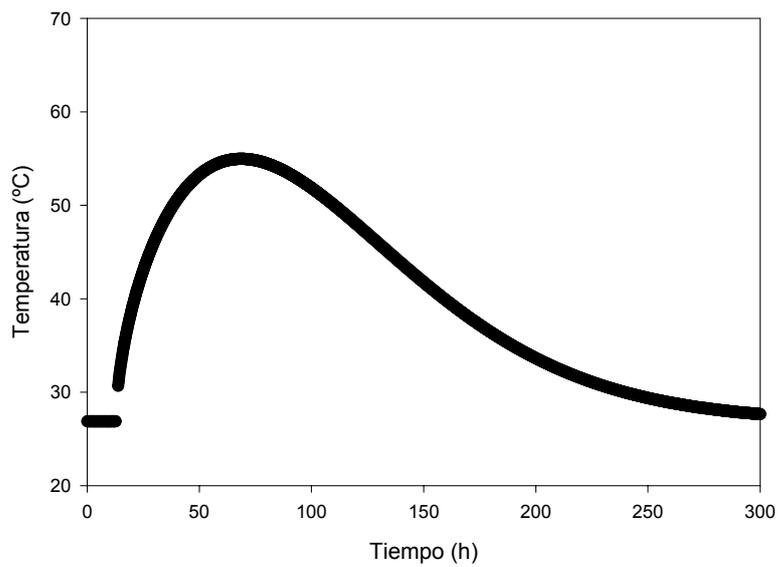


Figura 77- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 100**)
Residuo Tipo II

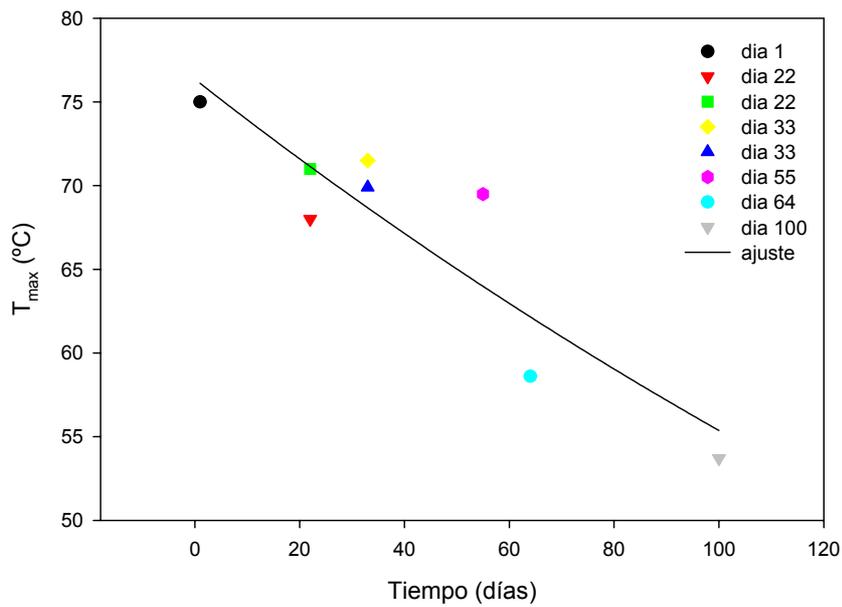


Figura 78.- Evolución de la $T_{m\acute{a}x}$ con el tiempo de compostaje Residuo TIPO II

La representación de la temperatura máxima frente al tiempo - figura 78 - nuevamente pone de manifiesto un descenso progresivo de la misma. Desgraciadamente no fue posible prolongar el experimento en el tiempo y por ello no se observa una tendencia a la estabilización final; en todo caso, puede deducirse de ella que, con 100 días de compostaje éste residuo todavía no se ha estabilizado completamente ya que la temperatura máxima que se alcanza en el último experimento 50 °C, es muy superior a la del ambiente (22 °C).

3.7.2.3.- ESTUDIO DEL AUTOCALENTAMIENTO EN LA PILA TIPO III

A diferencia de los dos residuos precedentes, una toma de muestra adecuada en los primeros días de compostaje/fermentación es prácticamente imposible debido al estado de compactación de los lodos; sólo después de un periodo de tiempo superior a un mes se produce un secado parcial de los mismos lo que unido a los volteos produce una desintegración mecánica que facilita tanto el compostaje como la toma de muestra.

En las figuras 79 a 82 inclusive se ha representado la evolución de la temperatura con el tiempo para muestras tomadas a los 43, 55, 64 y 100 días de compostaje; de nuevo en todos los casos, excepto en la figura 82 bis, se observa un comportamiento semejante tanto entre sí como con los otros residuos ya estudiados, apareciendo un máximo bien definido.

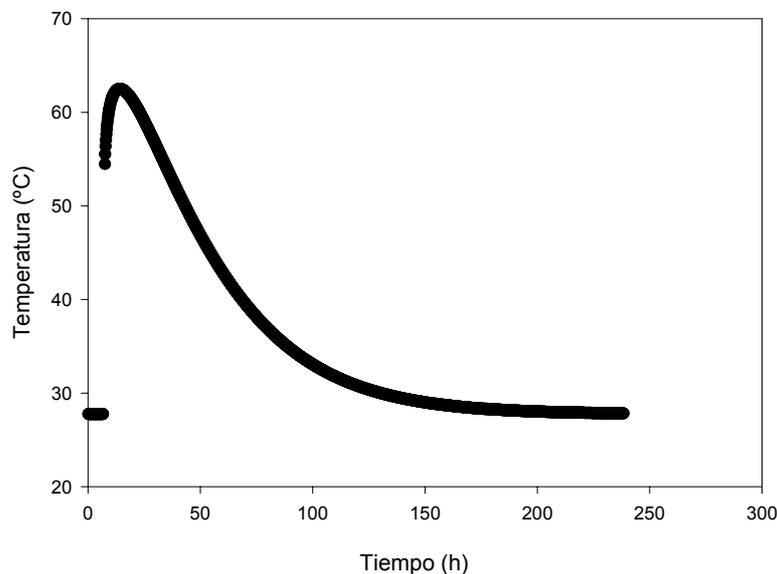


Figura 79- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 43**)
Residuo Tipo III

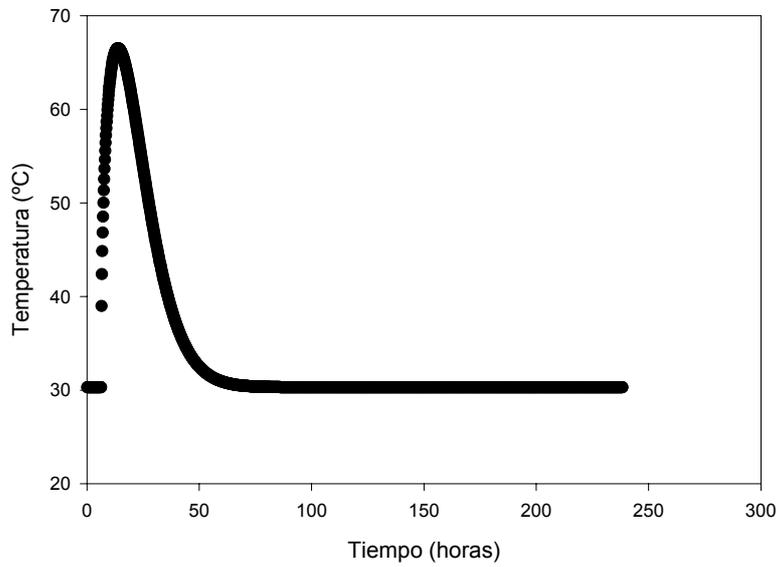


Figura 79(bis)- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 43**)
Residuo Tipo III

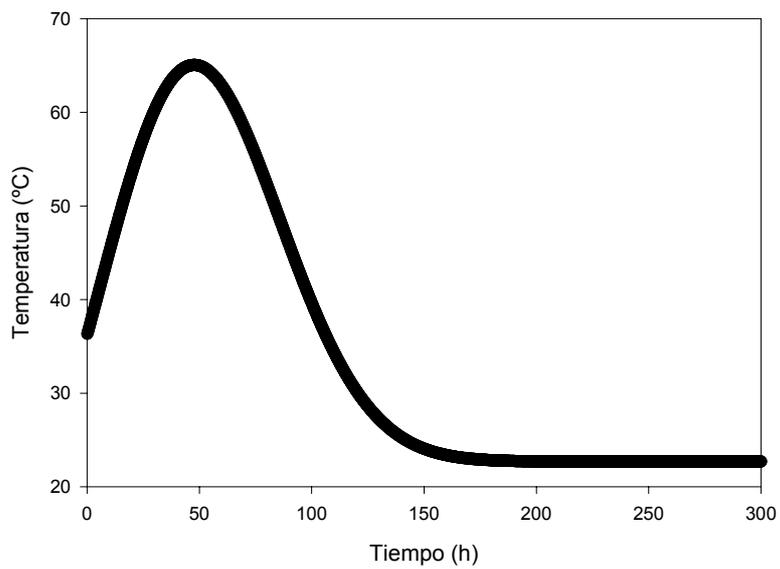


Figura 80- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 55**)
Residuo Tipo III

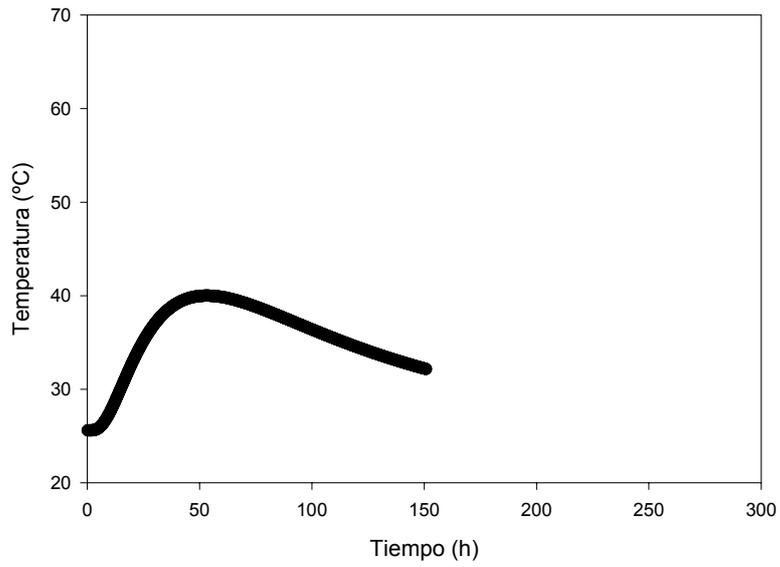


Figura 81- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 64**)
Residuo Tipo III

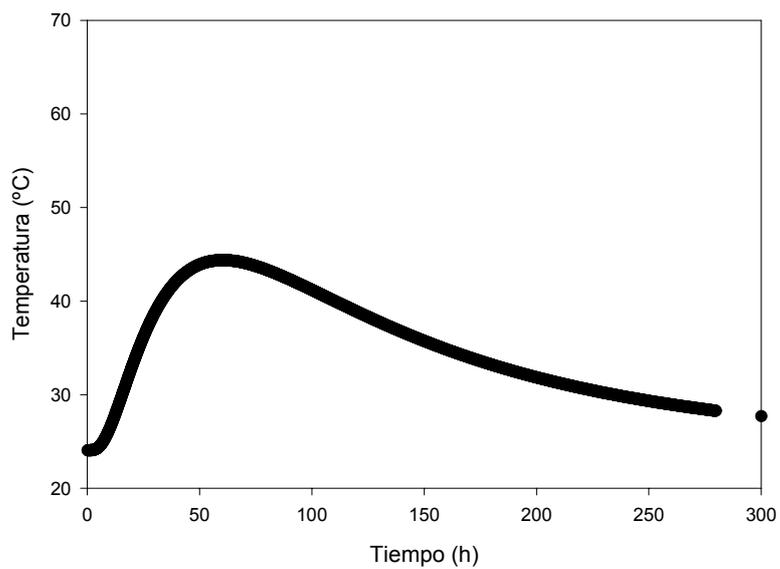


Figura 81 (bis)- Evolución de la temperatura frente al tiempo (**día 64**)
Residuo Tipo III

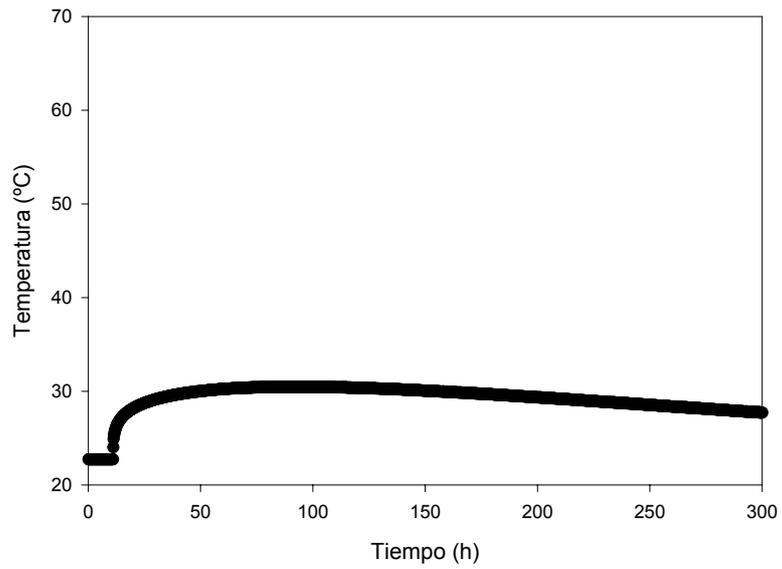


Figura 82- Evolución de la temperatura frente al tiempo (día 100)
Residuo Tipo III

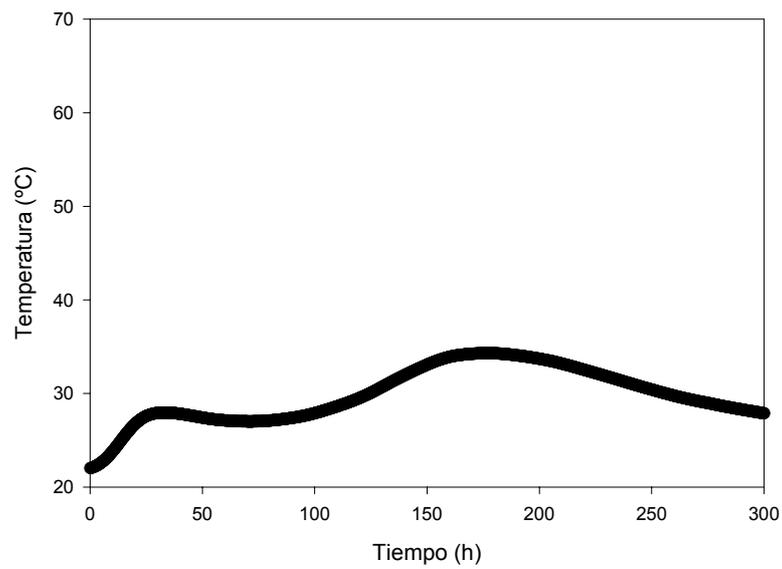


Figura 82 (bis)- Evolución de la temperatura frente al tiempo (día 100)
Residuo Tipo III

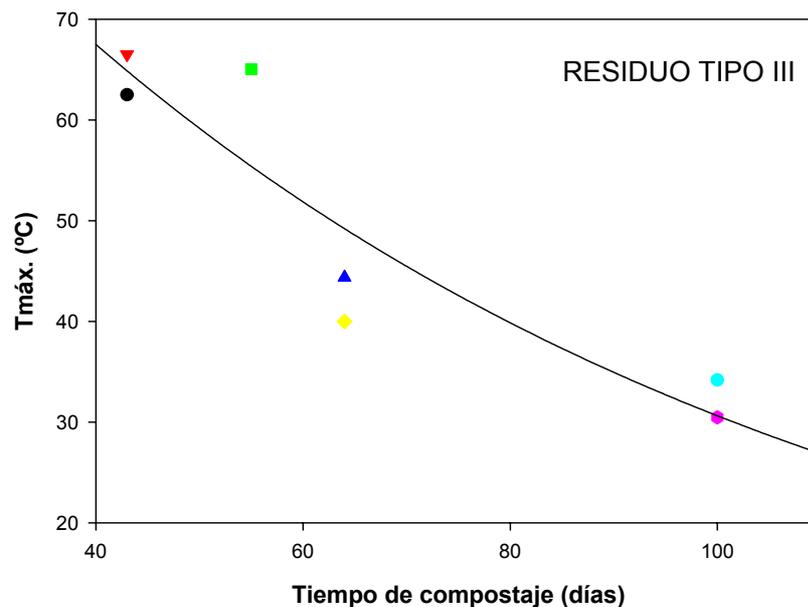


Figura 83.- Evolución de la Tmáxima frente al tiempo de compostaje en la pila Tipo III

La representación de la temperatura máxima frente al tiempo de compostaje conduce a la figura 83, donde nuevamente se pone de manifiesto una acusada disminución de aquella, ya que se pasa de valores próximos a 67 °C a 30 °C en un intervalo de tiempo de 60 días. La temperatura alcanzada a los 100 días (30 °C) está ya próxima a la temperatura ambiente (22 °C) lo que indica que el residuo está prácticamente estabilizado.

3.7.3.- ANÁLISIS TEÓRICO DEL AUTOCALENTAMIENTO

En este apartado se describe un modelo teórico de autocalentamiento que permite obtener a partir de los datos de este test una estimación de la $VECO_{max}$ y el CAO respirométricos.

En el apartado 3.7.7. se ejemplifica todo el proceso de cálculo de la $VECO_{max}$ y el CAO a partir del test de autocalentamiento con uno de los ensayos realizados.

La curva experimental temperatura-tiempo obtenida en el estudio del autocalentamiento es el resultado de los procesos de generación y pérdida de energía calorífica.

Efectuando un balance de energía, en estado no estacionario, en torno al vaso Dewar representado en la **figura 19** se puede formular la ecuación siguiente:

$$M \cdot c_p \left(\frac{dT}{dt} \right) = \frac{d(SV)}{dt} \cdot H_{SV} - UA(T - T_a) - \frac{d(H_2O)}{dt} \cdot \lambda \quad (1)$$

$$\left[\begin{array}{l} \text{Acumulación de energía} \\ \text{calorífica en forma de} \\ \text{calor sensible} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Calor biológico} \\ \text{generado por} \\ \text{la biodegradación} \\ \text{de los sólidos volátiles} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Calor sensible} \\ \text{perdido hacia} \\ \text{los alrededores} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Pérdidas de calor} \\ \text{latente debido a la} \\ \text{evaporación del agua} \end{array} \right] \quad (2)$$

M= masa de la muestra húmeda (g)

SV= sólidos volátiles (materia orgánica degradable contenida en el residuo) (g)

C_p= calor específico de la muestra húmeda a presión atmosférica (J/g.°C)

T= Temperatura de la muestra húmeda dentro del vaso Dewar (°C)

T_a= Temperatura ambiente (°C).

t= Tiempo (h)

H_{SV}= Energía calorífica específica liberada en la degradación de los SV (J / g.SV)

U= Coeficiente integral de transmisión de calor, desde el vaso Dewar que contiene la muestra hacia los alrededores (J / h.m².°C)

A= Area total a través de la cual tiene lugar el intercambio de calor (m²)

λ= Calor latente de vaporización del agua (J/g)

H₂O= Agua contenida en la muestra de compost o generada por la degradación de SV (g).

El balance de energía formulado no es suficiente para la predicción de la evolución de la temperatura en el curso del tiempo ya que se precisa conocer, la variación con el tiempo del contenido en agua y de los sólidos volátiles. Puesto que estos cambios no se pueden seguir de forma sencilla es necesario efectuar un análisis aproximado del balance de energía con la finalidad de obtener la máxima información posible solo a través de la curva experimental T vs t.

Separando variables e integrando la ecuación (1) se tiene:

$$\int_{T_i}^{T_f} dT = \int_{SV_i}^{SV_f} \frac{H_{SV}}{M.C_p} d(SV) - \int_0^t \frac{UA}{M.C_p} (T - T_a) dt - \int_{(H_2O)_i}^{(H_2O)_f} \frac{\lambda}{M.C_p} d(H_2O) \quad (3)$$

Para la integración de esta ecuación se establecen las siguientes hipótesis:

- $T_f = T_i$ (lo que implica dejar evolucionar el sistema hasta que, después de cierto tiempo, se alcance la temperatura inicial).
- Se suponen valores medios, en el intervalo de integración, para los

cocientes: $\frac{H_{SV}}{M.C_p}$, $\frac{UA}{M.C_p}$ y $\frac{\lambda}{M.C_p}$

Seguidamente se definen dos nuevas variables:

$$K_c = \frac{UA}{M.C_p} \text{ y } F = \int_0^t (T - T_a) dt \quad (4)$$

Con lo que la ecuación (3) toma definitivamente la forma:

$$\frac{H_{SV}}{M.C_p} \Delta(SV) = K_c F + \frac{\lambda}{M.C_p} \Delta(H_2O) \quad (5)$$

donde:

$\Delta SV =$ pérdidas de SV durante el ensayo (g)

$\Delta H_2O =$ pérdidas totales de agua durante el ensayo (g)

El segundo término del segundo miembro de la **ecuación (5)** engloba a su vez a dos sumandos:

- El calor invertido en evaporar parte de la humedad de la muestra (ΔH_2O^*) y
- El calor invertido en evaporar el agua que se forma al oxidar el hidrógeno contenido en la materia orgánica (este se estima aceptando que el agua generada es la mitad de los sólidos volátiles consumidos en el proceso ($0.5 \cdot \Delta SV$), Koenig y Tao (1996)).

Con esta aproximación la ecuación (5) puede escribirse de nuevo en la forma:

$$\frac{H_{SV}}{M.C_p} \Delta(SV) = K_c.F + \frac{\lambda}{M.C_p} [\Delta(H_2O)^* + 0.5 \times \Delta(SV)] \quad (6)$$

$$\left(\begin{array}{c} \text{Generación} \\ \text{total de calor} \\ \text{biológico} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{Pérdidas de calor} \\ \text{sensible a los} \\ \text{alrededores} \end{array} \right) + \left(\begin{array}{c} \text{Pérdidas de calor} \\ \text{latente debido a la} \\ \text{evaporación} \end{array} \right)$$

Dado que no se dispone de una relación analítica entre temperatura y tiempo, el valor de F se calcula mediante integración numérica.

La ecuación precedente permite calcular un valor medio de H_{SV} si se conocen las restantes variables que figuran en la misma; para lo que debe determinarse el valor de K_c .

Veamos como se calcula este valor. Cuando cesa la producción de calor biológico, simultáneamente lo hace la producción de agua de origen biológico; por otra parte se inicia una disminución de la temperatura y de la presión de vapor del agua y esto de manera acusada por lo que, en una primera aproximación admitiremos que cesa la evaporación; por ello la ecuación (1) se puede escribir en la forma:

$$MC_p \frac{dT}{dt} = -UA(T - T_a) \quad (7)$$

Separando variables e integrando, suponiendo un valor medio para el cociente

$$\frac{UA}{MC_p} = K_c \quad \text{se tiene:}$$

$$\ln(T - T_a) = -K_c t + \text{cte} \quad (8)$$

de la representación del $\ln(T - T_a)$ frente al tiempo t se tiene una recta cuya pendiente coincide con el valor de K_c , lo que permite, como ya se ha dicho, obtener H_{SV} a partir de la ecuación 6. La linealidad de la representación anterior sirve, por otra parte, para comprobar el cumplimiento de la ecuación (8)

3.7.4.- ESTIMACIÓN DEL CONSUMO DE OXÍGENO A PARTIR DE LOS DATOS DE AUTOCALENTAMIENTO

Reordenando la ecuación (1) se tiene:

$$\underbrace{\frac{d(SV)}{dt} H_{sv}}_{\text{Velocidad de generación de energía debido a la oxidación de los SV}} = \underbrace{MC_p \frac{dT}{dt} + UA(T - T_a)}_{\text{Velocidad de consumo de energía dedicada a cambio de temperatura}} + \underbrace{\frac{d(H_2O)}{dt} \lambda}_{\text{Velocidad de consumo de energía dedicada a cambio de fase}} \quad (9)$$

Velocidad de generación de energía debido a la oxidación de los SV

$E_{\text{GENERACIÓN}}$ (J/h)

Velocidad de consumo de energía dedicada a cambio de temperatura

E_{SENSIBLE} (J/h)

Velocidad de consumo de energía dedicada a cambio de fase

E_{LATENTE} (J/h)

Si admitimos que la energía generada en la unidad de tiempo E_G se reparte siempre en una misma proporción entre los sumandos: E_C sensible y E_C latente, podemos escribir que:

$$E_{\text{LATENTE}} = E_{\text{SENSIBLE}} \cdot X$$

y entonces:

$$E_{\text{GENERACIÓN}} = [1 + X] * E_{\text{SENSIBLE}} = r_a * E_{\text{SENSIBLE}}$$

y la constante de proporcionalidad r_a se pueden calcular con la ayuda de la ecuación 6:

$$r_a = \frac{\text{(Generación total de calor biológico)}}{\text{(Pérdidas de calor sensible)}} \quad (10)$$

Con lo que se tiene un valor global de la misma.

Al dividir por M la ecuación (9) y con la definición dada para r_a se tiene la energía generada por unidad de masa y tiempo E^*_G (J/h.g).

$$E^*_G = \frac{dSV}{dt} \cdot \frac{Hsv}{M} = r_a \cdot c_p \left[\frac{dT}{dt} + K_c(T - T_a) \right] \quad (11)$$

Los valores puntuales de E^*_G (J/h.g) se pueden obtener al representar

$\frac{dT}{dt} + K_c(T - T_a)$ vs t y multiplicar seguidamente los mismos por el producto $c_p \cdot r_a$

Por otra parte, a partir de relaciones bioenergéticas esta bien establecido que el consumo de 1 g de O_2 genera, aproximadamente, 14.000 J de calor (Haug 1993, Koenig y Tao 1996). Por ello, si dividimos la velocidad de generación de energía específica máxima por 15000 J/ g O_2 tendremos los g. O_2 /h. g muestra

y si esto se multiplica por el valor inicial de $\left(\frac{M}{SV} \right)$, expresado en g de muestra/g de SV, ya que el máximo siempre está cerca del inicio del experimento, tendremos un valor muy aproximado de la VECO max expresada en g O_2 /h.gSV.

$$VECO_{max} \cong \frac{E^*_{máx}_G \left[\frac{J}{h.g \text{ de muestra}} \right]}{14000 \left[\frac{J}{g O_2 \text{ consumido}} \right]} * \frac{M(g \text{ muestra})}{SV(g \text{ de SV})} = \frac{E^*_G \cdot M}{14000SV} \left[\frac{g O_2 \text{ consumidos}}{h.g \text{ de SV}} \right]$$

Por otra parte, si calculamos el área de la curva:

$\left[\frac{dT}{dt} + K_c(T - T_a) \right]$ vs tiempo, entre $t(\text{inicial})$ y $t(\text{final})$ y la multiplicamos por

$r_a \cdot c_p$; tendremos la energía total generada en el experimento por gramo de muestra (J/g de muestra). Dividiendo por 15000 J/g O_2 tendremos los (g O_2 consumidos/g muestra). Al multiplicar el valor anterior por M (g de muestra) y

dividir por ΔSV (g de SV) se tiene el CAO total expresado en (g O₂ consumidos/g SV convertido).

3.7.5.- COMPARACIÓN DE LAS $VECO_{m\acute{a}x}$ OBTENIDAS EXPERIMENTALMENTE MEDIANTE RESPIROMETRÍA Y LAS ESTIMADAS A PARTIR DEL AUTOCALENTAMIENTO

Siguiendo el esquema de cálculo descrito en el anexo y con los datos experimentales de las curvas T vs t descritas en los apartados 3.7.2.1, 3.7.2.2 y 3.7.2.3 se ha estimado la $VECO_{m\acute{a}x}$ para todos los residuos en función del tiempo.

En la figura 84 se representa, para el residuo tipo I, la evolución de la $VECO_{m\acute{a}x}$ estimada a partir de las curvas de autocalentamiento y la determinada experimentalmente a través de respirometría. Con el fin de comparar los resultados experimentales $VECO_{m\acute{a}x}$ vs t con los estimados, se han ajustado ambos conjuntos de datos a sendas ecuaciones empíricas, lo que permite calcular el error relativo de la estimación a cualquier tiempo. Dicha estimación se refleja en la figura 85 para el residuo tipo I

Los errores relativos calculados por la expresión:

$$\text{Error}(\%) = \left[\frac{(VECO_{m\acute{a}x})_{resp} - (VECO_{m\acute{a}x})_{auto}}{(VECO_{m\acute{a}x})_{resp}} \right] \times 100$$

oscilan entre +75% y -300% lo que pone de manifiesto la dificultad de la predicción de la actividad respiratoria, por este método.

Siguiendo el mismo procedimiento descrito en la figura 84 se representan las parejas $VECO_{m\acute{a}x}$ vs t para el residuo tipo II; aunque los errores relativos son sensiblemente inferiores ya que oscilan entre -20% y +50% (ver figura 87).

Finalmente para el residuo tipo III la comparación solo es posible a partir de los 40 días de compostaje ya que no es posible realizar los experimentos de

autocalentamiento hasta que el lodo comienza a disgregarse. De nuevo se observan (figura 89) unos errores relativos comprendidos entre -200% y $+75\%$. A la vista de estos resultados puede concluirse que el modelo matemático descrito en el apartado 3.7.3 es inadecuado para predecir la actividad respiratoria a través de las curvas de autocalentamiento pero tal vez esta fuera una conclusión precipitada por las razones siguientes:

- a) Sólo se han efectuado tres experimentos de compostaje.
- b) Las muestras utilizadas son muy heterogéneas por lo que no es seguro que la utilizada en respirometría sea análoga a la empleada para el autocalentamiento.
- c) El tamaño de muestra utilizada en respirometría no supera, en ningún caso, 1g en tanto que las muestras empleadas para la obtención de curvas de autocalentamiento son sensiblemente superiores: unos 1000 g.

Sería interesante para poder estimar o desestimar el modelo emplear un sistema bastante más homogéneo que los RSU como hacen Koenig y Bari (2000).

En cualquier caso las curvas de autocalentamiento, por si mismas, tienen gran utilidad como se ha visto en los apartados 3.7.2.1, 3.7.2.2 y 3.7.2.3.

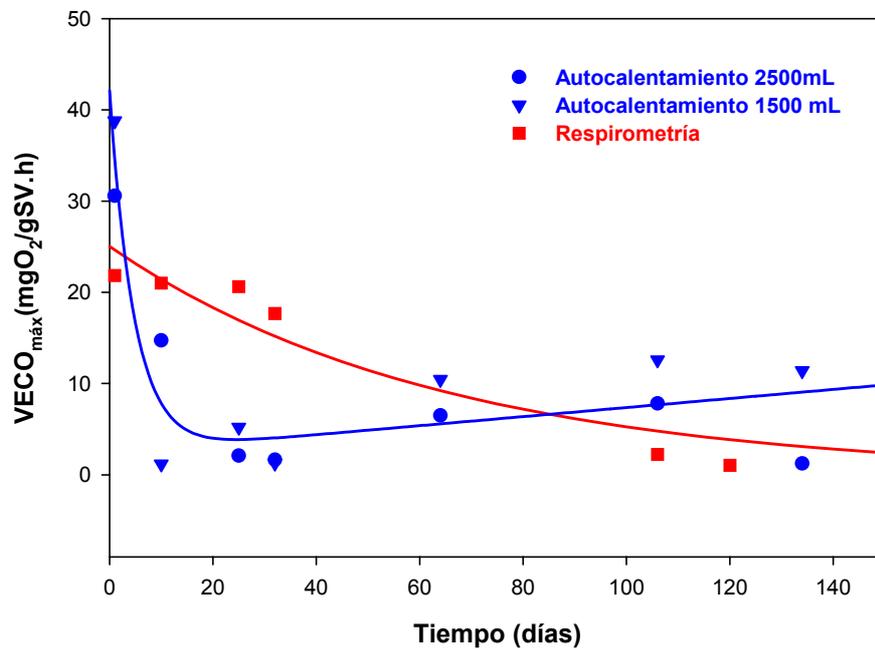


Figura 84.- Evolución temporal de la VECO_{máx} obtenida experimentalmente por respirometría y la estimada a partir de las curvas de autocalentamiento. Pila Tipo I

Pila Tipo I:

Ecuación correspondiente a la curva de autocalentamiento

$$VECO_{máx} = 2.4033 + 39.7138e^{-0.2085.t} + 0.497 + t$$

Ecuación correspondiente a la curva de respirometría

$$VECO_{máx} = 25.0246e^{-0.0156.t}$$

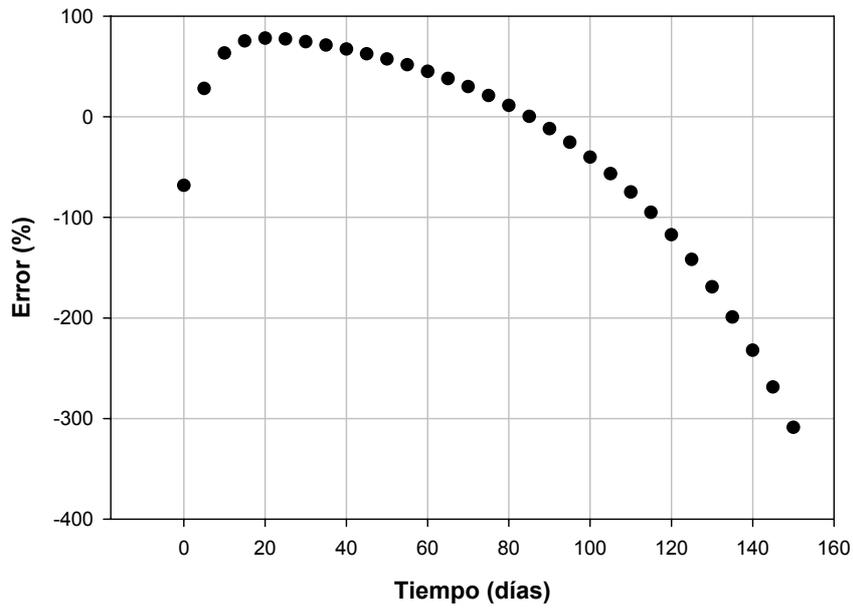


Figura 85.- Error relativo de la VECOM_{máx} estimada por autocalentamiento con relación a la determinada experimentalmente por respirometría. Pila tipo I

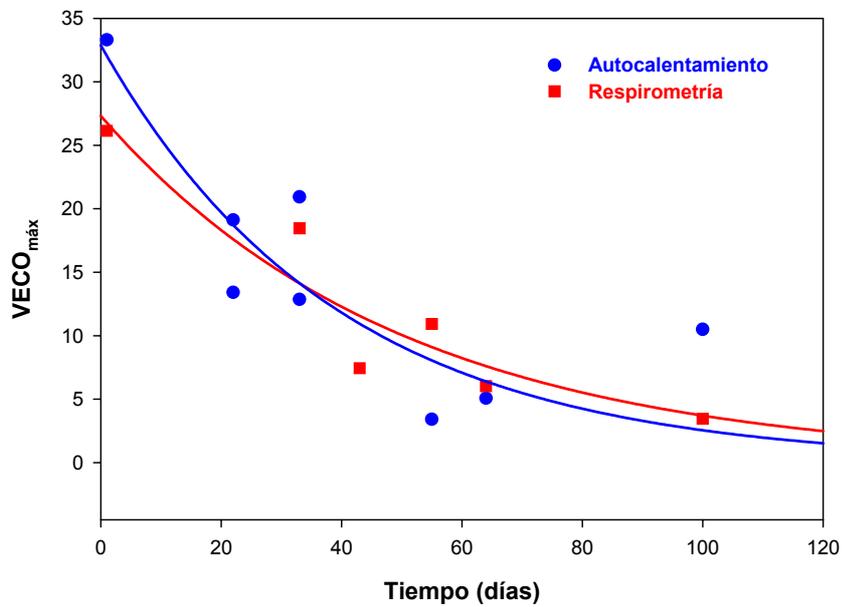


Figura 86.- Evolución temporal de la VECOM_{máx} obtenida experimentalmente por respirometría y la estimada a partir de las curvas de autocalentamiento. Pila Tipo II

Pila Tipo II:

Ecuación correspondiente a la curva de autocalentamiento

$$VECO_{\text{máx}} = 32.88e^{-0.02558.t}$$

Ecuación correspondiente a la curva de respirometría

$$VECO_{\text{máx}} = 27.32e^{-0.0199.t}$$

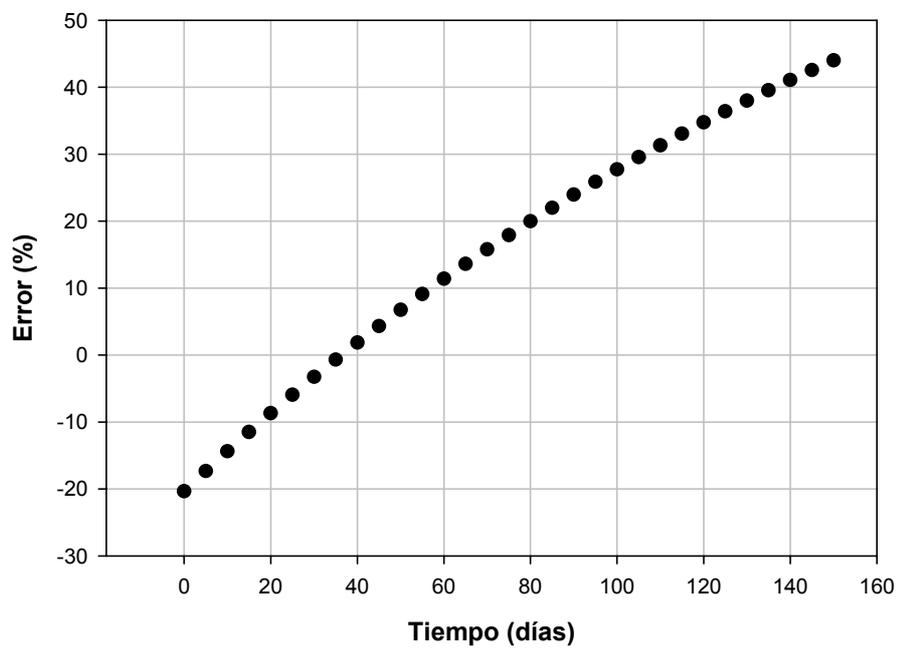


Figura 87.- Error relativo de la VECO_{máx} estimada por autocalentamiento con relación a la determinada experimentalmente por respirometría.
Pila tipo II

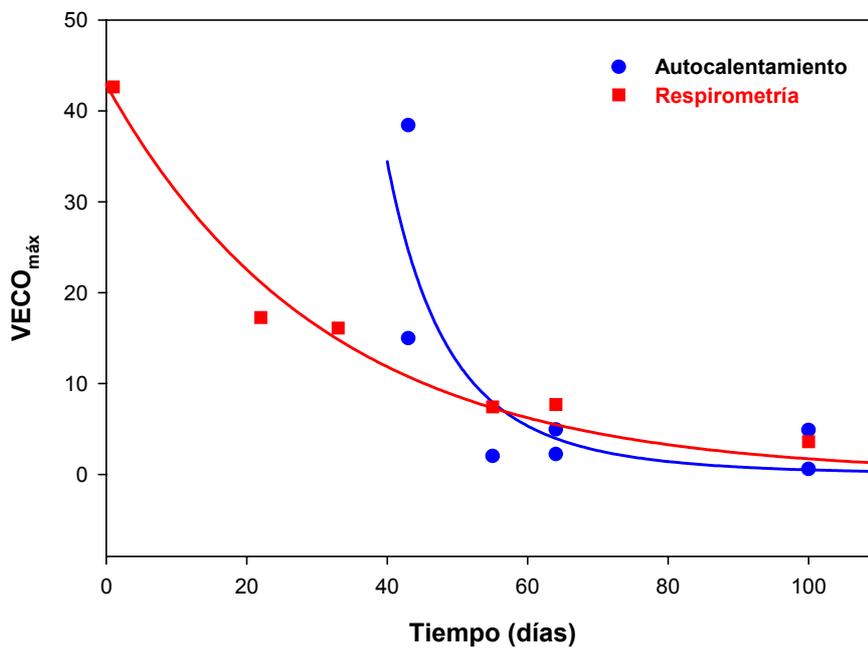


Figura 88.- Evolución temporal de la VECO_{máx} obtenida experimentalmente por respirometría y la estimada a partir de las curvas de autocalentamiento. Pila Tipo III

Pila Tipo III:

Ecuación correspondiente a la curva de autocalentamiento

$$VECO_{máx} = 7.9887 \cdot 10^8 \cdot t^{-4.5976}$$

Ecuación correspondiente a la curva de respirometría

$$VECO_{máx} = 42.863e^{-0.0321t}$$

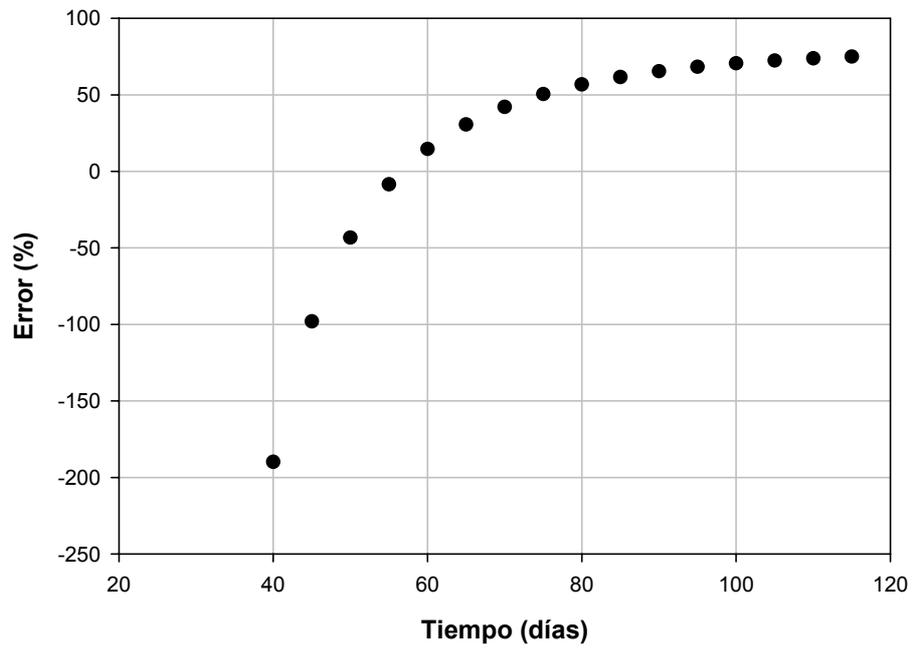


Figura 89.- Error relativo de la VECOmáx estimada por autocalentamiento con relación a la determinada experimentalmente por respirometría.
Pila tipo III

3.7.6.- OTROS PROCEDIMIENTOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA ESTABILIDAD

Medida de la Absorbancia

Siguiendo las sugerencias de la bibliografía, Chen Y et al (1993), se han efectuado determinaciones de la absorbancia de los extractos acuosos del compost en función del tiempo de compostaje, a tres longitudes de onda diferentes: 280, 465 y 665 nm y para las pilas Tipo I, II y III. Los resultados experimentales se han representado en las figuras 90, 91 y 92.

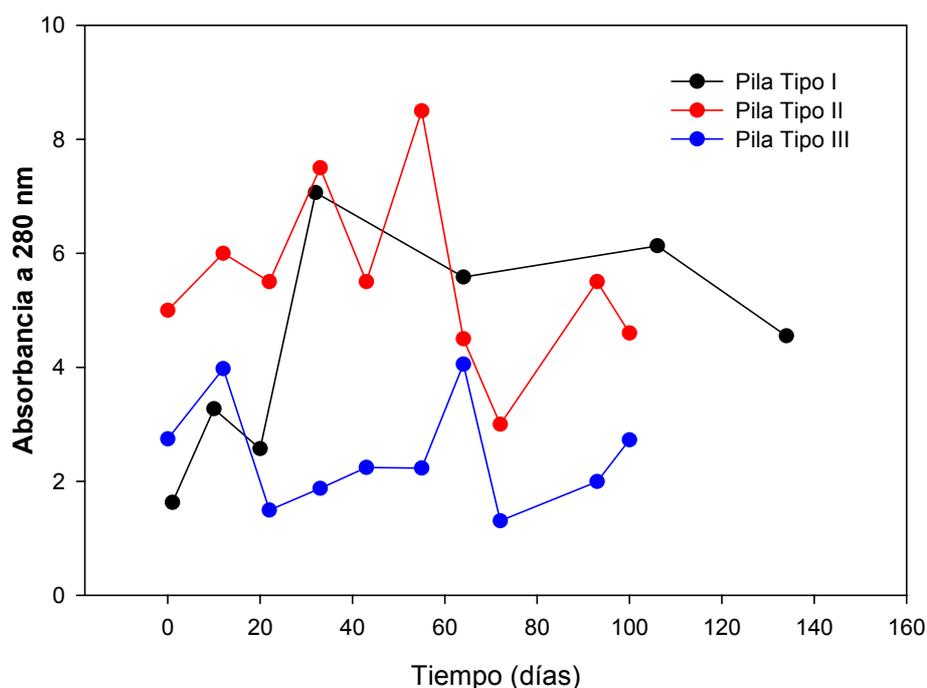


Figura 90 -. Evolución de la Absorbancia a 280 nm con el tiempo.

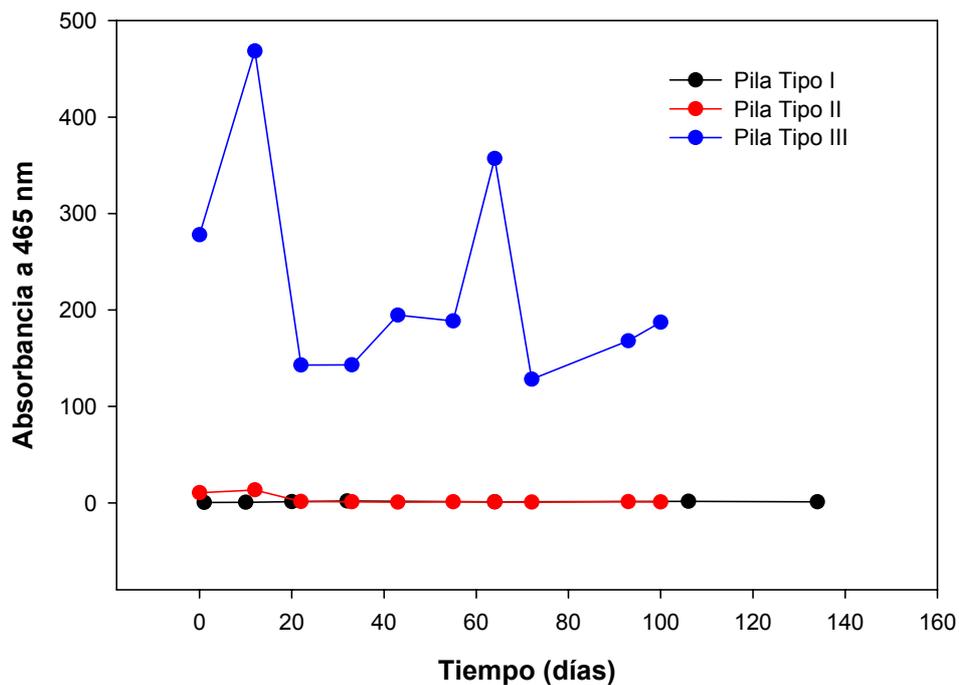


Figura 91.- Evolución de la Absorbancia a 465 nm con el tiempo

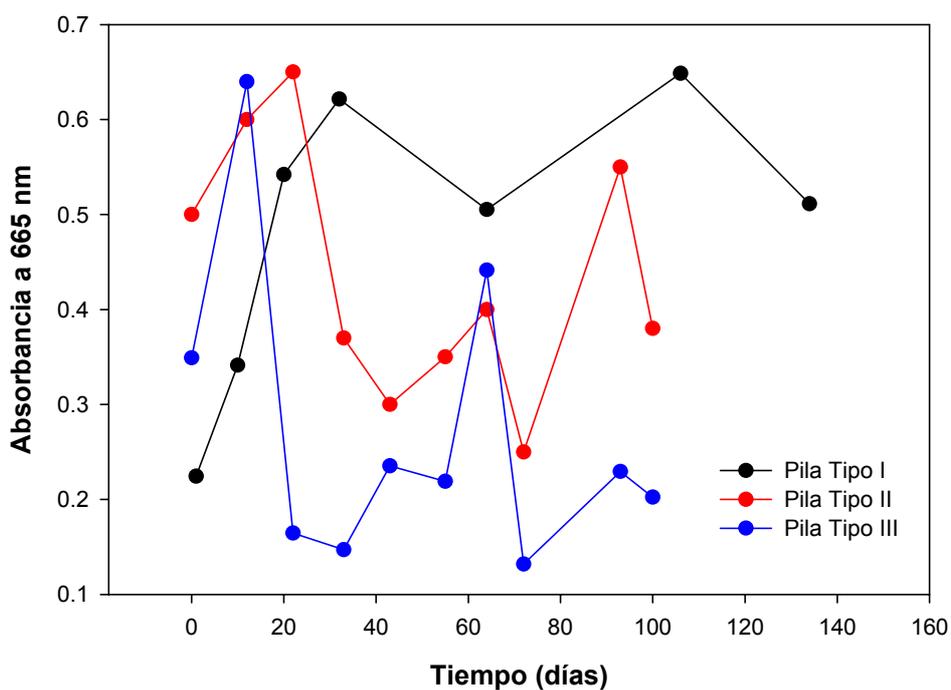


Figura 92.- Evolución de la Absorbancia a 665 nm con el tiempo.

Del análisis de las gráficas precedentes no es posible extraer ninguna conclusión dado el comportamiento errático de la variable estudiada a todas las longitudes de onda y para todos los sustratos.

Medida de la DQO

A diferencia de lo que ocurre con la absorbancia, la evolución con el tiempo de la DQO sigue un comportamiento semejante en los tres tipos de residuos ensayados, ya que siempre disminuye conforme avanza el tiempo de compostaje, alcanzando valores de 200 mg/L en las fases finales.

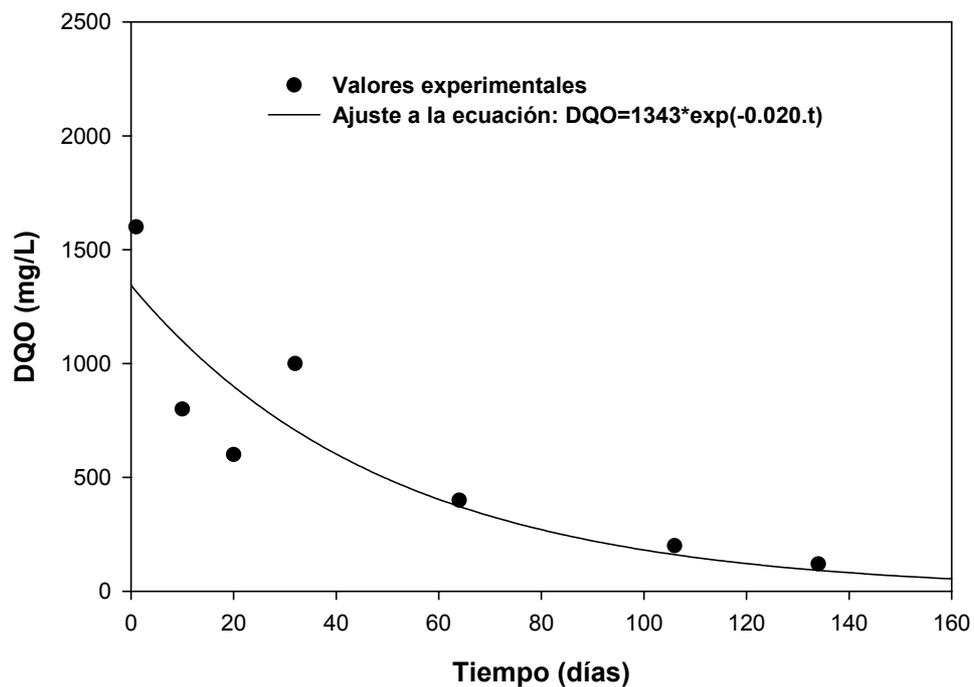


Figura 93.- Evolución de la DQO vs tiempo en la Pila Tipo I

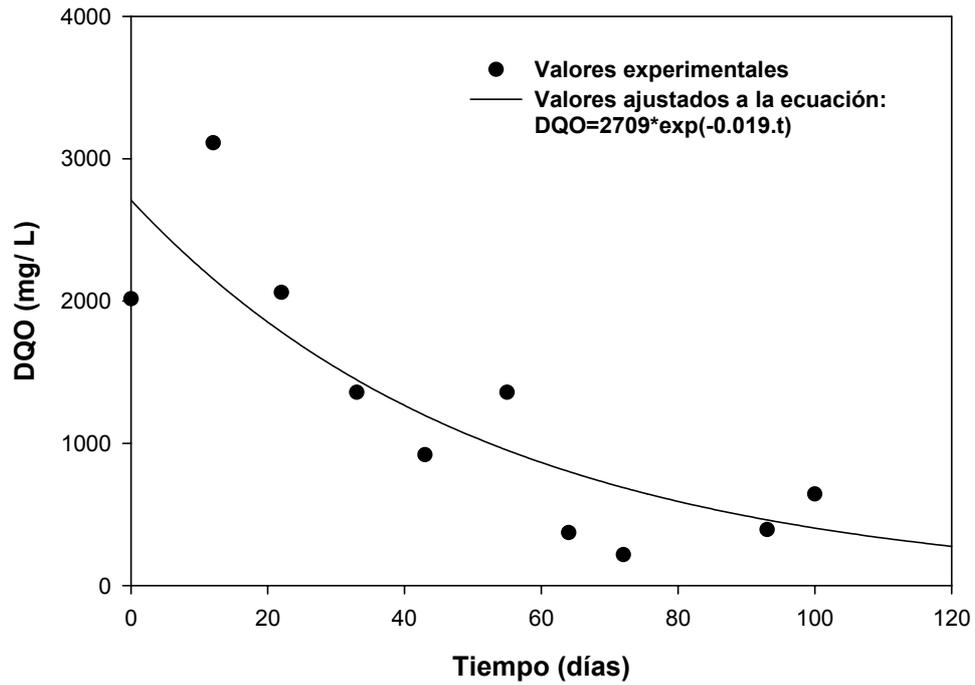


Figura 94.- Evolución de la DQO vs tiempo en la Pila Tipo II

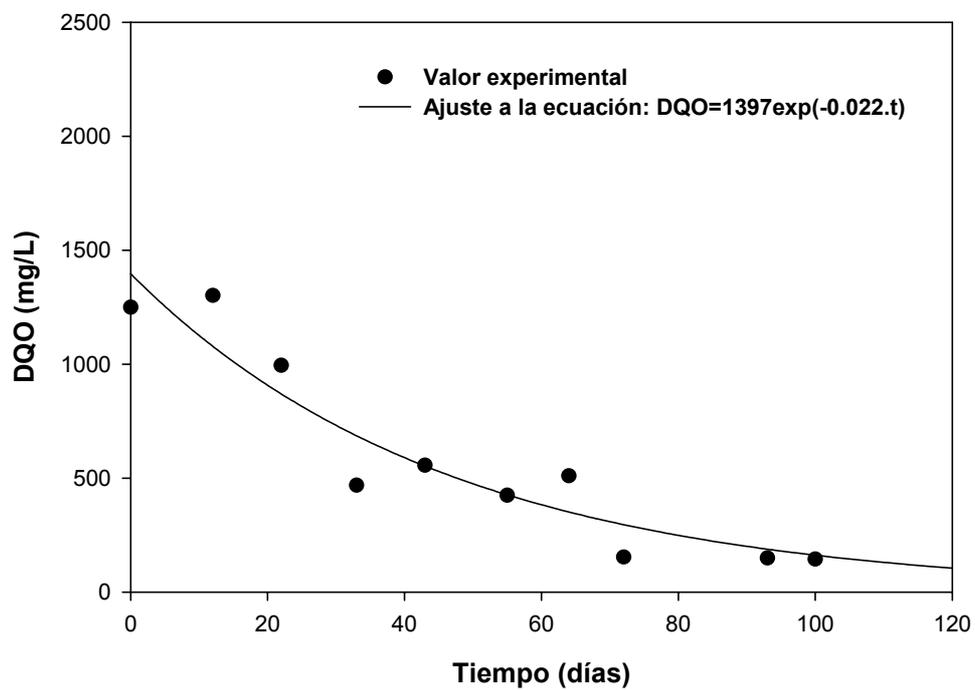
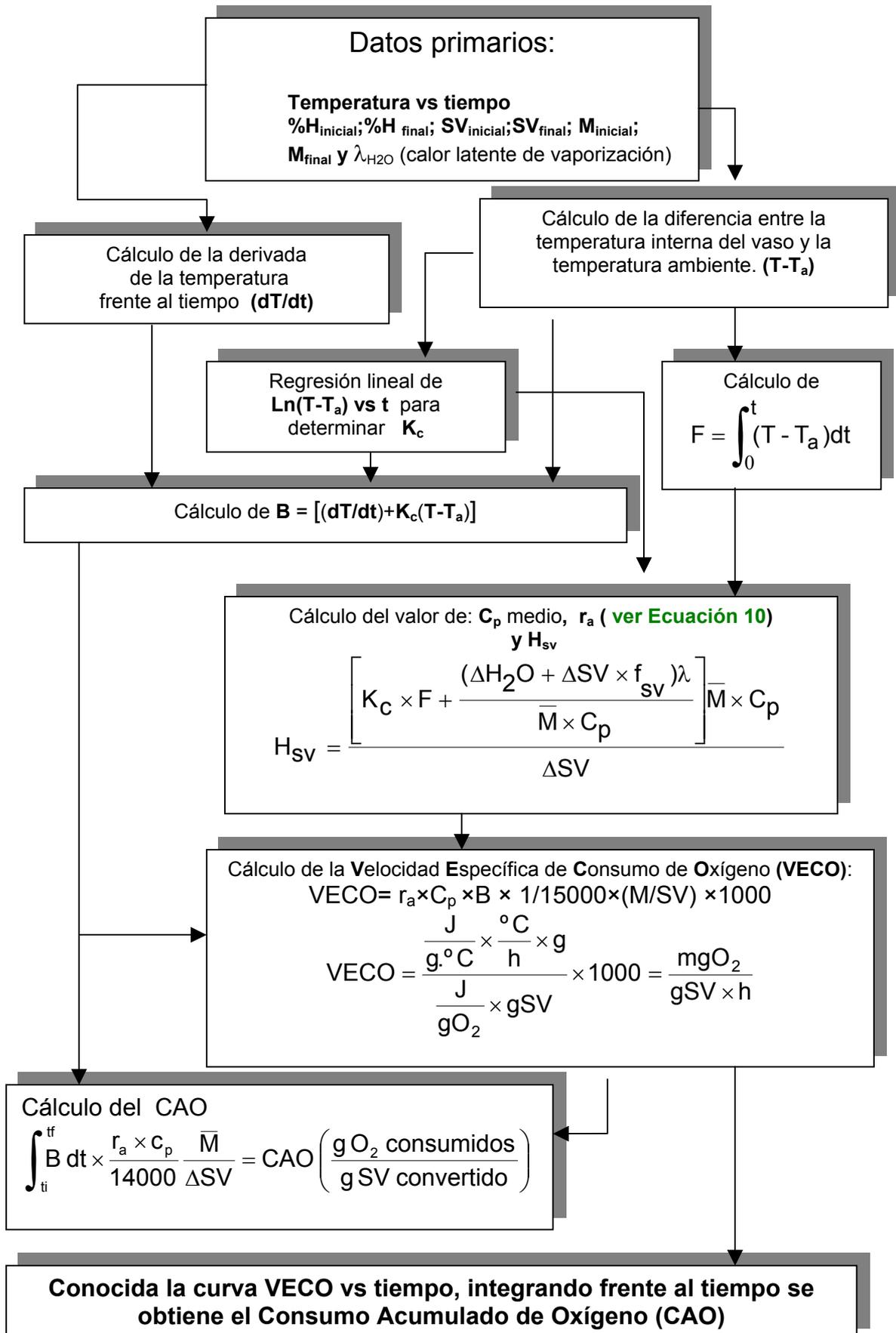


Figura 95.- Evolución de la DQO vs tiempo en la Pila Tipo III

En la figura 93 se ha representado la DQO de los extractos acuosos del compost desde el inicio del compostaje hasta 135 días; obsérvese como la DQO disminuye progresivamente, primero de forma muy intensa y más tarde de modo suave de tal forma que se pasa progresivamente de un valor inicial de 1500 mg/L a unos 200 mg/L. La forma de la curva sugiere que es posible su ajuste a una función exponencial de exponente negativo; la constante preexponencial representaría la DQO inicial, en tanto que la que acompaña al tiempo estaría relacionada con la velocidad a que tiene lugar el compostaje y por tanto dependería del tipo de residuo y de la forma de llevar a cabo la operación.

En las figuras 94 y 95 se han representado de modo análogo a la figura 93, la evolución de la DQO con el tiempo para las pilas II y III. En ambos casos se aprecia una disminución paulatina de la DQO conforme avanza el tiempo de compostaje. El ajuste de los datos experimentales a una función exponencial conduce a una constante cinética cuyo valor aproximado es de 0.02 d^{-1} lo que sugiere una escasa influencia del tipo de residuo, en las proporciones ensayadas, y seguramente su valor estará mucho más influenciado por la forma de operar. Estos resultados pueden ser de interés práctico ya que podrían servir para comparar distintos procedimientos operativos entre si; además el valor absoluto de la DQO suministra información acerca de la finalización o no de la estabilización del residuo.

3.7.7.- DIAGRAMA DE FLUJO DE INFORMACIÓN PARA DETERMINAR LA VECO Y EL CAO A PARTIR DE LOS DATOS OBTENIDOS DE UN TEST DE AUTOCALENTAMIENTO.



DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL CÁLCULO EN UNO DE LOS ENSAYOS REALIZADOS.

Conocidos los datos primarios se ha representado la temperatura frente al tiempo (Tabla 36; Figura 96)

Tiempo (h)	T (°C)
0	22
0,1	22
25	36
49	46
72	50
98	53
115	52
140	51
168	49
189	45
210	37
220	32
240	28
262	26
287	25
312	24
337	23
363	23

Tabla 36

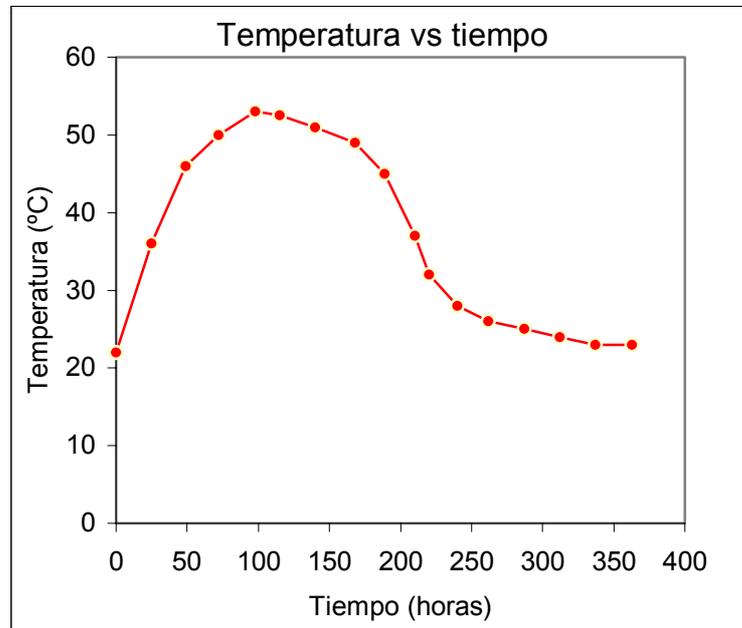


Figura 96

ETAPA N°1

Mediante el programa Origin 4.0 se calcula la derivada de la temperatura respecto al tiempo.(Tabla 37; Figura 97)

t (horas)	dT/dt
0	0,0000
0,1	0,2811
25	0,4895
49	0,2953
72	0,1447
98	0,0430
115	-0,0447
140	-0,0657
168	-0,1310
189	-0,2857
210	-0,4405
220	-0,3500
240	-0,1455
262	-0,0655
287	-0,0400
312	-0,0400
337	-0,0200
363	0,0000
380	0

Tabla 37

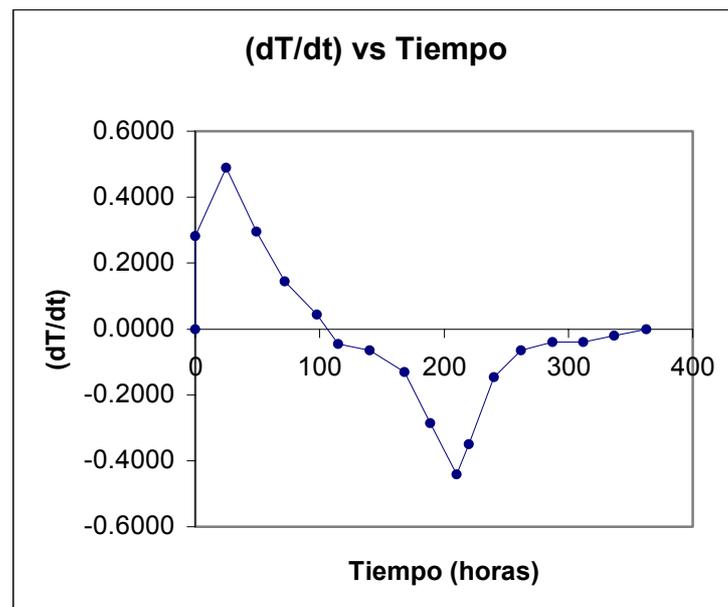


Figura 97

ETAPA N°2

Se calcula el termino $\ln(T-T_a)$ y se representa frente al tiempo, para este ensayo ($T_a=20^\circ\text{C}$) (Tabla 38; Figura 98)

Tiempo (h)	$\ln(T-T_a)$
0	0,69
25	0,69
49	2,77
72	3,26
98	3,40
115	3,50
140	3,48
168	3,43
189	3,37
210	3,22
220	2,83
241	2,48
262	2,08
287	1,79
312	1,61
337	1,39
363	1,10
380	1,10
0	0,69

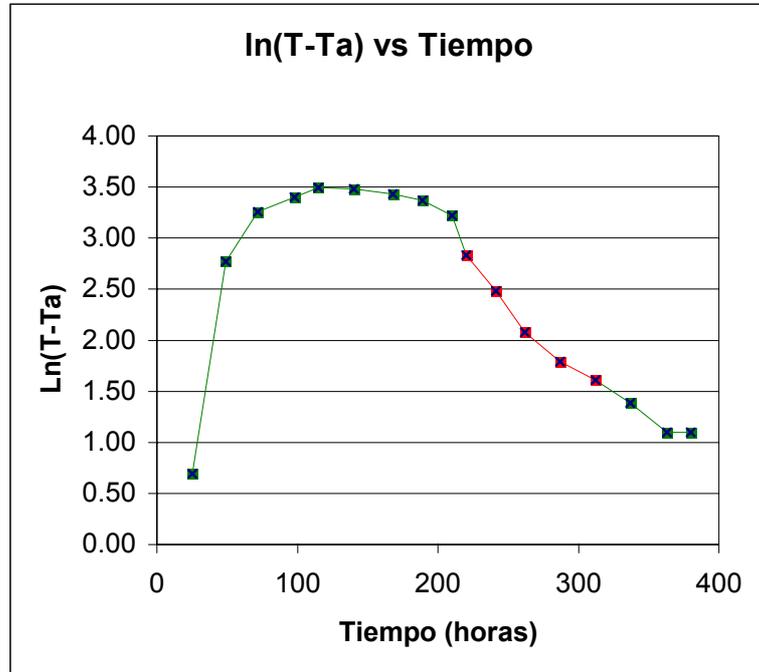


Tabla 38

Figura 98

Para el cálculo de K_c de la tabla anterior se toman los valores, desde 210 horas (tiempo en el que se supone cesa la producción de calor, generada por la oxidación de la materia orgánica, por parte de los microorganismos) hasta las 312 horas; esos valores se ajustan a una recta y por el método de los mínimos cuadrados se determina la pendiente con el auxilio del programa Sigma plot(2001); el valor de $K_c = -0.018 \text{ h}^{-1}$ (figura 99).

Conocida el valor de K_c se calcula el producto: $K_c(T-T_a)$: (Tabla 39)

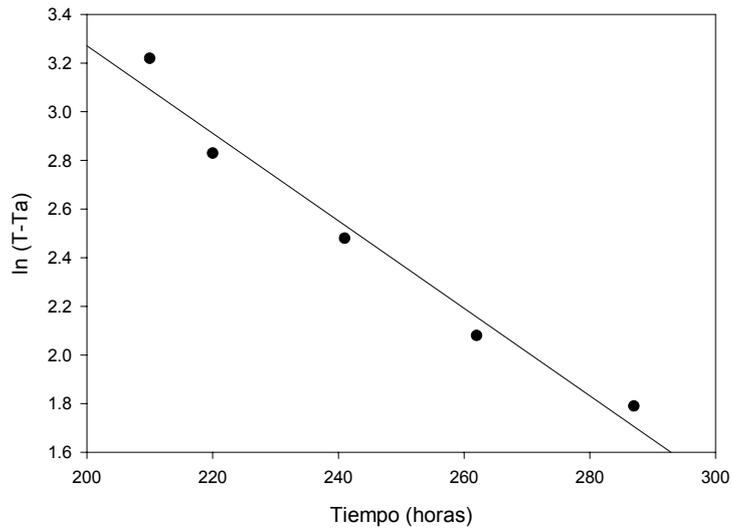


Figura 99

ETAPA N°3

Se calcula el valor de $B = [(dT/dt) + K_c(T-T_a)]$ (Tabla 39)

dT/dt	K_c(T-T_a)	B
0,00	0,04	0,04
0,28	0,04	0,32
0,49	0,29	0,78
0,30	0,47	0,76
0,14	0,54	0,68
0,04	0,59	0,64
-0,04	0,59	0,54
-0,07	0,56	0,49
-0,13	0,52	0,39
-0,29	0,45	0,16
-0,44	0,31	-0,13
-0,35	0,22	-0,13
-0,15	0,14	0,00
-0,07	0,11	0,04
-0,04	0,09	0,05
-0,04	0,07	0,03
-0,02	0,05	0,03
0,00	0,05	0,05
0,00	0,05	0,05

Tabla 39

ETAPA N°4

Con el auxilio del programa Origin 4.0 se calcula el valor de $F = \int_0^t (T - T_a) dt$:

área bajo la curva (T-Ta) desde 0 hasta 240 horas, tiempo en el cual la temperatura dentro del vaso Dewar se hace aproximadamente igual a la temperatura ambiente de 20°C. (figura 100)

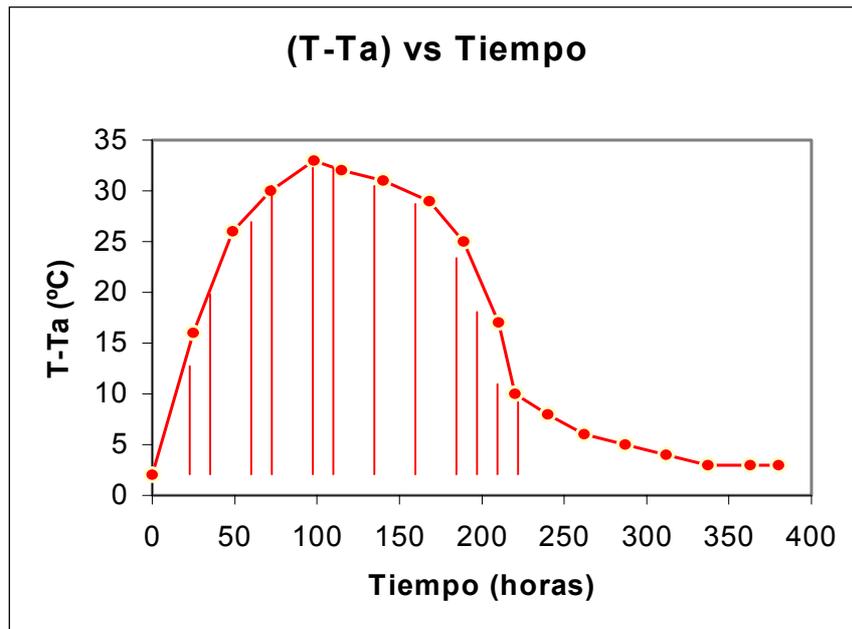


Figura 100
 $F(240h) = 5735 \text{ } ^\circ\text{C}\times\text{h}$. $T_{\text{max}} = 33 \text{ } ^\circ\text{C}$

ETAPA N°5

Se calcula el calor específico medio de la muestra \bar{C}_p

Según Weppen P. (2002) $C_{p\text{H}_2\text{O}} = 4,177 \text{ J/g}\cdot^\circ\text{C}$; $C_{p\text{SM}} = 1,088 \text{ J/g}\cdot^\circ\text{C}$ y $C_{p\text{SV}} = 1,25 \text{ J/g}\cdot^\circ\text{C}$.

$C_{p\text{H}_2\text{O}}$ = Calor específico del agua; $C_{p\text{SM}}$ = Calor específico de los sólidos minerales; $C_{p\text{SV}}$ = Calor específico de los sólidos volátiles.

En la tabla 40 se muestran los valores experimentales iniciales y finales de la masa, la humedad, los sólidos volátiles, sólidos minerales y el valor de las fracciones en peso.

Fracciones en peso			Fracciones en peso
0,6227	(H ₂ O) _{inicial} =243,47 g	(H ₂ O) _{final} =241,86 g	0,6436
0,3418	(SV) _{iniciales} =133,64 g	(SV) _{finales} =120,06 g	0,3195
0,0355	(SM) _{iniciales} =13,88 g	(SM) _{finales} =13,88 g	0,0369
Σ=1	Suma inicial=391.00 g	Suma final =375,80 g	Σ=1

Tabla 40

Con estos valores se determinan $C_{p \text{ inicial}}$ y $C_{p \text{ final}}$:

$$C_{p \text{ inicial}} = [(C_{p_{H_2O}}) \times 0,6227 + (C_{p_{SV}}) \times 0,3418 + (C_{p_{SM}}) \times 0,0355] = 3,017 \text{ J/g.}^\circ\text{C}$$

$$C_{p \text{ final}} = [(C_{p_{H_2O}}) \times 0,6436 + (C_{p_{SV}}) \times 0,3195 + (C_{p_{SM}}) \times 0,0369] = 3,082 \text{ J/g.}^\circ\text{C}$$

Siendo el valor medio $(C_{p \text{ inicial}} - C_{p \text{ final}}) / 2 = 3,049 \text{ J/g.}^\circ\text{C} = \bar{C}_p$

ETAPA N°6

Se calcula r_a y H_{sv} para ello se conoce $K_c = 0,018 \text{ h}^{-1}$; $F(240 \text{ horas}) = 5735 \text{ }^\circ\text{C} \times \text{h}$; $\Delta H_{2O} = 1,61 \text{ g}$; $\Delta SV = 13,58 \text{ g}$; $M_{\text{media}} = 383,405 \text{ g}$; $\bar{C}_p = 3,049 \text{ J/g.}^\circ\text{C}$, se toma como valor de f_{sv} (g de agua metabólica producida por g de sólido volátil) el de 0,5 (Koenig and Tao 1996) y como valor de calor latente de vaporización para el agua (λ_{H_2O}) a 35°C , el de 2415 J/g . (Perry 2001). Seguidamente se calcula el valor de r_a por la ecuación:

$$r_a = \frac{(K_c \times F) + \frac{(\Delta_{H_2O} + \Delta_{SV} \times f_{sv}) \times \lambda_{H_2O}}{\bar{M} \times C_p}}{K_c \times F} = \frac{[(g) + (g)] \times \left(\frac{J}{g}\right) + (h^{-1}) \times (^\circ\text{C} \times \text{h})}{(g) \times \left(\frac{J}{g \times ^\circ\text{C}}\right) + (h^{-1}) \times (^\circ\text{C} \times \text{h})}$$

$$r_a = \frac{(0,018 \times 5735) + \frac{(1,61 + 13,58 \times 0,5) \times 2415}{383,405 \times 3,049}}{0,018 \times 5735} = 1,17$$

Con el auxilio de las unidades de las distintas variables comprueba que r_a es un número adimensional y representa el *cociente de la generación de calor biológico total a las pérdidas de calor sensible a los alrededores.*

Finalmente, sustituyendo valores en la ecuación precedente se obtiene para r_a un valor de 1,17

De la misma forma se calcula la energía calorífica generada por la oxidación de los sólidos volátiles (H_{sv}) sabiendo que:

$$H_{sv} = \frac{\left[K_c \times F + \frac{(\Delta H_{H_2O} + \Delta SV \times f_{sv}) \lambda}{\bar{M} \times C_p} \right] \bar{M} \times C_p}{\Delta SV}$$

$$H_{sv} = \frac{\left[(h^{-1}) \times (^\circ C \times h) + \frac{[(g) + (g)] \times \left(\frac{J}{g} \right)}{(g) \times \left(\frac{J}{g \times ^\circ C} \right)} \right] (g) \times \left(\frac{J}{g \times ^\circ C} \right)}{(g)}$$

$$H_{sv} = \frac{\left[0.018 \times 5735 + \frac{(1.61 + 13.58 \times 0.5) 2415}{383.405 \times 3.049} \right] 383.405 \times 3.049}{13.58}$$

$$H_{sv} = 10339 \text{ J/g}$$

ETAPA N°7

Se calcula la velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO) y el consumo acumulado de oxígeno (CAO) por la ecuación:

$$VECO = r_a \times C_p \times B \times \frac{1}{14000} \times \left(\frac{\bar{M}}{\bar{SV}} \right) \times 1000$$

$$VECO = \frac{\frac{J}{g \cdot ^\circ C} \times \frac{^\circ C}{h} \times g}{\frac{J}{gO_2} \times gSV} \times 1000 = \frac{mgO_2}{gSV \times h}$$

Donde:

$$C_p = 3,049 \text{ J/g} \cdot ^\circ C;$$

$$B = [(dT/dt) + K_c(T - T_a)]. \text{ (ver Tabla 31)}$$

15000 J/g O₂ Calor generado por el consumo biológico de 1 g de O₂ (Haug 1993, Koenig and Tao 1996)

$$r_a = 1,17$$

$$\bar{M} = 383 \text{ g}$$

$$\bar{SV} = 126.85 \text{ g}$$

1000 factor de conversión de g/L a mg/L

Tiempo (h)	VECO
0	0,0267
0,1	0,2354
25	0,5772
49	0,5667
72	0,5083
98	0,4729
115	0,4011
140	0,3655
168	0,2903
189	0,1220
210	-0,0998
220	-0,0995
240	-1,0765e-3
262	0,0316
287	0,0371
312	0,0238
337	0,0252
363	0,0401
380	0,0401

Tabla 41

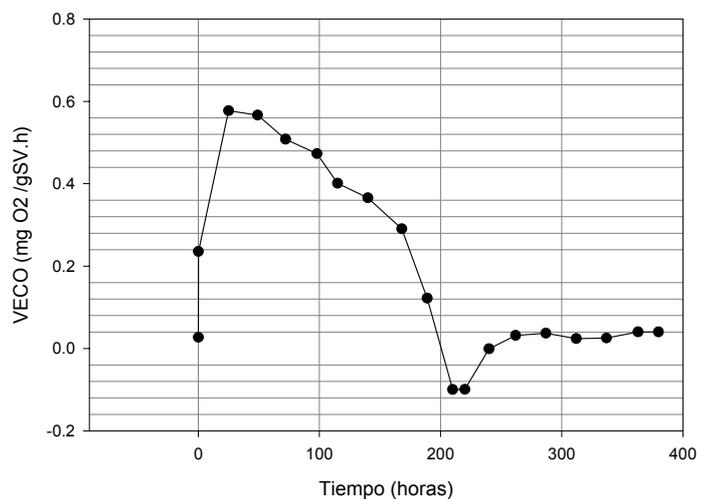


Figura 101 Tiempo vs VECO

Integrando la curva VECO vs Tiempo, de 0 a 380 horas, se calcula el consumo acumulado de oxígeno (CAO) expresado en $\text{mgO}_2/\text{g.SV}$ a las 380 horas.

$$\text{CAO}_{380 \text{ horas}} = 82 \text{ mg O}_2/\text{g.SV}$$

El Consumo Acumulado de Oxígeno CAO, se puede calcular alternativamente

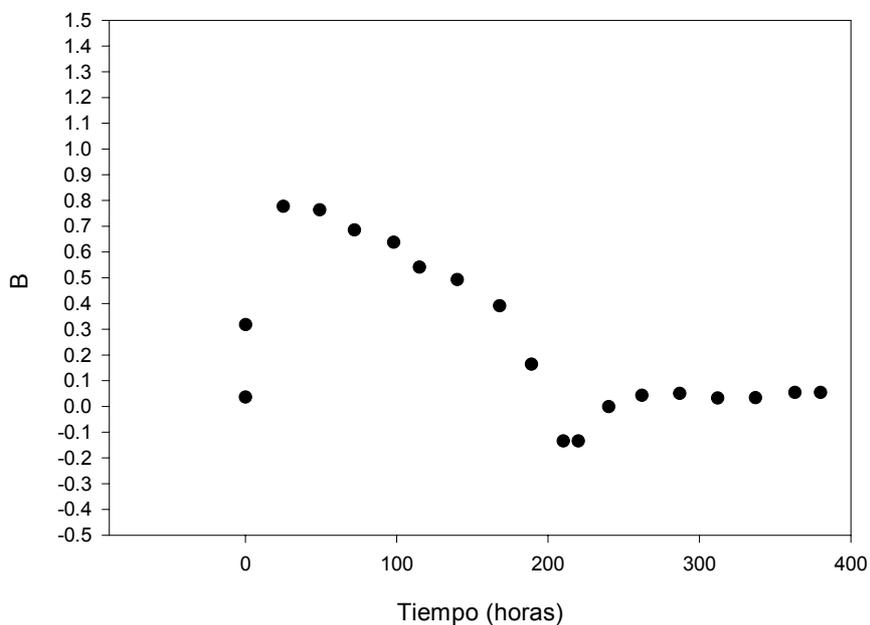


Figura 102 (B vs tiempo)

$$\int_{t_i}^{t_f} B \, dt \times \frac{r_a \times c_p}{14000} \times \frac{\bar{M}}{\Delta SV} \times 1000 = \text{CAO}$$

$$\text{CAO}_{380 \text{ horas}} = \frac{1,17 \times 3,049}{14000} \times \frac{383}{126.9} \times 110.21 \times 1000 = 83.4 \text{ mgO}_2/\text{gSV}$$

Conclusiones

CONCLUSIONES

Como resultado del estudio experimental del compostaje de tres pilas constituidas por:

Pila I: 80% de FORSU y 20% de poda de jardinería

Pila II: 100% FORSU

Pila III: 80% de Lodos y 20% de poda de jardinería

Se han obtenido las conclusiones siguientes:

- **1^a.**- Durante el compostaje se produce una pérdida de peso superior al 30%; los valores obtenidos han oscilado entre un 32 y un 37%. Esta disminución es inevitable ya que se origina por la producción de anhídrido carbónico y vapor de agua durante la oxidación de una fracción de la materia orgánica.
- **2^a.**- Los rechazos producidos en el refinado de las pilas I y II son del 41 y 54% del peso seco inicial respectivamente. Este último llama poderosamente la atención dado que la pila se construyó, exclusivamente, con FORSU procedente de una supuesta recogida selectiva.
El rechazo de la pila III fue de solo un 23% y en su práctica totalidad es debido a la poda de jardinería utilizada como agente estructurante.
- **3^a.**- Los rendimientos en compost, expresados en base seca, han sido del 23, 13 y 41% para las pilas I, II y III respectivamente. Destaca por su bajo valor (13%), el de la pila construida con FORSU; en el extremo opuesto se sitúa la pila construida con lodos de depuradora: con un 41%
- **4^a.**- En los tres casos estudiados, durante el compostaje, se alcanzan temperaturas muy próximas a los 80°C y ello durante varios días, lo que seguramente conduce a la destrucción de gérmenes patógenos. No puede efectuarse una afirmación categórica ya que en las pilas existe un gradiente de temperatura y aunque el mezclado que se produce durante el volteo contribuye a que toda la masa pase alguna vez por el centro térmico, no se ha determinado experimentalmente la ausencia de patógenos.

- **5^a.**- En todos los casos el compost final obtenido cumple con los requisitos fijados en la Ley Española de Fertilizantes (BOE131 de 02/06/98); en cambio no cumple, en lo relativo al contenido en metales pesados, con los requerimientos actuales fijados por la UE para la etiqueta ecológica (2001/688/CE). Por otra parte, de aprobarse los borradores sobre “tratamiento de residuos biológicos” actualmente en circulación, tampoco se cumplirían las especificaciones en lo relativo a metales pesados; Cu y Cd en particular.

- **6^a.**- Se ha construido y puesto a punto un equipo analítico respirométrico, totalmente automatizado, versátil, robusto y de bajo mantenimiento, que permite determinar la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO) de una muestra de compost; así como el Consumo Acumulado de Oxígeno por parte de la misma en un cierto tiempo.

Este equipo, que está basado en el diseñado por Lasaridi y Stentiford (1998) introduce, sin embargo, significativas mejoras sobre el mismo.

- **7^a.**- Tras el análisis respirométrico de las tres pilas estudiadas se ha observado que la velocidad específica máxima de consumo de oxígeno (VECO) disminuye gradualmente conforme avanza el tiempo de compostaje (t) y se correlaciona en los tres casos estudiados, por una función exponencial de tipo: $(VECO)_{\max} = 31.46 \exp(-0.0227t)$.

La constante que figura en el argumento de la función exponencial está relacionada con la velocidad de oxidación del residuo y depende del tipo y estructura de este así como de la forma de operar. La constante pre-exponencial representa la VECO inicial.

La utilidad de la relación hallada es doble: de un lado posibilita la predicción de la estabilidad del compost en función del tiempo de compostaje, siempre que se opere con el mismo tipo de residuo y de la misma forma. De otro lado, para residuos análogos cuyo tratamiento previo sea desconocido, un análisis respirométrico indica (a través de dicha relación) el grado de estabilización que tienen y el tiempo equivalente que han debido estar en condiciones de compostaje correctas.

Resultados parecidos se obtienen si en vez de la $(VECO)_{\max}$ se sigue el curso del Consumo Acumulado de Oxígeno durante 20 horas (CAO_{20}).

- **8^a.**- Se ha desarrollado el equipo y puesto a punto el procedimiento analítico para la realización de un Test de autocalentamiento que permita registrar la evolución de la curva temperatura-tiempo para muestras de aproximadamente 1 kg de compost. La evolución de las temperaturas máximas alcanzadas por el compost con diferentes tiempos de compostaje, permiten evaluar el grado de estabilización del mismo de forma sensible y sin requerimientos técnicos complejos que dificulten su uso por personal poco cualificado.

- **9^a.**- Con la finalidad de predecir la velocidad de consumo de oxígeno (respirometría), a partir de la curva temperatura-tiempo (autocalentamiento), se ha aplicado el modelo descrito por Koenig y Bari (2000) a los datos experimentales; dadas las desviaciones observadas no parece recomendable su empleo.

- **10^a.**- Como técnicas adicionales para la medida de la estabilidad del compost se han ensayado las siguientes:
 - a) Medida de la absorbancia de los extractos acuosos a 280, 465 y 665 nm.
 - b) Medida de la DQO de los extractos acuosos.

En relación con la medida de las absorbancias, a partir de ellas, no es posible predecir la finalización del compostaje. Sin embargo, la evolución de la DQO es muy parecida en los tres casos y en todos disminuye progresivamente con el tiempo; en una primera aproximación, un valor de la DQO de 200 mg/L podría considerarse como indicativo de una elevada estabilidad en el compostaje de estos tipos de residuos.

Bibliografía

BIBLIOGRAFÍA

- Adani F., Genevini P.L. and Lozzi P.** 2001. "Determination of Biological Stability by Oxygen Uptake on Municipal Solid Waste and Derived Products". *Compost Science and Utilization*. Vol 9,nº2,163-178
- Adani F., P.L. Genevini F., Gasperi and F. Tambone.**1999."Composting And Humification". *Compost Science and Utilization*. Vol 7,nº1,24-33
- Antolín G. y Valladares M.C.** 1980 "El orujo de aceituna como fuente de energía"En: *Energía de la biomasa: realidades y perspectivas*. Servicio de publicaciones de la UCO (1998). Editores: Pineda M. y Cabello P.
- Association of Official Analytical Chemists.**1980. "Official Methods of Analysis, Minor Nutrients by Atomic Absorption Spectrophotometry". Washinton, D.C.
- Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R. and Kochba M.**1996. "Stability indexes for municipal solid waste compost". *Compost Science and Utilization*. 13-20, Spring.
- Brodersen J., Juul.J and Jacobsen.H.** 2002. "Review of selected waste streams: Sewage sludge, construction and demolition waste, waste oils, waste from coal-fired power plants and biodegradable municipal waste". European Environment Agency (EEA). January.
- Brodie H.L.** 1996. "Exporting Nutrients as Compost. Animal Agriculture and the Environment". New York pp 277-287
- BOE.** 1998. "Ley de Fertilizantes y Afines". 131 de 2/6/98.
- BOE.** 1998. "Ley de Residuos". 21 Abril de 1998.
- BOE.** 2000. "Plan Nacional de Residuos Urbanos (2000-2006)". 7 de Enero. BOE nº28 Páginas 4810-4829.
- BOE.** 2001. "Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006". 1 de Junio. BOE nº166 Páginas 25296-25306.
- BOE.** 2002. "Por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero" 27 de Diciembre. BOE nº25 Páginas 3507-3521.
- BOE.** 1995. "Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales" 28 de Abril. BOE nº 113 páginas 13808-13824.
- Cementerero M. y Corti C.**2000. "Caratteristiche tecniche del compost per un'agricoltura sostenibile". *L'Informatore Agrario*. 6,110-116.
- Chanyasak V. and Kubota H.**1981. "Carbon /organic nitrogen ratio in water extract and measure of composting degradation". *J. of Ferment. Technol* . 59(3), 215-219

- Chen Y. and Inbar Y.**1993. "Chemical and spectroscopical analyses of organic Matter Transformations during composting in relation to compost maturity". In Hoitink and Keener Ed. Science and Engineering of composting. The Ohio state University.
- Consejería de Obras Públicas y transportes.**2001.en Informe 2000 Medio Ambiente en Andalucía, página 313.
- Costa F.,García C.,Hernandez T., Polo A.**1995. "Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización". CSIC. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Murcia (ESPAÑA).
- Costa Yague F., García Izquierdo C., Hernández Fernández T. y Ayuso García M.**1990. "Índices de madurez de lodos de depuradora". Actas del I Congreso Internacional de Química de ANQUE. Tenerife, España. Volumen I, páginas 259-266.
- Cuesta A., Sancho A. y Huertas E.** 1990 "Central de generación eléctrica a partir de biomasa de uva". En: Energía de la biomasa: realidades y perspectivas. Servicio de publicaciones de la UCO (1998). Editores: Pineda M. y Cabello P.
- Dalzell H.W., Gray K.R., Biddlestone, A.J.**1981. "Composting in tropical agriculture". 2ªEd. International Institute of biological Husbandry. 36pp.England.
- De Bertoldi M., Grapelli A.,Guidi A.**1982. "Guida alla utilizzazione in agricoltura dei fanghi, derivante dai trattamenti biologici delle acque di scarico urbane". Collana del progetto finalizzato Promozione della qualità dell'ambiente. C.N.R. Roma.
- Environmental Protection Agency.**1978. "Process Design Manual of Sludge Landfills". EPA-625/1-78-010, octubre de 1978.
- Epstein K.**1997. "The Science of Composting.". Technomic Publishing, Lancaster.
- European Commission.**2001. "BIOLOGICAL TREATMENT OF BIOWASTE 2nd draft".February.
- Eweis J.B., Ergas S.J., Chang D.P.E, Schroeder E.D.** 1999. "Principios de Biorrecuperación (Biorremediación)" Editorial McGraw-Hill/ Interamericana de España. 28023 Aravaca (Madrid).
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. and Mara D.D.**1978. "Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management". Chichester: John Wiley & Sons.
- Feldman K.**1995. "Stability Index Determination". BioCycle. 36:11, 68-69
- Findenegg G.R.**1987. "A comparative study of ammonium toxicity at different constant pH the nutrient solution ". Plant and Soil. 103, 239-243.
- García C.**1990. "Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola". Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Químicas y Matemáticas. Universidad de Murcia. Murcia

- García Izquierdo C. y Polo Sanchez A.**.1999. "Estudio de parámetros bioquímicos en procesos de estabilización de residuos orgánicos urbanos". Residuos . nº51, 76-81 España.
- Golueke C.G.**.1975. "Composting. A Review of rationales principles and Public health". Compost Science and Utilization. 17, 11-14.
- Gonzalez y Rodriguez.**1999. "Informe final Convenio ESAB". Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Gouleke C.G.**.1977. "Biological Reclamation of Solid Waste". Emmaus, PA: Rodale Press.
- Iannotti D.M., Grebus M.E., Toth B.L, Madden L.V. and Hoitink H.A.J.**1994. "Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted MSW". Environmental Quality . 23, 1177-1183.
- Informe de Medio Ambiente en Andalucía.**2000. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- Juste C. et Pommel B.**1977. "La valorisation agricole des déchets.I.Les compost urbain". Ministère de la culture et de L'Environnement. Ministère de l'Agriculture.75p.
- Kiehl E.**1985. "Fertilizantes Orgánicos". Ed.Agronómica Ceres Ltda.. Sao Paulo Brasil. 492p.
- Koenig A. and Bari Q.H.**2000. "Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: Theory and Practice". Compost science and utilization. vol 8, nº2, 99-107.
- Koenig A. and Tao G.H.**1996. "Accelerated Forced Aeration Composting of Solid Waste". Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology. World Scientific Publishing. pp 450-457Singapore.
- La Cal Herrera J.A.**1998. "El aprovechamiento energético de la biomasa del olivar (en: Energía de la biomasa realidades y perspectivas)". Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba.
- Lasaridi K.E. and Stentiford ED.I.**1998. "A simple respirometric technique for assessing compost stability". Water Research. Vol 32, nº12, 3717-3723.
- Levin M. y Gealt M.** 1997. "Biotratamiento de Residuos Tóxicos y Peligrosos" Ed Mc Graw-Hill/ Interamericana de España. Aravaca (Madrid).
- Lossin R.D.**1971. "Compost studies. PartIII. Disposing of animal wastes: measurement of the COD of compost". Compost Science and Utilization . 12 (2), 31-32.
- Lucas R.E. y Davis J.F.**1970. "Introducción a los suelos y al crecimiento de las plantas". Ed. Prentice/Hall. Int.-Ed. Dosat.. Madrid.
- Martín A.M.**1991. "Bioconversion of waste materials to industrial products ". Elsevier Science Publishers Ltd, England.

- Mathur S.P., Dinel H., Owen G., Schnitzer M. and Dugan D.**1993. "Determination of compost biomaturity II optical density of water extracts of compost as a reflection of their maturity". *Biol.Agric.Hort* . 10(2),87-108.
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.**1994. "Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III". Madrid.
- M.O.P.T.M.A.** 1994. *Medio Ambiente en España 92*. Madrid.
- Morel J.L.**1982. "L'Evaluation de la maturité des compost urbains par une méthode colorimétrique". *Compost Information*. 10, 4-9.
- Mustin M.**1987. "Le compost, gestion de la matière organique". Ed. François Dubusc. 954ppParís.
- Nailor L.M. and Loehr R.C.**1984. "Priority pollutants in municipal sewage sludge. En: *Managing sludge by composting*". *Biocycle*. 185-206.
- Negro M.J. y Solano M.L.**1996. "Laboratory composting assays of the solid residue resulting from the flocculation of oil mill wastewater with different lignocellulosic residues". *Compost Science and Utilization*. 4(4), 62-71.
- Otero L.**1988. "Residuos sólidos urbanos". Editado por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Serie unidades temáticas ambientales. Dirección General de Medio Ambiente. Madrid.
- Perry R.H.**2001. "Manual del Ingeniero Químico" Madrid.
- Poincelot R.**1974. "A scientific examination of the principles and practice of the composting". *Compost Science and Utilization*. 15, 24-31.
- Ramalho R.S.** 1991. "Tratamiento de Aguas Residuales" Editorial Reverté S.A. Barcelona (España).
- Rittmann B.E. y Mc Carty P.L.**2001. "Biotecnología del medio ambiente. Principios y aplicaciones.".Mc Graw-Hill. Madrid.
- Roger T. Haug.**1993. "The Practical Handbook of Compost Engineering". Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, USA.
- Shainberg I. y Letey J.**1984. "Response of solid to sodic and saline conditions". *Hilgardia*. 52:1-57.
- Spohn E.**1978. "Determination compost maturity". *Compost Science and Utilization*. 19, 26-27.
- Switzenbaum M.S., Moss L.H., Epstein E., Princine A.B. and Donovan J.F.**1997. "Defining Biosolid Stability : A basis for Public and Regulatory Acceptance". In: Project 94-REM-1,Water Environment Research Foundation. Alexandria, Virginia.
- Tchobanoglous G., Theisen H. and Vigil S.A.**1996. "Gestión Integral de Residuos Sólidos".McGraw-Hill/ Interamericana de España, S.A (Madrid).

- Wiley J.S.**1957. "Il Process report on high-rate composting studies". Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference. . p596-603Pardue University.
- William F., Brinton.**1998. "Volatile Organic Acids In Compost: Production and Odorant Aspects". Compost Science and Utilization. Winter, vol 6,n°1.p75-82.
- William T., Paletski and James C.Young.**1995. "Stability measurement of biosolid compost by aerobic respirometry". Compost Science and Utilization. Spring Vol 3,n°2,p16-24.
- Zimmerman R.A.**1991. "Oxygen Utilization as an Indicator of Municipal Solid Waste Compost Stability". Proceedings of the 7th International Conference on Solid Waste Management and Secondary Materials. Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A. and De Bertoldi M.**1981. "Biological Evaluation of compost maturity". Biocycle. 22, 27-29.