

Optimización de las variables implicadas en el proceso de compostaje de RSU

I PREMIO AL MEJOR TRABAJO CIENTÍFICO
SOBRE TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS UNIA-RESUR 2012

Margarita Delgado Rodríguez
Universidad de Huelva.



Optimización de las variables implicadas en el proceso de compostaje de RSU

I PREMIO AL MEJOR TRABAJO CIENTÍFICO
SOBRE TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS UNIA-RESUR 2012

Margarita Delgado Rodríguez

Ingeniera Técnica Agrícola del Departamento de Ingeniería
Química de la Universidad de Huelva

Optimización de las variables implicadas en el proceso de compostaje de RSU

EDITA

Universidad Internacional de Andalucía

AUTORA

Margarita Delgado Rodríguez

MAQUETACIÓN Y DISEÑO

María Dolores Lobo, Olga Serrano y Manuel López

FECHA

2012

ISBN

978-84-7993-233-6

DEPÓSITO LEGAL

SE 4487-2012



COPYRIGHT DE LA PRESENTA EDICIÓN

Universidad Internacional de Andalucía

COPYRIGHT

Margarita Delgado Rodríguez



UNIVERSIDAD INTERNACIONAL DE ANDALUCÍA

Monasterio de la Cartuja. Calle Américo Vespucio, 2.

Isla de la Cartuja. 41092 Sevilla

www.unia.es

Índice

1. Introducción .19

- 1.1. Problemática de los residuos .19
 - 1.1.1. Definición de residuo .19
 - 1.1.2. Residuos sólidos urbanos (RSU) .19
 - 1.1.2.1. Composición de los RSU .19
 - 1.1.2.2. Tratamiento de los residuos orgánicos .19
- 1.2. El compostaje y el compost .19
 - 1.2.1. Proceso de compostaje de RSU .19
 - 1.2.2. El compost .19
 - 1.2.3. Parámetros de seguimiento del proceso de compostaje .19
 - 1.2.3.1. Parámetros operacionales del proceso .19
 - 1.2.3.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato .19
 - 1.2.3.3. Parámetros de madurez .19
- 1.3. El olor y el compost .19
 - 1.3.1. La importancia del olor .19
 - 1.3.2. Generación de olor en el proceso de compostaje .19
 - 1.3.2.1. Compuestos productores de olores .19
 - 1.3.2.2. Caracterización de los olores .19
 - 1.3.3. Métodos de medición de olores .19

2. Objetivos .19

3. Materiales Y Métodos .19

- 3.1. Descripción del ensayo .19
- 3.2. Descripción de los materiales utilizados .19
 - 3.2.1. RSU .19
 - 3.2.2. Astilla de pino .19
- 3.3. Metodología .19
 - 3.3.1. Medida de la temperatura .19
 - 3.3.2. Caracterización de los sólidos .19
 - 3.3.3. Medida de los COVs totales .19
 - 3.3.4. Medida de gases emitidos .19
 - 3.3.5. Caracterización de COVs emitidos por el compost .19
 - 3.3.5.1. Toma de muestras .19
 - 3.3.5.2. Procedimiento de análisis por CG-MS .19
 - 3.3.5.2.1. Twister (SBSE) .19
 - 3.3.5.2.2. Microextracción en fase sólida (SPME) .19
 - 3.3.5.3. Caracterización de COVs por nariz electrónica .19
 - 3.3.5.3.1. Toma de muestras de nariz electrónica .19
 - 3.3.5.3.2. Patrones de la nariz electrónica .19
 - 3.3.5.3.3. Análisis estadístico de los datos de la nariz electrónica .19

4. Resultados y Discusión .19

- 4.1. Seguimiento de la temperatura .19
- 4.2. Seguimiento del ph .19
- 4.3. Emisión de gases y olores en compost .19
 - 4.3.1. Emisión de COV totales durante el proceso .19
 - 4.3.2. Emisión de compuestos inorgánicos .19
 - 4.3.2.1. Emisión de O2 .19
 - 4.3.2.2. Emisión de CO .19
 - 4.3.2.3. Emisión de NH3 .19
 - 4.3.3. Emisión de compuestos orgánicos volátiles .19
 - 4.3.3.1. Estudios preliminares .19
 - 4.3.3.1.1. Estudio de la bibliografía existente .19
 - 4.3.3.1.2. Estudio de identificación mediante cromatógrafo de gases-masas (GMC) .19
 - 4.3.3.2. Captura de datos con nariz electrónica .19
 - 4.3.3.2.1. Patrones utilizados .19
 - 4.3.3.2.2. Toma de muestras .19
 - 4.3.3.3. Estudio detallado de los COV emitidos durante el ensayo .19
 - 4.3.3.3.1. Emisión de terpenos .19
 - 4.3.3.3.2. Emisión de alifáticos .19
 - 4.3.3.3.3 Emisión de aromáticos .19
 - 4.3.3.3.4 Emisión de otros compuestos .19

5. Conclusiones .219

6. Anexo .219

7. Bibliografía .225

Índice de figuras

- Figura 01. Instalaciones para el tratamiento de residuos urbanos en Andalucía .19
- Figura 02. Tratamiento de residuos en Andalucía .19
- Figura 03. Intensidad del olor con respecto a la concentración de butanol .19
- Figura 04. Tipos de dilución con respecto a la Intensidad total del olor para olores de diversa persistencia .19
- Figura 05. Plano de situación de “La Rábida” .19
- Figura 06. Reactores utilizados durante el ensayo .19
- Figura 07. Representación de las coordenadas de los experimentos del diseño experimental utilizado para tres variables independientes .19
- Figura 08. Mezcla del residuo en la hormigonera .19
- Figura 09 a-b. Sistema de aireación de los reactores .19
- Figura 10. Residuo Sólido Urbano empleado en el ensayo .19
- Figura 11. Astilla de pino utilizada durante el ensayo .19
- Figura 12. Data-Logger utilizado en el ensayo .19
- Figura 13 a-b. Medidor de COVs .19
- Figura 14. Sistema SEDA .19
- Figura 15. Modelo PEN3 de Nariz Electrónica .19
- Figura 16. Toma de muestras del ensayo con la Nariz Electrónica .19
- Figura 17. Procedimiento de preparación de patrones comparativos .19
- Figura 19. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/0) .19
- Figura 21. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/1) .19
- Figura 20. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/2) .19
- Figura 21. Evolución de la temperatura a lo largo del proceso .19
- Figura 22. Evolución del pH a lo largo del proceso .19
- Figura 23. Emisión de COV lo largo del proceso .19
- Figura 24. Presencia de O₂ lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 25. Presencia de CO₂ lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 26. Presencia de NH₃ lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 27. Correlación existente entre la presencia de 2-butanona con el resto de compuestos detectados .19
- Figura 28. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en 0,5 ml de muestra .19
- Figura 29. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en 5 ml de muestra .19
- Figura 30. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en PDMS .19
- Figura 31. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en Carboxen-PDMS .19

- Figura 32. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en CWD-DVD
- Figura 33. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en Twister .19
- Figura 34. Preparación de patrones comparativos .19
- Figura 35. Resultado de la transformación PCA .19
- Figura 36. Patrón de comparación utilizado durante el ensayo .19
- Figura 37. Medida de olor de la Nariz Electrónica con muestras del ensayo .19
- Figura 38. Medida y Patrón de comparación .19
- Figura 39. Resultado final de la comparación Medida-Patrón .19
- Figura 40. Emisiones de β -pineno a lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 41. Emisiones de limoneno a lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 42. Emisiones de undecano a lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 43. Emisiones de tolueno a lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 44. Emisiones de fenol a lo largo del proceso de compostaje .19
- Figura 45. Emisiones de 2-butanona a lo largo del proceso de compostaje .19

Índice de tablas

- Tabla 01. Producción de residuos urbanos en Andalucía 2009 .19
- Tabla 02. Métodos de eliminación de residuos orgánicos .19
- Tabla 03. Los beneficios del compost y del compostaje .19
- Tabla 04. Clasificación de los métodos de evaluación de la madurez .19
- Tabla 05. Compuestos identificados como emisores de olores en compostaje ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) .19
- Tabla 06. Características del ensayo experimental .19
- Tabla 07. Caracterización del RSU (media \pm desviación standard) .19
- Tabla 08. Características principales de las astillas de pino (media \pm desviación standard) .19
- Tabla 09. Variación de las variables dependientes en función de las variables independientes normalizadas en el proceso de compostaje .19
- Tabla 10. Composición química de los gases residuales de la planta de compostaje (Schlegelmilch y col., 2005) .19
- Tabla 11. Concentración máxima observada y el valor límite umbral de COVs (mg m^{-3}) (Turan y col., 2007) .19
- Tabla 12. Compuestos Orgánicos volátiles medidos en el ensayo (Zarra y col., 2008) .19
- Tabla 13. Condiciones cromatográficas de la columna .19
- Tabla 14. Resultados obtenidos con Bolsa Tedlar .19
- Tabla 15. Resultados obtenidos con bolsa Tedlar a 5 ml. .19
- Tabla 16. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida PDMS con bolsa Tedlar a los 30 min. .19
- Tabla 17. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida Carboxen/ PDMS con bolsa Tedlar a los 30 min. .19
- Tabla 18. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida CWD/DVD con bolsa Tedlar a los 30 min. .19
- Tabla 19. Resultados obtenidos de muestreo con Twister a los 30 min. .19
- Tabla 20. Principales familias y compuestos identificados durante los ensayos .19
- Tabla 21. Variación de las variables dependientes en función de las variables independientes normalizadas en el proceso de compostaje para COV .19



1. Introducción

1.1. Problemática de los residuos

Uno de los problemas más acuciantes que sufre hoy nuestro medio ambiente, consecuencia directa de la propia evolución de nuestra sociedad de consumo, es la generación de residuos. Las actividades que el hombre realiza en una sociedad económicamente diversificada son de muy diversa índole y naturaleza, y, en función de las mismas se generan diferentes tipos de residuos que varían en composición, estado o peligrosidad. Todas las actividades humanas, cualquiera que sea su campo de actuación (agrícolas, forestales, ganaderas, industriales o urbanas), generan residuos.

En función de estas características será diferente el tratamiento, la gestión y el almacenamiento de los distintos residuos, dando lugar a la creación de una serie de infraestructuras y mecanismos de gestión destinados a evitar o paliar el deterioro ambiental.

Existe una relación directa entre la cantidad de residuos generados y el nivel de vida de una sociedad o país. La identificación de la calidad y del nivel de vida con la posesión de bienes materiales, junto con la voracidad comercial de la sociedad industrial y la creencia de que los recursos naturales son inagotables, han contribuido a la actual situación que, desde el punto de vista medio ambiental, puede ser insostenible para el planeta (Moreno, 1993).

Pero todo ello, se trata de un concepto variable en función del momento histórico y de la sociedad que lo considere. Por desgracia, actualmente la sociedad desarrollada se encuentra en una fase en la que es inevitable buscar una salida tanto para conseguir una reducción de los residuos generados como para crear nuevas formas de tratamiento de los mismos, siendo una de sus prioridades la gestión de los residuos urbanos.

Es evidente que los residuos domiciliarios, cuya gestión se convierte en muchos casos en un grave problema en la actualidad, poseían un gran valor en el ciclo vital de antiguas sociedades, utilizándolo como alimento para el ganado o transformándolo en energía. Lo mismo sucede en las sociedades menos avanzadas, con bajo nivel de vida, que encontramos en muchas regiones del mundo. Por otra parte, productos que resultaban necesarios e incluso poseían un valor de intercambio, se convierten hoy en desechos. Esto explica que la producción de residuos evolucione paralelamente al nivel y a las características económicas de una sociedad.

Realizando una visión cronológica del problema de los residuos, se puede hablar de cuatro fases (Baldasano, 1992; Alcántara, 1993, De la Morena y col., 2005):

- **Eliminación de los residuos:** En la sociedad moderna la concentración de las personas en las ciudades, la creación de los polígonos industriales y la agricultura intensiva, aumentaron notablemente la generación de residuos. Como solución al problema se decidió ocultar los residuos arrojándolos fuera del entorno cercano a las poblaciones o incluso enterrándolos. Debido al constante aumento y a su concentración, esa vía fue cada vez más costosa y difícil, por lo que se empezó a contemplar otras soluciones.

- **Protección del medio ambiente natural:** Allí donde se concentran los residuos, se forma un foco de contaminación del aire, agua y suelo, lo que constituye una sobrecarga para el medio, que puede quedar afectado de forma irreversible. Por esta razón se comenzaron a elegir más cuidadosamente los lugares en los que se instalaban los vertederos, llegándose incluso a la protección del entorno de los mismos.

- **Despilfarro de recursos:** El informe proveniente de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (1992), “Más allá de los límites del crecimiento” especifica: “El agotamiento de los recursos naturales tanto energéticos como minerales es una realidad. Pudiendo llegar en pocos decenios al agotamiento y pérdida de riqueza de minerales, haciendo cada vez más difícil su extracción. Ejemplo de ello es la sensibilidad y vulnerabilidad de muchas industrias a las fluctuaciones de determinados países subdesarrollados como abastecedores de materias primas”. En consecuencia, los residuos forestales, ganaderos, industriales, mineros y agrícolas, por su cuantía y composición, deben ser considerados como recursos estratégicos, siendo su mala gestión calificada como despilfarro. Por lo tanto, no se puede justificar una gestión de residuos basada en la simple eliminación de los mismos. Los residuos, por su valor y por el peligro que conllevan, hay que gestionarlos y administrarlos con amplios criterios para que den lugar a su absoluto aprovechamiento. Este aprovechamiento no ha de ser siempre rentable económicamente, pero no se deberá considerar esta actividad basándose en el simple balance de los costes y beneficios obtenidos por la venta de los productos recuperados. En las condiciones actuales de mercado, habrá que contabilizar también los beneficios sociales: mejora del medio ambiente y conservación de los recursos naturales (Fernández, 1984).

• **Protección del medio ambiente:** Por otro lado, resulta de obligado cumplimiento el consultar el informe elaborado por la Agencia Europea de Medio Ambiente el 12 de mayo del 2003, “El medio ambiente en Europa: Tercera evaluación”. En el informe se reconoce que las medidas políticas, que en Europa, se habían venido emprendiendo durante la década de los noventa, no habían producido una mejora sustancial del estado general del medio ambiente. Se había progresado algo respecto a las emisiones a la atmósfera, calidad del aire y reducción de los vertidos, pero que la situación ambiental era especialmente mala en pesca, degradación del suelo y gestión de residuos. En el informe se destaca que los residuos en general, son hoy un tema preocupante, y que la cantidad de residuos municipales que se genera es, cada vez mayor. La producción de residuos refleja una pérdida de materiales y energía, y su recogida, tratamiento y eliminación impone unos costes económicos y ambientales cada vez más altos para la sociedad. La mayor parte de los residuos de Europa terminan en vertederos, aunque la incineración es cada vez más frecuente, y de éstos se generan emisiones de gases de efecto invernadero (metano), contaminantes orgánicos como dioxinas y furanos, y metales pesados volátiles. La gestión de los residuos peligrosos y no peligrosos a la que obliga el correspondiente Plan Nacional creado al efecto a través de la Ley 10/1998 de 21 de abril, sobre Residuos, regula el destino final de estos desechos evitando la contaminación paisajística mediante los vertederos controlados, y fomentando la cultura de las “tres eres”, reducción, reciclado y reutilización de todos aquellos residuos a los que se pueda aplicar el concepto de valorización.

1.1.1. Definición de residuo

Según la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, se define un *Residuo* como: **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 Catálogo Europeo de Residuos (CER), aprobado por las Instituciones Comunitarias.**

El problema de la definición es complejo, puesto que aún en el caso de que un residuo sea abandonado en un vertedero, puede existir la posibilidad de que se reconsidere su valor en función de la introducción de nuevas tecnologías industriales, por tanto siempre se le puede considerar un recurso potencial (Gómez, 2003).

De acuerdo con los distintos sectores de actividades, los residuos generados se clasifican como (Alcántara, 1993; Monrós y Llusa, 1996):

- **Residuos agrícolas y ganaderos:** Son los más abundantes, los más dispersos y los más difíciles de controlar. Constituyen uno de los principales focos de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales así como de los suelos.

- **Residuos forestales:** Son los provenientes de las labores silvícolas: ramas, hojas, cortezas, serrines, virutas, raíces, etc. El control estos residuos es de vital importancia para la erradicación de los incendios forestales, uno de los principales problemas ecológicos de España.

- **Residuos urbanos:** Son los producidos por las personas durante el consumo o en el transcurso de sus actividades diarias.

- **Residuos industriales:** Son los generados en la actividad industrial. Su naturaleza es muy variada tanto desde el punto de vista físico como químico. Entre estos se puede distinguir:

- a) Residuos asimilables a urbanos: Fundamentalmente, están constituidos por restos orgánicos procedentes de la alimentación, papel, cartón, plásticos, textiles, maderas, gomas, etc. Sus características les permiten ser gestionados junto a los residuos sólidos urbanos.

- b) Residuos inertes: Se caracterizan por su inocuidad, estando constituidos por ciertos tipos de chatarras, vidrios, cenizas, escorias, escombros, abrasivos, polvos metálicos, arenas de moldeo, refractarios, lodos inertes, etc. Al no poseer condiciones adversas para el medio ambiente, son susceptibles de ser utilizados en obras públicas como relleno o en vertedero.

- c) Residuos tóxicos y peligrosos: Son los así definidos por la Ley 20/1986 de 14 de Mayo (BOE núm. 120 de 20/5/86). “Los materiales sólidos, pastosos, líquidos, así como gaseosos contenidos en recipientes, que siendo resultado de un proceso de producción, transformación, utilización o consumo, su productor destine al abandono y contengan en su composición alguna de las sustancias y materias que figuran en el Anexo a la Ley o en el reglamento que desarrolla la Ley, en cantidades o concentraciones tales, que representen un riesgo para la salud humana, recursos naturales y medio ambiente y necesiten de un proceso de tratamiento o eliminación especial”.

- d) Residuos mineros: Los más importantes son los que constituyen las escombreras de las minas y los de las instalaciones mineralúrgicas y metalúrgicas. Su volumen se incrementa día a día debido al aumento de la producción y al tratamiento de menas más pobres.

1.1.2. Residuos sólidos urbanos (RSU)

Los residuos sólidos urbanos (RSU) se definen en la Ley de Residuos (10/1998) como **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.**

Durante un largo periodo el único tratamiento que se dispuso a los residuos urbanos fue su recogida y posterior traslado a determinados puntos más o menos alejados de los núcleos habitados donde se depositaban para que la mera acción de los organismos vivos y los elementos favoreciesen su desaparición. Mientras en su composición predominaron las materias orgánicas y los materiales de origen natural (cerámica, tejidos naturales, vidrio, etc), y las cantidades vertidas se mantuvieron en niveles pequeños, no supusieron mayor problema.

Posteriormente el desarrollo económico, la industrialización y la implantación de modelos económicos que basan el crecimiento en el aumento sostenido del consumo, han supuesto una variación muy significativa en la composición de los residuos y de las cantidades en que son producidos. Se han incorporado materiales nuevos como los plásticos, de origen sintético, han aumentado su proporción otros como los metales, los derivados de la celulosa o el vidrio, que antes se reutilizaban abundantemente y que ahora se desechan con gran profusión.

A esto hay que añadir la aparición en la basura de otros de gran potencial contaminante, como pilas, aceites minerales, lámparas fluorescentes, medicinas caducadas, etc. Ha surgido así una nueva problemática medioambiental derivada de su vertido incontrolado de residuos sólidos urbanos que es causa de graves afecciones ambientales (Gómez, 2003):

1. Contaminación de suelos.
2. Contaminación de acuíferos por lixiviados.
3. Contaminación de las aguas superficiales.

4. Emisión de gases de efecto invernadero fruto de la combustión incontrolada de los materiales allí vertidos.
5. Ocupación incontrolada del territorio generando la destrucción del paisaje y de los espacios naturales.
6. Creación de focos infecciosos. Proliferación de plagas de roedores e insectos.
7. Producción de malos olores.

De modo que, el principal objetivo de la Directiva Europea 1999/31/CE relativa al vertido de residuos es la reducción de impactos ambientales en los vertederos. En la que se ha identificado la fracción orgánica de los residuos como la principal causa de las emisiones de gas y el origen de los lixiviados que se producen en los vertederos (Barrena, 2006).

Actualmente, el modelo de explotación insostenible de los recursos naturales que caracterizó a las primeras etapas del desarrollo industrial ha empezado a entrar en crisis. Se empiezan ver los primeros síntomas claros de agotamiento en los ecosistemas y las consecuencias de todo tipo que de ello se derivarán para la humanidad.

La tendencia actual pretende que se satisfagan las necesidades humanas actuales de acuerdo a una estrategia que respetando los recursos, disminuyendo la degradación ambiental y evitando la contaminación, de tal manera que no hipoteque el futuro de las próximas generaciones.

Este cambio de paradigma ha influido en la gestión de los residuos, que han pasado de la consideración de basuras indeseadas a la de fuente de materias primas que nuestra sociedad no puede permitirse el lujo de desaprovechar. Paralelamente empieza a cobrar importancia la idea de que la correcta gestión y aprovechamiento de los residuos constituye un nuevo yacimiento de empleo y una oportunidad nada desdeñable para el desarrollo económico.

De este modo y centrándonos en la Unión Europea, la legislación comunitaria, a través de la Directiva 91/156/CEE, más conocida como directiva marco de residuos, establece la obligación para los estados miembros de la Unión de fomentar el desarrollo de tecnologías limpias, la valorización de los residuos mediante políticas de reutilización y reciclado, así como la utilización de los residuos como fuente de energía (Gómez, 2003).

Los residuos urbanos de naturaleza orgánica, al encontrarse diseminados por todo el territorio plantean problemas de recogida y transporte. Según fuentes de la Conserjería de Medio Ambiente, tal y como se aprecia en la Tabla 1, la producción de residuos urbanos en Andalucía fue la siguiente (Informe Conserjería de Medio Ambiente, 2009):

Producción de residuos urbanos en Andalucía, 2009	
Producción total de residuos urbanos	4.860.802 t
Producción por hab/año	586 kg (1,6 kg por persona y día)
Vertidos controlados	32,2%
Compostaje	60,7%
Recogida selectiva	7,1%
Vertido incontrolado	1,5%

Tabla 1. Producción de residuos urbanos en Andalucía 2009.

En Andalucía, la cifra de generación de residuos urbanos sigue aumentando de manera significativa, y sostenida en el tiempo. En el año 2009 la cantidad de residuos urbanos producidos asciende a 4.860.802 t/año, lo que representa un ratio por persona y año de 586 kg (1,6 kg por persona y día), siendo el compostaje el tratamiento más utilizado para este tipo de residuos. En la Figura 1 se puede observar como se encuentran distribuidas las instalaciones de tratamiento de residuos, entre ellas las que se dedican al compostaje de los mismos (Informe Conserjería de Medio Ambiente, 2009).



Figura 1. Instalaciones para el tratamiento de residuos urbanos en Andalucía.

El compostaje, unido a la recogida selectiva y posterior reciclaje de este tipo de desechos, representa el 67,8% del destino asignado a los residuos urbanos del año 2009, tal y como se puede observar en la Figura 2.

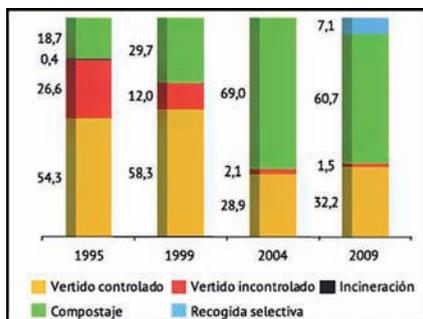


Figura 2. Tratamiento de residuos en Andalucía.

1.1.2.1. Composición de los residuos sólidos urbanos

Los residuos sólidos urbanos están compuestos de los siguientes materiales:

- Vidrio. Son los envases de cristal, frascos, botellas, etc.
- Papel y cartón. Periódicos, revistas, embalajes de cartón, envases de papel, cartón, etc.
- Restos orgánicos. Son los restos de comida, de jardinería, etc. En peso son la fracción mayoritaria en el conjunto de los residuos urbanos.
- Plásticos. En forma de envases y elementos de otra naturaleza.
- Textiles. Ropas y vestidos y elementos decorativos del hogar.
- Metales. Son latas, restos de herramientas, utensilios de cocina, mobiliario etc.
- Madera. En forma de muebles mayoritariamente.
- Escombros. Procedentes de pequeñas obras o reparaciones domésticas

Se observan variaciones en las proporciones entre los distintos materiales según el nivel de industrialización y desarrollo. Para nuestro país podemos decir que el 60% de los residuos son materia orgánica, 13% papel-cartón, 10% plásticos, 3% vidrio, 3% metales y un 11% otros. Son concretamente los residuos orgánicos los que vamos a tratar a partir de ahora, ya que en la actualidad existe tal concentración de residuos que comienzan a ser un problema muy importante para la sociedad y para el medio ambiente en el que vivimos (Gómez, 2003).

1.1.2.2. Tratamiento de los residuos orgánicos

En las ciudades se generan residuos de materia orgánica fermentable que proceden básicamente de restos de alimentos (domiciliarios, de hostelería, mercados, industrias alimenticias...) mataderos y carnicerías, barrido y poda de parques y jardines, y lodos de depuradoras de aguas residuales.

La problemática que actualmente existe en las plantas de tratamientos de residuos en relación a las emisiones de compuestos contaminantes y olores a la atmósfera, a provocado el estudio de las técnicas de tratamientos de los residuos sólidos orgánicos (La Pagans Miró, 2007). El tratamiento biológico se considera una de las estrategias más apropiadas para la gestión sostenible de los RSU (Barrena, 2006).

Actualmente existen diferentes métodos de evacuación de los residuos orgánicos generados por este sector cuyas ventajas y desventajas se exponen en la Tabla 2. Entre las alternativas señaladas, el uso de los subproductos orgánicos como fuente de materia orgánica para los suelos (mediante compostaje) se plantea como una buena alternativa para su aprovechamiento (Stanners y Bourdeau, 1995). La utilización como fertilizante o enmienda de residuos agroindustriales es una práctica bastante común en muchos países (Tyler, 1996; Furlford y Nash, 1994; Echeandía y Menoyo, 1990; Beck, 1989; Hauke y col., 1996; Cecchi y col., 1993; Chen y col., 1988; Jodice y col., 1984; Manios y Verdonck, 1985; Guerrero y col., 1995; Timmons, 1995; Cabrera y col., 1990; Hernández, 1989).

A partir de la Tabla 2, se puede observar las principales ventajas y desventajas de los métodos de eliminación de residuos orgánicos más utilizados (Díaz, 1998).

Método	Ventajas	Desventajas
Alimentación animal	<ul style="list-style-type: none"> - Renta por su venta. - Recuperación y conservación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Transmisión de enfermedades. - Alimentación de moscas y ratas. - Evacuación separada de residuos. - Necesidad de supervisores.
Incineración	<ul style="list-style-type: none"> - Combustión de residuos. Recogida combinada de los residuos orgánicos e inorgánicos producidos por la empresa. 	<ul style="list-style-type: none"> - Existe un residuo final de cenizas. - Inversión elevada de capital. - Costo elevado de operación y mantenimiento. - Producción de partículas y olores por operación deficiente.
Vertidos al mar	<ul style="list-style-type: none"> - Recogida combinada de todos los residuos de varias empresas similares. 	<ul style="list-style-type: none"> - Coste de remolcadores y barcazas. - Contaminación por toxicidad para peces y flora. - Posibilidad de contaminación de playas.
Vertederos abiertos	<ul style="list-style-type: none"> - Recogida combinada. - Coste único del transporte. 	<ul style="list-style-type: none"> - Óptimo para la alimentación de ratas y moscas y mosquitos. - Depreciación de los alrededores. - Contaminación atmosférica si se incinera. - Contaminación de aguas subterráneas por lixiviación.
Compostaje	<ul style="list-style-type: none"> - Conserva y recicla residuos. - Suministra humus a la tierra. - El calor de la descomposición controla los organismos patógenos. - Acción aeróbica exenta de olores en el producto final. - Pueden combinarse distintos residuos orgánicos. - Producto comercializable. 	<ul style="list-style-type: none"> - Exige preselección de los residuos con contenido orgánico y trituración. - Costes relativamente elevados de inversión y tratamiento. - Posible riesgo ambiental por olores y lixiviados.

Tabla 2. Métodos de eliminación de residuos orgánicos.

Promovido por la legislación, el compostaje ha recibido mucha atención como tecnología potencial para el tratamiento de los residuos sólidos orgánicos. Tras la experiencia acumulada en los últimos años, tanto a nivel nacional como internacional, es indudable la influencia que, para el proceso de compostaje, tiene una buena recogida selectiva tanto en el funcionamiento de las plantas como en el producto obtenido. La clave, sin lugar a dudas, es realizar una buena separación en origen (Barrena, 2006).

En aquellos municipios en los que existen plantas de compostaje, éstas se hacen cargo generalmente de la materia orgánica constituida por restos de alimentos, transformándola en compost que normalmente no ofrece la calidad necesaria para ser un producto apreciado y valorado monetariamente dado su nivel de impurezas e incluso de contaminantes peligrosos. Aunque actualmente los procesos mecánicos de separación de la materia orgánica y de compostaje posterior han mejorado notablemente sólo se consiguen calidades y rentabilidades monetarias aceptables en contados casos en los que se procede a la recogida selectiva en origen de los residuos orgánicos, separados previamente por los vecinos.

1.2. El compostaje y el compost

El compostaje se ha practicado desde la antigüedad. Desde hace miles de años, los chinos han generado y compostado todas las materias de sus jardines, de sus campos y de sus casas, incluyendo materias fecales. En las puertas de Jerusalén había lugares dispuestos para recoger las basuras de la ciudad: unos residuos se quemaban y con otros se hacía compost (De la Morena y col., 2005).

En el siglo I d.C. se conocía que, al apilar los restos de las cosechas junto con los excrementos animales, se generaba calor, y se transformaba además la mezcla inicial (Columela, s I d.C., trad. Holgado Redondo, 1988). Desde entonces, los agricultores han seguido esta práctica (compostaje) utilizando el producto resultante (compost) como abono. Los productos así obtenidos no siempre conservaban su potencial nutritivo debido a la falta de control sobre el proceso.

Una de las primeras operaciones organizadas de compostaje que aparece en la literatura fue llevada a cabo en la India a principios de los años 30 bajo la dirección del fitopatólogo y Delegado de Agricultura en India, Sir Albert Howard. El proceso desarrollado fue conocido como Indore debido a su localización. El procedimiento consistía, en esencia, en excavar una zanja en el suelo en la que se introducían capas sucesivas de materiales putrescibles, se volteaba 2

veces durante seis meses y el producto resultante se añadía al suelo posteriormente (Tchobanoglous y col., 1994; López-Real, 1996).

A principio de la década de los sesenta, había en Europa 37 plantas de compostaje. Este número aumentó rápidamente y a principios de los setenta había 230 plantas, destacando Francia y España, instalándose en este último país, sobre todo plantas de compost, en Levante y Andalucía (De la Morena y col., 2005).

1.2.1. Proceso de compostaje de RSU

Haug (1993) define el compostaje como “la **descomposición y estabilización biológica** de sustratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de **temperaturas termófilas** como resultado del calor producido biológicamente, para **producir un producto final estable**, libre de patógenos y semillas, y que pueda ser aplicado de forma beneficiosa al suelo”.

Entre los aspectos que caracterizan el compostaje debe hacerse hincapié en las siguientes características del proceso:

- El proceso de compostaje es **biooxidativo y controlado**, exige una determinada condición biológica, que lo hace diferente tanto de otros procesos físicos y químicos, como de todos aquellos que no se realicen de forma aeróbica.
- **Intervienen numerosos y variados microorganismos**. Es un proceso microbiológico influido por la naturaleza de los organismos presentes (bacterias, hongos y actinomicetos fundamentalmente) (Haug, 1993). Durante el proceso de compostaje tiene lugar una sucesión de diferentes microorganismos, en función de la influencia de determinados factores (naturaleza química del sustrato, temperatura, contenido en humedad, pH, etc.).
- El compostaje implica **sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido**. Un correcto proceso de compostaje implica el paso por **una etapa termófila** en la que se induce a la **producción inicial de fitotoxinas**. Los procesos biooxidativos son exotérmicos. En la etapa inicial del proceso se producen cantidades importantes de calor alcanzándose temperaturas de 30-70°C, que decrece rápidamente hasta 35-40°C durante la siguiente etapa de estabilización. Una insuficiente subida de temperatura implicaría un desfavorable desarrollo del proceso o un mal control de los factores que lo afectan. La producción metabólica de fitotoxinas caracteriza la etapa inicial de descomposición de la materia orgánica fresca. Esta producción es menos intensa y de más corta duración con sustratos heterogéneos y en condiciones aerobias.

Una persistente fitotoxicidad indicaría un mal desarrollo del proceso debido, a menudo, a una insuficiente oxigenación o a un pobre balance de nutrientes.

- El compostaje debe producir un **material orgánico estabilizado**, con un alto valor fertilizante para ser empleado en agricultura.

El compostaje es un proceso controlado en el que ocurren reacciones microbiológicas de mineralización de la materia orgánica, así como reacciones de humificación de la misma. Al estar regidas estas reacciones por los ciclos biológicos de los microorganismos que intervienen en ellas, la terminación del proceso de compostaje requiere un tiempo mínimo. Por tanto, un proceso de compostaje, que pretenda la obtención de un producto final útil como fertilizante (material orgánico estabilizado), no se puede dejar transcurrir espontáneamente, sino que en él han de controlarse los parámetros necesarios para garantizar la total terminación del proceso en un tiempo mínimo y con costes mínimos (Díaz, 1998).

El proceso de degradación aeróbico en estado sólido es un sistema trifásico: sólido, líquido y gaseoso. La fase sólida esta representada por la partícula, constituida tanto por fracción inorgánica como por fracción orgánica. La partícula interacciona con la fase acuosa que está adherida a su superficie formando una biopelícula con los microorganismos, donde tienen lugar todos los procesos biológicos. Este estrato interacciona directamente con la fase gaseosa con la cual intercambia los gases. La fracción orgánica contenida en la biopelícula es oxidada por los microorganismos aerobios presentes. En la fase gaseosa externa, el oxígeno se difunde en la biopelícula gracias al gradiente de concentración creado por el consumo de oxígeno y por la producción de CO_2 por parte de la biomasa. Como la profundidad de penetración del oxígeno en la partícula está limitada por la resistencia interna, en la biopelícula se pueden distinguir dos zonas: una fina superficie externa aeróbica y una capa interna más espesa anaeróbica. En el estrato anaeróbico el material insoluble se hidroliza enzimáticamente en substrato soluble y después se transforma anaeróticamente por medio de fermentaciones en diferentes productos como ácidos grasos, etc. Los productos resultantes de la fermentación, así como los hidrolizados, pueden ser oxidados después en la zona aérea. Por lo tanto, teóricamente la presencia de oxígeno en concentraciones adecuadas permitirá la completa degradación de todos los compuestos orgánicos a CO_2 y agua; y de manera contraria, limitaciones en la disponibilidad de oxígeno harán que predominen las reacciones anaerobias (Adani, 2004; Barrera, 2006).

En todo proceso de compostaje se pueden diferenciar por lo menos dos fases: la fase de descomposición y la fase de maduración (Soliva, 2001):

- **Fase de descomposición:** es un proceso de simplificación donde las moléculas complejas se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más simples. Es un proceso exotérmico debido principalmente a la actividad biológica. La etapa de descomposición se compone de dos fases, una fase mesófila con temperaturas hasta los 45°C, y una fase termófila con temperaturas que pueden llegar hasta los 70°C. Al principio se desarrollan microorganismos mesófilos, que inician la descomposición, la cual genera energía que se libera en forma de calor, y se traduce en un incremento paulatino de la temperatura. Al avanzar el proceso y variar las condiciones comienzan a aparecer los microorganismos termófilos. Esta fase es muy importante, ya que al alcanzarse temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos del compostaje: eliminar los microorganismos patógenos y las semillas de malas hierbas, con lo que se asegura la higienización del producto final. La fase termófila se caracteriza por un elevado consumo de oxígeno y la liberación de una gran cantidad de energía por parte de la población microbiana (Barrena, 2006).
- **Fase de maduración:** se compone también de dos fases, una fase de enfriamiento, con temperaturas que van desde los 40°C a temperatura ambiente, y una fase de estabilización, que se desarrolla a temperatura ambiente y que se caracteriza por la aparición de organismos superiores. La duración de la fase de maduración depende del tipo de material que se ha tratado, y del destino final del producto. Durante esta etapa se genera mucho menos calor y el pH se mantiene ligeramente alcalino. La actividad biológica es mucho más reducida y los requerimientos de oxígeno son muy inferiores a los de la etapa de descomposición (Barrena, 2006; Soliva, 2001).

1.2.2. El compost

Hay diversas opiniones sobre el origen de la palabra compost, según Finck (1985) proviene del verbo latino *componere*, que significa mezclar. Según Kielh (1985) proviene de la palabra compuesto orgánico (*organic compound*) que al ser una expresión larga y redundante, fue progresivamente acortándose al ser usada por las personas del sector. Según Zucconi y de Bertoldi (1987) el compost puede definirse como: **el producto resultante del proceso de compostaje y maduración y que consta de materia orgánica estabilizada semejante al humus. Debe ser un producto inocuo, sin sustancias fitotóxicas, que pueda**

aplicarse sin riesgos de provocar daños ni al suelo ni a los cultivos, y que pueda almacenarse sin que sufra alteraciones posteriores.

Desde otro punto de vista, se denomina co-compostaje al compostaje de un residuo sólido al cual se le ha añadido un residuo líquido. El producto final también se denomina compost.

La composición del compost varía en función de los residuos y éstos a su vez dependen de la época el año, del nivel socioeconómico, de los sectores económicos productores, etc. Además, sobre la calidad final del compost influye, como no, el proceso.

El compost es un producto orgánico estable, con gran capacidad nutritiva que lo hace presentar numerosos beneficios como fertilizante. A partir de la Tabla 3 se pueden comprobar los beneficios de la utilización del compost en el suelo (De la Morena y col., 2005).

Beneficios del compost y del compostaje	
Efectos en la estructura de la tierra	<ul style="list-style-type: none"> - Los microorganismos contribuyen a formar y estabilizar la tierra. - Aumenta la capacidad de retención de agua del suelo. - Hace porosos los suelos difíciles. - Mejora su ventilación y calentamiento. - Crea una estructura aterronada.
Efectos sobre los nutrientes de las plantas	<ul style="list-style-type: none"> - La materia orgánica, al mineralizarse, libera una serie de elementos permitiendo a los microorganismos que fijen el nitrógeno del aire y descompongan los minerales liberando los nutrientes. - Al aumentar el contenido de materia orgánica, evita la erosión y la consiguiente desertificación.
Efectos sobre la salud	<ul style="list-style-type: none"> - Proporciona sustancias activas como hormonas vegetales y antibióticos. - Aumenta la actividad biótica. - Frena la acción y proliferación de microorganismos dañinos.
Efectos sobre la calidad del suelo	<ul style="list-style-type: none"> - Su utilización únicamente proporciona elementos orgánicos al suelo. - Evita el peligro de la utilización de fertilizantes químicos.
Soluciona el problema de la generación de residuos	<ul style="list-style-type: none"> - La parte orgánica de los residuos es reciclada. - Se reduce la cantidad de residuos que se destinan a vertedero o incineración. - Ahorro de energía.

Tabla 3. Los beneficios del compost y del compostaje.

1.2.3. Parámetros de seguimiento del proceso de compostaje

Partiendo de la base que en un proceso de compostaje los responsables de la transformación son los microorganismos, todos aquellos factores que puedan limitar su desarrollo serán limitantes también del propio proceso. Para conseguir que esta transformación se realice en condiciones controladas (aeróbicas y termófilas) hace falta una serie de requisitos, que no son otros que los que necesitan los microorganismos para desarrollarse (Barrena, 2006).

Los parámetros que afectan a sistemas biológicos son muchos pero los más importantes son: temperatura, humedad, pH, aireación, y otros relativos a la naturaleza del sustrato (De Bertoldi y *col.*, 1985; Shuchardt, 1987; Golueke y Díaz, 1987; Cárdenas y Wang, 1980; He y *col.*, 1992; Tchobanoglous y *col.*, 1994). Todos estos parámetros están influenciados por las condiciones ambientales, el tipo de residuo a tratar y por el sistema de compostaje elegido.

1.2.3.1. Parámetros operacionales del proceso

- **Temperatura:**

Con el crecimiento de los microorganismos, aumenta el calor generado por éstos aumentando la temperatura. El síntoma más claro de la actividad microbiana es el incremento de la temperatura de la masa que está comportando, por lo que la temperatura ha sido considerada tradicionalmente como una variable fundamental en el control del compostaje (Liang y *col.*, 2003; Miyatake y *col.*, 2006; Díaz y *col.*, 2007). El incremento de la temperatura en la primera parte del proceso indica la presencia de materiales muy degradables y unas condiciones de trabajo adecuadas, mostrando el desarrollo correcto del proceso (Barrena, 2006).

Por la evolución de la temperatura se puede juzgar la eficiencia y el grado de estabilización a que ha llegado el proceso (Jeris y Regan, 1973) ya que existe una relación directa entre la temperatura y el grado de degradación de la materia orgánica. Asimismo, existe una relación directa entre el grado de degradación y el tiempo durante el cual la temperatura ha sido alta. A veces la temperatura puede llegar a ser tan alta que puede llegar a inhibir el crecimiento de los propios microorganismos. A este fenómeno se le ha llamado *suicidio microbiano* (De Bertoldi, y *col.*, 1985).

Cada especie de microorganismo tiene un intervalo de temperatura óptima en el que la actividad es mayor y más efectiva, (15-40 °C para los organismos mesófilos; 40-70 °C para los termófilos).

El mantenimiento de temperaturas elevadas asegura la higienización del material, pero se pueden presentar problemas de inhibición de la actividad de la mayoría de microorganismos si éstas son muy altas. Por lo tanto, es necesario conseguir un equilibrio entre la máxima higienización y la biodegradación. Se considera que la mayor diversidad microbiana se consigue entre 35 y 40°C, la máxima biodegradación entre 45 y 55°C, y la higienización cuando se superan los 53°C (Barrena, 2006; Soliva, 2001).

- **Humedad:**

Siendo el compostaje un proceso biológico de descomposición de la materia orgánica, la presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de los microorganismos, ya que es el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar durante dicho proceso. Algunos autores (Haug, 1993; Madejón y *col.*, 2002; Jeris y *col.*, 1973) consideran que la humedad de los materiales es la variables más importante en el compostaje y ha sido calificada como un importante criterio para la optimización del compostaje (Díaz y *col.*, 2007).

La humedad de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa (Miyatake y *col.*, 2006), para que permita circular tanto el oxígeno como los gases producidos en la reacción.

Si la humedad es baja, el compostaje reduce su velocidad llegando incluso a detenerse. La actividad biológica empieza a disminuir a niveles de humedad del 40% (Haug, 1993) y por debajo del 20% no existe prácticamente actividad. Por lo contrario una humedad alta origina la disminución de la transferencia de oxígeno, siendo éste insuficiente para la demanda metabólica. Este hecho puede provocar la aparición de malos olores, la generación de lixiviados y la pérdida de nutrientes. El rango óptimo de humedad se encuentra entre un 40-60%, aunque este rango puede variar en función de la naturaleza del material (Barrena, 2006).

Aunque la humedad depende del tipo de residuo, Schuchardt (1987) encontró que la humedad óptima para compostar la paja estaba entre 75-85%, entre 75-90% para astillas y entre 50-55% para RSU.

El exceso de humedad puede ser reducido con una mayor aireación (Poincelot, 1974). A su vez, con un buen control de la humedad y de la aireación, puede llevarse a cabo el control de la temperatura (Finstein y Miller, 1992; Shaw y Stentiford, 1996). Esto es debido a que durante el proceso de compostaje se debe llegar a un equilibrio entre los huecos entre partículas (de tamaño variable) que pueden llenarse de aire o de agua.

- **pH**

El pH es un parámetro que condiciona la presencia de microorganismos, ya que los valores extremos son perjudiciales para determinados grupos. El pH tiene una influencia directa en el proceso de compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos (Nogales y Gallardo, 1984; Nakasaki y *col.*, 1990).

Para conseguir que al principio del compostaje la población microbiana sea lo más variada posible hay que trabajar a pH cercanos a 7. Un pH extremo no es un impedimento para el proceso, pero sí lo es para su cinética, dificultando la puesta en marcha, el tipo de reacciones y la velocidad, si bien con el tiempo aparece una cierta capacidad tampón del residuo causada por la formación de CO₂ y amoníaco (Soliva, 2001). Además de condicionar la vida microbiana, el pH es indicador de la evolución del proceso. Al inicio el pH puede disminuir debido a la formación de ácidos libres, pero a lo largo del proceso aumenta por el amoníaco desprendido en la descomposición de las proteínas (Soliva, 2001). Al mismo tiempo, subidas bruscas de pH pueden facilitar la liberación de nitrógeno amoniacal, ya que un pH básico extremo afecta a los equilibrios ácidos-base que influyen en la conservación del nitrógeno. Una reducción de pH en algún momento del proceso puede indicar que se han producido condiciones anaerobias, con una liberación de ácidos orgánicos de cadena corta (Manios y Verdonck, 1985; Pereira Neto y *col.*, 1987; Barrena, 2006).

Suler y Finstein (1977) establecieron una relación entre los cambios de pH y la aireación de la mezcla, concluyendo que un compostaje con la aireación adecuada conduce a productos finales con valores comprendidos entre pH 7 y 8, valores más bajos serán indicativos de fenómenos anaeróbicos y que el material aún no está maduro. Posteriormente Nakasaki y *col.*, (1990) estudiaron la relación existente entre el pH-aireación-microorganismos existentes en el proceso deduciendo que la degradación orgánica se inhibe a pH bajos por lo que si el pH se mantiene por encima de 7,5 durante el proceso es síntoma de una buena descomposición.

• Aireación

La aireación es imprescindible si el proceso tiene que ser aerobio, por lo tanto para el correcto desarrollo del proceso de compostaje es necesario asegurar la presencia de oxígeno, ya que los microorganismos que en él intervienen son aeróbicos (Jeris y Regan, 1973b). Las pilas de compostaje presentan porcentajes variables de oxígeno en el aire de sus espacios libres: la parte más externa contiene casi tanto oxígeno como el aire (18-20%); hacia el interior el contenido de oxígeno va disminuyendo, mientras que el dióxido de carbono va aumentando, hasta el punto de que a una profundidad mayor de 60 cm el contenido de oxígeno puede estar entre 0,5 y 2% (Ekinci y col., 2004; Díaz y col., 2007).

Las funciones básicas de la aireación son las siguientes (Haug, 1993):

- Suministrar el oxígeno suficiente para permitir la actividad de los microorganismos aeróbicos.
- Favorecer la regulación del exceso de humedad por evaporación.
- Mantener la temperatura adecuada.

La aireación está muy relacionada con la temperatura, ya que interviene en la generación y en la pérdida de calor.

Una aireación insuficiente provoca una sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, con el consiguiente reparto en la descomposición, la aparición de sulfuro de hidrógeno y la producción de malos olores (Bidlingmaier, 1996).

El suministro de oxígeno al material en descomposición se realiza mediante los sistemas de aireación y/o volteo de cada tecnología. La aireación también puede producirse de forma natural por ventilación pasiva cuando la mezcla tiene una porosidad y una estructura que favorece el intercambio de gases por fenómenos físicos: difusión, evaporación, diferencias de temperatura. Aunque se disponga de un buen sistema de aireación forzada, el volteo no se ha de eliminar, ya que tiene otros efectos muy importantes como son la homogeneización del material y la redistribución de los microorganismos, la humedad y los nutrientes, a la vez que reduce el tamaño de las partículas y expone nuevas superficies al ataque de los microorganismos (Haug, 1993; Barrena, 2006).

Por otro lado, el exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Gray y col., 1971; Sikora y Sowers, 1985, Obeng y Wright, 1987, Zhu, 2006).

1.2.3.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato

- **Tamaño de partícula**

El tamaño inicial de las partículas que componen la masa a compostar es un importante parámetro para la optimización del proceso, ya que cuanto mayor sea la superficie expuesta al ataque microbiano por unidad de masa, más rápida y completa será la reacción (Polo, 1987). Por lo tanto el desmenuzamiento del material facilita el ataque de los microorganismos y aumenta la velocidad del proceso (Hachicha y *col.*, 1992). Se han descrito ensayos en los que la velocidad del proceso se ha duplicado al moler el material (Poincelot, 1974). Penninck y Verdonck (1987), en una experiencia en biorreactor encontraron correlaciones positivas significativas entre el tamaño de partículas y el consumo de oxígeno en residuos agroindustriales. Según estos autores, un pequeño tamaño de partícula inicial provoca una gran superficie de contacto para el ataque microbiano pero reduce el espacio entre partículas y aumenta las fuerzas de fricción. Esto limita la difusión de oxígeno hacia el interior y de dióxido de carbono hacia el exterior, lo cual restringe la proliferación microbiana, y puede dar lugar a un colapso microbiano al ser imposible la aireación por convección natural. En la práctica, un producto muy fino no es aconsejable por riesgos de compactación.

Las dimensiones consideradas óptimas son distintas según el criterio de distintos autores: entre 1-5 cm (Haug, 1993; Obeng y Wright, 1987); entre 2-5 cm (Gray y *col.*, 1971; Kielh, 1985); entre 2,5-2,7 cm (Tchobanoglous y *col.*, 1994).

- **Relaciones C/N y C/P**

Para un correcto compostaje es muy importante conseguir un equilibrio entre los diferentes nutrientes, especialmente entre el nitrógeno (N) y el carbono (C) (Soliva, 2001).

Los microorganismos que intervienen en el compostaje necesitan nutrientes para su crecimiento. Estos dos elementos deben encontrarse en la proporción adecuada para evitar que el proceso sea más lento en relaciones C/N altas, o para evitar la pérdida de nitrógeno en el caso de C/N bajas. Teniendo en cuenta que los microorganismos utilizan 30 partes de C por cada una de N, la relación C/N óptima es 30 aunque según algunos autores puede oscilar entre 26 y 35 (Jhorar y *col.*, 1991; Finck 1985; Soliva, 2001). En la práctica, no todos los residuos tienen el mismo tipo de materia orgánica y ni la misma biodegradabilidad, por

lo que, en procesos a gran escala, se tiende a bajar los valores de C/N hasta 25 (Bishop y Godfrey, 1983; Bonazzi y col., 1990; Plaster, 1992). La relación C/N decrece durante el compostaje debido, por una parte, a la degradación de la materia orgánica y, por otra, a la pérdida de N en forma amoniacal (Morisaki y col., 1989).

La relación C/N es un importante factor que influye en la velocidad del proceso, en el desarrollo de las fases de descomposición y maduración y en la pérdida de amonio durante el compostaje (Morisaki y col., 1989; Soliva, 2001); si la relación C/N es mayor de 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono con la consiguiente ralentización del proceso (Jhorar y col., 1991) debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de los microorganismos (Polo, 1987). Si el residuo tiene una alta relación C/N, pero la materia orgánica es poco biodegradable, la relación C/N disponible realmente para los microorganismos es menor y el proceso evolucionará rápidamente pero afectará sólo a una proporción de la masa total. Si la relación C/N es muy baja el compostaje es más rápido (Bishop y Godfrey, 1983) pero el exceso de nitrógeno se desprende en forma amoniacal, produciéndose una autorregulación de la relación C/N del proceso (Jhorar y col., 1991; Díaz y col., 2007).

La relación C/N ideal para un compost totalmente maduro es cercana a 10, similar a la del humus (Mathur y col., 1993). En la práctica un compost con una relación C/N < 20 puede ser considerado bioestable o maduro (Iglesias y Pérez, 1992; Mathur y col., 1993). Sin embargo, esta es una condición necesaria pero no suficiente para que un compost pueda ser considerado maduro por lo que la relación C/N no puede ser utilizada en si misma como un indicador de madurez para todos los tipos de compost (Hirai y col., 1983; Shumann y col., 1993; Mondini y col., 1996). Al tener la relación C/N una gran dependencia de la riqueza inicial en N, un valor en concreto de C/N no refleja el estado de madurez de un compost, por lo que es más indicado seguir la evolución de C/N del proceso o calcular la diferencia entre los valores iniciales y finales (Polo, 1987).

El fósforo es el nutriente más importante tras el C y el N, por lo que también debe estar presente en unas cantidades mínimas para que el proceso se lleve a cabo correctamente (Nogales y col., 1982). Una buena relación entre los principales nutrientes provoca una buena capacidad para la proliferación microbiana al tener todos los nutrientes principales, en unas cantidades óptimas y en la forma más disponible para la síntesis microbiana. Singh y Amberger (1991) encontraron que cuando compostaban paja de trigo en presencia de roca fosfática,

la descomposición de la paja aumentaba al hacerlo la cantidad de fósforo añadido. La relación C/P para el compostaje es óptima entre 75 y 150 (Gray y col., 1971), mientras que la relación N/P debe estar entre 5 y 20 (Jeris y Regan, 1973b; Díaz y col., 2007).

- **Nutrientes**

La característica química más importante de los sustratos, es la composición elemental (Costa y col., 1991). La utilidad agronómica de los residuos con posibilidad de ser compostados está en función de la disponibilidad de elementos nutritivos que posean (Saña y Soliva, 1987). Los microorganismos sólo pueden aprovechar compuestos simples, y por esta razón, las moléculas más complejas se rompen en otras más sencillas (por ejemplo las proteínas en aminoácidos y estos en amoníaco) y pudiendo así ser asimiladas (García, 1990; Castaldi y col., 2005). Entre los elementos que componen el sustrato destacan: C, N, y P, macronutrientes que son fundamentales para el desarrollo microbiano.

Se comprueba que, en general, entre el inicio y el final de la incubación se produce un aumento de las concentraciones de los distintos nutrientes, debido a la pérdida de materia orgánica de la masa a compostar (Díaz y col., 2004; Michel y col., 2004).

El carbono es necesario en para la formación del protoplasma, así como la de los lípidos, grasas y carbohidratos. Es el elemento que debe estar presente en mayor cantidad puesto que constituye el 50% de las células de los microorganismos y el 25% del anhídrido carbónico que se desprende en la respiración.

El nitrógeno es un elemento esencial para la reproducción celular, debido a la naturaleza proteica del protoplasma. Se ha demostrado que la calidad de un compost como fertilizante está directamente relacionada con su contenido de N (Blanco y Almendros, 1995).

El fósforo desempeña un papel fundamental en la formación de compuestos celulares ricos en energía, siendo necesario para el metabolismo microbiano.

Además de C, N y P existen otros nutrientes presentes en menor cantidad (micronutrientes). Los micronutrientes tienen un importante papel en la síntesis de las enzimas, en el metabolismo de los microorganismos y en los mecanismos de transporte intra y extracelular (Costa y col., 1991).

- **Materia orgánica**

La materia orgánica contenida en los composts es considerada como el principal factor determinante de la calidad agronómica de los mismos (Costa y *col.*, 1991). En el suelo, la materia orgánica, modifica y mejora sus características físicas, químicas y biológicas facilitando el desarrollo normal de los cultivos (Epstein, 1975).

Dado que el proceso de compostaje es una oxidación microbiana, que tiene como principal fuente de energía el carbono, la evolución del contenido en carbono (o materia orgánica) nos dará idea de la evolución del proceso (García, 1990).

Durante el proceso de compostaje la materia orgánica tiende a descender, debido a su mineralización y la consiguiente pérdida de carbono en forma de CO₂ (Van de Kerkhove y *col.*, 1990; Cárdenas y Wang, 1980).

La velocidad de formación del humus a partir de los materiales de partida depende de la naturaleza física y química de los mismos, de los microorganismos presentes y de los parámetros operacionales del proceso (humedad, aireación, temperatura y pH) (Michel y *col.*, 2004).

- **Conductividad Eléctrica (CE)**

La conductividad eléctrica de un compost está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales y en menor grado por la presencia de iones amonio o nitrato formados durante el proceso (Sánchez-Monedero, 2001).

La CE tiende, generalmente, a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, hecho que produce una mayor concentración de nutrientes (Pérez e Iglesias, 1984). Ocurre, a veces, un descenso de la CE durante el proceso, hecho que puede deberse a fenómenos de lixiviación en la masa provocado por una humectación excesiva (Kielh, 1985; Díaz y *col.*, 2007).

La dosis de compost que puede añadirse a un suelo debe ser proporcional a la CE del compost. Un exceso de salinidad en la solución del suelo dificulta la absorción de agua por las raíces de las plantas, de modo que en algunos casos, en esas condiciones, sólo prosperan las especies resistentes (Polo, 1987).

1.2.3.3. Parámetros de madurez

- **Concepto de madurez y calidad del compost**

Un compost inmaduro y sin estabilizar puede provocar muchos problemas durante su almacenaje, distribución y uso. Durante el almacenaje se pueden crear zonas anaerobias generando problemas de olores y una disminución de la calidad del material por el posible desarrollo de componentes fitotóxicos. Una vez el material ha sido aplicado al suelo, la continua descomposición de la que puede ser objeto puede tener efectos negativos sobre el crecimiento de las plantas.

La madurez depende del uso final que se le vaya a dar al material, y por lo tanto requiere de una valoración sobre si el compost producido es apropiado o no para el uso al que se le destina. De todas formas, para un adecuado uso del compost se requiere un producto estable y libre de componentes fitotóxicos (Barrena, 2006).

La descomposición de la materia orgánica se ve favorecida por la presencia de grandes cantidades de carbono fácilmente asimilable que son los carbohidratos, de los cuales el 80-95% se mineraliza durante la fase de compostaje. El carbono de los compuestos muy humificados o con ligninas es difícil de usar como fuente de energía, por lo que está sometido a una mineralización muy lenta y parcial (Kayhanian y Tchobanoglous, 1992). Cuando comienzan a escasear los compuestos fácilmente asimilables, se produce un descenso en la descomposición; al cesar esta descomposición, se puede considerar que el producto está adquiriendo cierto grado de estabilización, por lo que el compost se puede considerar maduro (Costa y *col.*, 1991).

La aplicación del compost mejora ciertas propiedades del suelo, pero para que los efectos de su aplicación sean positivos el compost debe estar lo suficientemente maduro, de lo contrario la materia orgánica poco estabilizada seguirá en el suelo el proceso de descomposición, pudiendo provocar en el suelo problemas como la disminución de la concentración de oxígeno, el aumento de la temperatura y la producción de problemas de fitotoxicidad (Nogales y *col.*, 1982; Nomdedeu y *col.*, 1990; Brodie y *col.*, 1994).

La evaluación de la madurez de los compost ha sido considerada como uno de los grandes problemas en relación con la utilización de estos materiales, fundamentalmente en su aplicación agronómica (Iglesias y Pérez, 1992; Tchobanoglous y *col.*, 1994).

Desde otro punto de vista, la calidad del compost está influenciada además por el tipo de material que se composte, por el desarrollo del proceso de compostaje, por la procedencia del material, por el tipo de recogida, si se realiza o no alguna selección adicional en planta, y por el tratamiento del residuo (tipo de tecnología, equipamiento, funcionamiento, organización y seguridad en el trabajo). Los diferentes materiales que se pueden compostar determinan los tipos de compost que pueden obtenerse.

- **Métodos para evaluar la madurez**

Los métodos de evaluación de la madurez de los compost se pueden clasificar en métodos: físicos, químicos, biológicos, tests de germinación, análisis espectroscópicos y grado de humificación (Inbar y col. 1990; Mathur y col., 1993; Barberis y Nappi, 1996). En la siguiente tabla, Tabla 4, puede apreciarse una clasificación de los distintos métodos que existen para evaluar la madurez en los compost.

Métodos de evaluación de la madurez en compost	
Métodos Físicos	<ul style="list-style-type: none"> - Olor - Temperatura - Color
Métodos Químicos	<ul style="list-style-type: none"> - Relación C/N: - Relación C/N en el extracto acuoso - Relación N-NH₄ /N-NO₃ en extracto acuoso - Variación del contenido en polisacáridos - Presencia de compuestos reductores - Contenido de cenizas - Determinación de sustancias orgánicas degradables - Grado de descomposición - Variación del pH - Análisis del contenido en Ácidos Volátiles - Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) - Porcentaje de descomposición
Métodos Microbiológicos	<ul style="list-style-type: none"> - Indicadores de actividad microbiana - Métodos respirométricos - DQO - DBO - Test de Germinación - Test de Crecimiento
Métodos de análisis espectroscópicos	<ul style="list-style-type: none"> - GC-MS - FTIR
Métodos en el grado de humificación	<ul style="list-style-type: none"> - Cromatografía Circular - Extracción de sustancias húmicas - Densidad óptica (DO) en extracto de pirofosfato sódico

Tabla 4. Clasificación de los métodos de evaluación de la madurez.

1.3. El olor y el compost

El aumento de la utilización del proceso de compostaje en España ha venido asociado a un creciente rechazo por parte de la población a tener plantas de compostaje y, en general, de tratamiento de residuos en las proximidades de sus viviendas. Este rechazo está provocado en gran medida a la asociación del compostaje y de los residuos orgánicos con los malos olores. La generación de dichos olores junto con los gases contaminantes, es por tanto, uno de los mayores impactos ambientales del proceso de compostaje y, sin duda, el mayor impacto a nivel social y el mayor problema que deben afrontar los operadores de dichas plantas, que puede incluso provocar el fracaso de las mismas (Roig y Sánchez, 2007).

Las emisiones de olor son uno de los principales problemas en la planificación de una planta de compostaje. Es muy difícil diseñar y construir un proceso de compostaje sin la liberación de sustancias olorosas. Las principales fuentes de olores son: la materia prima (residuos biológicos o residuos verdes) y los productos metabólicos que surgen durante la degradación aeróbica y anaeróbica. Otro factor que rige la generación de olor es el método de operación de la planta de compostaje. El conocimiento de las emisiones de olor que pueden esperarse de cada proceso de compostaje, independientemente de la materia prima, junto con la posible emisión de estos compuestos, son condiciones previas fundamentales para una correcta planificación de la planta de compostaje.

Sin embargo, varias décadas de la práctica de compostaje han convencido a los observadores más exigentes que la generación de olor es un resultado inevitable de la irremediable descomposición de la materia orgánica (Haug, 2004).

Parámetros como las condiciones de entrada de cantidades, composición de residuos, el tipo de tecnología de compostaje, tiempo de permanencia, la temperatura de la descomposición, y muchas otras variables deben considerarse para evitar una interpretación errónea de los tipos y niveles de emisiones (Bidlingmaier y Müsken, 2007).

Debemos tener en cuenta que las plantas de compostaje además de la liberación de sustancias olorosas, también emiten a la atmósfera emisiones gaseosas no olorosas, aerosoles y polvo. Las emisiones gaseosas que se generan son, fundamentalmente, consecuencia de la propia descomposición de la materia orgánica. El polvo son pequeñas

partículas que se emiten a la atmósfera resultante principalmente del proceso de volteo, movimiento y traslado de materiales con la pala y sobretodo en el postratamiento. Y por otro lado, debe tenerse en cuenta la importancia de los aerosoles que pueden emitirse, ya que los microorganismos que poseen pueden ser perjudiciales para la salud y el medio ambiente.

1.3.1. La importancia del olor

Como definición podríamos decir, que el olor es la **propiedad de una sustancia química o mezcla de sustancias que, en función de la concentración, activa el sentido del olfato** y, por tanto, es capaz de causar una sensación olfativa (Winneke, 1994).

Otra definición nos indica que un olor, o el olor, es la sensación que nuestro cerebro genera en respuesta a determinados productos químicos en el aire a través de la nariz (Dalton, 2003). Los estímulos para los olores son los productos químicos en suspensión en el aire del medio ambiente, “olores” o compuestos olorosos que reaccionan con receptores en la nariz y, a su vez, producen la sensación de olor en el cerebro. Ejemplos de productos químicos que comúnmente se traducen en malos olores en las instalaciones de compostaje incluyen amoníaco, sulfuro de hidrógeno, dimetil sulfuro, ácido butírico, putrasceno y terpenos. Estos productos químicos se plantean en la naturaleza, como resultado de la descomposición de sustancias orgánicas. El resultado olores son nuestras percepciones de ellos. Los seres humanos pueden percibir los olores más, incluso en concentraciones relativamente bajas de los productos químicos, en partes por mil millones en muchos casos (Dalton, 2003).

El olor es un parámetro que no puede medirse física o químicamente. El olor refleja sólo la propiedad de una determinada sustancia o mezcla de sustancias, por lo que es una percepción sensorial. Un ser humano tiene alrededor de 10-25 millones de células olfativas. Las sustancias olorosas son transportadas exclusivamente por el aire y se inhala por la respiración mediante el sistema olfativo. De modo que, los seres humanos perciben olores muy diferentes, los cuales pueden resultar agradables pero en contraposición a menudo resultan molestos (Bidlingmaier y Müsken, 2007).

Cuando un olor desagradable persiste o se repite con frecuencia, especialmente en un lugar inesperado, crea una molestia y da lugar a quejas. Dichas quejas a menudo van acompañadas de reclamaciones con respecto a la salud debido a la exposición a los olores (Schiffman

y col., 2000). Sin embargo, hay pocas pruebas que vinculen directamente a los olores en niveles de concentración de odorante fuera de las instalaciones de compostaje (o explotaciones ganaderas o instalaciones de tratamiento de residuos) (Caín, 2006; Dalton, 2003). Debe tenerse en cuenta que, con la posible excepción de los espacios cerrados, los compuestos químicos responsables de olores en una planta de compostaje no están presentes en concentraciones lo suficientemente grandes como para causar daños fisiológicos directos (Dalton, 2003; Pelossi, 2003). Es decir, las concentraciones están por debajo de los niveles de umbral que causa irritación. Sin embargo, las personas siguen reivindicando síntomas de mala salud debido a los olores. Los síntomas identificados con más frecuencia son náuseas, dolor de ojos, nariz y garganta, dolor de cabeza, falta de aliento y somnolencia (Chiumenti y col., 2005; Schiffman, 1998).

La cadena de percepción de olor comienza en el punto en que las sustancias olorosas salen de la planta. Estas sustancias se diluyen a través de transporte atmosférico (transmisión) y dan lugar a una situación de inmisión, que es responsable de la reacción humana a los olores. La sensibilidad al olor varía ampliamente entre los individuos. Ciertas condiciones deben cumplirse para que una sustancia puede crear una impresión de olor (Jager y Kuchta, 1993):

- **Volatilidad:** En condiciones normales, las moléculas olorosas deben estar en el aire antes de su entrada en la nariz y conducir a un estímulo.
- **La solubilidad en agua:** mucosa olfativa de la nariz tiene una capa de agua que puede ser penetrada sólo si el compuesto oloroso es soluble en agua.
- **La solubilidad de grasa:** la capa de grasa de las células nerviosas puede ser penetrado por sólo sustancias olorosas soluble.
- **Polaridad:** La intensidad de la polaridad es determinante para la percepción de los olores.

Los siguientes aspectos son importantes para la sensación de olor percepción (Anemüller, 1993):

- La frecuencia y la duración de un olor impacto,
- la intensidad del olor impacto, y
- la calidad de los que afectan olor.

Pero siempre debe tenerse en cuenta que los umbrales de olor pueden variar de un ser humano a otro. La sensación de olor umbral aumenta con la edad, es decir, la sensibilidad a los olores desciende (Bidlingmaier y Müsken, 2007).

La gestión de olores para reducir al mínimo los impactos todavía requiere de conocimientos, y atención, al proceso de compostaje debido a que el desarrollo del mismo depende, en gran medida, al nivel y el tipo de olores generados. Sin embargo la gestión del olor requiere también el conocimiento y de atención a otros factores, incluyendo características como materia prima, fuentes de olor, olor y liberación meteorológica y condiciones geográficas. Estos factores influyen en la dispersión de olores, manipulación de materiales, métodos de tratamiento, manejo del aire, instalación de emplazamiento, modelos de predicción, la química del olor, olor de medición, las relaciones con la comunidad y la política (Integrated Waste Management Board, 2007).

1.3.2. Generación de olor en el proceso de compostaje

Los malos olores se producen principalmente en las plantas de pila móvil al aire libre y en las primeras fases del proceso. Las emisiones de gases y los olores del proceso de compostaje se centran básicamente en dos grupos principales: amoníaco y compuestos orgánicos volátiles (COVs).

De acuerdo con experimentos llevados a cabo se ha revelado que la concentración crítica de olor es liberada principalmente durante las primeras 2-3 semanas del proceso de compostaje. Alcanza su máximo después de aproximadamente una semana, y lentamente comienza a disminuir (Krzymien y *col.*, 1999 y Schlegelmilch y *col.*, 2005).

Se puede dividir la caracterización de los olores producidos en el compostaje de una forma sencilla, dependiendo del momento del proceso en el que nos encontremos:

- **Fase inicial Mesófila**

El olor del sustrato (residuos) original está caracterizado por determinadas sustancias en el gas. Es generado principalmente en la fase inicial durante la descarga, el almacenamiento y en el tratamiento de los residuos biológicos, y al comienzo del proceso de compostaje. Los olores derivados del material no sólo son dependientes de sus componentes orgánicos, sino también a un grado sustancial en el hecho de que los residuos ya están en proceso de descomposición en el momento del suministro (Bidlingmaier y Músken, 2007).

- **Fase Termófila**

Como son sustancias fácilmente degradables, la disminución de la cantidad de residuos orgánicos durante la descomposición se

traduce en una disminución de la formación de elementos de olor. Sin embargo, otras sustancias olorosas son generadas al mismo tiempo, debido a procesos puramente químicos a través de los medios de auto-oxidación, y las reacciones Maillard (conjunto complejo de reacciones químicas que se producen entre las proteínas y los azúcares reductores que se dan al calentar los alimentos o mezclas similares). Su formación crece con el aumento de la temperatura (Bidlingmaier y Müsken, 2007).

- **Fase de Maduración**

En esta fase cambian las propiedades del material descompuesto, lo que resulta en una disminución en la actividad microbiológica y una temperatura de disminución. Por lo que, la progresiva disminución en el consumo de oxígeno provoca un medio ambiente cada vez más aeróbico y por lo tanto la disminución de las emisiones de olor (Bidlingmaier y Müsken, 2007).

1.3.2.1. Compuestos productores de olores

El factor más importante en el tipo de olor producido depende lógicamente de los residuos componentes a compostar. Así, los materiales que se descomponen rápidamente son los que producen olores en proporciones altas. Desde otro punto de vista, los olores emitidos en condiciones anaeróbicas son diferentes de los emitidos en condiciones aeróbicas.

Los problemas de olor se presentan en las plantas de tratamientos de residuos sólidos urbanos, de granjas de animales y de residuos de comida.

Muchos compuestos formados durante el compostaje producen olor, varios componentes individuales se destacan como olorosos, como son el amoníaco y el sulfuro de hidrógeno. Sin embargo, debido al gran número de especies químicas involucradas, los compuestos olorosos son frecuentemente identificados por categorías de productos químicos similares. Las principales categorías identificadas con los materiales orgánicos son: mercaptanos, sulfuros orgánicos, amoníaco, aminas, indoles, ácidos grasos volátiles (VFAs), terpenos, alcoholes, aldehídos y cetonas, (Haug, 1993; Miller, 1993; Epstein, 1997; Goldstein, 2002).

- **Compuestos con Azufre**

El elemento azufre (S) es de los más potentes y reconocido de los compuestos olorosos asociados con la descomposición de materia

orgánica. El azufre es un elemento relativamente abundante en muchas materias primas incluyendo el compostaje los residuos de alimentos, producir, papel, yeso, el estiércol y los biosólidos (Miller, 1993). Se trata de un componente de los aminoácidos cistina y metionina, que sirven como precursores de compuestos volátiles sulfurados. Muchos de estos compuestos volátiles sulfurados se forman tanto en condiciones aeróbicas como en anaeróbicas, aunque este último produce y/o se acumula más (Walker y Gossett, 1999, Haug, 1993). Compuestos de azufre identificados como olorosos son el sulfuro de hidrógeno, mercaptanos y sulfuros orgánicos (por ejemplo, disulfuro de dimetilo).

- **Sulfuro de hidrógeno:** (H_2S) es una reducción de compuestos inorgánicos y forma de azufre que produce el familiar olor a huevo podrido. La presencia de sulfuro de hidrógeno es un indicador de la descomposición anaeróbica de materia orgánica (Nobel y col., 2001). Aunque el sulfuro de hidrógeno produce un olor ofensivo, y que puede ser detectado en concentraciones muy bajas, no parece ser una de las principales fuentes de olores en las instalaciones de compostaje. Pocos estudios de campo han implicado este compuesto como principal culpable del olor. Este resultado puede deberse a la tendencia de sulfuro de hidrógeno a disipar y/o oxidarse rápidamente en el medio ambiente (Walker y Gossett, 1999), y por otra parte, el sulfuro de hidrógeno no es volátil a niveles de pH por encima de 8 (Das, 2000).

- **Mercaptano y tioles:** son otro grupo de orgánicos volátiles compuestos de azufre que se caracterizan por un olor fuerte y detectable a bajas concentraciones (Haug, 1993). Son responsables de los olores relacionados con los aromas de ajo y cebolla. Dos compuestos específicos relacionados con el compostaje son etil-mercaptano y el metil-mercaptano. De los dos, metil-mercaptano es más a menudo identificado como un olor de compostaje. Su olor característico se describe como col podrida o como sulfuro, (Wilmink y Diener, 2001; Miller, 1993). En la materia orgánica en descomposición, mercaptanos resultado de los primeros pasos de la degradación de proteínas. Los mercaptanos han sido identificados como contribuyentes a los olores de compostaje de varias materias primas, incluidos los alimentos, residuos de procesamiento de papel, los biosólidos y estiércol porcino (Fraser y Lau, 2000, Walker y Gossett, 1999, Kuroda y col., 1996, Haug, 1993).

- **Sulfuros orgánicos:** Entre los compuestos de azufre orgánicos volátiles con olores se incluyen disulfuro de dimetilo (DMDS), dimetil sulfuro (DMS) y el disulfuro de carbono (CS). Estos compuestos de azufre tienen un fuerte olor y son detectables en bajas concentraciones. A menudo son citados como los principales fuentes de los olores del estiércol y de los biosólidos. Se generan a partir de las sucesivas

degradación de azufre que contienen las proteínas y los “intermedios” de los productos (por ejemplo, metil mercaptano) (Miller, 1993; Derikx y col., 1991). De estos sulfuros orgánicos, DMDS parece ser la principal fuente de olor de las instalaciones de compostaje (Goldstein, 2002, Epstein, 1997, Hentz y col., 1996, Derikx y col, 1991).

- **Compuestos de nitrógeno**

La descomposición de las proteínas y otras sustancias orgánicas generan una serie de compuestos de nitrógeno que son volátiles y olorosos. El amoníaco es con diferencia, el más destacado e importante (Kuroda y col., 1996; Miller, 1993). A causa de sus olores ofensivos, dos grupos de compuestos orgánicos de nitrógeno también son notables a nivel oloroso los cuales son las aminas y indoles. Siempre que el nitrógeno es abundante, y, especialmente, cuando la relación C/N son bajos (<25:1), se producen compuestos de nitrógeno oloroso.

- **Amoníaco:** El penetrante olor a amoníaco es familiar para la mayoría de la gente. El olor a amoníaco está presente en muchas instalaciones de compostaje, por lo menos en esas instalaciones que manejan las mezclas de materias primas que tienen un alto contenido en nitrógeno (por ejemplo, con saludable proporciones de estiércol, los biosólidos, el pescado, césped). Químicamente, el amoníaco es el nitrógeno analógica a sulfuro de hidrógeno. El amoníaco (NH_3) es un inorgánicos volátiles y la reducción de nitrógeno de forma que el resultado de la degradación de proteínas, urea y casi cualquier degradables compuesto con nitrógeno. El amoníaco se genera en grandes cantidades y concentraciones cada vez que el C/N tiene una proporción relativamente baja (<aproximadamente 20:1) y el pH es elevado. Con el aumento de pH, soluble en agua de iones amonio (NH_4) a los cambios volátiles y gases olorosos forma de amoníaco (NH_3). Hay que tener en cuenta que el amoníaco tiende a disiparse rápidamente después de que se emite (Haug, 1993). Aunque el amoníaco sigue siendo un importante compuesto causante de olor, en la mayoría de los casos, principalmente cerca del punto donde los materiales se almacenan y manipulan. Sin embargo, el amoníaco puede ser un grave problema con las materias primas que llevar muy alto contenido en nitrógeno, como el estiércol de aves de corral y los desechos de pescado, sobre todo cuando grandes cantidades de estos materiales se concentran.

- **Aminas:** El olor característico de las aminas se sugiere por el nombre común de dos compuestos - putresina y cadaverina. Ambos compuestos se producen en los tejidos animales en descomposición. Algunas otras aminas que pueden contribuir a incluir los olores metilamina, etilamina y trimetilamina. Estas aminas tienden a difundir un olor que se describe a menudo como a pescado.

- **Indoles:** son un grupo de compuestos heterocíclicos de nitrógeno (lo que significa que tienen una estructura molecular anillo con un átomo de nitrógeno en lugar de un carbono). Dos compuestos de este grupo, indol y escatol (3-metilindol), son conocidos por su olor. Estos compuestos son producidos por la descomposición bacteriana del aminoácido triptofan y otras proteínas (Sawyer y McCartney, 1978). Las bacterias en los intestinos de animales provocan la producción de indol y escatol, que producen el olor ofensivo de la materia fecal. Sin embargo, las plantas también producen indoles (por ejemplo, el pigmento de añil). A bajas concentraciones de estos compuestos puede tener un agradable olor. Indoles y escatoles no han sido identificados como las principales fuentes de olor en las instalaciones de compostaje. Sin embargo, sin duda, contribuirán con un carácter negativo para la calidad general del olor cuando el estiércol y los biosólidos son manipulados y transformados (Wilmink y Diener, 2001).

- **Ácidos grasos volátiles (AGV)**

Son el resultado de la descomposición de largas cadenas de ácidos orgánicos que son componentes comunes de los hidratos de carbono, grasas y aceites. Si el oxígeno está presente, además los AGV se descomponen en dióxido de carbono y agua. Si el oxígeno no está presente, se acumulan y fácilmente volatilizan, que podría dar lugar a malos olores. Dependiendo de los compuestos de matriz, numerosos AGV pueden desarrollarse durante la descomposición, cada uno con un olor característico. Los más reconocibles de los AGV son ácido acético o fórmico, propiónico, valeric butírico (Goldstein, 2002). Los AGV tienen más probabilidades de ser el principal contribuyente de los olores cuando el nitrógeno y el azufre no son abundantes y, por tanto, aminas y sulfuros no dominan el olor general (Kephart y Mikesell, 2000).

- **Terpenos**

Terpenos son compuestos aromáticos que son producidos naturalmente por las plantas. Contribuyen a la fragancia de muchas plantas, incluso los limones, geranios, rosa, menta, eucalipto y pino (Haug, 1993). Por sí mismos, a bajas concentraciones a moderada, el olor de terpenos no es ofensivo para la mayoría de la gente. Sin embargo, en altas concentraciones, los terpenos pueden presentar un olor que es molesto, si no ofensivo. Además, cuando se mezcla con la sopa de olores de otros materiales en descomposición, pueden añadir a la intensidad de un olor desagradable. En las instalaciones de compostaje, terpenos parecen ser prominentes, son materiales leñosos compostados, como las ramas de árboles verdes en las instalaciones de residuos, serrín en el estiércol, madera y materiales de abultamiento utilizados en el compostaje biosólidos (Epstein, 1997).

- **Otros compuestos orgánicos volátiles**

Los olores pueden emanar de muchas otras categorías comunes de compuestos orgánicos volátiles incluyendo cetonas, aldehídos y alcoholes, entre otros. Estos tipos de compuestos se producen de forma natural como las sustancias orgánicas complejas se degradan. En ambientes aeróbicos que tienden a ser de corta duración. Muchos compuestos dentro de estos grupos tienen un olor asociado a ellas. En general, rara vez son un componente principal de malos olores en sitios de compostaje, pero puede contribuir negativamente al carácter general. En ciertas situaciones, o con materiales específicos, un alcohol, cetona o aldehído puede producir un nivel de olor detectable y dominante.

- **Alcoholes:** Surgen fácilmente cuando las moléculas orgánicas se descomponen. Pueden formar condiciones aeróbicas o anaeróbicas, pero se acumulan en condiciones anaeróbicas (por ejemplo, la fermentación del vino). Cuando se producen olores por los alcoholes, la situación es relativamente de corta duración. En los seres humanos la sensibilidad a los alcoholes es de moderada a baja (Goldstein, 2002; Haug, 1993).

- **Hidrocarburos aromáticos:** Para que se de la aromaticidad, deben cumplirse ciertas premisas, por ejemplo que los dobles enlaces resonantes de la molécula estén conjugados y que se den al menos dos formas resonantes equivalentes. Son tanto sintéticos como naturales y pueden resultar muy perjudiciales para la salud. Esta información se ampliará posteriormente en el Apartado 4. (Resultados y Discusión).

- **Hidrocarburos alifáticos:** Son compuestos utilizados como disolventes de aceites, grasas, caucho, resinas, etc. Resultan muy olorosos y muy desagradables para el ser humano. Por esta razón, resulta de interés la determinación de vapores de hidrocarburos alifáticos en aire, con el fin de poder evaluar la exposición a este tipo de compuestos. Esta información se ampliará posteriormente en el apartado 4. Resultados y Discusión.

- **Cetonas:** Cetonas como acetona y metiletacetona (butanona) son muy volátiles y tienen un olor “dulce” (Miller, 1993). Sin embargo, la sensibilidad humana a estos compuestos es baja (necesitan alta concentración de estos para detectarlos). Así, aunque las cetonas son comunes en derivados de la descomposición, no son importantes en sí mismos en los lugares de compostaje. Con otros gases olorosos, pueden contribuir a la mal olor general.

- **Aldehídos:** Varios tipos de aldehídos se desarrollan en la naturaleza y de la descomposición de sustancias orgánicas. Aunque

es dependiente de la concentración, aldehídos de bajo peso molecular tienden a tener olores fuertes y desagradables, mientras que los de mayor peso molecular tienen un agradable olor a flores (Answer.com, 2005). De bajo peso molecular son formaldehído, acetaldehído (etanal) y propionaldehídos (propanal). La más conocida es aldehído formaldehído, que es reconocido por su olor penetrante a medicamentos. Estos compuestos pueden contribuir a la calidad general de olores (por ejemplo, una carga de plaguicidas tratados vegetación o disolventes en los RSU).

En la siguiente tabla (Tabla 5) se muestran los compuestos identificados como emisores de olores en el compostaje con diversos tipos de umbrales (Roig y Sánchez, 2007; Williams y Miller, 1993).

Compuesto	Identificación del olor	Umbral ($\mu\text{g m}^{-3}$)	
		Bajo	Alto
Comp.de azufre			
Sulfuro de hidrógeno	Huevos podridos	0,7	14
Oxisulfuro de carbono	Picante		
Disulfuro de carbono	Desagradable	24	23000
Sulfuro de dimetilo	Col podrida	2,5	50,8
Disulfuro de dimetilo	Sulfuro	0,1	34,6
Trisulfuro de dimetilo	Sulfuro	6,2	6,2
Metanotiol	Sulfuro picante	0,04	82
Etanotiol	Sulfuro, a tierra	0,032	92
Comp.de nitrógeno			
Amoniaco	Picante, penetrante	26,6	39600
Aminometano	Pescado picante	25,2	12000
Dimetil amina	Pescado, amina	84,6	84
Trimetilamina	Pescado, picante	0.8	1
3.metinildol (escatol)	Heces	$4 \cdot 10^{-5}$	268
Ácidos Grasos volátiles			
Metanoico	Penetrante, picante	45	37800
Etnoico	Vinagre	2500	250000
Propanoico	Rancio picante	84	60000
Butanoico	Rancio	1	9000
Pentanoico	Desagradable	2,6	2,6
3-metil butanocio	Rancio	52,8	52,8
Cetonas			
Propanona	Frangante, mentol	47500	$1,6 \cdot 10^6$
Butanona	Fragante, acetona	737	147000
2-Pentanona	Fragante	28000	45000
Otros			
Benzotiazol	Penetrante	442	2210
Etanol	Frangante, hierba	0,2	4400
Fenol	Medicinal	178	2240
Umbral bajo: Menor límite de detección para las personas más sensibles			
Umbral alto: Límite de detección para la mayor parte de las personas			

Tabla 5. Compuestos identificados como emisores de olores en el compostaje ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

1.3.2.2. Caracterización de los olores

Los olores se caracterizan con la utilización de diversos parámetros. Los que actualmente se aplican son los indicadores descritos por Walter (1993). Sus características fundamentales son (Roig y Sánchez, 2007):

1. Cantidad de olor, diluciones hasta el umbral: los niveles de los olores se expresan generalmente en función de la dilución que hay que realizar para llegar al umbral (D/U). Los valores de D/U se determinan mediante un panel de olores formado por ocho o nueve personas; indicando el número de disoluciones necesarias por el 50% del panel para detectar el olor (E/D_{50}).

2. Intensidad del olor: ésta es una medida de la fuerza de percepción del olor y está relacionada con la concentración. Se utiliza un compuesto patrón que suele ser el n-butanol y se expresa en miligramos por litro. La relación entre la intensidad de la percepción y la concentración se expresa de la siguiente forma (Hooper y Cha, 1988):

$$S = KI^n \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

S = sensación de la intensidad de la percepción.

I = intensidad física de la concentración del odorante.

n = pendiente de la función psicofísica.

K = y-intercepción.

A continuación se puede apreciar en la Figura 3 como varía la intensidad del olor con respecto a la concentración de butanol (Hooper y Cha, 1988).

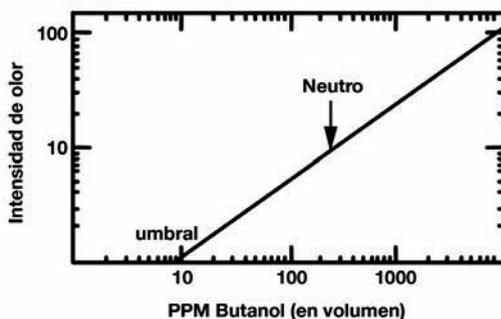


Figura 3. Intensidad del olor con respecto a la concentración de butanol.

Cuando la concentración de un odorante es conocida (en concentración equivalente de butanol o en unidades de olor) se puede obtener el caudal total de emisión de olor mediante la multiplicación de dicha concentración por el caudal volumétrico de gas emitido (Walter, 1993). La característica de la intensidad de un olor se usa para calcular su persistencia. La persistencia se determina por dilución progresiva del olor y medida de la intensidad de cada dilución. Podemos apreciarlo en la Figura 4, donde cuanto más plana sea la pendiente más persistente será el olor (Walter, 1993).

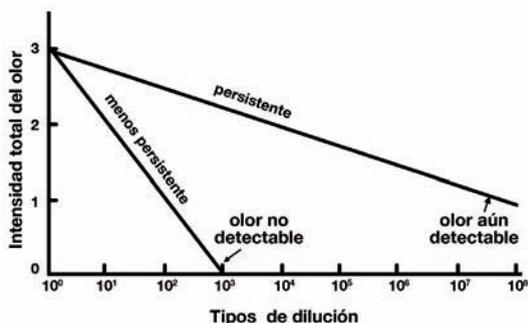


Figura 4. Tipos de dilución con respecto a la Intensidad total del olor para olores de diversa persistencia.

1.3.3. Métodos de medición de olores

Fundamentalmente, se pueden mencionar dos métodos diferentes de medición de olores:

- Método sensorial.
- Método químico-físico.

Los métodos de medición Químico-físicos se dividen en químicos-húmedos y los métodos capilar de gas-método de cromatografía. La química húmeda se utiliza para la búsqueda de sustancias únicas. Este método, sin embargo, es de poca utilidad para la medición de olores en las plantas de tratamiento de residuos, que emiten muy complejas mezclas de sustancias.

La Cromatografía ofrece la posibilidad de la separación de mezclas complejas de sustancias. El detector más utilizado para esta prueba es el detector de ionización de llama (FID). Esta medida permite una continua determinación del carbono orgánico, pero incluso este

método no sustituye a la nariz humana como un detector de olor. De acuerdo con Eitner (1986), en general, no es posible deducir una correlación entre la percepción del olor y el contenido de carbono.

Por lo tanto dichas observaciones muestran que, por el momento, el método de medición sensorial de olfatometría, es decir, la percepción del olor de los seres humanos, sigue siendo el mejor método para evaluar olores biológicos de las plantas de tratamiento de residuos. Dado que la olfatometría es actualmente el método que ofrece los resultados más cercanos a la realidad.

Actualmente la sociedad científica está dando un giro en lo que respecta a los análisis relacionados con las emisiones de sustancias olorosas. La reciente publicación de la normativa de medición de unidades de olor europeas (European Standard, EN 13725:2003) ha provocado que los estudios de eliminación de unidades de olor en biofiltros sean prácticamente inexistentes (Roig y Sánchez, 2007). En este sentido, destaca el trabajo de Pierucci y *col.* (2005) en el que se establece una primera aproximación entre concentraciones de compuestos antes y después de un biofiltro y se correlacionan con las unidades de olor. Otros trabajos muy recientes han intentado desarrollar “narices electrónicas” para la medida directa de las unidades de olor (Sironi y *col.*, 2006).

Brant y Elliott (2004) ponen la “Nariz Electrónica” en la categoría de “nuevas estrategias de gestión de olor.” Una Nariz Electrónica, o nariz artificial, es un instrumento que incluye un sistema de muestreo de aire (o gases en general), la detección de sensores y un ordenador con un programa de inteligencia artificial (por ejemplo, redes neuronales). Cada sensor detecta y cuantifica diferentes químicos específicos de gas y envía una señal electrónica al ordenador. El programa de ordenador reconoce el patrón de señales generadas por el conjunto de sensores. Una nariz electrónica es la intención de imitar el sistema olfativo humano. Al igual que una nariz humana, los sensores detectan una combinación de gases compuestos químicos, a diferentes concentraciones, así como informar electrónicamente el “cerebro”, en este caso un ordenador, que reconoce y describe el olor (Stetter y Penrose, 2001). Las narices electrónicas parecen estar mejorando y pronto podrían convertirse en práctica para la detección automatizada de olor. En el apartado 3.3.6. se ampliará la información perteneciente a la Nariz Electrónica motivo del ensayo.



2. Objetivos

El objetivo general del presente trabajo de investigación fue el siguiente:

Optimización de las variables implicadas en el proceso de compostaje de Residuos Sólidos Urbanos, con objeto de obtener una mejor calidad con los menores efectos posibles sobre el medio ambiente.

Con objeto de alcanzar este objetivo general se han pretendido los siguientes objetivos específicos:

- Puesta a punto del método de medida de olores basado en la utilización de **Nariz Electrónica**.
- **Caracterizar y cuantificar** de los gases producidos por el proceso de compostaje de **Residuos Sólidos Urbanos**.
- **Evaluación del uso** de materiales de abultamiento sobre la cantidad y composición de gases generados en el proceso de compostaje.
- **Evaluación de la influencia de humedad y aireación** sobre la cantidad y composición de gases generados en el proceso de compostaje.



3. Materiales y Métodos

3.1. Descripción del ensayo

El diseño experimental, se realizó en la **Planta Experimental Jack Rodney Harlan** de la Escuela Politécnica Superior “La Rábida” situada en el término municipal de Palos de la Frontera en Huelva (Figura 5).



Figura 5. Plano de situación de “La Rábida”.

Los reactores utilizados (Figura 6) para llevar a cabo los ensayos fueron de polietileno de alta densidad, con una capacidad de 200 litros y termostatizados mediante espuma de poliuretano, para mejorar las condiciones del proceso.

Como se ha descrito anteriormente, el compostaje implica la correcta adecuación de diversos parámetros independientes que pueden, en algunos casos tener efectos sinérgicos en la variable dependiente evaluada. Para evaluar los factores sinérgicos, así como la dependencia de las variables medidas sobre la variable independiente evaluada se utilizan los diseños factoriales.



Figura 6. Reactores utilizados durante el ensayo.

Hasta el momento, no se ha encontrado información bibliográfica de investigadores que hayan utilizado un diseño factorial que permita el desarrollo de modelos empíricos con varias variables independientes, para examinar la evolución de compostaje de RSU, y los gases generados. Estos modelos empíricos son preferibles a los teóricos, pues estos últimos son demasiado complejos cuando contienen más de dos variables independientes.

Por estas razones, en el presente trabajo se utiliza un diseño de composición central para estudiar la influencia de las variables independientes (cuyos valores se normalizan entre -1 y +1), sobre las variables dependientes (gases generados, temperatura y pH).

El modelo ensayado experimenta con una serie de puntos (experimentos) alrededor de un punto de composición central (experimento central), y con puntos adicionales (experimentos adicionales), para la estimación de los términos del modelo (Figura 7). Este diseño satisface los requerimientos generales de que todos los parámetros del modelo matemático pueden ser estimados sin un número excesivo de experimentos (Montgomery, 1991).

El diseño utilizado está definido por tres parámetros: número de variables, K; constante p, que toma los valores 0 para K<5 y 1 para K≥5; y número de puntos centrales, n_c.

Estos parámetros originan tres grupos de puntos:

- 2^{K-p} puntos que constituyen un diseño factorial
- 2*K puntos axiales
- n_c puntos centrales

El número total de puntos (experimentos) vendrá dado por la expresión (Aknazarova y Kafarov, 1982).

$$n = 2^{K-p} + 2*K + n_c$$

(Ec.3.1)

En los casos en los que el parámetro p vale 1 (no hay variables), se produce una reducción considerable del número de puntos del diseño factorial, sin que se afecte la determinación de los parámetros de primer y segundo órdenes. Ello es posible tomando la relación de definición $X_K = \prod_{i=1, K-1} x_i$ (haciendo que los valores normalizados de las K-esima variable coincidan con el producto de los valores normalizados de las K-1 variables) para los puntos del diseño factorial.

Las variables independientes se normalizan de -1 a +1 mediante la aplicación de la ecuación:

$$X_n = 2 \frac{X - \bar{X}}{X_{max} - X_{min}}$$

(Ec. 3.2)

donde X es el valor absoluto de la variable independiente considerada, \bar{X} el valor medio de la variable anterior y X_{\max} y X_{\min} los valores máximo y mínimo de la variable en cuestión. Se normalizan dichas variables con el fin de facilitar la comparación directa de los coeficientes y comprender mejor los efectos de las variables independientes individualmente sobre la variable respuesta, La normalización de las variables independientes también mejora la estimación de los coeficientes de regresión, reduciendo las interrelaciones entre los términos lineales y cuadráticos (Montgomery, 1991).

La combinación central es la combinación para la que todas las variables independientes normalizadas son cero.

Con las variables independientes, a tres niveles cada una, se requiere el número de experimentos que proporciona la Ecuación 3.3 (Aknazarova y Kafarov, 1982):

$$n = 2^{K-p} + 2 \cdot K + n_c = 2^{3-0} + 2 \cdot 3 + 1 = 15$$

(Ec. 3.3)

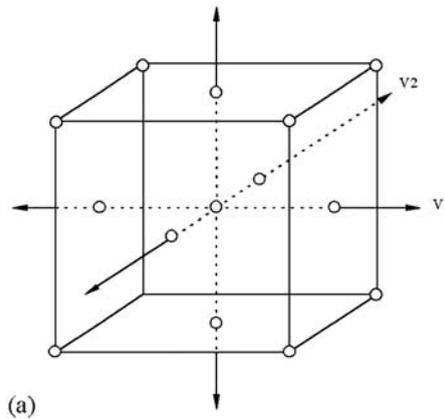


Figura 7. Representación de las coordenadas de los experimentos del diseño experimental utilizado para tres variables independientes

Si fueran tres variables, siguiendo la ecuación anterior, serían necesarios quince experimentos para completar el diseño experimental (Figura 7). En esta figura, los círculos representan los 2^3 puntos del diseño factorial, los cuadrados los $2 \cdot 3$ puntos axiales y el rombo el punto central.

Así, los valores estandarizados de las variables independientes, para cada uno de los quince experimentos señalados, se muestran en la Tabla 6.

Reactor n°	Repetición	Aireación l/min	Humedad %	RSU / Astillas
1	+1 +1 +1	0.3 *kg	70	½
2	+1 +1 -1	0.3 *kg	70	1/0
3	+1 -1 +1	0.3 *kg	40	½
4	+1 -1 -1	0.3 *kg	40	1/0
5	-1 +1 +1	0.05 *kg	70	½
6	-1 +1 -1	0.05 *kg	70	1/0
7	-1 -1 +1	0.05 *kg	40	½
8	-1 -1 -1	0.05 *kg	40	1/0
9	+1 0 0	0.3 *kg	55	1/1
10	-1 0 0	0.05*kg	55	1/1
11	0 +1 0	0.175*kg	70	1/1
12	0 -1 0	0.175*kg	40	1/1
13	0 0 +1	0.175*kg	55	½
14	0 0 -1	0.175*kg	55	1/0
15	0 0 0	0.175 *kg	55	1/1

Tabla 6. Características del ensayo experimental.

De modo que, se utilizaron para el ensayo un total de 16 reactores (15 + 1 reactor de cero), a las que se les aplicaron dichas condiciones.

La cantidad de material incluido en cada reactor fue en función de la repetición del ensayo en la que nos encontráramos y las características de la misma.



Figura 8. Mezcla del residuo en la hormigonera.

Para calcular la proporción de RSU/Astilla a realizar en las distintas experiencias se tuvo en cuenta la humedad de las materias primas, ajustando los kilos en relación a la misma y mezclándolos homogéneamente con la ayuda de una hormigonera, tal y como se puede observar en la Figura 8.

La aireación se ajustó para cada uno de los reactores en función de los kilos de residuo utilizados. Dicha aireación se mantuvo durante todo el transcurso del ensayo con la ayuda de un sistema de aireación incluido en cada uno de los reactores. Dicho sistema consistió en introducir dentro de cada reactor un anillo de PVC con pequeñas perforaciones, en la base del reactor. Los mismos, se acoplaron a través de un sistema de tuberías a un compresor funcionando en continuo. La aireación se graduó en cada reactor gracias a la ayuda de unos reguladores de flujo de aire. En la Figura 9 a y b puede apreciarse el anillo de aireación en la base del reactor y su detalle.



Figura 9 a-b. Sistema de aireación de los reactores.

3.2. Descripción de los materiales utilizados

Para la elaboración del ensayo, tal y como se ha descrito anteriormente, se han utilizado dos materias primas distintas para la obtención de las mezcla de compost utilizadas:

3.2.1. RSU

La materia prima principal utilizada para la elaboración del compost motivo de nuestro estudio, ha sido Residuo Sólido Urbano (RSU), procedente de la planta de tratamiento de residuos de Villarrasa (Huelva). La planta de reciclaje comenzó a funcionar en 1995 para el tratamiento y recuperación de los residuos de los municipios del sur de la provincia de Huelva, incluida la capital.

En el caso concreto de los composts de RSU, por el origen heterogéneo y variable de su materia prima, una adecuada caracterización resulta fundamental para determinar posibles usos y minimizar los posibles perjuicios medioambientales y agronómicos de su aplicación al suelo (Madrid y *col.*, 2001; He y *col.*, 1995; Tisdell y Breslin, 1995; Villar y *col.*, 1993).

En la planta de Villarrasa se procesan RSU sin recogida selectiva en origen, aunque pequeños porcentajes de vidrio y papel son recogidos en contenedores específicos. Una vez en la planta, se separan los elementos voluminosos, y el material resultante se pasa por un tromel de 9 cm de diámetro de malla, que separa los residuos en dos fracciones. La de mayor tamaño pasa a un área de selección y recuperación donde, mediante un electroimán y selección manual, se separan los elementos reciclables (chatarra, plásticos, cartón), destinándose el resto a vertedero (Madrid y col., 2001).

La fracción de menor tamaño, más rica en materia orgánica, es concretamente la que se destina a la elaboración de compost. La muestra utilizada en el ensayo de residuo urbano puede apreciarse en la Figura 10.



Figura 10. Residuo Sólido Urbano empleado en el ensayo.

Las características más importantes del RSU utilizado se muestran en la Tabla 7. Además, un dato importante es el contenido de humedad con el que llegó el residuo, que fue del 48,7%.

		RSU
pH (extracto 1:5)		7.06
EC (extracto 1:5)	dS m ⁻¹	5.79
Mat. Organic	g kg ⁻¹	350.7 ± 16.5
Carbono Org.	g kg ⁻¹	180.4
N ¹	g kg ⁻¹	10.12 ± 0.32
C/N ¹		20.5
Densidad Real	g l ⁻¹	399.6 ± 71.4
Distrib. tamaño part.		
>25 mm	%	21.6 ± 7.5
25-10 mm	%	39.4 ± 4.6
10-5 mm	%	9.9 ± 0.9
5-2 mm	%	10.9 ± 1.5
<2 mm	%	17.5 ± 2.9
Impurities >2 mm	%	38.0 ± 4.1

Tabla 7. Caracterización del RSU (media ± desviación standard)

3.2.2. Astilla de pino

Una de las materias primas que se han utilizado para la elaboración del ensayo, es concretamente astillas de pino.

La astilla utilizada procede del Parque Botánico José Celestino Mutis, el cual se encuentra situado en el paraje de la Rábida, perteneciente al municipio de Palos de la Frontera (Huelva). Consiste en un paraje natural que rodea el entorno de marismas del Odiel y Estero Domingo Rubio, el cual se encuentra ajardinado prácticamente en su totalidad con vegetación autóctona.



Figura 11. Astilla de pino utilizada durante el ensayo.

La astilla utilizada era en su totalidad procedente de los restos de poda de los pinos de dicho parque. Constituida por madera y hoja, con una granulometría aproximada entre 0,5-4 cm, puede verse en la Figura 11.

El contenido de humedad de la astilla de pino utilizada fue del 22,25%.

Entre las numerosas razones existentes para la utilización de astillas vegetales en la elaboración de compost las de mayor peso en nuestro ensayo son las siguientes:

- Mejorar la calidad del proceso de compostaje.
- Aumentar la aireación de la mezcla con RSU.
- Reducir los olores.

A pesar de ello, se están realizando investigaciones para valorar la importancia de la utilización de astillas de pino en el proceso de compostaje. En un ensayo llevado a cabo por Sánchez-Monedero y col., en 2001, se llegó a la conclusión de que la evolución de las diferentes formas de nitrógeno durante el compostaje depende de los materiales que suministra el nitrógeno y de la materia orgánica (MO) que se encuentre en la mezcla para compostar. Para ello llevaron a cabo 4 mezclas distintas de residuos (RSU, distintos lodos, orujos y corteza de pino), y observaron que las mezclas en las que se encontraba una proporción de corteza de pino fueron las mezclas que menor cantidad de nitrógeno perdieron al final de ensayo (<25% de N) en comparación con la mezcla de RSU que perdió más de un 40%.

A partir de la Tabla 8 puede observarse las características principales de las astillas de pino utilizadas.

Astillas Pino		
pH (extracto 1:5)		4.77
EC (extracto 1:5)	dS m ⁻¹	1.90
Mat. Organic	g kg ⁻¹	986.9 ± 6.8
Carbono Org.	g kg ⁻¹	572.4
N ¹	g kg ⁻¹	5.36 ± 0.28
C/N ¹		106.8
Densidad Real	g l ⁻¹	101.1 ± 28.0

Tabla 8. Características principales de las astillas de pino (media ± desviación standard).

3.3. Metodología

3.3.1. Medida de la temperatura

Para el control de la temperatura durante el ensayo experimental se utilizaron varios registradores de datos Data-Logger (Hobo U12-006), pueden apreciarse en la Figura 12. Cada Data-Logger contiene 4 puertos distintos para conectar 4 sondas de temperatura, de modo que para los 15 reactores se utilizaron 4 Data-Logger. Los datos se recogieron cada 2 horas, en cada uno de los reactores.

Las sondas de temperatura utilizadas fueron termopares K, TMC6-HA. Dichas sondas se mantuvieron conectadas a los reactores, introduciéndolas en los mismos mediante una pequeña perforación en el reactor. A parte de las 15 sondas de los reactores, se colocó una última para captar la temperatura ambiente de la zona. Los datos de los Data-Logger fueron descargados al final del ensayo.

En la Figura 12 puede apreciarse el modelo de Data-Logger utilizado durante los ensayos.



Figura 12. Data-Logger utilizado en el ensayo.

Se tomaron muestras de RSU y LTR antes del inicio del experimento. En RSU, la distribución de tamaño de partícula se determinó por un tamiz vibrador, y las impurezas (vidrio, plástico, metales y piedras) se separaron a mano y se pesaron.

En el caso de LTR, la determinación del tamaño de las partículas no se hizo debido a su carácter fibroso. La densidad aparente se determinó de acuerdo con el CEN EN 13040 estándar.

3.3.2. Caracterización de los sólidos

La materia orgánica total se determinó por la pérdida de peso después de la combustión seca a 540 °C.

El contenido en nitrógeno se obtuvo por destilación al vapor después de digestión Kjeldahl (Bremner, 1996).

Para controlar el contenido de humedad de las muestras tanto al inicio del ensayo como a lo largo del mismo, a fin de corregir la pérdida de humedad en los reactores, se utilizó un analizador de humedad infrarrojo COBOS IB110.

La determinación del pH se realizó en el extracto que resulta de poner la muestra de compost de cada reactor en suspensión en agua (1:5 p/v) con agitación durante 15 min (Métodos oficiales de análisis, 1987). La medida se llevó a cabo con pH-metro CRISON-digilab 517 con electrodo de vidrio.

3.3.3. Medida de los COVs totales

Otro de los factores muy importantes a la hora de realizar el ensayo es el contenido total de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) de los compost utilizados.

Para ello se ha utilizado el instrumento ppbRAE 3000, que es un aparato compacto y portátil diseñado para detectar una amplia gama de COVs y cuyo sistema de adquisición de datos puede utilizarse en ambientes especialmente peligrosos. Para la detección de los compuestos utiliza

el principio de Fotoionización (PID) con una lámpara sensor de 9,8 eV, 10,6 eV, ó 11,7 eV. Posee un tiempo de respuesta de 2 segundos y un rango de precisión de 1 a 2000 ppm \pm 3% a punto de calibración.

Las medidas se realizaron con la ayuda de dicho aparato, en cada uno de los reactores introduciendo la boquilla ppbRAE 3000 en las aberturas superiores de los reactores, tal y como se aprecia en la Figura 13 a y b. La medida se realizó durante 15 segundos y cada día de muestreo también se tomó la referencia del aire ambiente.



Figura 13 a-b. Medidor de COVs.

3.3.4. Medida de gases emitidos

Durante el ensayo también se llevó a cabo el seguimiento de los distintos gases emitidos por el compost. Para ello se utilizó un Sistema SEDA, MS-5.

El equipo empleado tuvo como misión realizar la medida de:

- | | |
|-----------------------------------|---------------------------------|
| - O ₂ → 0 – 25% | -CO ₂ → 0 – 100 % |
| - CO → 0 – 3 % | -CH ₄ → 0 – 5 % |
| - H ₂ → 0 – 10.000 ppm | -H ₂ S → 0 – 200 ppm |
| - NO ₂ → 0 – 500 ppm | -NH ₃ → 0 – 1000 ppm |

El funcionamiento del equipo, en condiciones normales de trabajo es el siguiente: El gas del caudal entra al equipo mediante una conexión a record. Primeramente es filtrado para eliminar la humedad y posteriormente es filtrado para eliminar la humedad y posteriormente es filtrado de nuevo para eliminar todo tipo de partículas que solo falsean la medida del sensor. Una vez el gas está totalmente limpio ya puede ser introducido en los sensores para que este realice la medida.

A continuación se encuentra una división donde parte se canaliza al rotámetro sensor y el segundo tubo que dirige el resto a la salida un conducto desvía parte del gas al exterior a través de una válvula de regulación.



Figura 14. Sistema SEDA.

Una vez realizada la medida se expulsa también al exterior o se retorna al conducto.

Los sensores proporcionan una señal entre 4 y 20 mA que se reflejan directamente sobre los indicadores. Se puede comprobar en la Figura 14.

Las muestras se tomaron a través de un tubo acoplado al armario, introduciéndolo por la abertura superior del reactor.

3.3.5. Caracterización de COVs emitidos por el compost

3.3.5.1. Toma de muestras

Las muestras de aire para la determinación de VOCs se recogieron en cada reactor (por duplicado) en bolsas de Tedlar (Supelco, Bellefonte, PA) con una bomba de vacío (KNF Bomba de diafragma Micro) y, posteriormente, fueron transportadas al laboratorio. Las muestras fueron tomadas en la parte superior del reactor (espacio de cabeza) a una altura de 0.35 m por encima de los residuos, con objeto de no alterar el flujo de aire del reactor de compostaje. El caudal de la muestra fue de 31 mL s^{-1} y el volumen de 1 a 2 L. El caudal de la bomba de vacío fue comprobado en ocasiones con un patrón primario (jabón medidor de burbuja de jabón). Las muestras de aire se han conservado a $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$, protegidas de la exposición a la luz y se analizaron dentro de las 24 h siguientes a su recogida.

3.3.5.2. Procedimiento de análisis por CG-MS

Los compuestos volátiles fueron preconcentrados utilizando dos métodos:

3.3.5.2.1. Twister (SBSE)

En primer lugar se han utilizado como preconcentrador los denominados “twister” (SBSE) que son barras de imanes magnéticos de 10 mm de longitud y cargadas de una capa de polidimetilsiloxano (PDMS) de 0.5 mm de espesor proporcionado por Gerstel (Mülheim and der Ruhr, Germany). En cada muestra uno de estos fue suspendido durante 30 minutos en el espacio superior del reactor. Después de la toma de muestras, la barra de agitación se secó suavemente con un pañuelo de papel y se introdujo en un vial de 2 ml. El SBSE se guarda en la oscuridad a -20 °C y se analizaron dentro de las 48h después del muestreo. Los twister antes de cada uso serían acondicionados mediante calentamiento a 300°C durante 15 min en un flujo de helio de 50 mL min⁻¹ y se mantuvieron en viales nuevos de 2 ml.

El análisis de los twisters se llevó a cabo utilizando una unidad automatizada MPS-2 de desorción térmica TDU (Gerstel) instalado en un cromatografo de gases Agilent 6890 acoplado a un espectrómetro de masas de cuadrupolo con ionización electrónica Agilent 5973 (Agilent technologies, Palo Alto, CA, USA).

Los analitos serían criofocalizados en inyector (Cis-4) con temperatura de vaporización programable (PTV) que puede alcanzar una temperatura de -20°C con CO₂ líquido. El liner que se ha utilizado en el PTV se encuentra relleno de lana de vidrio silanizada. Los twisters son térmicamente desorbidos en una corriente de helio donde la temperatura, flujo y tiempo de desorción han sido optimizados como se mostrará posteriormente, manteniendo la temperatura inicial y la rampa a 40 °C/min y 60 °C/min respectivamente. Después de la desorción y de la criofocalización en el inyector (que también se ha optimizado la temperatura de criofocalización), el inyector Cis-4 se programa desde la temperatura de criofocalización optimizada del Cis a 250°C a 12°C/s durante 10 min para transferir los analitos atrapados a la columna cromatográfica.

El modo de inyección fue sin división de flujo. Los análisis se llevaron a cabo utilizando una columna HP-5 MS (30 m x 0.25 mm de diámetro, 0.25 m de espesor de la película y con una composición 5% fenil-95% polidimetilsiloxano). La temperatura del inyector se mantuvo en 250 °C. El flujo de purga de septum fue de 3 ml min⁻¹ y el de gas portador (helio), por la columna, de 1 ml min⁻¹.

El programa optimizado de temperatura del horno fue el siguiente: una isoterma inicial a 40 °C durante 5 min, una rampa de 5 °C min⁻¹ hasta 270 °C, seguida de una isoterma durante 20 min.

Los analitos separados en la columna cromatográfica se introduce en el detector mediante una línea de transferencia calentada a 280°C. El detector que se ha utilizado es un espectrómetro de masa con fuente de ionización electrónica con una energía de 70 eV y una intensidad de corriente de ionización de 34.6 μ A y un analizador de cuadrupolo cuyo potencial de multiplicador es 1200 V. Durante la detección se mantiene la fuente de ionización a 230°C y el analizador de cuadrupolo a 150°C. Los iones de cada compuesto estudiado se han seleccionado en base al espectro de masa característico por comparación de la librería Wiley 275 L, NIST 98. Los datos y el control del instrumento se llevó a cabo mediante el software ChemStation MSD (Agilent Technologies). El espectrómetro de masa se calibra con el perfluorbutilamina (PFBA) en las m/Z 69, 219 y 502.

3.3.5.2.2. Microextracción en fase sólida (SPME)

Una fibra de SPME, recubierta con una capa de 75 micras de Carboxen-polidimetil-siloxano (Supelco, Bellefonte, PA), fue empleada para la captura de los compuestos orgánicos volátiles en bolsas Tedlar. La fibra de SPME se introduce manualmente en la bolsa durante 30 minutos. Una vez adsorbidos los compuestos volátiles la fibra se inserta en el puerto de inyección del cromatógrafo a 230 °C y se mantuvo durante 3 minutos para la desorción. Después de cada inyección de la muestra, las fibras se mantienen dentro de la aguja de SPME para evitar la posible contaminación y, posteriormente, se acondicionaron con helio a 250 °C durante 10 minutos antes de usarla nuevamente.

La desorción de los compuestos volátiles se realizó con el mismo cromatógrafo que en el caso de los twisters. Se utilizaron, asimismo, el mismo detector y la misma fuente de ionización. Se usó una columna capilar (30 m \times 0.25 mm, 0.25 m espesor de la película) Agilent HP-5MS de sílice fundida. El programa de temperatura del horno y el resto de las condiciones de operación, así como las bibliotecas de espectros y el software utilizado fueron los mismos que en el caso anterior.

3.3.5.3. Caracterización de COVs por nariz electrónica

La Nariz Electrónica es un instrumento analítico que consiste básicamente en una combinación de una serie de sensores químicos y software de reconocimiento de patrones. Es capaz de reconocer gases simples o complejas mezclas de vapores orgánicos después de una formación adecuada. El sistema puede ser utilizado para una rápida aplicaciones de control de calidad en la alimentación y la

industria química, problemas ambientales, de seguridad e incluso las aplicaciones médicas también son posibles.

En nuestro ensayo se ha utilizado la Nariz Electrónica portátil PEN3 (Figura 15) de Airsense. Tiene una gama de 10 sensores diferentes de óxidos metálicos colocados en una pequeña cámara ($V = 1.8 \text{ ml}$). El límite de detección de los sensores está en el rango de 1ppm.



Figura 15. Modelo PEN3 de Nariz Electrónica.

La selectividad de los sensores se determina por la detección de material, la temperatura y la geometría del sensor. Sus sensores poseen una buena selectividad de los compuestos orgánicos de azufre, metano, hidrógeno, alcohol y de los hidrocarburos. Es importante saber que los sensores reaccionan a todos los compuestos químicos de la atmósfera, aunque la respuesta frente a un compuesto determinado es superior a los demás.

En nuestro modelo de Nariz Electrónica PEN3 la sensibilidad de los sensores es la siguiente:

- Sensor 1 = Compuestos aromáticos
- Sensor 2 = Amplio rango de compuestos
- Sensor 3 = Compuestos aromáticos
- Sensor 4 = Hidrógeno
- Sensor 5 = Aromáticos y alifáticos
- Sensor 6 = Amplio rango y metanos
- Sensor 7 = Sulfurosos orgánicos
- Sensor 8 = Alcoholes
- Sensor 9 = Sulfuros y clorados
- Sensor 10 = Metano y alifáticos

Son sensores químicos que cambian su resistencia con la presencia de compuestos gaseosos. Las señales obtenidas a partir de estos sensores están relacionados con la composición del gas medido y se pueden comparar con los patrones previamente almacenados, tal y como se explicará a continuación. A través de un reconocimiento estadístico las mezclas gaseosas se pueden distinguir como la suma de gases simples a través de la comparación con dicho patrón.

A pesar de la toma de muestra, un paso fundamental para poder utilizar la Nariz Electrónica y poder analizar sus resultados consiste en calibrar el instrumento y crear una base de datos completa para el reconocimiento de olores.

El sistema analítico tiene un sistema de toma de muestras integrado, que de forma automática (autoranging) evita una sobrecarga de los sensores. Además el modelo PEN3, realiza una calibración automática antes de cada medición y registro de valores de los sensores. Por otro lado incluye una tarjeta de memoria integrada y es capaz de guardar hasta 999 mediciones.

Gracias a su capacidad de detectar mezclas complejas de compuestos gaseosos, los olores se pueden aprender y reconocer. Los resultados se determinan a través de métodos estadísticos como Euclides, correlación, análisis factorial (PCA) o análisis de función discriminante (DFA).

El sistema de bombeo con el que cuenta, es capaz, de tomar y medir muestras gaseosas por su propia cuenta. La dilución de la muestra de gas, se lleva a cabo en la entrada del dispositivo de forma automática, por lo tanto no es necesario llevar a cabo un pretratamiento de la muestra.

3.3.5.3.1. Toma de muestras de la nariz electrónica

El procedimiento de medición fue controlado por un programa informático. La fase de medición se prolongó durante 50 s, tiempo suficiente para que los sensores llegaran a alcanzar valores estables. El intervalo para la recolección de datos fue 1 s. El tiempo de descarga entre dos muestras fue de 3 min y la velocidad de flujo de 300 ml/min. El procedimiento se repitió tres veces para cada muestra, para verificar la estabilidad de la señal y para obtener un número suficiente de datos que tenga en cuenta todas las variaciones de la muestra. Las determinaciones con la nariz electrónica se realizaron "in situ" en el momento de tomar las muestras en bolsas de Tedlar para el análisis

por GC-MS. Para realizar la correlación de datos estadísticos, las muestras para las medidas por nariz electrónica fueron tomadas al mismo tiempo que las muestras para GC-MS.



Figura 16 a-b. Toma de muestras del ensayo con la Nariz Electrónica.

Posteriormente le sigue una fase de lavado de los sensores, de modo que el gas de cero se hace pasar por equipo realizando la limpieza de los sensores. Para ello el gas cero se consigue mediante la filtración del aire ambiente con un filtro de carbón activo.

3.3.5.3.2. Patrones de la nariz electrónica

La cuantificación de la concentración de olor por medio de una Nariz Electrónica requiere una formación especial: muestras de aire correspondientes a cada olor característico que se diluyen en distintos valores de concentración de olor y son analizados con el fin de crear una base de datos que pueden ser utilizados para la estimación de la concentración de olor desconocido de muestras motivo de estudio por interpolación de los puntos de formación.

De modo que, para poder completar el trabajo realizado con la nariz electrónica y comparar las muestras tomadas de los distintos compost empleados en el ensayo fue necesaria la creación de una base de datos construida por patrones en laboratorio.

Para formar dichos patrones se llevó a cabo el siguiente procedimiento: se emplearon en total 17 compuestos puros, considerados como los de mayor importancia en lo que a olor se refiere en el compost. Se utilizó como matriz de base muestras de compost tomadas de los reactores, las cuales se doparon con dichos compuestos en tres concentraciones distintas y utilizando tres repeticiones por concentración, tal y como se observa en la Figura 17.

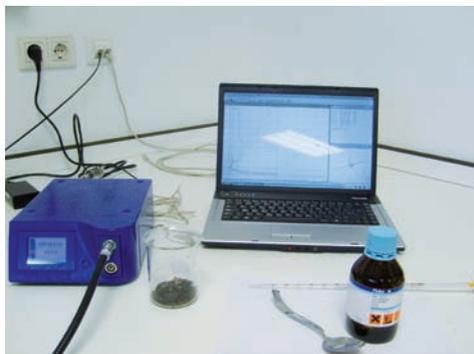


Figura 17. Procedimiento de preparación de patrones comparativos.

Los patrones se formaron a partir de la combinación de las muestras tomadas de dichos compuestos.

Por último, también fue necesario analizar algunas muestras de aire ambiente no olorosas con el fin de añadir una referencia olfativa, correspondiente a la posición neutral del aire en los datos.

En el final del ensayo, las muestras reales tomadas de los reactores se trataron estadísticamente y compararon con los patrones formados en laboratorio, para identificar los compuestos presentes en las muestras motivo de estudio. Dicha información se ampliará posteriormente en el Apartado de Resultados y Discusión.

3.3.5.3.3. Análisis estadístico de los datos de la nariz electrónica

El conjunto de sensores de la nariz electrónica produce 10 datos por muestra y por segundo. Este conjunto de datos complejo fue sometido a análisis de componentes principales (PCA), como un método de proyección que permite la reducción dimensional (Yu y col., 2007).

Para la cuantificación de compuestos orgánicos volátiles de los datos de la nariz se utilizó el algoritmo de mínimos cuadrados parciales (PLS). Las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles determinados por GC-MS se utilizaron para el análisis por PLS.

Como segundo paso, las muestras se consideraron desconocidas y se proyectaron sobre el modelo con el fin de evaluar su equivalente al nivel pronosticado para cada compuesto. Ambos algoritmos PCA y PLS se llevaron a cabo con el software WinMuster (WinMuster 1.6.2.7. Airsense Analytics GmbH, 2008).

Para comparar las concentraciones obtenidas por ambos métodos (muestras pareadas), el estimado (nariz electrónica) y el real (GC-MS), se han aplicado técnicas estadísticas útiles, t-test, F-test y análisis de correlación, (Faul y *col.*, 2009). El paquete estadístico MATLAB (Release 2006a) se utilizó para los análisis estadísticos. Se consideró $p < 0.05$ en la t de Student.



4. Resultados

4.1. Seguimiento de la temperatura

Se ha realizado un análisis inicial de los resultados obtenidos de las medidas de temperatura realizadas en cada uno de los reactores utilizados durante el ensayo. Se han considerado tres grandes grupos en función de la relación masas astilla / residuo empleados. Los resultados pueden apreciarse a partir de las figuras 18, 19 y 20.

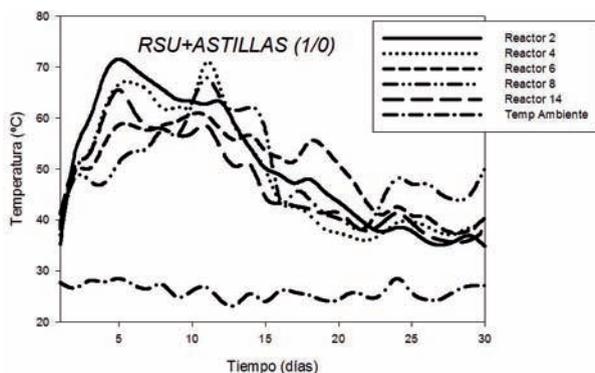


Figura 18. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/0).

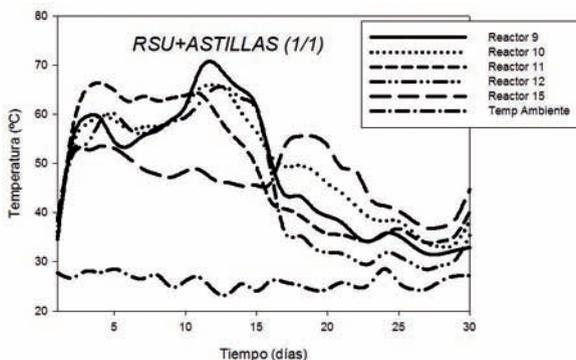


Figura 19. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/1).

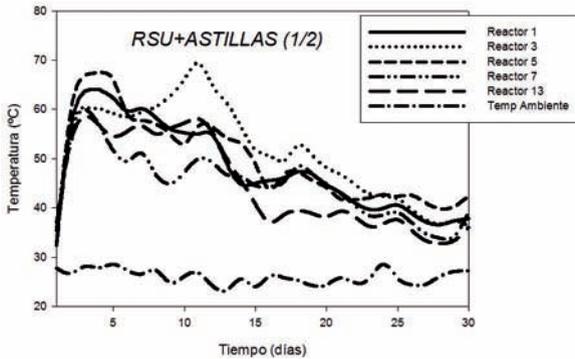


Figura 20. Evolución de la temperatura en reactores con relación de RSU+Astilla (1/2).

En las figuras se observa que la evolución de la temperatura es similar en todos los reactores a lo largo del proceso de compostaje. Se distingue, a modo general, la sucesión característica de las fases termófila ($T > 40^{\circ}\text{C}$) y mesófila ($T < 40^{\circ}\text{C}$), descrita por Kielh (1985) y otros investigadores. Existe una subida rápida de la temperatura hasta alcanzar su punto máximo, entre el décimo y décimo quinto día del ensayo dependiendo del reactor, disminuyendo después progresivamente hasta alcanzar valores entre 5 y 10 grados por encima de la temperatura ambiente, a los treinta días del comienzo del proceso. La variación de la temperatura nos permite suponer que el compostaje ha llevado una evolución adecuada en la mayoría de los reactores.

La evolución y el grado de aumento de la temperatura en las pilas da idea de la velocidad del proceso de compostaje (McGregor y col., 1981). Jeris y Regan (1973) demostraron que la evolución de la temperatura a lo largo del proceso de compostaje permite conocer la eficiencia y el grado de estabilización a que ha llegado el proceso, ya que existe una relación directa entre la temperatura y el grado de degradación de la materia orgánica.

De este modo el incremento de la temperatura en la primera parte del proceso indica la presencia de materiales muy degradables y condiciones de trabajo adecuadas, mostrando el desarrollo correcto del proceso (Barrena, 2006).

También se puede observar como la temperatura máxima obtenida en el proceso ha alcanzado los 72°C y la temperatura mínima al final del

proceso de compostaje ha sido de 31°C (aprox. la temperatura inicial del proceso). Esto permite concluir que el compost obtenido ha llegado a completar su degradación y ha tenido temperatura suficiente para su higienización. Diversos autores, como Barrena, (2006) y Soliva, (2001) consideran que la mayor diversidad microbiana se consigue entre 35 y 40°C, la máxima biodegradación entre 45 y 55°C, y la higienización cuando se superan los 53°C.

En las etapas iniciales existe una respuesta positiva de la temperatura a las variaciones de aireación y humedad. Este comportamiento es similar al encontrado por García y col. (1987) durante el compostaje de RSU. A partir de los 20 días del inicio del proceso no se observaron cambios en la temperatura de las pilas tras una aireación o humectación, por lo que se pueden considerar finalizadas las fases más activas del proceso de compostaje.

A pesar de la tendencia general que sigue la temperatura en los distintos reactores se observan diferencias entre ellos. Estas se deben fundamentalmente a las diferencias provocadas por la influencia de los parámetros operacionales utilizados en cada reactor. Para poder visualizar e interpretar estas diferencias se ha recurrido a realizar un estudio estadístico con objeto de representar los datos obtenidos mediante figuras tridimensionales. El presente estudio se basa en cinco variables (aireación, humedad, tiempo y el dato a analizar) es preciso ver la influencia de cada una de ellas para poder descartar la de menor influencia y realizar la representación.

Si se representan los valores de cada una de las variables dependientes frente a cada una de las variables independientes, variando los valores de todas las variables independientes entre los valores normalizados de -1 a +1, se obtienen las gráficas de la Tabla 10. Para un valor determinado de una variable independiente representada, la magnitud de la diferencia entre los valores máximo y mínimo correspondientes de la variable dependiente, se identifica con la influencia de las variables independientes distintas a la representada, sobre la variación de la variable dependiente considerada. Así, si las variables independientes diferentes a la representada no tuvieran influencia sobre la variable dependiente considerada, la diferencia entre los valores máximo y mínimo correspondientes de la variable dependiente considerada, se reduciría a un punto, y si la influencia fuera total (de manera que no influyese la variable independiente representada), la diferencia antes considerada sería igual a la altura del rectángulo cuyas bases estarían constituidas por el intervalo de valores de la variable independiente representada, $[(X_{ni})_{\max} - (X_{ni})_{\min}]$, y por la diferencia máxima posible de

los valores máximo y mínimo de la variable dependiente considerada, $[(Z(X_{ni}))_{\max} - (Z(X_{ni}))_{\min}]$.

Como para cada valor de la variable independiente representada, la influencia de las restantes variables sobre la variable dependiente considerada puede ser distinta, la variación media de la variable dependiente viene dada por:

$$\frac{\int_{(X_{ni})_{\min}}^{(X_{ni})_{\max}} [Z(X_{ni})_{\max} - Z(X_{ni})_{\min}] dX_{ni}}{[(X_{ni})_{\max} - (X_{ni})_{\min}]}$$

La variación media de la variable dependiente al variar la variable independiente representada, se identificaría con la diferencia entre $[(Z(X_{ni}))_{\max} - (Z(X_{ni}))_{\min}]$ y la expresión anterior:

$$D_i = \{ [Z(X_{ni})_{\max}]_{\max} - [Z(X_{ni})_{\min}]_{\min} \} - \frac{\int_{(X_{ni})_{\min}}^{(X_{ni})_{\max}} [Z(X_{ni})_{\max} - Z(X_{ni})_{\min}] dX_{ni}}{[(X_{ni})_{\max} - (X_{ni})_{\min}]}$$

(Ec. 8)

Los valores de DZ_i se presentan en la Tabla 9. Con estos valores se pueden ponderar las influencias relativas, en porcentajes, de cada variable independiente, sobre la variación media de cada una de las variables dependientes.

Variables Independientes	C/N	Humedad	Aireación
Variables Dependientes			
Temperatura (°C) (71.6-28.2)	 (31%)	 (27%)	 (23%)
pH (10.7-6.5)	 (33%)	 (22%)	 (27%)
O ₂ (%) (20.1-5.7%)	 (35%)	 (22%)	 (33%)
VOCs (mg kg ⁻¹ min ⁻¹) (0.0065-0)	 (38%)	 (16%)	 (28%)

Tabla 9. Variación de las variables dependientes en función de las variables independientes normalizadas en el proceso de compostaje.

En la tabla se muestra también (entre paréntesis) el peso relativo, en porcentaje, de cada variable independiente sobre la variación de cada variable dependiente. La influencia del tiempo ha sido eliminada por la alta preponderancia del tiempo sobre la evolución de compostaje y se podría reducir al mínimo el impacto relativo de las otras variables independientes (C/N, aireación y humedad).

La influencia relativa de las otras variables independientes sobre la temperatura fue de C / N de humedad > aireación >. Sin embargo, el pH, O₂ y VOCs siguió el siguiente orden: C/N > aireación > humedad. En la Figura 21, las superficies de respuesta de temperatura-tiempo-humedad se han trazado para las tres C/N estudiadas.

En el caso de la temperatura, se puede ver que la evolución de la temperatura depende básicamente del transcurso del tiempo (36%), seguida por la relación C/N (medida a partir de la relación de residuo y astillas) del proceso, y posteriormente con menor importancia la humedad y la aireación. De modo que para poder representar los resultados se desprecia la aireación como factor de influencia, para representar la Figura 21.

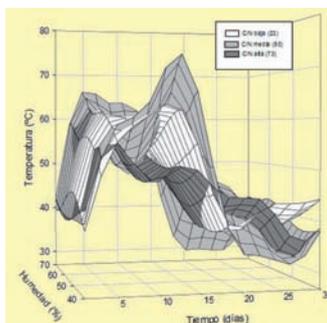


Figura 21. Evolución de la temperatura a lo largo del proceso.

Se puede apreciar como los reactores siguen una evolución muy parecida a lo largo del tiempo, mostrando una subida de la temperatura entre el día 10 y 15 (T máx. 72°C) para posteriormente bajar hasta el final del proceso (T min. 29°C). Puede observarse como al inicio del ensayo, la temperatura de los reactores eran muy próximas en todos ellos, casi sin diferencias, aunque a continuación comienzan a existir diferencias, concluyendo el ensayo cada uno de ellos con temperaturas diferentes. Esto podría señalarnos que el grado de descomposición de los reactores ha sido distinto, en función de la temperatura adquirida.

Al observar las diferencias existentes entre las curvas, se puede ver que la curva que ha alcanzado mayores valores en temperatura con respecto al tiempo ha sido la curva de los reactores que poseían una relación C/N media (mitad de astilla y mitad residuo), llegando a adquirir el pico más alto de temperatura y por lo tanto parece ser que han sido estos los que han conseguido una mayor degradación del compost. Por el contrario los reactores con relación C/N alta (2 partes de astilla por 1 de residuo) podría decirse que no han llegado a realizar una degradación adecuada, puesto que la temperatura no ha alcanzado ningún punto máximo a mitad del proceso, sino que ha ido disminuyendo desde el principio. En lo se refiere a la curva de temperatura de los reactores con relación C/N baja (solo RSU) se puede observar que sigue una evolución adecuada aunque los reactores no han llegado a alcanzar tan alta temperatura como en el caso de la relación media. Una relación similar entre la relación C/N y la temperatura fue previamente descrita por Mupondi y col. (2006) y Zhu (2007).

En lo que respecta al último parámetro implicado de importancia, la humedad, se observa como la mayor temperatura se alcanza cuando la humedad se encuentra situada entre el 40-50% y concretamente para el caso de relación C/N media. De modo que una humedad del 40-50% y una relación c/N media llevaría a la mayor degradación de la materia orgánica. La aireación se puede suponer en su grado mínimo dentro del rango experimentado dada la baja influencia de este parámetro.

En general, las tres fases típicas de compostaje se observaron en esta figura. (I) una breve fase inicial mesófilos una duración aproximada de 2-4 días para todos los reactores. (II) una fase termofílica ($T > 55$ ° C), alcanzando una temperatura máxima de 70 ° C después de 12 días de compostaje para el medio C / N (60) y bajo los reactores C / N (21). Y (III) una fase de maduración, cuando la temperatura descendió lentamente a los valores de mesófilos llegar a la temperatura ambiente después de 25-30 días de compostaje en todos los reactores.

4.2. Seguimiento del pH

La evolución relativa de los valores obtenidos en el seguimiento del pH durante el proceso de compostaje, se puede observar en la Tabla 10. El parámetro más asociado a esta evolución ha sido el tiempo (37%), a continuación la relación C/N (24%) y en menor medida la humedad (21%) y la aireación (16%).

Según algunos autores (Poincelot, 1974; Kielh, 1985) la evolución del pH en procesos de compostaje presenta tres fases:

- 1ª Fase: Durante la fase mesófila inicial se observa una disminución del pH, debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos (Atchley y Clark, 1979; Nakasaki y col., 1993). Eventualmente, esta bajada inicial del pH puede ser muy pronunciada si existen condiciones anaeróbicas, ya que ello favorecería la acumulación de grandes cantidades de ácidos orgánicos de cadena corta (Manios y col., 1985).
- 2ª Fase: En ella se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas (McKinley y col., 1985).
- 3ª Fase: En ella el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Kielh, 1985).

En general, la evolución del pH registrada fue muy similar para las mezclas ensayadas y responde sólo parcialmente al esquema descrito, puede verse en la Figura 22.

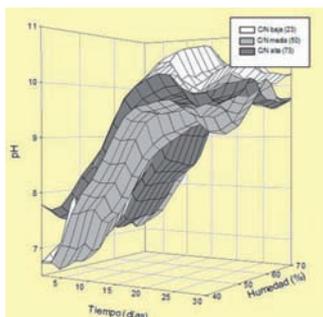


Figura 22. Evolución del pH a lo largo del proceso.

Siguiendo la evolución antes descrita, en el ensayo realizado, se aprecia como el pH ha ido aumentando considerablemente a lo largo del ensayo hasta su máximo en el día 15 ($\text{pH}_{\text{máx}}=10,7$), correspondiente a la fase 2 indicada por Poincelot (1974) y Kielh (1985), y guarda relación con las concentraciones de NH_3 encontradas en las mezclas. Una vez alcanzados los valores máximos en cada curva, el pH tiende a disminuir hasta que acaba la fase termófila. Al final de ensayo se alcanzó un $\text{pH}=9,7$ aunque su posible evolución posterior sería continuar bajando. Se debe tener en cuenta a la hora de analizar las curvas obtenidas frente al tiempo, el pH inicial de cada uno de ellas. Debido a las

diferencias de materia prima utilizada, se puede observar como al inicio del ensayo los reactores con relación C/N alta presentaron un $\text{pH} \approx 7,8$ muy superior al de los reactores con relación C/N media y baja, ambos con $\text{pH} \approx 6,5$. Esto podría ser la razón de las diferencias significativas de cada curva obtenida. La relación entre C/N y pH fue descrita por Nakasaki y col., (1993) que la asocian a la presencia de NH_3 en las mezclas con C/N bajo.

En la Figura 22 se observa como los reactores con relación C/N media y baja presentaron al inicio del ensayo una evolución muy parecida, aunque en el punto de máxima degradación las curvas se separan, siendo la relación C/N baja la que alcanza un mayor nivel de pH.

Como se comentó anteriormente, se sabe que un pH extremo no es un impedimento para el proceso, pero sí lo es para su cinética, influyendo en el tipo de reacciones y la velocidad (Soliva, 2001). Por otro lado Nakasaki y col., (1990) observaron como la degradación orgánica se inhibe a valores de pH bajos, por lo que si el pH se mantiene por encima de 7,5 durante el proceso, la descomposición debe ser adecuada. De modo que podríamos decir que los reactores con relación C/N baja (los cuales solo presentaban en su interior RSU) llegan a alcanzar un pH demasiado alto, muy básico, que afecta de forma negativa a la degradación del compost. Además, se observa como los reactores con relación C/N media son los que han seguido una evolución más adecuada del pH con el tiempo y, por tanto, una mejor y más rápida degradación.

Desde otro punto de vista, se puede observar como las diferencias de las curvas frente al factor humedad no resultan significativas, aunque se podría decir que los valores más elevados de pH se consiguen cuando la humedad es superior al 50%. Según esto la humedad de los reactores debe mantenerse por debajo del 50% para que el pH no afecte negativamente al proceso.

En la bibliografía se han encontrado valores de pH entre 8,2 y 9,0 al final del compostaje de lodos de depuradora (McKinley y col., 1985) y de mezclas de residuos agrícolas y RSU (Bloxham y Colclough, 1996). Según Zucconi y de Bertoldi (1987) los valores de pH superiores a 8,5 se consideran poco recomendables en los composts. Frecuentemente los valores de pH altos pueden estar relacionados con elevadas concentraciones de NH_3 en los composts. Sin embargo, en el presente estudio, las concentraciones de NH_3 en los composts al final del proceso fueron mínimas, como se comentará más adelante (Apartado 4.3.2.3). Dado que los composts con mayor proporción de RSU son

los que presentan valores de pH más altos al final del compostaje, podría concluirse que la proporción de RSU en las mezclas debería de limitarse.

4.3. Emisión de gases y olores en compost

Como ya se ha comentado anteriormente uno de los objetivos de este ensayo, ha sido caracterizar y cuantificar los gases producidos por el proceso de compostaje de RSU y así conseguir optimizar los parámetros implicados en el proceso.

4.3.1. Emisión de COV totales durante el proceso

La influencia relativa de las variables implicadas en las emisiones de COV para los reactores ensayados, se puede observar en la Tabla 10. Los parámetros operacionales que van asociados a la emisión a la atmósfera de COV en el proceso de compostaje son el tiempo (39%), la humedad, la relación C/N y por último la aireación. Esta alta influencia de la humedad puede ser debido al efecto de adsorción ejercido por el agua sobre los COV.

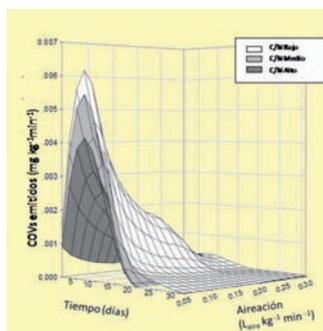


Figura 23. Evolución de la emisión de COV a lo largo del proceso de compostaje.

La Figura 23 presenta la evolución con las variables más significativas. Se puede observar como las emisiones de COV van aumentando desde el inicio del ensayo hasta llegar al punto máximo en torno al día 10 del proceso, reduciéndose a partir de ese momento, coincidiendo el máximo de emisión con el máximo de temperatura y de actividad de degradación. Esta evolución es similar a la descrita por distintos autores como Komilis (1993) y Turan y col. (2007).

Según Rajamaki y col. (2005), la temperatura alta y un buen aireamiento contribuyen al aumento de la volatilización de los

compuestos producidos en la descomposición. El valor máximo que se llegó alcanzar durante el proceso fue de $0.006 \text{ mg kg}^{-1} \text{ min}^{-1}$. Puede observarse como al inicio del proceso las mayores emisiones se produjeron en los reactores con relación C/N baja, presentando el resto de reactores niveles muy reducidos de emisión. A partir del día 15 aproximadamente son los reactores con relación C/N alta y media los que poseen un mayor índice de emisión de COV, siendo la relación baja la que menores emisiones produce. Se puede señalar que los reactores con relación C/N alta y media han producido mayores emisiones debido a que su proceso de degradación ha sido mayor que los reactores con relación C/N baja (que no han llegado a alcanzar una degradación adecuada).

Desde otro punto de vista, se observa como las diferencias originadas por el factor humedad resultan ser muy significativas. Las mayores emisiones se encuentran en los reactores con humedad situada en torno al 40-50%. Cuando la humedad es cercana al 70% se produce una reducción muy significativa en la producción de COV. Se puede comprobar que a altos valores de humedad, las emisiones de los reactores con relación C/N media y alta son poco significativas, siendo incluso superiores las que presentaron los reactores con relación baja.

Por lo tanto, para intentar reducir al máximo la emisión a la atmósfera de COV durante el proceso de compostaje, las condiciones de trabajo óptimas corresponderían a una humedad entre el 50-70% y una relación C/N media.

4.3.2. Emisión de Compuestos Inorgánicos

Como se comentó anteriormente en el apartado 3.3.5., se utilizó un sistema SEDA para medir algunos de los gases inorgánicos emitidos a la atmósfera. En nuestro caso, los gases medidos para evaluar el proceso de compostaje fueron: O_2 , CO_2 , CO , CH_4 , H_2 , H_2S , NO_2 , NH_3 . En el caso de CO , CH_4 y H_2 las mediciones realizadas no detectaron la presencia de estos gases. Las cantidades de H_2S y NO_2 durante todo el proceso fueron constantes por lo que no se han modelizado. En cambio para el O_2 , CO_2 y NH_3 los resultados obtenidos fueron los siguientes:

4.3.2.1. Emisión de O_2

Según se puede deducir de la Tabla 10 el factor que más influye en la evolución de la cantidad de oxígeno durante el proceso de compostaje es el tiempo (30%), seguido de la relación C/N, la humedad y, por último, la aireación.

La Figura 26 permite observar como la concentración de oxígeno comienza a reducirse al inicio de la etapa de mayor actividad de degradación en el proceso de compostaje (etapa termófila, entre el día 5 y 20), comenzando a aumentar su valor posteriormente para las tres curvas que se representan en la etapa mesófila y de maduración.

Esta evolución típica, la influencia de la temperatura (directamente proporcional a la actividad microbiana) y la cantidad de oxígeno en el reactor disponible para la proliferación microbiana ha sido mostrada por Gea y col. (2004) y Miyatake y Iwabuchi (2005). Para el correcto desarrollo del proceso de compostaje es necesario asegurar la presencia de oxígeno, ya que los microorganismos que en él intervienen son aeróbicos (Jeris y Regan, 1973b).

Las pilas de compostaje suelen presentar porcentajes variables de oxígeno: la parte más externa contiene casi tanto oxígeno como el aire (18-20%); hacia el interior, el contenido de oxígeno va disminuyendo, mientras que el de dióxido de carbono va aumentando, hasta el punto de que a una profundidad mayor de 60 cm el contenido de oxígeno puede estar entre 0,5 y 2% (Ekinci y col., 2004; Díaz y col., 2007). Por lo tanto, la presencia de oxígeno y de dióxido de carbono en el proceso están muy relacionadas, tal y como comprobaremos en el siguiente apartado.

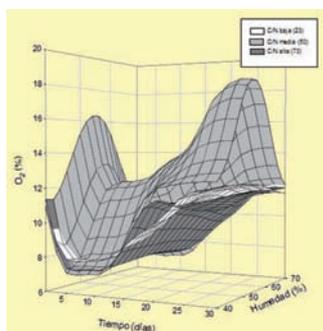


Figura 24. Presencia de O_2 lo largo del proceso de compostaje.

Se puede observar como al inicio del proceso los niveles de oxígeno eran diferentes en función de la relación C/N utilizada. En el caso de la relación C/N media la presencia de O_2 se encontraba en torno al 16%, mientras que la relación C/N alta y baja (muy cercanas entre sí) se encontraban en torno al 11%. Posteriormente se observa como los reactores con relación C/N alta y baja reducen sus niveles hasta el

7% de O_2 llegando a alcanzar condiciones de anaerobiosis, subiendo a continuación hasta un 12%. Por otro lado, la relación C/N media alcanza niveles de 12% a mitad del proceso y posteriormente se observa una subida hasta el 19% de O_2 .

De modo que, al comparar con las experiencias de Ekinçi y col. (2004), que afirmaron que en estas condiciones los niveles normales de oxígeno se encuentran entre 18-20%, podríamos deducir que es la relación C/N media es la que ha presentado una mejor evolución de la proporción de oxígeno durante todo el proceso, siendo la de alta relación la que presenta una menor proporción.

Desde otro punto de vista se puede observar como el parámetro humedad también influye en el porcentaje de O_2 . Cuando la humedad se sitúa entre el 50 y 60% la presencia de oxígeno se ve favorecida, este hecho puede ser debido a un adecuado equilibrio entre el agua y el oxígeno ya que ante una cantidad excesiva de humedad el agua desplaza al aire en los espacios libres existentes entre las partículas, se reduce por tanto la transferencia de oxígeno y disminuye la velocidad del proceso (Poincelot, 1974). Aunque la humedad depende del tipo de residuo, Schuchardt (1987) encontró que la humedad óptima para compostar RSU estaba entre 50-55% similar a lo encontrado en este estudio.

4.3.2.2. Emisión de CO_2

Con respecto a la presencia de CO_2 durante el proceso, podemos observar a la vista de la Tabla 10, como el factor que más influye es el tiempo (40%), posteriormente la humedad, la relación C/N y por último la aireación. Se puede observar como sigue un esquema contrario de evolución al de la concentración de O_2 .

Vemos en la Figura 25 como de forma general al contrario que la concentración de O_2 , el CO_2 comienza a aumentar desde el inicio hasta llegar al punto máximo situado en torno al día 7 del proceso ($CO_{2\text{máx.}} = 3,1\%$), a partir del cual comienza a disminuir hasta el final del proceso ($CO_{2\text{min.}} = 0,1\%$). Esto podría ser debido a la actividad de los microorganismos que realizan la descomposición (Nakasaki y col., 1985).

Se puede ver como existen diferencias entre las curvas respecto al tiempo, dependiendo de la relación C/N utilizada en los reactores. En primer lugar se observa como al inicio del proceso las tres curvas tienen valores de CO_2 muy próximos. Posteriormente se aprecia como

la relación C/N alta y baja presentan evoluciones muy parecidas hasta llegar al final del proceso, donde el porcentaje de CO_2 en la relación C/N alta aumenta mientras que en la baja continua disminuyendo. Por último se observa como la evolución de la relación C/N media alcanza niveles máximos muy superiores a las relaciones anteriores, a partir de los cuales comienza a disminuir hasta el final del proceso. De modo que podríamos decir que los reactores con relación C/N media son los que presentan una mayor proporción de CO_2 . Este hecho corrobora los resultados encontrados para temperatura y O_2 .

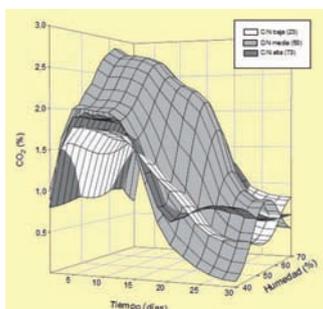


Figura 25. Presencia de CO_2 lo largo del proceso de compostaje.

La evolución de la presencia de O_2 y CO_2 durante el ensayo, muestran como el desarrollo del proceso de compostaje se ha realizado correctamente.

Por otro lado se observa como la humedad afecta de forma considerable la presencia de CO_2 . Según los resultados obtenidos, cuando la humedad se sitúa en torno al 50-60% se presentan mayores porcentajes de presencia de CO_2 .

4.3.2.3. Emisión de NH_3

Por otro lado, también se han tenido en cuenta las emisiones de NH_3 en cada uno de los reactores. A la vista de la Tabla 10 se puede decir que el parámetro que más influye es tiempo (39%) seguido por la relación C/N, la aireación y por último la humedad.

Las emisiones de NH_3 en el compostaje, a la vista de la Figura 26, siguen un esquema muy parecido al de las emisiones de CO_2 y, por lo tanto, tienen una evolución similar a la temperatura.

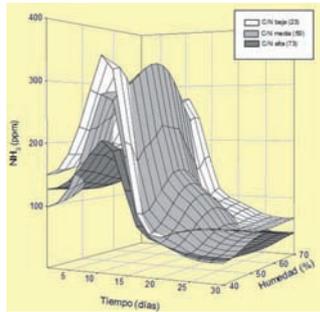


Figura 26. Presencia de NH₃ lo largo del proceso de compostaje.

Se puede observar como al inicio del proceso la concentración en ppm de NH₃ comienza a aumentar hasta alcanzar un pico máximo (NH₃ máx. ≈ 340ppm) de emisión situado en torno al día 10 del proceso, justo en el punto de mayor actividad del compostaje, a partir del cual comienza a disminuir rápidamente hasta valores muy reducidos al final del proceso (NH₃ mín. ≈ 30ppm).

En los momentos iniciales, se produce un aumento de la biomasa microbiana, que posiblemente consume parte del nitrógeno para la síntesis de sus tejidos celulares, otra parte puede ser también convertido en amonio por la acción microbiana (Van de Kerkhove y col., 1990).

El mecanismo inverso, la nitrificación, no se da en la etapa termófila debido a que estas temperaturas no son adecuadas para las bacterias nitrificantes (Mathur y col., 1990).

El resultado neto fue una acumulación de N-amoniacal, como indica el hecho de que los máximos de concentración de N-amoniacal estuvieron relacionados con la relación C/N baja. Van de Kerkhove y col. (1990) encontraron máximos de sólo 600 mg kg⁻¹ de NH₃ en el compostaje de RSU.

A la vista de los valores iniciales de C/N para las mezclas con astillas, las pérdidas de N en forma de NH₃ resultan un tanto altas aunque podrían explicarse suponiendo que una fracción importante del C-orgánico se encuentre en formas poco degradables, por lo que la cantidad de C realmente disponible para los microorganismos (C_{biodegradable}) es menor que la total (C_{total}), y por tanto la relación C_{biodegradable}/N, es también menor que la relación C_{total}/N (García y col., 1992, Ebertseder y col., 1996).

Al inicio del proceso, aparte de las diferencias entre las curvas, se observa como la concentración inicial de los reactores es incluso mayor que al final del proceso. Por otro lado se puede ver como no existen grandes diferencias entre los reactores con relación C/N baja y media, los cuales siguen el mismo esquema de curva, aunque se aprecia como la relación C/N media alcanza concentraciones un poco más elevadas. Sin embargo se observa como la relación C/N alta emite con diferencia menor cantidad de NH_3 a la atmósfera.

A partir del final de la etapa termófila (20 días) la concentración de NH_3 tendió a valores muy bajos, de modo que todos los composts obtenidos cumplen la condición de que $\text{NH}_3 < 400 \text{ mg kg}^{-1}$ (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Hauke y col., 1996), necesaria para evitar posibles problemas de fitotoxicidad que origina el N-amoniaco.

Por último se observa como el factor humedad influye considerablemente en las emisiones de NH_3 a la atmósfera. Según los resultados obtenidos a mayor porcentaje de humedad menor índice de emisión de NH_3 .

4.3.3. Emisión de Compuestos Orgánicos Volátiles

Para poder identificar y cuantificar las emisiones de los compuestos orgánicos volátiles producidos durante el proceso de compostaje se utilizó, como ya se ha comentado anteriormente en el apartado 3.3.6., una Nariz Electrónica portátil modelo PEN3.

4.3.3.1. Estudios preliminares

Existe un problema en la identificación de este tipo de emisiones, ya que en las plantas de compostaje de RSU se han llegado a identificar mediante el uso de espectrometría de gases-masas cientos de compuestos (Defoer, y col., 2002, Müller, y col., 2004). Por lo cual nos ha sido necesario llevar a cabo una labor de selección para clasificar dicha cantidad de compuestos según un criterio específico de importancia y abundancia y con ello, elegir los compuestos que en nuestro caso resultan ser los más representativos para el presente ensayo.

Para ello fue necesario realizar dos tipos de estudios preliminares:

- Estudio de la bibliografía existente referente a dicho proceso.
- Estudio de identificación de compuestos mediante cromatógrafo de gases-masas(GMC)

4.3.3.1.1. Estudio de la bibliografía existente

Schlegelmilch y col. en 2005, en un estudio llevado a cabo en plantas de compostaje observaron que los olores son causados por las emisiones de COV, con una concentración de olor que puede ser tan alta como 100.000 OU/m³ y superiores. Estas sustancias son principalmente alcoholes, ésteres, cetonas y aldehidos, así como terpenos. La mayoría de ellos son productos de la degradación biológica, con alcoholes, ésteres, cetonas y limoneno. Los resultados que obtuvieron se pueden ver en la Tabla 10.

alcohols	esters	ketones/aldehydes	terpenes	others
Ethanol	Ethylacetate	Acetone	α -Pinene	Acetic acid
Butanol(2)	Ethylpropionat	Butanone	Camphene	2-Ethylfurane
2-Me-propanol	Propylacetate	3-Me-butanal	β - Phellandrene	Toluene
n-Butanol	Ethylbutyrat	3-Me-butanone(2)	β -Pinene	Xylene
Cyclopentanol	i-Butylacetate	Pentanone(2)	β -Myrcene	Dibutylphthalat
3-Me-butanol(1)	Methylbutyrat	Me-isobutylketone	3-Carene	Bis-2-
2-Me-butanol(1)	Propylpropionat	Hexanone(2)	Limonene	Ethylhexyl-
n-Pentanol	Methylpentoat	5-Me-Hexanone(2)	Thujon	adipinate
n-Hexanol	Et-2-Me-butyrat	Benzaldehyde	Campher	
	Propylbutyrat	Nonanal	Thymol	
	Ethylpentanoat	Decanal	Thujoprene	
	Methylhexanoat		Bornylacetate	
	Ethylhexanoat			
	Propylhexanoat			
	Ethylheptanoat			

Tabla 10. Composición química de los gases residuales de la planta de compostaje (Schlegelmilch y col., 2005).

Por otro lado, Eitzer en 1995 ya había realizado medidas de concentraciones en el aire ambiente de diferentes COV en instalaciones de compostaje de RSU, que demostraron que los hidrocarburos aromáticos, en particular el etilbenceno y tolueno, se encontraban en concentraciones muy altas. Encontraron también en menor proporción compuestos orgánicos clorofluorosustituidos y limoneno.

Tolvanen y col., en 1998 llego a identificar 110 COVs en el aire ambiente de las pilas de compost procedentes de la fracción orgánica separada, de los que sólo tres de ellos eran compuestos orgánicos volátiles clorados y el D-limoneno fue el que se encontró a más alta concentración.

Komilis y col., 2004 realizaron un ensayo para identificar y cuantificar compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles producidos durante el compostaje de la fracción orgánica de RSU, realizando distintas mezclas para modificar la fracción de materia orgánica del residuo llegando a las siguientes composiciones de gases emitidos:

- Mezclas de papel: Los hidrocarburos aromáticos y alcanos fueron los compuestos emitidos en más altas cantidad, seguido por los alcoholes.
- Mezclas de desechos: Los terpenos son los más emitidos seguidos por los hidrocarburos aromáticos, cetonas. En los terpenos en particular, se identificaron en mayor proporción α -pineno y D-limoneno.
- Residuos de alimentos: Los sulfuros fueron los principales compuestos detectados seguidos por los ácidos, ésteres, alcoholes y terpenos.
- Mezcla de papel con residuos de alimentos: Se emiten principalmente hidrocarburos aromáticos seguidos de alcanos.
- Mezcla de papel y desechos de jardín: Los ácidos, cetonas, terpenos y hidrocarburos aromáticos fueron los compuestos predominantes.

Por otro lado, los terpenos y compuestos como el tolueno, etilbenceno, xilenos, naftaleno, cumeno, butilbenceno han sido identificados en cantidades relativamente grandes en los procesos de compostaje de desechos mixtos, por Eitzer, 1995, Tolvanen y col., 1998 y Wilkins, 1994.

De acuerdo con Homans y Fischer (1992), en condiciones anaeróbicas en las pilas de compostaje, debido a la incompleta o insuficiente aireación, se producen compuestos de azufre con olor intenso; en cambio, procesos incompletos de degradación aeróbica dan como resultado la emisión de alcoholes, cetonas, ésteres y ácidos.

Desde otro punto de vista, pero con el mismo fin, existe una investigación llevada a cabo por Turan y col., en 2007 cuyo objetivo fue identificar y cuantificar los COV producidos durante el compostaje de gallinaza. En este caso centraron su investigación en 25 COV de los que dedujeron que los alcanos y derivados del benceno fueron los que se emitieron en mayor cantidad, mientras que los aldehídos, terpenos y cetonas se emitieron en mucha menor cuantía. Se pueden ver sus resultados en la Tabla 11.

Bruno y col., en 2007 en sus investigaciones realizaron un estudio sobre los siguientes compuestos: 2-butanona, α -pineno, tetracloroetileno,

dimetildisulfuro, β -pineno, limoneno, fenol y ácido benzoico. Estas sustancias fueron seleccionadas porque son representativas de los grupos principales que se han comentado anteriormente, pero no son todos los compuestos expuestos los que presentan un menor valor umbral de olor (Collivignarelli y Riganti, 1997; Komilis y col., 2004; Piccini, 2002; Zou y col., 2003).

Compound name	Maximum observed concentration	TLV ^a
Acetaldehyde	117±12	180
Acetic acid	6±0.6	25
Acetone	2 037±39	1,780
Acetylene	13±1.2	Not listed
Benzaldehyde	203±11	Not listed
Benzene	571±21	30
1,3-Butadiene	72±5.4	Not listed
Chlorobenzene	235±8.5	350
Cyclohexane	825±14.3	1,050
Cyclopentane	338±6.4	1,720
Ethyl benzene	713±12.7	435
Heptane	2 087±45.2	1,600
Isobutane	175±7.1	Not listed
Methyl chloride	255±9.3	175
Methyl ethyl ketone	925±11.3	590
Octane	4 501±23.2	1,450
Pentane	3 220±18.4	1,800
n-Propanol	927±11.3	500
Pyridine	989±16.5	15
Styrene	73±4.4	215
Toluene	744±10.3	375
1,1,2-Trichloroethane	366±7.1	45
1,1,2,2-Tetrachloroethane	276±9.1	Not listed
Xylene	103±8.7	435

^a American Conference of Governmental Industrial Hygienists-Threshold Limit Value (Eitzer 1995; Epstein 1997)

Tabla 11. Concentración máxima observada y el valor límite umbral de COVs (mg m-3) (Turan y col., 2007).

Cabe señalar que para Piccinini (2002), los alcoholes, ésteres, cetonas y aldehidos, así como terpenos y concretamente el limoneno fueron los componentes principales de emisión, la mayoría de ellos productos de la degradación biológica.

Posterior a todas estas investigaciones, Zarra y col., en 2008, han llevado a cabo un ensayo para intentar estimar la cantidad de emisiones de olor en las plantas de compostaje. En este caso se detectaron 38 sustancias diferentes como componentes principales, de los que casi la mitad son responsables de los olores típicos de las plantas de compostaje. Los terpenos se encontraron durante las etapas iniciales de la proceso de compostaje. Además los alcoholes, compuestos de carbonílicos, ésteres y éteres también fueron emitidos durante las primeras etapas de compostaje, mientras que los compuestos orgánicos de azufre, producidos a partir de condiciones anaeróbicas debidas a la incompleta o insuficiente aireación, fueron emitidos durante la etapa termofila. Limoneno y 2-butanona se identifican como los principales compuestos relacionados con el proceso de producción, existiendo una correlación entre la presencia de ambos. Los resultados mostraron que cada vez que 2-butanona estaba presente, también lo estaba el limoneno, mientras que cada vez que se detecta limoneno, existía un 67% de posibilidad de detectar 2-butanona. Estos resultados pueden observarse en la Tabla 12.

Category	Substance	P1			P2			P3			P4			P5			P6			P7	TOT							
		P1.1	P1.2	P1.3	P1.4	P2.1	P2.2	P2.3	P2.4	P3.1	P3.2	P3.3	P3.4	P4.1	P4.2	P4.3	P4.4	P5.1	P5.2			P5.3	P5.4	P6.1	P6.2	P6.3	P6.4	
Ketones	Acetone	x	x	x	x				x	x			x	x	x	x										12		
	2-Butanone	x	x			x	x	x	x																		11	
	2-Eptanone	x																									2	
	3-Methy-2-pentanone			x						x																	2	
	Acetophenone					x								x													2	
	4-Methy-3-penten-2-one	x	x	x	x				x				x													6		
Hydrocarbons	Undecane									x																	2	
	Methylchloride	x		x				x																			3	
	Dodecane	x		x																							1	
	p-Cimene							x																			2	
	Decane	x									x																2	
	1-Etil-2-methylbenzene	x								x																	2	
	1,3,5-Trimethylbenzene	x									x																1	
	o-Xilene			x																								6
	p-Xilene			x	x						x	x	x															1
	1,2,4-Trimethylbenzene	x									x																	2
	Ciclohexane	x																										1
	Stirene	x									x	x	x															3
Ethylbenzene	x									x	x	x															2	
	Toluene	x								x																	3	
Terpenes	Limonene	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		17	
	3-Carene									x																		1
	β-Pinene							x	x	x	x																4	
	α-Pinene	x		x				x	x	x	x	x						x									7	
Alcohols	Ethanol							x	x	x	x																4	
	2-Etil-1-ethanol	x																									1	
Volatile fat acid	Aceto acid, etil ester							x																			2	
	Aceto acid, 1-methyl-etil ester			x																							1	
	Aceto acid, butyl ester	x																									1	
	Aceto acid-2-methylpropil-ester	x								x		x															3	
	Formic acid																	x									1	
others	Aceto acid, etil ester							x																			2	
	Octanmetil-cicloheptasilovane				x																						1	
	2-Methyl-1,3-butadiene									x																	1	
	2-Propenoic acid, 2 methyl-methyl-ester				x																						1	
	Benzaldeide	x				x				x	x		x														7	
	Cloroform	x								x		x															3	
	Tetraidro furan	x																									1	
TOTAL		24	2	13	4	4	5	9	4	17	2	14	3	5	0	3	2	4	2	2	2	1	1	2	1	2		

Tabla 12. Compuestos Orgánicos volátiles medidos en el ensayo (Zarra y col., 2008).

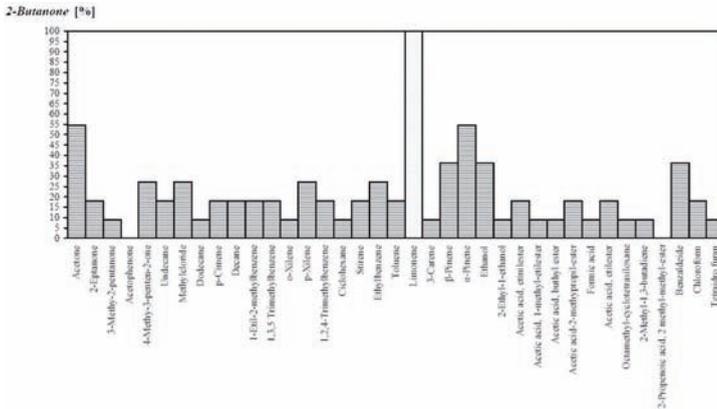


Figura 27. Correlación existente entre la presencia de 2-butanona con el resto de compuestos detectados (Zarra y col., 2008).

Además se puede observar en la Figura 27 la correlación existente entre la presencia de 2-butanona con el resto de compuestos detectados en el ensayo.

Es importante tener en cuenta que hasta ahora, las investigaciones que se han llevado a cabo se han basado en la utilización de cromatógrafos de gases acoplados a espectrofotómetros de masas en los que la identificación de compuestos es muy buena pero no se han llegado a poder cuantificar con exactitud. Por lo tanto, aún se desconoce en muchos casos la dinámica de los compuestos durante el proceso de compostaje. Es a partir de ahora, con la utilización de nuevas tecnologías y entre ellas la utilización de la nariz electrónica cuando se aspira a perfeccionar la cuantificación de estos compuestos.

4.3.3.1.2. Estudio de identificación mediante cromatógrafo de gases-masas (GMC)

Para poder identificar y seleccionar con mayor exactitud los compuestos a analizar con la nariz electrónica durante el ensayo, se llevaron unas pruebas preliminares mediante la utilización de un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrofotómetro de masas (GMC) con objeto de identificar los compuestos predominantes en muestras de gases obtenidas del proceso de compostaje de RSU con muestras obtenidas en la planta de compostaje de Montemarta-Cónica (Alcalá de Guadaíra, Sevilla) cuya composición de RSU es similar a la ensayada en los reactores.

Para el muestreo se han utilizado bolsas tedlar de 2 litros (Supelco) y barras de imanes estandar (twister™) cargados con 24 µl de PDMS. La toma de de muestras en bolsas tedlar se ha llevado a cabo con una jeringa, mientras que la toma de muestra en twister se ha realizado colocando los twister sobre una maya en el reactor durante 30 minutos. Las muestras tomadas en bolsas tedlar se han pinchado directamente con jeringas de gases de 0.5 ml y 5 ml. También, se ha utilizado la microextracción en fase sólida (SPME) (supelco) como sistema de preconcentración de los compuestos orgánicos volátiles muestreados con bolsas tedlar. Se han probado 3 tipos de fibra: PDMS, Carboxen/PDMS y CWD/DVD.

El cromatógrafo de gases (GC) utilizado fue un HP 6890 (AgilentTechnologies,) y acoplado a un detector selectivo de masa (MSD) HP 5973. El equipo se encuentra equipado un muestreador automático TDSA (Gerstel) con dos con sistemas de inyección:

- 1) un inyector split/splitless: para introducir la muestra de aire directamente y SPME
- 2) sistema TDU-PTV: sistema de desorción térmica (TDU) TDS-2 y un inyector con programación de temperatura (PTV) Cis-4 (Gester): para inyectar los twisters.

La separación se ha llevado a cabo con una columna de 30 m, empleando las siguientes condiciones cromatográficas, tabla 13:

Columna: HP-5 30m x 0.25mm x 0.25 µm			
Inyector Split/Splitless		Sistema TDU-PTV	
Modo: Splitless Temperatura inicial: 230 °C Presión: 7.06 psi Flujo de purga: 50.0 mL/min Tiempo de purga: 0.90 min Flujo total: 53.9 mL/min Tiempo de desorción SPME: 3 min		TDU (TDS-2): Temperatura inicial: 40 °C Rampa: 60 °C/min Temperatura final: 250 °C Tiempo de desorción: 10 min Flujo de desorción: 50 ml/min PTV (Cis-4): Modo: Split Temperatura inicial: 20 °C Rampa: 12°C/min Temperatura final: 250 °C Tiempo: 10 min	
Gas portador : He		Flujo: constante 1 ml/min (36 cm/sec)	
Programa de temperaturas:		Equilibrio del horno: 1 min	
Etapa	Rampa (°C/min)	Temperatura (°C)	Tiempo (min)
1		40	5
2	5	270	20
Línea de transferencia MSD: 280 °C			
Detector: MS			
Filamento apagado: 0 min			
Multiplicador de electrón: 2058 V			
Energía de la fuente: 70 eV			
Temperatura de la fuente: 230 °C			
Modo SCAN: rango m/z 35-550 °C			
Software: Chemstation Agilent MS			
Librería de espectro de masa: NIST			

Tabla 13. Condiciones cromatográficas de la columna.

Se llevaron a cabo 4 muestreos en el tiempo: 1^{er} muestreo (2 días), 2^o muestreo (8 días), 3^{er} muestreo (23 días), 4^o muestreo (26 días). Mediante dichos muestreos se llegó a identificar un total 140 compuestos en los distintos muestreos y formas de muestreo que se han utilizado en la experiencia de compostaje. A continuación se presenta un resumen de los compuestos más importantes identificados según el método utilizado.

a) Muestreo con bolsas Tedlar inyectando 0.5 ml de muestra de aire en el cromatógrafo. Las señales (áreas) de los compuestos orgánicos volátiles inyectando 0.5 ml de muestra de aire recogido con bolsa Tedlar (el área es proporcional a la concentración) fueron las siguientes:

	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	4 ^o muestreo
α-Pineno	402560	2594366	ND	NA
D-Limoneno	3480167	17203947	ND	NA

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 14. Resultados obtenidos con Bolsa Tedlar.

A partir de la Figura 28 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

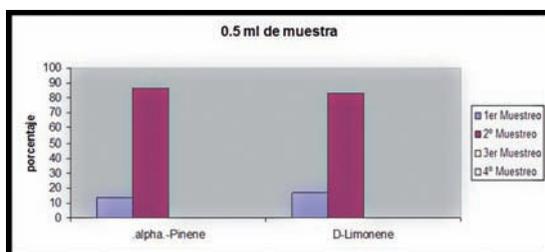


Figura 28. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en 0,5 ml de muestra.

Los principales compuestos identificados en el aire durante el compostaje fueron: limoneno y α-pineno. Para ambos compuestos, la máxima señal y por lo tanto la máxima concentración se muestra en el segundo muestreo, es decir, a los 8 días después de comenzar la experiencia de compostaje.

- **Inyectando 5 ml de muestra de aire en el cromatógrafo**

Las señales de los compuestos orgánicos volátiles inyectando 5 ml de muestra de aire recogido con bolsa Tedlar fueron las siguientes:

	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	4 ^o muestreo
α-Pineno	ND	17935848	385164	NA
D-Limoneno	86292	99136760	7412190	NA

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 15. Resultados obtenidos con bolsa Tedlar a 5 ml.

A partir de la Figura 29 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

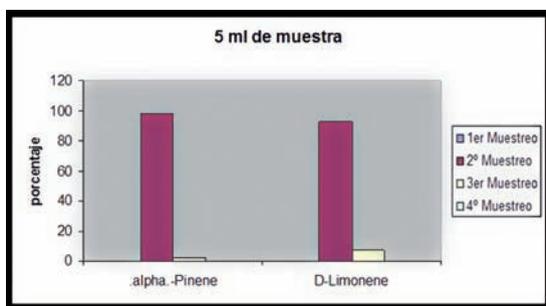


Figura 29. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en 5 ml de muestra.

Nuevamente los compuestos identificados en el aire durante la experiencia de compostaje fueron: limoneno y α -pineno. Para ambos compuestos, se muestra un máximo en la señal y por lo tanto la concentración en el segundo muestreo, es decir, a los 8 días de empezar la experiencia.

- **Microextracción en fase sólida PDMS: tiempo de adsorción: 30 min en la bolsa Tedlar**

Las señales de los compuestos orgánicos volátiles usando SPME PDMS fueron las siguientes:

	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	4 ^o muestreo
Ácido butanoico	1927982	8603801	ND	NA
N,N-dimetil-acetamida,	21870667	18872954	2706697	NA
Etil ester del acido pentanoico	1102111	3928167	ND	NA
α -pineno	4246891	35968050	996366	NA
β -Pineno	3497191	19122482	456927	NA
Etil ester del acido hexanóico	8149354	39143180	ND	NA
3-Careno	3497191	8926004	41558645	NA
D-Limoneno	91231655	310850388	49996931	NA
1-metil-4-(1-metiletil)-1,4-ciclohexadieno,	832819	3511448	42089120	NA
propil ester del ácido hexanoico	1627964	9056630	ND	NA
ethyl ester ácido heptanoico	1476622	6728141	ND	NA
Dodecano	472848	449731	ND	NA
Tetradecano	118322	221969	ND	NA

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 16. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida PDMS con bolsa Tedlar a los 30 min.

A partir de la Figura 30 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

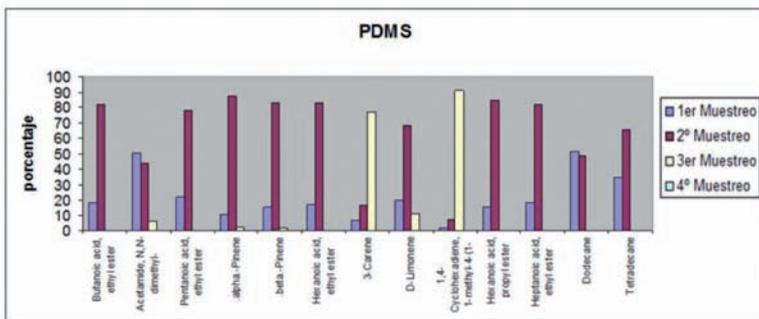


Figura 30. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en PDMS.

Los compuestos más importantes identificados en todos los muestreos con SPME PMS fueron:

- Esteres: etil ester de ácidos butanoico, pentanoico, hexanoico y heptanoico.
- Terpenos: α -pineno, β -pineno, 3-careno y limoneno.
- Hidrocarburos alifáticos: dodecano y tetradecano.

La mayor señal (mayor cantidad) de los compuestos identificados con la microextracción en fase sólida (SPME) con PDMS se obtiene en el segundo muestreo (8 días), excepto para el 3-careno y 1-metil-4-(1-metiletil) ciclohexadieno para los que la señal se incrementa con el tiempo de muestreo.

- **Microextracción en fase sólida Carboxen/PDMS: tiempo de adsorción: 30 min en la bolsa Tedlar.**

Señales de los compuestos orgánicos volátiles usando SPME carboxen/PDMS: A partir de la Figura 31 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

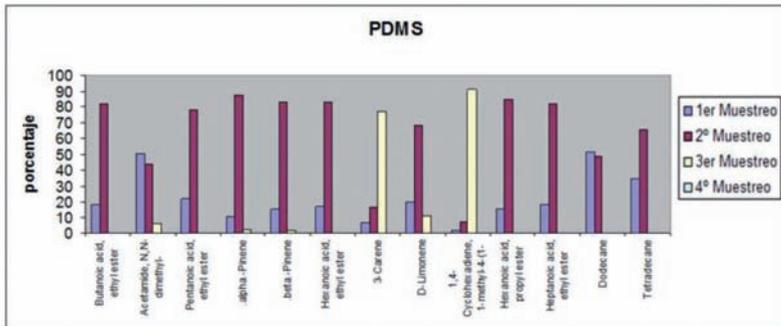


Figura 31. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en Carboxen-PDMS.

	1er muestreo	2º muestreo	3er muestreo	4º muestreo
Dimethyl sulfuro	ND	ND	23903698	23903698
2-Butanono	ND	840205532	872241769	167060369
Tolueno	92725453	266935433	ND	ND
etil ester del ácido butanoico	218988278	207045643	12019190	ND
N,N-dimetil-acetamida	159002184	ND	35640365	22954089
etil ester del ácido pentanoico	35304855	77799331	ND	ND
metil ester del ácido hexanoico	ND	194604422	5013068	ND
α-Pineno	44892973	ND	13803797	29991436
β-Pineno	32486553	17747677	6797353	15925411
2,2,4,6,6-pentametil-heptano	ND	ND	7149735	20401128
Fenol	80463939	ND	7257751	ND
etil ester del ácido hexanoico	55426260	251400237	5836269	ND
3-Careno	14713863	ND	7527559	6721573
D-Limoneno	252499631	619598971	208158703	75933928
4-metil-decano	692090	12277020	ND	ND
2-metil-Decano	968571	13269947	ND	ND
3-metil-Decano	1051643	11909445	ND	ND

1-metil-4-(1-metilethenyl)-benceno	832098	3228026	1230922	335639
propil ester del ácido hexanoico	2444938	17972374	ND	ND
Undecano	16187191	72936281	1728433	404417
3,7-dimetil-decano	887286	2070830	ND	ND
2-metil-undecano,	3479476	2761211	429433	ND
Decano, 3,8-dimetil-	3564269	2237927	406446	ND
Dodecano	18997583	6412356	2655244	ND
Tridecano	1235207	674258	176040	ND
Tetradecano	966501	5438227	ND	ND
Pentadecano	387163	5890372	ND	ND

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 17. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida Carboxen/ PDMS con bolsa Tedlar a los 30 min.

Los compuestos identificados durante la experiencia de compostaje con SPME carboxen/PDMS son:

- Estéres: etil ester de ácidos butanoico, pentanoico, hexanoico y heptanoico, metil ester de ácido hexanoico,
- Terpenos: α -pineno, β -pineno, 3-careno y limoneno
- Hidrocarburos alifáticos saturados como decano (sustituciones con metilo y dimetil), undecano, dodecano, tridecano, tetradecano y pentadecano
- Hidrocarburos aromáticos: tolueno, fenol, benceno (sustituido por grupos metilos)
- Cetonas: 2-butanona
- Sulfurados: Sulfuro de dimetilo

En el caso del sulfuro de dimetilo se ha identificado en los dos últimos muestreos. α -pineno y fenol se observan en todos los muestreos menos en el segundo. β -pineno disminuye con el tiempo de muestreo. Para limoneno se observa un máximo en el segundo muestreo, es decir después de 8 días de comenzar la experiencia de compostaje. En el caso de los esterés, se observa un máximo en el segundo muestreo, excepto para el ester de ácido butanoico para el que no existen diferencias significativas entre el primer y segundo muestreo. En cuanto a los compuestos aromáticos, el comportamiento es similar que en caso de los esterés, se observa un máximo en el segundo muestreo, excepto para el fenol que disminuye la señal y por la tanto la

concentración de este compuesto con el tiempo de compostaje. Para hidrocarburos alifáticos saturados se observa un máximo en el segundo muestreo para todos excepto para los doblemente sustituidos para los que la concentración disminuye con el tiempo de de compostaje.

- **Microextracción en fase sólida CWD/DVD: tiempo de adsorción: 30 min en la bolsa Tedlar.**

Señal de los compuestos orgánicos volátiles usando SPME CWD/DVD:

	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	4 ^o muestreo
N,N-dimetil-acetamida	1294712	711687	ND	NA
Fenol	45246019	ND	3195107	NA
D-Limoneno	3775492	17943454	1827821	NA
propyl ester del ácido hexanoico	83639	225221	ND	NA
etil ester del ácido heptanoico	83650	203299	ND	NA

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 18. Resultados obtenidos de microextracción en fase sólida CWD/DVD con bolsa Tedlar a los 30 min.

A partir de la Figura 32 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

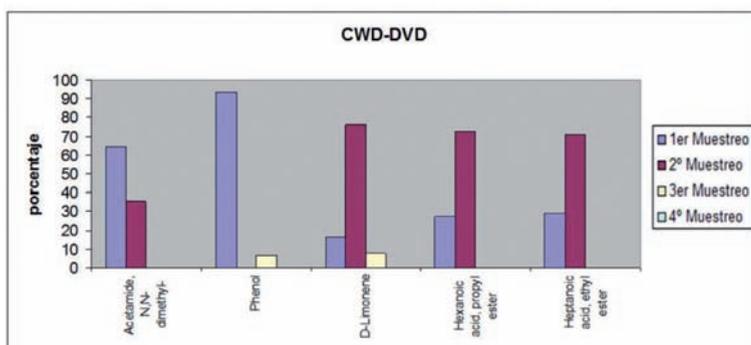


Figura 32. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en CWD-DVD.

Los compuestos que se observan en todos los muestreos con la SPME CWD/DVD son muy pocos:

- Esteres: etil ester de ácidos hexanoico y heptanoico
- Terpenos: Limoneno
- Alcohol: Fenol
- Amidas: dimetil acetamida

Resulta extraño que el fenol no se observe en el segundo muestreo. La señal y, por lo tanto, la concentración tanto de fenol como de acetamida disminuye con el tiempo de compostaje, mientras que para los esterres y los terpenos se observa un máximo en la señal a los 8 días de comenzar el compostaje.

b) Muestreo con Twister: tiempo de adsorción: 30 min

Señal de los compuestos orgánicos volátiles muestreando con twister:

	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	4 ^o muestreo
D-Limoneno	NA	NA	694902237	254255102
4-metil-1-(1-metiletil)-3-ciclohexen-1-ol,	NA	NA	4646262	1702996
2-metil-5-(1-metilethenyl)-ciclohexanona	NA	NA	5632733	3068538
2,6,10-trimetil-dodecano	NA	NA	4456781	3476902
Naftaleno,	NA	NA	3768705	3818007
Hidroxitolueno butylato	NA	NA	2016141	8869277
Ácido dodecanoico	NA	NA	7630580	1765221
Cedrol	NA	NA	1277454	768779
Ácido tetradecanoico	NA	NA	2443490	777605
1-chloro-fosfato (3:1)2-Propanol,	NA	NA	10119659	3719660
Bis(1-cloro-2-propil) (3-chloro-1-propil) fosfato	NA	NA	3450929	949222
Ácido n-Hexadecanoico	NA	NA	23479038	9402146
Ácido 9,12-octadecadienoico	NA	NA	8273410	1229161
Ácido octadecanoico	NA	NA	6963934	1635782
9-octadecenamida	NA	NA	23870808	5791177

ND: no detectado; NA: no analizado

Tabla 19. Resultados obtenidos de muestreo con Twister a los 30 min.

A partir de la Figura 33 pueden observarse las concentraciones en porcentaje de compuestos identificados.

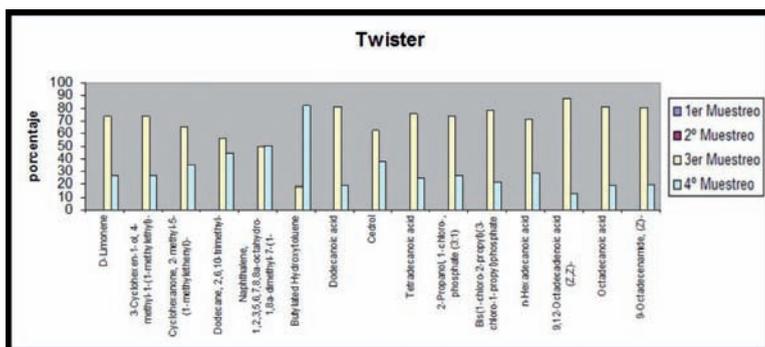


Figura 33. Concentraciones en porcentaje de compuestos identificados en Twister.

En la experiencia de compostaje, el análisis con twister solamente se ha llevado a cabo en los dos últimos muestreos. Los compuestos que se han identificado en el muestreo con twister durante la experiencia de compostaje son:

- Terpenos: limoneno
- Alcoholes: ciclohexanol, cedrol
- Cetonas: ciclohexanona
- Compuestos aromáticos: naftaleno, hidroxitolueno butilado.
- Ácidos carboxílicos: dodecanoico, tetradecanoico, hexadecanoico, octadecanoico
- Amidas: octadecamida

En general, se observa que la cantidad de los compuestos es menor en el último muestreo, excepto para el hidroxitolueno butilado.

De modo que a la vista de las pruebas preliminares realizadas, y después de comprobar la importancia de las distintas familias de COV, se decidió utilizar en el presente ensayo un total de 17 compuestos considerados como los de mayor importancia y más representativos para el proceso de compostaje de RSU. Estos compuestos se pueden ver representados en la Tabla 20.

FAMILIA	COMPUESTO
Terpenos	<ul style="list-style-type: none"> - α-pineno - β-pineno - 3-careno - Limoneno
Alifáticos	<ul style="list-style-type: none"> - n-hexano - n-heptano - Ciclohexano - Undecano - Dodecano - Hexadecano
Aromáticos	<ul style="list-style-type: none"> - Benceno - Tolueno - Fenol
Otros	<ul style="list-style-type: none"> - Etanol - Ácido palmítico - Etil caproato - 2-butanona

Tabla 20. Principales familias y compuestos identificados durante los ensayos.

4.3.3.2. Captura de datos con nariz electrónica.

Los compuestos seleccionados en la Tabla 20 serán utilizados como patrones para la identificación de los 17 compuestos seleccionados y las muestras finales tomadas en el ensayo.

4.3.3.2.1. Patrones utilizados

Como ya se comentó en el apartado 3.3.6.3, para comparar las muestras tomadas de los distintos compost empleados en el ensayo fue necesaria la creación de una base de datos construida por patrones en laboratorio.

Para ello se realizaron tres patrones distintos en función de la relación C/N empleada en los reactores. Para cada una de ellas se realizaron tres medidas de cada compuesto (de los 17 compuestos seleccionados) a tres concentraciones distintas, tal y como se observa en la Figura 34 a y b.

Para poder formar cada patrón con las muestras obtenidas, posteriormente fue necesario realizar un tratamiento informático con el Software WinMuster V. 1.0 de la Nariz Electrónica PEN3.

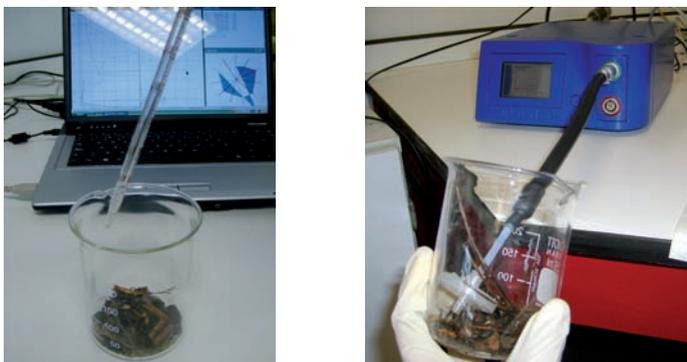


Figura 34 a-b. Preparación de patrones comparativos.

Utilizando el análisis de componentes principales (PCA) los datos de medición se transformará a 2D ó 3D coordenadas. Esto se hace a través de la reducción de datos que extrae la información más importante de la base de datos y la selecciona como resultado. De forma que mediante la transformación se crean grupos identificados, puede verse en la Figura 35. Por lo tanto, se puede utilizar para determinar la diferencia entre los grupos y la comparación de esta diferencia con respecto a la distribución de patrón dentro de un grupo.

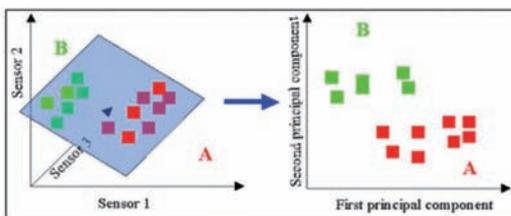


Figura 35. Resultado de la transformación PCA.

De modo que las muestras tomadas de todos los compuestos se unen mediante PCA para formar grupos (patrones), que posteriormente podrán ser comparados con las muestras de campo para averiguar el grupo al que pertenecen. Dicho concepto puede apreciarse en la Figura 36, que representa la salida de uno de los patrones utilizados en el ensayo.

En la Figura 36 puede observarse como cada uno de los círculos de color pertenece a un grupo, es decir, un compuesto. En la zona de la derecha puede apreciarse una tabla que muestra las relaciones entre los compuestos.

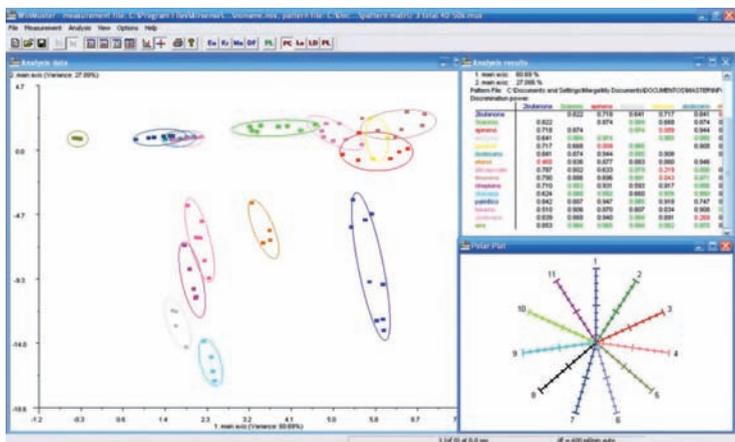


Figura 36. Patrón de comparación utilizado durante el ensayo.

4.3.3.2.2. Toma de muestras

Tal y como se comentó en el apartado 3.3.6.2, para la toma de muestras se utilizó una muestra de compost de cada uno de los reactores de 10g aproximadamente. Por cada uno de los reactores se realizaron 3 medidas de 1 min cada una de ellas, y limpieza de los sensores entra ellas. Este procedimiento se llevó a cabo con la ayuda de un vaso tapado con papel de parafina, para mantener la concentración de la muestra. La señal que se consigue con la Nariz Electrónica puede verse en la Figura 37. Tal y como se ve en la Figura 37, durante el minuto que toma la medida va adquiriendo datos de la medida de las distintas resistencias que ofrecen cada uno de los sensores a la presencia de compuestos gaseosos. Estas resistencias son las que posteriormente se comparan con los patrones anteriormente constituidos. Al comparar la medida con los patrones se obtiene una línea (que representa la medida) entre los grupos de compuestos utilizados en el patrón (Figura 38).

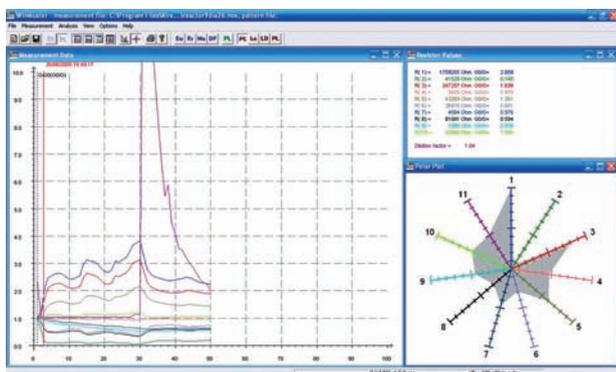


Figura 37. Medida de olor de la Nariz Electrónica con muestras del ensayo.

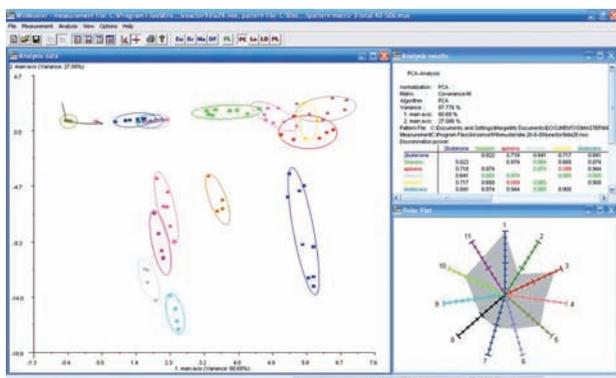


Figura 38. Medida y Patrón de comparación.

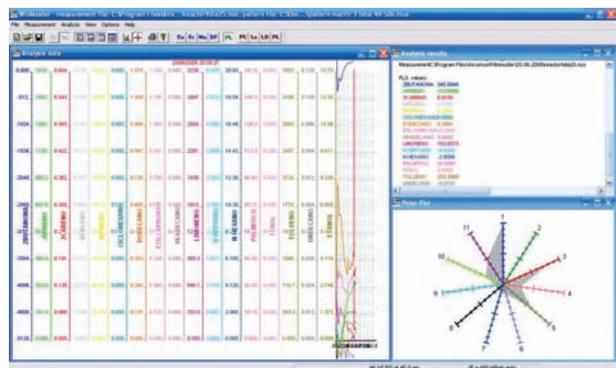


Figura 39. Resultado final de la comparación Medida-Patrón.

Finalmente, para conseguir el resultado final de comparar el patrón con la medida de campo es necesario seleccionar un segundo definido del tiempo de medida (1min.) en el que la muestra del compuesto gaseoso sea lo más estable posible, para realizar la comparación de la forma más representativa posible. En este caso se seleccionaron las secuencias obtenidas entre los segundos 40-49, ya que resultaron ser los más estables. Una vez seleccionado dicho intervalo se realiza el análisis final mediante PLS y se consigue el valor final de pertenencia a cada uno de los grupos (Figura 39). Consiguiendo de tal forma la comparación final con la muestra de gas de los reactores.

4.3.3.3. Estudio detallado de los COV emitidos durante el ensayo.

Teniendo en cuenta los estudios preliminares y analizando la captura de los datos obtenidos vamos a pasar a continuación a analizar detenidamente los COV que resultaron más significativos en el ensayo.

En la tabla 21 se puede observar la implicación de cada uno de ellos en el proceso.

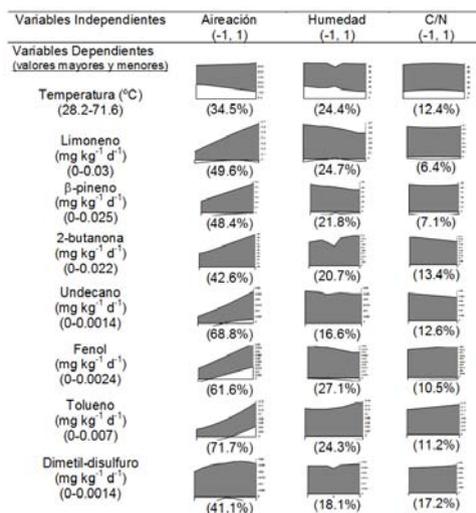


Tabla 21. Variación de las variables dependientes en función de las variables independientes normalizadas en el proceso de compostaje para COV.

4.3.3.3.1. Emisión de terpenos

Se llama terpenos a un grupo importante de compuestos orgánicos componentes de los vegetales, de la resina y del aguarrás. Son producidos principalmente por una gran variedad de plantas, particularmente las coníferas como es el caso del pino. Existen numerosas familias dentro de los terpenos, pero todos ellos derivados del 2-metil-1,3-butadieno, más conocido como isopreno.

Entre los numerosos compuestos pertenecientes al grupo de los terpenos podemos encontrar:

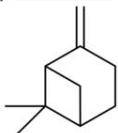
- Hemiterpenos, como el ácido isovalético, isopreno, etc.
- Monoterpenos, como son el limoneno, mentol, 3-careno, α -pineno, β -pineno, etc.
- Sesquiterpenos, como es el caso del valenceno, santonino, cadineno, etc.
- Diterpenos, como el ácido abiético.
- Sesterterpenos
- Triterpenos, como el ácido betulínico.
- Tetraterpenos, como el α -caroteno y β -caroteno.
- Politerpenos

Todos ellos se diferencian en el número de unidades de isopreno que lo forman y en la formulación molecular.

Los terpenos tienen un especial interés debido a que son los principales constituyentes de los aceites esenciales presentes en muchas familias de plantas. Identificados por la gran variedad de olores que producen, siendo muy usados para hacer las fragancias en perfumería y en aromaterapia.

Entre la gran familia de terpenos, para llevar a cabo este ensayo, se han decidido seleccionar y estudiar los siguientes compuestos: β -pineno y limoneno.

β -Pineno



El β -pineno ($C_{10}H_{16}$) es otro isómero del pineno. Es un líquido incoloro, soluble en alcohol, pero no en agua. Al igual que el α -pineno se trata de un alqueno.

Aparece de forma natural en plantas como el romero, perejil, eneldo, albahaca y rosa. Se utiliza como disolvente para pinturas, revestimientos y formulaciones de cera. Suele ser un producto intermedio como

por ejemplo para las resinas y el alcanfor. Se utiliza como aditivo de aceite lubricante y es uno de los más importantes productos químicos utilizados en la industria de perfumería. Tiene un olor característico como a pino verde.

El β -pineno ha sido identificado por varios autores como uno de los principales compuestos emitidos en el proceso de compostaje (Komilis y col., 2004; Zarra y col., 2008; Bruno y col., 2007).

Al realizar su estudio se observa en la Tabla 21 como los parámetros que influyen en su presencia y emisión son concretamente, la aireación (48,4%), la humedad (21,8%) y por último la relación C/N (7,1%).

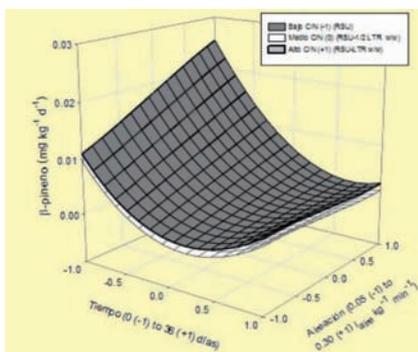


Figura 40. Emisiones de β -pineno a lo largo del proceso de compostaje.

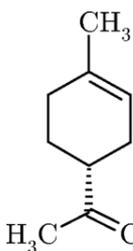
De modo que los valores altos para el compuesto se han detectado en la media y alta C/N reactores de proporciones en comparación con los reactores de baja relación C/N. Además, en una tendencia similar a la encontrada por otros autores, donde el compuesto fue detectado en concentraciones similares a la del presente estudio en la materia prima durante el proceso de compostaje (Defoer y col., 2002). Además, existe una disminución progresiva de la emisión de este compuesto durante el compostaje en todos los reactores. De hecho, después de 15 días de compostaje fueron detectadas muy bajas concentraciones de pineno. En lo que respecta a la aireación, se ha observado un efecto positivo con respecto al compuesto.

En general, las emisiones más elevadas se encuentran en las primeras fases (fase termófila) de los procesos.

Esto podría deberse, a que dicho compuesto es esencia natural de los pinos, y por lo tanto las menores emisiones de dicho compuesto fueron producidas en los reactores sin presencia de astilla (relación C/N baja). Pero debemos introducir el concepto de calidad de olor, ya que el olor de este compuesto es agradable para el ser humano.

Por último se puede observar como la aireación afecta al grado de emisión del compuesto, de modo que la aireación media supone un aumento de emisión.

Limoneno



El limoneno (C₁₀H₁₆) es una sustancia natural que se extrae de los cítricos. Da el olor característico a las naranjas y los limones. Posee un centro quiral, concretamente un carbono asimétrico. Por lo tanto existen dos isómeros ópticos: el D-limoneno y el L-limoneno. La nomenclatura IUPAC correcta es R-limoneno y S-limoneno, pero se emplean con más asiduidad los prefijos D y L o alfa y beta.

Ha adquirido una singular importancia debido a su demanda como disolvente biodegradable. También entre sus muchas funciones, tiene aplicaciones como componente aromático y es ampliamente usado para sintetizar nuevos compuestos.

En lo que respecta a la presencia del compuesto en el proceso de compostaje, vemos a partir de la Tabla 21, que los parámetros que influyen en su emisión son: la aireación (49,6%), la humedad (24,7%) y la relación C/N (6,4%).

De forma general se puede observar en la Figura 41 como el comportamiento del compuesto resulta ser muy parecido al del β-pineno.

Como en el caso anterior los valores altos se han detectado en los reactores con media y alta C/N. Se puede observar también como su evolución sufre una disminución progresiva de las emisiones con respecto al tiempo.

Y como en el caso del β-pineno la aireación provoca un efecto positivo en los dos compuestos y para todos los reactores.

Esto se debe a que el limoneno se encuentra en los vegetales, y concretamente se emite con mayor proporción en los reactores que

presentan relación C/N media y alta por la presencia de astilla y porque son los que mayor degradación han sufrido. Pero debemos incluir nuevamente el concepto de calidad de olor, ya que este compuesto resulta tener un olor agradable para la sociedad.

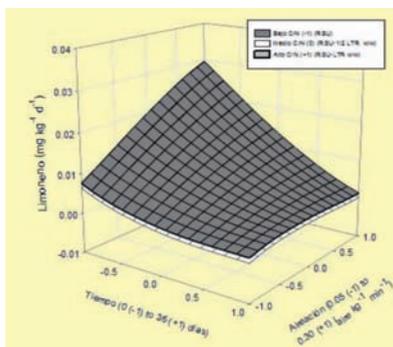


Figura 41. Emisiones de limoneno a lo largo del proceso de compostaje.

Rajamaki y *col.*, en 2005, demostraron en sus ensayos que el limoneno es emitido en mayores cantidades cuando existe débil aireación en comparación con el proceso bien aireado, lo que resulta ser contrario a los resultados obtenidos.

Para Zarra y *col.*, en 2008, el limoneno se identifica como uno de los principales compuestos relacionados con el proceso de producción, existiendo una correlación entre la presencia de este y de 2-Butanona. Lo cual demuestra la importancia de dicho compuesto en los índices de emisión totales.

4.3.3.3.2. Emisión de alifáticos

Los hidrocarburos alifáticos son compuestos orgánicos constituidos por Carbono e Hidrógeno, en los cuales los átomos de Carbono forman cadenas abiertas y ramificadas. Se clasifican en alcanos, alquenos y alquinos. Si la cadena alifática se cierra formando un anillo, se denomina hidrocarburo alicíclico, hidrocarburo alifático cíclico o Cicloalcano.

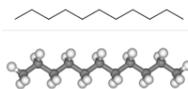
Se consideran compuestos representativos de esta familia orgánica a: n-hexano, n-heptano, n-octano y n-nonano.

Son compuestos utilizados como disolventes de aceites, grasas, caucho, resinas, etc., en las industrias de obtención y recuperación

de aceites, fabricación de pinturas, tintas, colas, adhesivos, así como, materia prima de síntesis orgánica. Por esta razón, resulta de interés la determinación de vapores de hidrocarburos alifáticos en aire, con el fin de poder evaluar la exposición a este tipo de compuestos.

En este ensayo, se han decidido estudiar dada su importancia y concentración el undecano.

Undecano.



El Undecano ($\text{CH}_3(\text{CH}_2)_9\text{CH}_3$, también conocido como hendecano) es un alcano. Dispone de 159 isómeros.

Es un líquido incoloro estable pero combustible. Incompatible con bases, agentes oxidantes y agentes reductores. Puede ser nocivo por inhalación, ingestión o absorción por la piel. Se utiliza como atrayente para distintos tipos de polillas y cucarachas.

El undecano ha sido identificado como un importante componente en procesos de compostaje de mezclas de papel y ha sido identificado también en muestras de residuos aunque en menor proporción (Komalís y col., 2004; Zarra y col., 2008).

En su estudio, se puede observar en la Tabla 21 como la presencia del compuesto se ve influenciada en mayor medida por la aireación (68,8%) y en proporciones muy parecidas por la humedad (16,6%) y la relación C/N (12,6%).

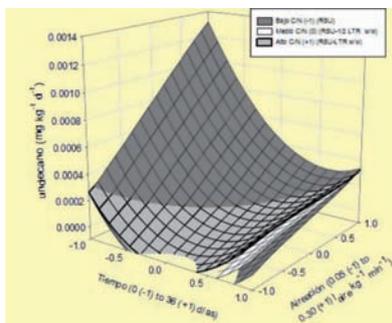


Figura 42. Emisiones de undecano a lo largo del proceso de compostaje.

A simple vista se puede observar en la Figura 42 como existen grandes diferencias de emisión en dicho compuesto.

Se puede observar como existen valores de emisión del compuesto al inicio del ensayo, los cuales sufren una disminución consecutiva hasta llegar a valores cercanos a 0 a los 15 días del compostaje. Los valores iniciales medidos para el compuesto fueron mayores para los reactores de baja relación C/N (sólo RSU) e inferior para los reactores con alta relación C/N. La disminución de emisión del undecano fue mayor para los reactores de baja relación C/N.

En lo que respecta a la aireación, se han observado valores altos para los reactores de alta aireación alta. Valores insignificantes para el compuesto fueron encontrados a los 36 días del compostaje en todas las condiciones de abono seleccionadas.

Por otra parte, en la bibliografía existente las altas concentraciones undecano se han detectado en materia de RSU en bruto (Pierucci y col., 2005). Komilis y col., (2004) encontraron concentraciones relativamente altas undecano en el compostaje de residuos agrícolas.

4.3.3.3.3. Emisión de aromáticos

Los hidrocarburos aromáticos son polímeros cíclicos conjugados que cumple la Regla de Hückel, es decir, que tienen un total de $4n+2$ electrones p en el anillo. Para que se de la aromaticidad, deben cumplirse ciertas premisas, por ejemplo que los dobles enlaces resonantes de la molécula estén conjugados y que se den al menos dos formas resonantes equivalentes.

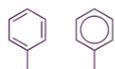
Originalmente el término estaba restringido a un producto del alquitrán mineral, el benceno, y a sus derivados, pero en la actualidad incluye casi la mitad de todos los compuestos orgánicos. El más conocido de la familia de los hidrocarburos aromáticos es el benceno (C_6H_6). Todos los derivados del benceno, siempre que se mantenga intacto el anillo, se consideran aromáticos.

Entre los hidrocarburos aromáticos más importantes se encuentran todas las hormonas y vitaminas, excepto la vitamina C; condimentos, perfumes y tintes orgánicos, tanto sintéticos como naturales; los alcaloides que no son alicíclicos (ciertas bases alifáticas como la putrescina a veces se clasifican incorrectamente como alcaloides), y sustancias como el trinitrotolueno (TNT) y los gases lacrimógenos.

Por otra parte los hidrocarburos aromáticos suelen ser nocivos para la salud, como los llamados BTEX, benceno, tolueno, etilbenceno y xileno por estar implicados en numerosos tipos de cáncer.

Los hidrocarburos aromáticos seleccionados en este ensayo para ser estudiados son el benceno, tolueno y el fenol.

Tolueno



El tolueno ($C_6H_5CH_3$) o metilbenceno, es la materia prima a partir de la cual se obtienen derivados del benceno, el ácido benzoico, el fenol, la caprolactama, la sacarina, medicamentos, colorantes, perfumes, TNT y detergentes.

Es un líquido incoloro con un olor característico. El tolueno se obtiene de forma natural a partir del petróleo crudo y del árbol tolú. También se produce durante la manufactura de gasolina y de otros combustibles a partir de petróleo crudo y en la manufactura de coque a partir de carbón.

El tolueno se usa en la fabricación de pinturas, diluyentes de pinturas, barniz para las uñas, lacas, adhesivos y gomas, y en ciertos procesos de imprenta y curtido de cuero. El tolueno es una sustancia nociva aunque su toxicidad es muy inferior a la del benceno.

A la hora de valorar las emisiones del compuesto producidas en este ensayo, se puede observar en la Tabla 21, como se ve influenciado por los siguientes parámetros operacionales: aireación (71,7%), humedad (24,3%) y relación C/N (11,2%).

El Fenol y tolueno a menudo se detectan en concentraciones relativamente altas en los procesos de compostaje (Bruno y col., 2007).

Como sucedió en el caso anterior, se han encontrado altas concentraciones tolueno en las etapas iniciales del compostaje, ver en figura 43. Observándose también, como en el resto de los compuestos estudiados, los valores altos de tolueno se detectaron en los reactores con niveles de aireación de alta.

En este caso, los valores más altos se detectaron en los reactores de alta relación C/N. Con respecto al tolueno la elevación de las concentraciones fue observada en condiciones termófilas, más tarde que el resto de los compuestos. Esto podría ser debido al hecho de que el tolueno, un producto de degradación de la biomasa (Komilis et al 2004.). Tras este incremento, se detectó una disminución progresiva en la fase de mesófila final.

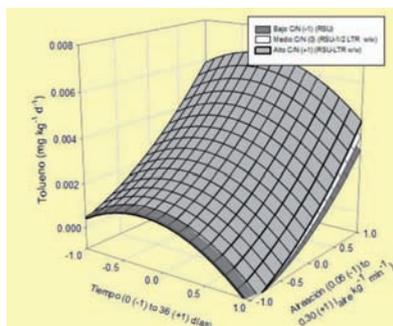
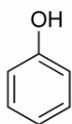


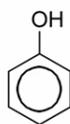
Figura 43. Emisiones de tolueno a lo largo del proceso de compostaje.

Esto es respaldado, según los resultados obtenidos por Turan y col., en 2007, el tolueno se detecta en altas concentraciones durante el proceso, además un aumento de las emisiones de tolueno se observaron a partir de la transición de la etapa mesófila a la termofílica.

Fenol



or



El fenol (C_6H_5OH) tiene como estructura un grupo hidroxilo ($-OH$) enlazado a un anillo de fenilo, es por lo tanto, un compuesto aromático, que se sintetizarse mediante la oxidación parcial del benceno. Se inflama fácilmente, es corrosivo y sus gases son explosivos en contacto con la llama.

Se usa principalmente en la producción de resinas fenólicas. También se usa en la manufactura de nylon y otras fibras sintéticas. El fenol es muy utilizado en la industria química, farmacéutica y clínica como un potente fungicida, bactericida, antiséptico y desinfectante, también para producir agroquímicos, policarbonatos, en el proceso de fabricación de ácido acetilsalicílico (aspirina) y en preparaciones médicas como enjuagadientes y pastillas para el dolor de garganta.

Se puede detectar el sabor y el olor del fenol a niveles más bajos que los asociados con efectos nocivos. El fenol tiene un olor característico repugnantemente dulce y alquitranado.

Deser ingerido en altas concentraciones, puede causar envenenamiento, vómitos, decoloración de la piel e irritación respiratoria.

El fenol ha sido calificado como representante de los compuestos más importantes con mayor impacto de olor (Bruno y col., 2006).

En este caso, se puede observar en la Tabla 21 como la presencia del compuesto se ve influenciada por la aireación (61,6%), la humedad (27,1%) y en último caso la relación C/N (10,5%),

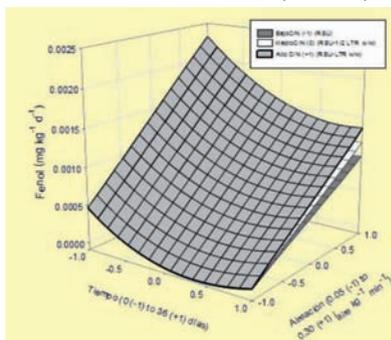


Figura 44. Emisiones de fenol a lo largo del proceso de compostaje.

La evolución que ha seguido el compuesto a lo largo del ensayo (Figura 44) ha resultado ser muy similar a la del tolueno descrita anteriormente. De modo que se encontraron altas concentraciones de fenol en las etapas iniciales del compostaje. Encontrándose los niveles más altos cuando las condiciones de aireación eran altas y en los reactores de alta relación C/N.

En las fases finales del proceso, el análisis de los datos demostró una disminución en las concentraciones de fenol emitidos en los niveles más altos de aireación, pero la degradación, sin embargo, no alcanza valores despreciables en los niveles de aireación de alta.

4.3.3.3.4. Emisión de otros compuestos

Además de los compuestos comentados anteriormente también han sido analizados compuestos no catalogados dentro de los grandes grupos explicados anteriormente debido a su importancia, estos son: 2-butanona y dimetil disulfuro.

2-Butanona



La 2-Butanona (C_4H_8O) o metiletilcetona (MEK) es un compuesto químico orgánico de la familia de las cetonas. En condiciones ambiente, se presenta en forma de líquido incoloro inflamable.

En la naturaleza, se encuentra como sustancia producida por algunos árboles y presente en pequeñas cantidades en frutos y vegetales.

Es un producto industrial, utilizado como base disolvente en diversas aplicaciones y como intermediario de síntesis, usado en la catálisis de alguna reacción de polimerización. Se produce en grandes cantidades para su uso en pinturas, adhesivos y otros acabados porque se evapora rápidamente y se disuelve en muchas sustancias. En el medioambiente, se encuentra como producto derivado de la combustión de carburantes de los motores de medios de locomoción. La 2-butanona se encuentra generalmente en el aire, el agua y el suelo de vertederos de basura y sitios de desechos peligrosos.

Presenta un olor dulzón y muy penetrante. Los principales efectos sobre la salud de los seres humanos que respiraron concentraciones más altas de 5-8 ppm de 2-butanona son irritación leve de la nariz, la garganta, los ojos y la piel.

Entre las cetonas emitido en el compostaje, la 2-butanona podría ser el componente más importante (Fricke y col., 2005) y ha sido clasificado como uno de los más importantes que causan el olor compuestos orgánicos volátiles en los procesos de compostaje (Tolvanen y col., 2005).

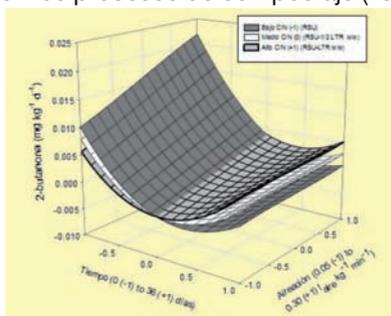


Figura 45. Emisiones de 2-butanona a lo largo del proceso de compostaje.

Al comprobar los resultados obtenidos sobre las emisiones de 2-butanona, se puede observar en la Tabla 21 como la presencia del compuesto se ve influenciada por la aireación (42,6%), por la humedad (20,7%) y por relación C/N (13,3%).

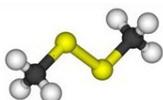
El comportamiento (figura 45) encontrado por la 2-butanona fue similar a la que mostró el limoneno y el undecano.

Los altos valores iniciales de 2-butanona al comienzo del ensayo fueron disminuyeron durante los primeros 15 días de compostaje (etapas iniciales de mesófilos y termófilos) y llegó a valores cercanos a 0 a los 15 días de compostaje.

Por otro lado, los valores iniciales medido fueron mayores para los reactores de baja relación C/N (sólo RSU) e inferior para los reactores con alta relación C/N. La disminución de la 2-butanona también resulto mayor para los reactores de baja relación C/N. En lo que respecta a la aireación, se han observado valores altos de dicho compuesto para los reactores de aireación de alta.

De modo que a la vista de los resultados obtenidos podríamos decir que para reducir al máximo la emisión de 2-butanona (compuesto más importante en los procesos de compostaje de RSU) debería de utilizarse una relación C/N media con baja aireación.

Dimetil disulfuro



Dimetil disulfuro también llamado Disulfuro de metilo ($C_2H_6S_2$): $H_3C-S-S-CH_3$ (Familia de los tioles)

Son numerosas las funciones que desempeña dicho compuesto. El DMDS se utiliza en las refinerías de petróleo como una sulfuración / presulfuración agente para activar los catalizadores de hidrotreatmento. Es un inhibidor de la formación de grietas carbonización de los productos petroquímicos, se utiliza como anti-corrosión y en otras actividades como materia prima de la síntesis orgánica, como intermedios de plaguicidas, un solvente y catalizador de los compuestos inorgánicos entre muchas otras.

Los sulfuros son ejemplos de compuestos que causan olores con bajas concentraciones de estos componentes (Tsai y col., 2008). La evolución del disulfuro de dimetilo emitido en las condiciones de compostaje seleccionadas se muestra en la Figura 46.

Se han observado incrementos de emisión en el disulfuro de dimetilo al alcanzarse la fase termófila. Esto podría atribuirse a la subida de la temperatura, lo que indica que los microorganismos al degradar la materia orgánica producen una disminución de oxígeno en la masa.

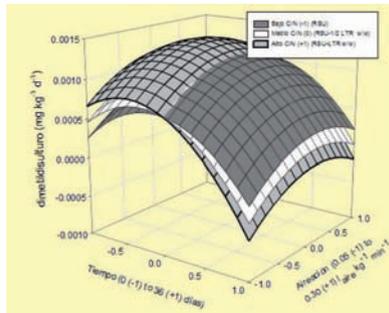


Figura 46. Evolución del disulfuro de dimetilo en función de las tres variables dependientes.

En las condiciones ensayadas, se han encontrado los valores más altos bajo los niveles de aireación medio. Los compuestos orgánicos volátiles emitidos, tales como alcoholes, compuestos carbonílicos, ésteres y éteres se emitían principalmente durante la etapa de compostaje inicial, mientras que los compuestos orgánicos volátiles de azufre (principalmente sulfuro de dimetilo y disulfuro de dimetilo), producidos en condiciones anaeróbicas en el compostaje, son originados por falta de aireación ya sea incompleta o insuficiente y se emiten principalmente durante la fase termófila (Pagans y col., 2006b). En los reactores estudiados, después de la fase termófila, se ha encontrado un descenso progresivo hasta valores estadísticamente insignificantes (valores negativos en el modelo) que se detectaron a fines de compostaje.



5. Conclusiones

5. CONCLUSIONES

El proceso de compostaje de mezclas de RSU con podas de astillas a diferentes proporciones es técnicamente viable para las distintas proporciones ensayadas, si bien, ofrecen distintas evoluciones en función de las variables fijadas para cada reactor en el ensayo.

Las variables independientes ensayadas C/N, humedad, aireación ofrecen distintas evoluciones en los reactores ensayados por lo que se observa su influencia real en el proceso de compostaje que será diferente para cada variable dependiente evaluada.

El sistema de modelización basado en redes neuronales parece ser una técnica adecuada para la modelización de sistemas complejos como el compostaje ofreciendo modelos matemáticos susceptibles de ser interpretados físicamente.

La cromatografía de gases acoplada a la espectrometría de masas junto con la nariz electrónica son muestran como métodos analíticos adecuados para la identificación y cuantificación de los diversos gases emitidos durante el proceso de compostaje.

La Nariz Electrónica, previa calibración de patrones, ofrece grandes ventajas respecto a la cromatografía de gases en cuanto a rapidez en la obtención del valor, muy útil para la cuantificación de sustancias fácilmente degradables como son los COVs generados en el proceso de compostaje. Aunque para la cuantificación de los patrones se hace necesaria la presencia de la cromatografía de gases.

La temperatura juega un papel directo importante en la emisión de COV durante el proceso de compostaje. La influencia relativa de las otras variables independientes de la temperatura fue de C/N de humedad> aireación>. Sin embargo, el pH, O₂ y COVs seguido el orden de C / N de aireación> humedad>.

En general, una amplia variedad de compuestos volátiles son emitidos por los materiales de desecho. La mayor cantidad de emisiones de COV se encontraban en las primeras etapas de los procesos (fase inicial y termófilos). La influencia relativa de

las variables independientes de la temperatura y compuestos orgánicos volátiles seguido de la aireación para > humedad > C/N.

En este sentido, la tasa de aireación tuvo un fuerte efecto negativo (valores altos) sobre las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (41-71% de la variación emite compuestos orgánicos volátiles).

La humedad tiene un efecto positivo y negativo en función del compuesto seleccionado.

Relación C/N tiene un efecto positivo (valores bajos) en las emisiones de COV en casi todos los compuestos evaluados, con excepción de undecano y 2-butanona.

En consecuencia, la falta de ventilación (siendo aeróbico, $0,05 \text{ L}_{\text{aire}} \text{ kg}^{-1} \text{ min}^{-1}$), alta relación C/N (> 50) y la humedad del medio (55%) puede ser una selección adecuada de reducir al mínimo los COV emitidos durante el compostaje de RSU.

Para producir compost con los menores COVs es recomendable utilizar una aireación media-alta ($< 0,1 \text{ L}_{\text{aire}} \text{ kg}^{-1} \text{ min}^{-1}$), media-alta relación C/N (60-77) y humedad ($> 55\%$).



6. Anexo

6. ANEXO

Tabla 1. Simplificación de la ecuación 1 para las variables dependientes analizadas y función de permanencia de la temperatura y COV.

Número de línea de red borrosa		Ecuación 1 simplificado a: ^a
48 ^b		$y_e = \frac{\sum_{j=1}^8 c_j \left[\prod_{i=1}^{2 \theta 4} x_i \right]}{\sum_{j=1}^8 \left[\prod_{i=1}^{2 \theta 4} x_i \right]}$
Componentes de la función para variable (Tiempo) con cuatro niveles(L es el ancho de la función de permanencia gaussiana)	Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{low}}{L})^2)$
	Medio-Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium-low}}{L})^2)$
	Medio-Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium-high}}{L})^2)$
	Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{high}}{L})^2)$
Componentes de la función para variable (C/N), con tres niveles(L es el ancho de la función de permanencia gaussiana)	Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{low}}{L})^2)$
	Medio	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium}}{L})^2)$
	Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{high}}{L})^2)$
Componentes de la función para variable (Aireación y Humedad), con dos niveles	Bajo	$x_i = 1 - \frac{1}{x_{high} - x_{low}}(x - x_{low})$
	Alto	$x_i = \frac{1}{x_{high} - x_{low}}(x - x_{low})$
<p>^a c. es una función linear defuzzifier (a t + b C/N + c A + d M + e). Donde a, b, c, d y e es constante y t, C/N, A y M es el x valor para Tiempo, C/N ratio, Aireación y Humedad como variables independientes, respectivamente.</p> <p>^b cuatro niveles para una variable independiente(Dia) y tres niveles para el otro.</p>		

Tabla 2. Decisiones características y valor de las variables independientes utilizadas en el modelo neuronal difuso para temperatura y COV.

Decisión N°	Decisión factor	Variables operacionales			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (I_{air} /kg min)	Humedad (%)
1	1 1 1 1	Bajo (1)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
2	1 1 1 2	Bajo (1)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
3	1 1 2 1	Bajo (1)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Bajo (40)
4	1 1 2 2	Bajo (1)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Alto (70)
5	1 2 1 1	Bajo (1)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
6	1 2 1 2	Bajo (1)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
7	1 2 2 1	Bajo (1)	Medio (50)	Alto (0.3)	Bajo (40)
8	1 2 2 2	Bajo (1)	Medio (50)	Alto (0.3)	Alto (70)
9	1 3 1 1	Bajo (1)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
10	1 3 1 2	Bajo (1)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
11	1 3 2 1	Bajo (1)	Alto (73)	Alto (0.3)	Bajo (40)
12	1 3 2 2	Bajo (1)	Alto (73)	Alto (0.3)	Alto (70)
13	2 1 1 1	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
14	2 1 1 2	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
15	2 1 2 1	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Bajo (40)
16	2 1 2 2	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Alto (70)
17	2 2 1 1	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
18	2 2 1 2	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
19	2 2 2 1	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Alto (0.3)	Bajo (40)
20	2 2 2 2	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Alto (0.3)	Alto (70)
21	2 3 1 1	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
22	2 3 1 2	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
23	2 3 2 1	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Alto (0.3)	Bajo (40)
24	2 3 2 2	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Alto (0.3)	Alto (70)
25	3 1 1 1	Medio-Alto (20)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
26	3 1 1 2	Medio-Alto (20)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
27	3 1 2 1	Medio-Alto (20)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Bajo (40)
28	3 1 2 2	Medio-Alto (20)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Alto (70)
29	3 2 1 1	Medio-Alto (20)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
30	3 2 1 2	Medio-Alto (20)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
31	3 2 2 1	Medio-Alto (20)	Medio (50)	Alto (0.3)	Bajo (40)
32	3 2 2 2	Medio-Alto (20)	Medio (50)	Alto (0.3)	Alto (70)
33	3 3 1 1	Medio-Alto (20)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
34	3 3 1 2	Medio-Alto (20)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
35	3 3 2 1	Medio-Alto (20)	Alto (73)	Alto (0.3)	Bajo (40)
36	3 3 2 2	Medio-Alto (20)	Alto (73)	Alto (0.3)	Alto (70)
37	4 1 1 1	Alto (30)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
38	4 1 1 2	Alto (30)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)

39	4 1 2 1	Alto (30)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Bajo (40)
40	4 1 2 2	Alto (30)	Bajo (23)	Alto (0.3)	Alto (70)
41	4 2 1 1	Alto (30)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
42	4 2 1 2	Alto (30)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
43	4 2 2 1	Alto (30)	Medio (50)	Alto (0.3)	Bajo (40)
44	4 2 2 2	Alto (30)	Medio (50)	Alto (0.3)	Alto (70)
45	4 3 1 1	Alto (30)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
46	4 3 1 2	Alto (30)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
47	4 3 2 1	Alto (30)	Alto (73)	Alto (0.3)	Bajo (40)
48	4 3 2 2	Alto (30)	Alto (73)	Alto (0.3)	Alto (70)

Tabla 3. Valor de la función linear defuzzifier $ci = a + b C/N + c A + d M + e$. en el modelo neuronal difuso para la temperatura.

Decisión N°	a	b	C	d	e
1	4.264774	-0.83598	0.94323	1.42409	-0.03684
2	5.268109	0.94213	0.94743	0.12254	0.04092
3	11.324843	0.01508	-0.22721	0.68544	0.00035
4	12.472639	0.29900	0.22348	0.24963	0.01280
5	9.218391	0.50923	22.93975	0.26804	0.00869
6	11.624635	0.09525	22.93723	0.30063	0.00331
7	16.362316	0.34643	-5.51594	0.31406	0.00677
8	16.705971	0.23788	-5.51590	0.31294	0.00513
9	8.025032	0.65159	2.22970	-0.21634	0.00924
10	16.206360	-0.06320	48 2.2288	0.50723	-0.00084
11	11.075918	0.41706	-0.53442	0.11156	0.00591
12	8.720609	0.15755	-0.53545	0.27778	0.00228
13	4.825951	0.61163	-8.54534	0.17587	0.02462
14	-0.393596	-0.01576	-8.54681	0.79801	0.00052
15	3.152655	0.36968	2.06095	0.47608	0.01655
16	1.511014	0.11070	2.05778	0.58645	0.00602
17	7.560761	2.09819	-212.96071	2.11435	0.04286
18	3.070138	-1.29202	-212.96272	1.88900	0.02575
19	15.116083	-0.48990	51.22509	-1.53977	-0.00919
20	13.584516	-1.23992	51.21998	0.59298	-0.02476
21	4.280678	-0.12823	-20.73778	0.04295	-0.00047
22	8.457064	-0.21353	-20.73755	-0.32860	-0.00371
23	6.617564	-0.12198	4.98782	-0.07997	-0.00198
24	-0.015812	0.39884	4.98978	0.34130	0.00467
25	4.553102	-1.41121	4.21663	0.65164	-0.05827
26	-0.751739	0.78823	4.22223	0.77974	0.03253
27	2.824161	-0.47240	-1.02087	-0.39285	-0.01912

28	2.028091	0.09983	-1.01384	0.00102	0.00465
29	4.072744	-3.30754	104.90438	2.16541	0.06834
30	3.295975	1.80843	104.91768	2.04508	0.03774
31	6.333429	-1.54181	-25.24506	-0.35779	-0.03136
32	6.013358	-0.33171	-25.23935	-1.29535	-0.00640
33	3.293741	0.49259	10.20074	1.27677	0.00473
34	4.753063	-1.15236	10.20057	0.40171	0.01465
35	4.851161	-0.34753	-2.45547	-0.58062	-0.00568
36	2.495970	-0.18341	-2.45474	0.16917	-0.00271
37	2.141759	0.51696	1.29911	0.81258	0.02457
38	1.399168	-0.52525	1.29625	0.13358	-0.02239
39	1.249664	0.11031	-0.31040	-0.19835	0.00587
40	2.640460	-0.31891	-0.31612	-0.52691	-0.01317
41	5.731598	-2.22822	32.74720	1.02112	0.04342
42	5.545468	-0.53067	32.75168	-1.43123	-0.01114
43	4.456249	-1.18312	-7.88492	-0.95067	-0.02310
44	4.465949	-0.78069	-7.88339	-1.07053	-0.01587
45	4.497870	-0.84166	3.18493	0.87373	-0.01289
46	3.380917	-0.59584	3.18563	-0.22456	-0.00844
47	4.353554	-0.94347	-0.77047	-0.65156	-0.01362
48	3.376347	-0.48041	-0.76856	-0.37258	-0.00703

Tabla 4. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para temperatura (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación ($\frac{l_{ai}}{kg \cdot min}$)	Humedad (%)
Temperatura	X_{bajo}	0.867276	22.999999	0.064128	39.890125
	$X_{Medio-bajo}$	10.485244	-	-	-
	$X_{médium}$	-	48.000000		
	$X_{Medio-Alto}$	20.221372	-	-	-
	X_{Alto}	29.940898	73.000001	0.286578	70.001377
	L	4.211700	10.616522		

Tabla 5. Valor de la función linear defuzzifier $ci=a t + b C/N + c A + d M +e$. en el modelo neuronal difuso para los COV.

Decisión N°	a	B	C	d	E
1	4669.215	63.457	0.791	632.168	15.803
2	1385.346	30.416	0.074	62.684	1.330
3	15310.700	106.922	0.233	325.392	4.649
4	150.912	15.440	0.119	36.380	0.670
5	1301.360	235.926	1.793	563.357	10.243
6	196.275	14.793	0.114	35.626	0.646
7	2398.698	384.353	5.013	668.496	16.711
8	676.496	33.555	0.432	70.259	1.462
9	6654.554	135.655	1.769	412.822	5.898
10	2478.850	17.561	0.044	33.581	0.880
11	33566.040	-81.456	-0.080	-91.604	-1.654
12	3194.825	1.224	0.008	14.001	0.177
13	16902.500	21.129	0.081	2.288	0.462
14	7375.239	7.164	0.704	220.275	4.024
15	25695.230	-31.841	-0.112	-48.771	-0.642
16	1917.854	22.098	0.301	39.554	1.004
17	26996.570	-29.449	-0.172	-31.762	-0.566
18	2228.424	6.289	0.097	23.219	0.323
19	2803.781	5.693	0.002	0.029	0.041
20	33641.520	-82.545	0.084	-95.034	1.726
21	4011.757	-3.755	-0.005	-4.696	-0.090
22	16933.960	20.763	0.075	20.464	0.428
23	7855.685	171.644	0.614	192.047	3.511
24	25726.840	2.192	-0.118	-50.568	-0.675
25	2402.363	9.064	0.032	3.810	0.111
26	27034.890	30.331	-0.189	-35.279	-0.641
27	2300.571	5.678	0.019	4.970	0.062
28	9866.485	173.418	0.118	5.023	2.375
29	2570.579	13.053	0.010	7.829	0.176
30	28378.640	27.201	0.018	26.067	0.372
31	643.122	9.555	0.023	7.154	0.131
32	8985.036	147.402	0.354	11.299	2.024
33	684.972	9.207	0.022	6.868	0.125
34	10150.760	175.649	0.721	96.251	2.406
35	1271.562	19.455	0.078	13.970	0.266
36	7805.997	125.841	0.517	0.658	1.724
37	1642.893	-276.460	-0.690	-480.550	-12.011
38	531.926	-40.799	-0.009	-90.186	-1.635
39	6022.164	-282.460	-0.678	-858.910	-12.272

40	110.490	-3.349	-0.034	0.069	-0.032
41	1270.157	32.056	0.248	78.289	1.423
42	124.972	-1.988	-0.002	-1.459	-0.002
43	2610.449	219.266	-2.857	-381.095	-9.525
44	443.275	-28.111	-0.329	-57.118	-1.094
45	3702.183	-143.770	-1.873	-436.875	-6.243
46	881.476	-122.450	-0.166	-148.240	-2.942
47	11854.280	-1568.800	-1.641	-1800.260	-32.732
48	1171.099	-120.950	-0.160	-173.740	-2.919

Tabla 6. Valor de la función de permanencia (MF) para variables de COV (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Dia)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
COV	X _{bajo}	0.999092	22.972680	0.045121	39.999908
	X _{Medio-bajo}	10.667357	-	-	-
	X _{médium}	-	48.010636		
	X _{Medio-Alto}	20.333378	-	-	-
	X _{Alto}	30.000061	73.053450	0.305042	70.000088
	L	4.105151	10.445198		

Tabla 7. Simplificación de la ecuación 1 para las variables dependientes analizadas y función de permanencia para de todo el resto de variables independientes.

Número de línea de red borrosa		Ecuación 1 simplificado a: ^a
108 ^b		$y_e = \frac{\sum_{i=1}^{108} c_i \left[\prod_{j=1}^{3 \text{ o } 4} x_j \right]}{\sum_{i=1}^{108} \left[\prod_{j=1}^{3 \text{ o } 4} x_j \right]}$
Componentes de la función para variable (Tiempo) con cuatro niveles (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana)	Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{low}}{L})^2)$
	Medio-Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium-low}}{L})^2)$
	Medio-Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium-high}}{L})^2)$
	Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{high}}{L})^2)$
Componentes de la función para variables (C/N, Humedad, Aireación) con tres niveles(L es el ancho de la función de permanencia gaussiana)	Bajo	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{low}}{L})^2)$
	Medio	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{medium}}{L})^2)$
	Alto	$x_i = \exp(-0.5(\frac{x - x_{high}}{L})^2)$
^a c _i es una constante (singleton defuzzifier) ^b cuatro niveles para una variable independiente(Dia) y tres niveles para el resto		

Tabla 8. Decisión característica y valor de las variables independientes utilizadas en el modelo neuronal difuso para todo el resto de variables dependientes.

Decisión N°	Decisión factor	Variables operacionales			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
1	1 1 1 1	Bajo (1)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
2	1 1 1 2	Bajo (1)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Medio (55)
3	1 1 1 3	Bajo (1)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
4	1 1 2 1	Bajo (1)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Bajo (40)
5	1 1 2 2	Bajo (1)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Medio (55)
6	1 1 2 3	Bajo (1)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Alto (70)
7	1 1 3 1	Bajo (1)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Bajo (40)
8	1 1 3 2	Bajo (1)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Medio (55)
9	1 1 3 3	Bajo (1)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Alto (70)
10	1 2 1 1	Bajo (1)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
11	1 2 1 2	Bajo (1)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Medio (55)
12	1 2 1 3	Bajo (1)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
13	1 2 2 1	Bajo (1)	Medio (50)	Medio (0.15)	Bajo (40)
14	1 2 2 2	Bajo (1)	Medio (50)	Medio (0.15)	Medio (55)
15	1 2 2 3	Bajo (1)	Medio (50)	Medio (0.15)	Alto (70)
16	1 2 3 1	Bajo (1)	Medio (50)	Alto (0.30)	Bajo (40)
17	1 2 3 2	Bajo (1)	Medio (50)	Alto (0.30)	Medio (55)
18	1 2 3 3	Bajo (1)	Medio (50)	Alto (0.30)	Alto (70)
19	1 3 1 1	Bajo (1)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
20	1 3 1 2	Bajo (1)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Medio (55)
21	1 3 1 3	Bajo (1)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
22	1 3 2 1	Bajo (1)	Alto (73)	Medio (0.15)	Bajo (40)
23	1 3 2 2	Bajo (1)	Alto (73)	Medio (0.15)	Medio (55)
24	1 3 2 3	Bajo (1)	Alto (73)	Medio (0.15)	Alto (70)
25	1 3 3 1	Bajo (1)	Alto (73)	Alto (0.30)	Bajo (40)
26	1 3 3 2	Bajo (1)	Alto (73)	Alto (0.30)	Medio (55)
27	1 3 3 3	Bajo (1)	Alto (73)	Alto (0.30)	Alto (70)
28	2 1 1 1	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
29	2 1 1 2	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Medio (55)
30	2 1 1 3	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
31	2 1 2 1	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Bajo (40)
32	2 1 2 2	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Medio (55)
33	2 1 2 3	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Alto (70)

34	2 1 3 1	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Bajo (40)
35	2 1 3 2	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Medio (55)
36	2 1 3 3	Medio-Bajo (10)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Alto (70)
37	2 2 1 1	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
38	2 2 1 2	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Medio (55)
39	2 2 1 3	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
40	2 2 2 1	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Medio (0.15)	Bajo (40)
41	2 2 2 2	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Medio (0.15)	Medio (55)
42	2 2 2 3	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Medio (0.15)	Alto (70)
43	2 2 3 1	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Alto (0.30)	Bajo (40)
44	2 2 3 2	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Alto (0.30)	Medio (55)
45	2 2 3 3	Medio-Bajo (10)	Medio (50)	Alto (0.30)	Alto (70)
46	2 3 1 1	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
47	2 3 1 2	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Medio (55)
48	2 3 1 3	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
49	2 3 2 1	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Medio (0.15)	Bajo (40)
50	2 3 2 2	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Medio (0.15)	Medio (55)
51	2 3 2 3	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Medio (0.15)	Alto (70)
52	2 3 3 1	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Alto (0.30)	Bajo (40)
53	2 3 3 2	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Alto (0.30)	Medio (55)
54	2 3 3 3	Medio-Bajo (10)	Alto (73)	Alto (0.30)	Alto (70)
55	3 1 1 1	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
56	3 1 1 2	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Medio (55)
57	3 1 1 3	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
58	3 1 2 1	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Bajo (40)
59	3 1 2 2	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Medio (55)
60	3 1 2 3	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Alto (70)
61	3 1 3 1	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Bajo (40)
62	3 1 3 2	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Medio (55)
63	3 1 3 3	Medio-Alto (19)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Alto (70)
64	3 2 1 1	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
65	3 2 1 2	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Medio (55)
66	3 2 1 3	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
68	3 2 2 2	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Medio (0.15)	Medio (55)
69	3 2 2 3	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Medio (0.15)	Alto (70)
70	3 2 3 1	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Alto (0.30)	Bajo (40)
71	3 2 3 2	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Alto (0.30)	Medio (55)

72	3 2 3 3	Medio-Alto (19)	Medio (50)	Alto (0.30)	Alto (70)
73	3 3 1 1	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
74	3 3 1 2	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Medio (55)
75	3 3 1 3	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
76	3 3 2 1	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Medio (0.15)	Bajo (40)
77	3 3 2 2	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Medio (0.15)	Medio (55)
78	3 3 2 3	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Medio (0.15)	Alto (70)
79	3 3 3 1	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Alto (0.30)	Bajo (40)
80	3 3 3 2	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Alto (0.30)	Medio (55)
81	3 3 3 3	Medio-Alto (19)	Alto (73)	Alto (0.30)	Alto (70)
82	4 1 1 1	Alto (30)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
83	4 1 1 2	Alto (30)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Medio (55)
84	4 1 1 3	Alto (30)	Bajo (23)	Bajo (0.05)	Alto (70)
85	4 1 2 1	Alto (30)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Bajo (40)
86	4 1 2 2	Alto (30)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Medio (55)
87	4 1 2 3	Alto (30)	Bajo (23)	Medio (0.15)	Alto (70)
88	4 1 3 1	Alto (30)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Bajo (40)
89	4 1 3 2	Alto (30)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Medio (55)
90	4 1 3 3	Alto (30)	Bajo (23)	Alto (0.30)	Alto (70)
91	4 2 1 1	Alto (30)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
92	4 2 1 2	Alto (30)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Medio (55)
93	4 2 1 3	Alto (30)	Medio (50)	Bajo (0.05)	Alto (70)
94	4 2 2 1	Alto (30)	Medio (50)	Medio (0.15)	Bajo (40)
95	4 2 2 2	Alto (30)	Medio (50)	Medio (0.15)	Medio (55)
96	4 2 2 3	Alto (30)	Medio (50)	Medio (0.15)	Alto (70)
97	4 2 3 1	Alto (30)	Medio (50)	Alto (0.30)	Bajo (40)
98	4 2 3 2	Alto (30)	Medio (50)	Alto (0.30)	Medio (55)
99	4 2 3 3	Alto (30)	Medio (50)	Alto (0.30)	Alto (70)
100	4 3 1 1	Alto (30)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Bajo (40)
101	4 3 1 2	Alto (30)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Medio (55)
102	4 3 1 3	Alto (30)	Alto (73)	Bajo (0.05)	Alto (70)
103	4 3 2 1	Alto (30)	Alto (73)	Medio (0.15)	Bajo (40)
104	4 3 2 2	Alto (30)	Alto (73)	Medio (0.15)	Medio (55)
105	4 3 2 3	Alto (30)	Alto (73)	Medio (0.15)	Alto (70)
106	4 3 3 1	Alto (30)	Alto (73)	Alto (0.30)	Bajo (40)
107	4 3 3 2	Alto (30)	Alto (73)	Alto (0.30)	Medio (55)
108	4 3 3 3	Alto (30)	Alto (73)	Alto (0.30)	Alto (70)

Tabla 9. Valor de la constante c_i en el modelo neuronal difuso para pH y NH_3 .

Decisión Nº	Variables dependientes	
	pH	$\text{NH}_3\text{-N}$ (ppm)
1	7.31848570	-3662.1756
2	1.00516181	-475.7994
3	7.03499063	-1011.2255
4	0.69149080	-193.4165
5	7.92197313	270.9748
6	0.70405387	-13.9827
7	6.86162039	-2428.7503
8	1.03163353	-453.1402
9	8.08048631	434.3844
10	1.30064151	-404.0062
11	8.26317633	-3015.3184
12	1.28504326	-139.9520
13	7.41854215	-3197.4777
14	7.12585268	1196.1427
15	7.74896891	-408.5659
16	1.29708910	-694.2240
17	8.21265959	-5352.9603
18	1.32269973	-228.0050
19	7.89011653	846.5313
20	1.50801806	-22.0430
21	7.90034738	1853.7142
22	1.05724624	-222.8870
23	7.75295827	-274.9580
24	1.08740756	-44.2958
25	8.33120175	-2748.5524
26	1.50848225	-425.1553
27	7.56728582	1307.9262
28	10.20325213	4147.0770
29	1.47749639	584.0352
30	11.5739598	1544.7697
31	0.97183607	268.1751
32	10.67010363	384.8344
33	0.95568285	111.0606
34	11.8907147	3292.6887

35	1.50574621	620.3045
36	10.38098342	670.6294
37	1.75323752	496.8479
38	11.2753729	3611.4529
39	1.82081288	264.1974
40	11.04968132	3729.5957
41	9.55674294	-1024.8399
42	10.62850939	1293.9556
43	1.78555964	830.8048
44	11.38477401	5952.3900
45	1.72281683	380.2391
46	10.17584954	-534.5777
47	1.99099541	126.6106
48	9.99532895	-1159.7250
49	1.50668327	283.0836
50	10.1759403	703.5814
51	1.46811053	126.9358
52	8.95718823	3387.5308
53	1.91174612	542.7044
54	9.36332083	-728.0014
55	12.1214362	113.4898
56	1.59241512	30.1098
57	11.40884454	206.0284
58	1.04088372	12.9602
59	11.57111449	111.4104
60	1.03230311	9.2632
61	11.17442345	59.7407
62	1.54659073	20.8501
63	11.17808362	130.1047
64	1.95638909	23.8170
65	12.07800244	145.5664
66	1.92201428	29.2803
67	11.63184376	105.8182
68	10.17657059	200.0346
69	11.40916790	44.1508
70	1.92186538	18.4204
71	12.36936747	127.2139

72	1.93544730	22.3476
73	11.08701735	106.4180
74	2.16521414	22.9406
75	11.1962369	113.8466
76	1.59544331	8.2221
77	10.89874479	35.2793
78	1.57501398	4.3795
79	11.15315191	92.2828
80	2.20444852	19.8749
81	11.3885650	96.7170
82	10.9149725	147.4178
83	1.49620542	20.9770
84	11.11599527	107.5465
85	0.99677982	9.4389
86	11.31523784	110.1353
87	0.99770908	10.8042
88	10.89753807	113.3272
89	1.49625704	17.7558
90	11.16669196	101.5308
91	1.81035204	16.4248
92	11.44678337	61.1777
93	1.83086705	15.2426
94	10.81860432	41.0303
95	9.88196307	65.2622
96	10.84494076	63.7258
97	1.81197358	14.5542
98	11.40620184	50.5201
99	1.83313526	13.5793
100	10.31011780	48.7494
101	2.03584418	11.4159
102	10.47033659	65.0890
103	1.50668759	5.6349
104	10.60166519	51.6018
105	1.50902791	7.0646
106	10.39381768	63.6940
107	2.03748240	11.0694
108	10.49753755	55.4917

Tabla 10. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para pH y NH₃ (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
pH	X _{bajo}	6.850178	22.972680	0.041487	39.937925
	X _{Medio-bajo}	10.585269	-	-	-
	X _{médium}	-	48.010636	0.175006	54.999500
	X _{Medio-Alto}	17.910461	-	-	-
	X _{Alto}	26.386085	73.053450	0.308513	70.0621232
	L	2.653838	10.445198	0.021983	6.094639
NH ₃	X _{bajo}	6.131201	22.999920	0.046390	9.999888
	X _{Medio-bajo}	6.459635	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000014	0.173604	55.000088
	X _{Medio-Alto}	17.765144	-	-	-
	X _{Alto}	9.148784	73.000088	0.303674	70.000119
	L	2.883471	10.616383	0.033461	6.369557

Tabla 11. Valor de la constante c_i en el modelo neuronal difuso para variables dependientes con 108 decisiones.

Decisión N°	Variables dependientes						
	2-butanona	Ciclohexano	Dodecano	Hexadecano	n-heptano	n-hexano	undecano
1	656.235725	6.71584522	-0.0604081	-0.5847905	2.71583929	0.65553130	0.01071199
2	116.882416	0.66324289	-0.0814974	-0.0905277	0.34692418	0.24352140	0.00195043
3	548.731062	4.62368765	-0.2374825	-0.8795196	2.81379925	0.75446364	0.01110443
4	90.7960431	0.54909339	-0.0058934	-0.0565155	0.25339253	0.17825354	0.00241031
5	524.366871	8.70881409	-0.3008151	-0.9177153	4.02318920	0.91021514	0.01234752
6	119.474295	0.54713686	-0.1294914	-0.0596416	0.28051398	0.22060229	0.00257834
7	692.685183	4.34059440	-0.5569773	-1.3551269	2.88243641	0.46970004	0.00956500
8	126.857379	0.61825875	-0.0369758	-0.1666096	0.34275839	0.23229887	0.00176273
9	795.628981	6.27662655	-0.6627572	-1.3646359	2.26629338	0.54410041	0.01267229
10	120.158706	2.08562129	-0.0608965	-0.0429484	0.18935190	0.32643844	0.00117538
11	661.848058	-0.7464343	-1.0107169	0.01126766	0.05510980	2.53458207	0.00564813
12	114.890801	1.97410432	-0.0756108	-0.0590246	0.19727129	0.32738598	0.00112784
13	452.829002	-0.1079207	0.38632544	0.02049694	0.01859729	2.06693460	0.00376057
14	-38.313253	-2.5008046	2.84516463	0.08424032	-0.2870273	1.93552638	-0.0025286
15	926.735281	-0.1389092	-1.5909414	-0.0291037	0.45567719	2.74578289	0.00266713
16	111.488033	1.95392603	0.00647546	-0.0887733	0.22245801	0.32401925	0.00083567
17	518.343466	-0.7377428	0.63202013	0.04298088	0.37105538	2.75016071	0.00199132
18	120.841639	2.06208138	-0.0018647	-0.0849312	0.18378688	0.32850859	0.00101597
19	603.620981	27.6804055	0.08533410	-0.1208100	0.28782170	2.08222750	0.00139360
20	117.653288	3.47709029	-0.0546040	-0.0117151	0.03960734	0.40995974	0.00049674
21	610.342034	27.9882158	0.04575871	-0.0833326	0.31608504	1.99888757	0.00058935
22	92.8697498	2.00404596	0.00593829	-0.0156252	0.02516009	0.24170894	0.00046305
23	620.251891	31.8650115	-0.1141313	-0.2652537	0.36653191	1.92633321	0.00131735
24	122.888588	2.00212724	-0.1176033	-0.0187110	0.05243225	0.28401890	0.00034571
25	554.793795	27.9357049	0.02707895	-0.1206087	0.33731730	2.01424736	0.00067042
26	104.403133	3.47555686	0.04216240	-0.0073245	0.06340240	0.42000550	0.00024039
27	567.281641	27.7321779	0.01897630	-0.0493133	0.33329096	2.01248870	0.00081506
28	636.943708	8.05349198	0.20289319	1.01156704	-0.2285285	4.09610657	0.01008558
29	283.912434	0.96173884	0.13617731	0.15249676	-0.1134739	-0.4769915	0.00055122
30	2291.48441	7.66909566	0.49571439	1.45429027	-1.8650155	-3.8295893	0.01302207
31	308.392835	0.98967602	0.02351490	0.09582718	-0.1715070	-0.0743724	0.00279246
32	2128.30491	15.7893054	0.70139536	1.53664869	-2.9964924	1.82722121	0.01955270
33	487.097152	0.99815885	0.22095785	0.10027686	-0.1989166	-0.4467997	0.00556217
34	2753.57803	1.95826309	1.00180947	2.15780876	-1.1837218	10.7017833	0.01628204
35	517.536762	0.32147421	0.09008466	0.27664317	-0.0932638	1.85020107	0.00184911
36	4330.81208	3.49945142	1.30074742	2.35035440	-0.4208154	26.0229515	0.02538186
37	176.066095	1.75771938	0.10215115	0.08364843	0.02449561	-0.0254047	-0.0006862
38	1572.76178	-0.6024950	1.48675475	-0.0169448	0.27371743	-7.9420878	-0.0211634

39	283.468577	1.89194801	0.12467699	0.10694715	-0.0740056	-0.4463568	9.77745421
40	1830.61500	-0.1357753	-0.5639114	-0.0147156	0.27723218	-3.0558285	-0.0061358
41	1363.89497	-2.5469362	-3.7588546	-0.1357982	0.49110590	-0.5056981	-0.0382030
42	3529.09470	-0.0034710	2.59416135	0.05556844	-0.1628074	-9.0252370	0.02515143
43	282.173539	1.37721144	0.00965984	0.15191019	-0.0474369	0.45265135	-0.0002063
44	1092.49353	-0.5990094	-0.8656343	-0.0624719	0.10900113	-6.8769513	-0.0192258
45	393.651901	1.92295064	0.03175134	0.15509429	0.00277989	1.42842548	0.00100378
46	575.628597	20.9234846	-0.0364127	0.35707543	0.34402281	3.40841870	0.00128591
47	169.639180	2.76328583	0.09007016	0.03854429	0.06383811	0.00445439	-0.0010523
48	580.653690	23.4527784	0.00116783	0.28718624	0.40267742	4.58895572	0.00103518
49	165.511299	1.39601831	-0.0072532	0.03094386	0.03537264	0.08672025	0.00016763
50	500.104102	22.1984562	0.21330846	0.50095176	0.31991780	4.41567440	0.00386008
51	273.026567	1.40611857	0.19006276	0.03530990	0.00789935	-0.2859953	0.00208846
52	584.944129	20.9013842	0.02402614	0.35692371	0.31133697	3.54842938	0.00098239
53	145.856708	3.05165068	-0.0495053	0.03074441	0.04845442	0.02600380	-0.0009596
54	669.094576	28.0938145	0.04741173	0.21502343	0.35388623	3.87506737	0.0086759
55	2015.57692	33.2912168	0.23395205	0.39190947	-7.6407852	1.90660969	0.01403431
56	475.884038	3.86664313	0.28880844	0.06128491	-0.6069353	0.73125407	0.01186287
57	2596.23623	28.4268834	-0.0870359	0.49216284	-2.2656415	10.4306290	0.01494955
58	577.542515	1.57163720	0.21408005	0.02407142	-0.2041105	0.59442109	0.00844608
59	1044.49784	24.4356704	-1.1687353	0.32695891	-3.9510770	9.81289750	-0.0084175
60	573.946343	1.56570584	0.03792896	0.02433380	-0.3418773	0.57264690	0.01014265
61	1844.99248	35.1136208	-0.7409879	0.32599898	1.93418734	10.3787484	0.01032671
62	847.589179	3.82523315	0.32124459	0.04180436	0.79819604	1.58014120	0.01128455
63	2085.48436	26.1792218	-0.7182015	0.27616709	10.4621107	15.7249581	0.01455548
64	360.481442	3.14303673	0.29722636	0.03766270	-0.4213818	0.24907339	0.01360452
65	3037.58047	-0.1917902	4.53020276	0.10165465	0.14139236	-0.5407969	0.16929789
66	395.653884	2.84852933	0.27428545	0.04343711	-0.0973634	0.77795465	0.01406731
67	7496.73560	0.45631689	5.36827281	0.06059013	0.77345241	-0.3392650	0.13095563
68	10577.2084	-0.9856968	12.3558453	0.04873253	1.47611708	-0.8932392	0.20305271
69	7123.88986	0.40305433	2.54980594	0.06472562	-1.4464690	-0.6902327	0.15258265
70	771.701511	3.18894733	0.36497209	0.03200129	0.17112813	0.76033036	0.01323690
71	9703.98494	-0.3761626	6.66494021	0.06991502	0.47314672	-0.6211699	0.16446741
72	790.422792	3.22771400	0.36731158	0.02759330	0.70280045	1.09143050	0.01392095
73	523.173334	17.5840530	-0.0128366	0.11450184	0.71239307	2.69082037	-0.0015898
74	250.125069	2.20407877	0.27706465	0.01986876	0.08855742	0.29487413	0.00973838
75	518.328423	17.7350940	-0.0318388	0.10672122	0.53405933	2.64654655	-0.0019218
76	435.989220	1.11042132	0.23691367	0.01092312	0.07233704	0.16557919	0.00626410
77	-172.18036	17.1552827	-0.8046505	0.11705912	0.47709546	2.93728936	-0.0134182
78	414.078279	1.10894391	0.06083885	0.01117806	-0.0662615	0.14356532	0.00755560
79	401.441774	16.7079427	-0.0787608	0.12010311	0.38910764	2.54728325	-0.0009456
80	652.048264	2.66749686	0.40541481	0.01785967	0.07443482	0.26914045	0.00948382

81	487.556256	26.2653635	-0.0357742	0.09931754	0.38546354	2.50963172	-0.0014088
82	1702.69592	14.6944284	0.16464408	0.44093867	1.19070924	6.79924419	0.01981996
83	369.050188	1.82317483	0.04793890	0.05069306	0.18272570	1.09974443	0.00229459
84	688.647497	14.9053896	0.21454422	0.36745236	1.31188997	7.79497890	0.01552127
85	327.457277	1.23131954	0.04642436	0.02764657	0.02609203	0.52121916	0.00359729
86	1522.08919	19.6135463	0.15886185	0.42529317	0.10861476	5.97034535	-0.0034103
87	436.369791	1.23707696	0.07044140	0.02795809	0.03635032	0.53548347	0.00551880
88	1025.70088	10.2309107	0.14241935	0.43124239	0.85068196	5.87682877	0.01286338
89	618.532567	0.70501680	0.14589788	0.05559709	0.16709855	1.24339971	0.00904608
90	2309.97815	0.90009794	0.43376907	0.43946487	1.53689437	10.4171321	0.02827815
91	361.170889	1.93176909	0.03496682	0.03575545	0.12192402	0.76284597	0.00201804
92	3502.60135	-0.7852500	0.39182969	0.00631053	0.44445755	3.15098840	0.00312741
93	301.749325	1.99913592	0.03821715	0.03124032	0.12813698	0.82926920	0.00211423
94	2709.24108	-0.1342963	0.62234872	0.01724107	0.33081578	2.65362219	0.02621571
95	-204.38812	-2.5089130	0.62741767	0.01529785	0.36628296	4.37168463	0.01608301
96	4500.21419	-0.0144828	1.00545424	0.02236125	0.49461068	2.88239722	0.04548268
97	509.483355	1.70469513	0.11810626	0.03639613	0.09353642	0.75256680	0.00793833
98	6521.20242	-0.2855869	1.77418074	0.02282080	0.30768963	3.77045031	0.10625548
99	596.236965	0.98997399	0.13606631	0.03631016	0.13489824	1.02199277	0.00926362
100	520.662941	17.2692631	0.00239688	0.12954181	0.33422929	2.37705664	0.00159701
101	282.648039	2.18439986	0.02434951	0.01640975	0.06711104	0.49110724	0.00034654
102	521.593160	18.1330226	0.00087735	0.13068674	0.31259376	2.44759220	0.00136660
103	226.223897	1.20304154	0.03373740	0.00983380	0.04064462	0.29289209	0.00169214
104	558.492071	19.1313472	-0.0431053	0.14085563	0.34302047	2.31159109	0.00010329
105	337.684132	1.21029456	0.05767004	0.01015226	0.05085610	0.30709798	0.00283349
106	478.091015	17.5203013	-0.0150814	0.13334943	0.35470356	2.52744398	0.00055904
107	463.894566	2.06448462	0.10744956	0.01722441	0.06109594	0.52974906	0.00658681
108	452.567097	15.4046217	-0.0225874	0.12372560	0.33134854	2.30863562	-0.0003852

Tabla 12. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para los compuestos (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
2-butanona	X _{bajo}	1.450792	22.999381	0.04441	39.999884
	X _{Medio-bajo}	10.776986	-	-	-
	X _{medium}	-	48.000022	0.17212	54.999973
	X _{Medio-Alto}	19.662484	-	-	-
	X _{Alto}	30.142543	73.000125	0.30484	70.000115
	L	3.794021	10.616124	0.03736	6.369643
Ciclohexano	X _{bajo}	0.566466	22.999987	0.04439	39.999819
	X _{Medio-bajo}	13.034669	-	-	-
	X _{medium}	-	47.999832	0.17509	54.999992
	X _{Medio-Alto}	19.568808	-	-	-
	X _{Alto}	28.345393	73.000017	0.30563	70.000180
	L	4.870011	10.615300	0.03015	6.368488
Dodecano	X _{bajo}	5.548148	22.999737	0.043574	39.999601
	X _{Medio-bajo}	12.408339	-	-	-
	X _{medium}	-	47.999836	0.175084	54.999983
	X _{Medio-Alto}	17.510454	-	-	-
	X _{Alto}	26.887061	73.000265	0.306392	70.000420
	L	4.147202	10.615214	0.030588	6.368636
Hexadecano	X _{bajo}	7.260671	22.999547	0.043230	39.999373
	X _{Medio-bajo}	8.198490	-	-	-
	X _{medium}	-	48.000065	0.174971	54.999944
	X _{Medio-Alto}	15.269211	-	-	-
	X _{Alto}	25.088451	73.000451	0.306738	70.000650
	L	2.058333	10.614593	0.029139	6.367881

n-heptano	X_{bajo}	7.868839	22.999087	0.042784	39.999014
	$X_{\text{Medio-bajo}}$	6.628142	-	-	-
	X_{medium}	-	48.000496	0.174779	54.999592
	$X_{\text{Medio-Alto}}$	9.047387	-	-	-
	X_{Alto}	24.275333	73.000849	0.307281	70.001208
	L	0.519867	10.613528	0.027985	6.366524
n-hexano	X_{bajo}	4.978810	22.999053	0.042743	39.998937
	$X_{\text{Medio-bajo}}$	5.873857	-	-	-
	X_{medium}	-	48.000726	0.174727	54.999396
	$X_{\text{Medio-Alto}}$	9.356760	-	-	-
	X_{Alto}	24.575974	73.000872	0.307309	70.001287
	L	0.549117	10.612917	0.027492	6.365677
undecano	X_{bajo}	0.664343	22.999939	0.047100	39.999949
	$X_{\text{Medio-bajo}}$	9.239642	-	-	-
	X_{medium}	-	48.000000	0.174121	54.999995
	$X_{\text{Medio-Alto}}$	19.496252	-	-	-
	X_{Alto}	29.103350	73.000062	0.302791	70.000048
	L	5.755835	10.616507	0.054135	6.369931

Tabla 13. Valor de la constante ci en el modelo neuronal difuso para variables dependientes (aromáticos) con 108 decisiones.

Decisión N°	Variables dependientes (Aromáticos)		
	Benceno	Fenol	Tolueno
1	3.91399599	0.01138386	317.817518
2	0.68068793	0.00125480	48.1223365
3	3.08199717	0.00847727	186.815151
4	0.46648103	0.00059842	35.1598528
5	3.09477585	0.00897430	271.023377
6	0.44667927	0.00058579	43.6788212
7	3.61713957	0.00986484	244.964986
8	0.68817844	0.00200266	63.8357498
9	3.70581837	0.02227605	402.595514
10	0.51484925	0.00082431	53.3597868
11	3.96356220	0.00045612	275.409962
12	0.44741772	0.00057423	44.8193725
13	4.55081467	0.00062152	293.020775
14	3.55687046	-5.4913501	9.23190968
15	4.24119754	0.00041808	429.366216
16	0.46868451	0.00069853	54.1794462
17	3.75160664	0.00028857	386.440441
18	0.46968463	0.00141568	65.2347166
19	0.42244010	0.00149987	269.850457
20	0.28089950	0.00014009	49.8969824
21	0.17472437	0.00038656	263.376169
22	0.26939951	0.00010276	35.5706267
23	-0.0170201	0.00102198	277.582070
24	0.24990587	9.00267825	44.0909625
25	0.18503573	0.00120874	246.001601
26	0.24904795	0.00010546	55.4380544
27	0.11265384	0.00033261	265.997541
28	0.86195926	0.07706672	37.8792186
29	0.64157058	0.00944945	63.2231786
30	5.64531567	0.07720602	1085.20770
31	0.61515874	0.00554637	63.2896031
32	5.76977554	0.08940846	911.118986
33	0.76432977	0.00559407	84.1382042

34	7.65677865	0.09567871	835.402772
35	1.49882662	0.01151811	103.209722
36	13.1453109	0.09335006	1459.04258
37	0.31978823	0.00476630	16.2964703
38	3.82084889	-0.0013182	-96.586028
39	0.61551668	0.00477562	87.6430981
40	4.27470454	-0.0007212	114.572203
41	3.53072220	-0.0048683	162.094866
42	6.59856796	4.23474546	447.978900
43	0.70869251	0.00585693	34.0299763
44	3.30223424	-0.0025719	-618.36976
45	1.04013751	0.00560742	74.9999496
46	0.49276029	0.00149851	326.808934
47	0.29308950	6.72552261	40.2670679
48	0.44024023	0.00150823	426.448173
49	0.27235802	0.00016399	25.3610707
50	0.30319784	0.00305078	302.227170
51	0.41731990	0.00021170	46.1969080
52	0.48826767	0.00180157	337.476848
53	0.24849726	-8.5850477	4.95072965
54	0.29959874	0.00011924	372.351012
55	5.59476577	0.06091556	672.298179
56	1.17657097	0.00906304	209.568634
57	8.80336007	0.08625445	919.911932
58	1.07192727	0.00537805	159.816782
59	1.21491961	0.08576327	687.307523
60	1.19641750	0.00541703	183.624214
61	6.79112512	0.05384960	613.057898
62	1.68566151	0.00698302	222.253258
63	1.70079136	0.06035417	366.661597
64	0.65565405	0.00385607	168.492310
65	4.54422430	-0.0004641	1796.07729
66	0.85833650	0.00546983	185.069771
67	17.2560460	0.00021718	2029.26748
68	22.0470635	-0.0050525	2517.42654
69	19.2340090	0.00083549	2410.29865
70	1.59291740	0.00334126	214.798595

71	18.6882810	-0.0011925	2610.63523
72	1.26877254	0.00374213	203.323412
73	0.43346965	0.00213980	258.016716
74	0.33368511	0.00023830	143.999958
75	0.46638218	0.00275221	276.607984
76	0.92287078	0.00020313	123.205278
77	-1.0986427	0.00272601	99.3964864
78	1.04629942	0.00024178	147.016510
79	0.17495999	0.00151792	249.932011
80	1.17001472	8.28075021	196.298881
81	0.06746179	0.00145968	311.280991
82	2.46584373	0.05040051	602.048123
83	0.42595040	0.00424755	115.414020
84	-0.1358420	0.01896722	732.000665
85	-0.0793952	0.00252290	59.1992054
86	3.65841282	0.04003600	311.266984
87	-0.0658648	0.00247352	57.6126929
88	1.05031261	0.05886886	734.746942
89	0.76866341	0.00554769	173.837449
90	10.0401817	0.03102861	362.653519
91	0.46738980	0.00329401	86.0110169
92	4.53534177	-0.0005963	534.958367
93	0.30220731	0.00131308	94.8078130
94	-5.0932754	0.00034914	878.278678
95	-2.1942675	-0.0014047	3874.15220
96	-4.8791030	-0.0004314	852.918378
97	0.17838951	0.00381478	166.243649
98	1.27088248	-0.0000788	1712.72777
99	0.74079490	0.00204329	143.313149
100	0.54087790	0.00345291	255.552491
101	0.34495528	0.00034703	65.1090275
102	0.49693602	0.00302968	267.081461
103	-0.2556604	0.00031220	40.9662469
104	0.85345944	0.00457178	18.5952829
105	-0.2423084	0.00026341	39.3816135
106	0.60670647	0.00291821	241.370909
107	0.15251430	0.00029443	135.941480
108	0.62042881	0.00227068	244.695010

Tabla 14. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para compuestos aromáticos (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Dia)	C/N	Aireación ($l_{air}/kg \text{ min}$)	Humedad (%)
Benceno	X_{bajo}	1.6576355	22.999212	0.0427398	39.999384
	$X_{Medio-bajo}$	10.9654522	-	-	-
	$X_{médium}$	-	48.000393	0.1704466	54.999654
	$X_{Medio-Alto}$	22.5080119	-	-	-
	X_{Alto}	24.5885309	73.000925	0.3069238	70.000552
	L	4.8659474	10.615470	0.0312964	6.368576
Fenol	X_{bajo}	6.7625234	22.999882	0.0426656	39.998724
	$X_{Medio-bajo}$	11.0258967	-	-	-
	$X_{médium}$	-	48.003514	0.1745470	54.999816
	$X_{Medio-Alto}$	8.2352257	-	-	-
	X_{Alto}	23.5587137	73.000005	0.3073257	70.001275
	L	3.5966388	10.608231	0.0260215	6.360429
Tolueno	X_{bajo}	4.3656280	22.999781	0.0426130	39.998613
	$X_{Medio-bajo}$	10.710185	-	-	-
	$X_{médium}$	-	48.003523	0.1745475	54.999800
	$X_{Medio-Alto}$	14.786660	-	-	-
	X_{Alto}	23.323061	73.000113	0.3073669	70.001385
	L	2.877299	10.608186	0.0260196	6.360382

Tabla 15. Valor de la constante ci en el modelo neuronal difuso para Variables dependientes (terpenos) con 108 decisiones.

Decisión N°	Variables dependientes (terpenos)				
	Limoneno	a-pineno	b-pineno	Etil-caproato	3-careno
1	214.981927	273.494832	18.3128602	0.21130091	0.10750254
2	44.3092232	52.2990047	2.20829907	0.03927992	0.01853792
3	117.070103	382.962047	15.4087925	0.16085928	0.10900688
4	47.8732505	42.2179989	1.15020812	0.03289297	0.04528899
5	330.556665	299.896106	17.9577690	0.21772845	0.11592193
6	32.7623976	45.4364047	1.42623620	0.03212250	0.04968572
7	127.239899	383.148920	21.8086827	0.13804521	0.08506232
8	25.4905754	62.8603329	2.84046452	0.04149513	0.01673521
9	60.2463547	390.301883	27.5831593	0.19335965	0.10426127
10	53.4171151	31.5257048	3.26332449	0.03105143	0.01204997
11	383.876873	164.635093	2.55397883	0.25933244	0.05736471
12	47.8007855	38.2640530	3.24789118	0.02700470	0.01228426
13	469.677661	278.237811	0.72154717	0.32211026	0.08905097
14	535.326485	28.4522444	0.21214887	0.22931966	0.02584868
15	227.952111	307.552518	5.21852619	0.30976257	0.08344720
16	41.0684195	40.5430362	3.20908924	0.02988399	0.01105213
17	225.416451	215.222759	-2.7715390	0.33584610	0.07537900
18	35.7696356	42.2488478	3.91614465	0.03370078	0.01235115
19	262.732626	51.9386464	32.1936145	0.02851163	0.01066992
20	56.9039775	16.4798276	4.25864365	0.01863656	0.00521239
21	271.323084	48.3069806	34.8478328	0.01424790	0.01423314
22	45.9632580	21.2022054	2.23926481	0.01940356	0.01076855
23	299.610934	49.2337618	35.6360051	0.00274948	0.01427531
24	30.8644310	23.1225511	2.51300819	0.01863052	0.01126045
25	309.604548	34.7322250	33.1549690	0.00690580	0.01437933
26	51.3247797	18.8091863	4.22779187	0.02195439	0.00656243
27	292.186208	52.6634366	38.7825663	0.01279619	0.01621692
28	-198.46069	-748.20739	26.5962990	0.11520791	0.10487624
29	-70.157089	-39.896372	17.8286686	0.01665029	0.01024717
30	743.803770	1058.99265	34.2251156	0.25518862	0.07516896
31	-108.78055	63.0857136	11.0409367	0.00550330	0.01554106
32	-65.173574	1331.75600	1.91579881	0.24911536	0.07680236
33	-35.911278	125.325673	13.9857405	0.04026056	0.02272160
34	171.078784	1727.23321	17.3820972	0.11737905	-0.0130086
35	87.9122803	220.909463	15.3214246	0.02031187	-0.0019882
36	1986.72589	2785.58093	7.19730567	0.42202391	-0.0029566
37	-144.84408	-113.55852	15.5842482	0.00031571	0.00493821
38	-1681.0303	-1051.0624	229.507413	-0.1043788	-0.00331624
39	-49.871386	3.04115361	17.9743829	0.01001815	0.00454950
40	-1824.5298	-456.43794	187.476556	-0.1478811	0.01909824
41	-2355.7344	-1089.9515	180.491609	0.22095023	-0.0684713

42	-660.44907	57.2235778	235.002272	0.40696867	0.15219256
43	-86.527432	38.2080755	14.4583431	-0.0040119	-0.0018862
44	-747.52890	-1074.2510	225.027559	-0.2147331	-0.0193350
45	83.0081957	105.845873	18.9883053	0.01412201	-0.0014193
46	-451.47798	1.78598718	-1.1401504	-0.0042510	0.00279034
47	-124.60264	-63.045089	15.8812009	-0.0063396	-0.0020326
48	124.642865	25.6689794	30.2732715	0.00784507	-0.0031229
49	-135.20500	-21.362777	9.97762430	-0.0099607	0.00219829
50	-487.24729	45.4160321	-15.367212	0.00208399	0.00270609
51	-62.414556	10.7897117	12.9255612	0.02469308	0.00788281
52	-808.10868	-3.0651967	-5.6591074	0.03458303	0.00100403
53	-91.461623	-68.445062	18.2646943	-0.0102413	-0.0015549
54	90.1042980	-17.654233	78.0217383	0.01690881	-0.0070472
55	274.514259	849.260778	7.46232627	0.22215145	0.00700162
56	37.2204717	267.592576	6.31661341	0.32532061	0.05257208
57	446.172718	921.282407	26.9012394	0.10739561	0.02317026
58	2.70164415	141.763740	11.9565061	0.16459747	0.02868528
59	282.392989	508.262835	-44.311597	-0.1032857	-0.0171516
60	15.2672923	159.404307	0.40560728	0.21477594	0.03471816
61	126.932405	822.226428	-12.946603	0.09964400	0.01100722
62	53.4115187	230.860367	16.2510022	0.19687604	0.03526621
63	664.098107	716.863541	-26.559154	0.03341860	0.00565461
64	17.0996538	213.060214	5.29618091	0.31608375	0.05741263
65	-121.62120	2515.60162	68.5687948	4.91963439	0.83315289
66	24.3263825	219.605095	6.31077587	0.31019792	0.05941986
67	-228.09759	1663.87569	280.545692	2.87651727	0.48563023
68	180.543003	2641.31373	705.046498	2.22857472	0.78966900
69	-27.509669	1945.24173	93.8428180	3.68054073	0.57220068
70	13.5813461	189.967505	18.0275960	0.19408013	0.03557946
71	69.4333342	2153.37665	303.889375	3.04477097	0.55490270
72	56.5762631	190.177499	18.2638786	0.19431859	0.03603032
73	123.965089	-30.344586	10.5421896	-0.0547958	-0.0112645
74	4.19194960	151.063467	5.32270157	0.29888121	0.04860616
75	67.6458448	-16.823268	7.66224345	-0.0387199	-0.0142901
76	-16.392429	81.3123978	12.4599384	0.15999727	0.01927915
77	-23.452876	-184.47429	-36.173647	-0.1755061	-0.0529850
78	-3.8630865	99.7294419	0.90591439	0.21023616	0.02647767
79	26.0064992	-25.369368	4.02249331	-0.0274093	-0.0101181
80	16.7397320	133.711489	20.2925749	0.18919906	0.03343736
81	177.371232	62.0605645	22.1043564	0.03795145	-0.0010416
82	164.062478	345.293864	18.7070085	0.05877653	-0.0030465
83	45.6536093	57.3912610	4.82186672	0.05643481	0.00461184

84	366.025653	274.335577	23.2611887	0.08600022	0.02304968
85	15.5630041	68.2706635	1.73128510	0.03266526	0.01041247
86	120.075780	577.151099	8.17962607	-0.2027952	-0.0185322
87	18.5012186	86.1424853	3.60526573	0.03526654	0.01895569
88	129.028839	409.943168	16.5814446	0.03378955	0.01588447
89	35.1431101	169.552938	7.24677434	0.13544673	0.02403438
90	261.589365	992.338550	26.3932080	0.24740480	0.02136550
91	30.2545347	40.1362957	4.20529690	0.05158834	0.00541550
92	206.266049	268.109997	36.6928046	0.76784927	0.06297826
93	43.6975482	36.1556880	4.45616062	0.05315688	0.00809680
94	151.100698	453.872233	24.7330413	0.94332045	0.15551063
95	354.278245	866.436405	79.8477645	3.49246075	0.29834936
96	197.808147	681.785429	54.9970309	0.98404950	0.22188781
97	26.2641102	106.007695	6.32215920	0.11919173	0.02284403
98	176.661467	1287.23608	75.1312297	1.90577915	0.35176083
99	38.2433568	142.827169	6.99037587	0.13293314	0.02288029
100	118.911817	6.41562018	13.2203122	0.00209459	-0.0029472
101	28.2653422	16.2809725	3.84057785	0.04750830	0.00311742
102	132.334005	-1.7914352	12.7954934	-0.0002105	-0.0007311
103	14.5987048	21.4281589	1.66690713	0.03168719	0.00539661
104	104.670143	-54.896703	7.13277955	-0.2180677	-0.0205423
105	17.5170512	35.4728815	3.54123161	0.03423341	0.00797549
106	119.056542	-15.249824	11.5884134	-0.0186028	-0.0048808
107	29.3352868	76.3871512	6.09922465	0.11595393	0.02061911
108	178.429151	-25.688445	12.7269637	-0.0123411	-0.0124624

Tabla 16. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para terpenos compuestos (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
Limoneno	X _{bajo}	5.577821	22.999096	0.042834	39.99909
	X _{Medio-bajo}	7.309001	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000230	0.174847	54.99977
	X _{Medio-Alto}	10.005227	-	-	-
	X _{Alto}	24.294325	73.000844	0.307242	70.00112
	L	2.070218	10.614176	0.028695	6.36736
α-pineno	X _{bajo}	2.077836	22.999849	0.045031	39.99983
	X _{Medio-bajo}	9.137016	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000048	0.171937	54.99995
	X _{Medio-Alto}	18.751668	-	-	-
	X _{Alto}	26.533345	73.000183	0.304796	70.00015
	L	4.031688	10.616367	0.041042	6.36977
β-pineno	X _{bajo}	6.509748	22.993746	0.038470	39.993983
	X _{Medio-bajo}	14.787644	-	-	-
	X _{médium}	-	48.004143	0.159766	55.000609
	X _{Medio-Alto}	18.722322	-	-	-
	X _{Alto}	25.712014	73.006151	0.306081	70.006920
	L	1.842072	10.600298	0.023172	6.352025
Etil-caproato	X _{bajo}	5.755053	22.999554	0.043331	39.999437
	X _{Medio-bajo}	9.992744	-	-	-
	X _{médium}	-	47.999837	0.175115	54.999981
	X _{Medio-Alto}	13.691391	-	-	-
	X _{Alto}	24.925116	73.000448	0.306655	70.000586
	L	1.510583	10.615176	0.030500	6.368635
3-careno	X _{bajo}	1.249811	22.999889	0.046678	39.999909
	X _{Medio-bajo}	9.834594	-	-	-
	X _{médium}	-	47.999989	0.186381	55.000124
	X _{Medio-Alto}	17.985776	-	-	-
	X _{Alto}	27.023957	73.000107	0.312357	70.000187
	L	4.291267	10.616474	0.066052	6.370100

Tabla 17. Valor de la constante c_i en el modelo neuronal difuso para variables dependientes (resto) con 108 decisiones.

Decisión N°	Variables dependientes (resto)	
	Etanol	Palmitico
1	30.6629433	2.30407034
2	3.89650397	7.36808617
3	29.3218046	6.83548376
4	1.87854125	4.91339088
5	28.7118620	-3.5255353
6	1.92132670	5.50192308
7	32.4455710	4.54066801
8	4.02193827	7.24007398
9	31.0044209	7.61465789
10	2.62000325	7.59303570
11	1.26072099	109.921458
12	2.44167702	7.76583964
13	0.61499979	88.3025845
14	-2.1749687	97.0739871
15	1.32599519	97.7241764
16	2.65041278	7.30218198
17	-0.2370690	104.826639
18	2.36869830	7.52793464
19	10.2956055	10.4558618
20	1.27880453	7.99593218
21	8.74678615	8.74897689
22	0.65380766	5.25242659
23	9.51589165	1.89952953
24	0.69557733	5.84055792
25	10.4938837	8.62980525
26	1.11379245	7.59612371
27	7.38945433	9.22728737
28	12.5464151	474.983925
29	2.02785263	-18.115230
30	30.6157133	424.836288
31	0.20583540	57.0896487
32	9.35168770	642.033068
33	0.76283122	-27.974165
34	28.8701617	359.290108

35	2.85125859	-15.641200
36	27.4240676	60.2209974
37	1.07754334	-39.198587
38	-10.989463	-1193.7072
39	2.17988787	-41.314327
40	-7.0509460	280.965757
41	-9.9605376	123.831717
42	1.66946142	-1081.6016
43	1.99169873	-9.5847452
44	-10.916051	-672.63135
45	1.84611830	-34.998906
46	16.2226287	83.9390510
47	1.34305874	-62.658222
48	15.3574672	101.101929
49	0.96704045	26.5057041
50	21.6102388	151.548413
51	1.51065447	-58.541763
52	14.5020235	156.042351
53	1.10296937	-29.052427
54	13.1670816	48.6617898
55	11.9892936	30.4967630
56	3.55743629	5.24080061
57	13.4065481	15.2749451
58	2.22956771	5.31264446
59	14.4612625	16.1568815
60	2.47915357	-0.5821985
61	13.8349926	27.0254499
62	3.78847849	2.82081255
63	18.0866403	21.4801391
64	3.85370498	5.34377682
65	31.4205284	38.9223868
66	3.86603581	4.51551301
67	23.4055131	78.0232825
68	38.8446074	145.270096
69	27.3483702	-16.424318
70	3.83776419	2.70337244
71	28.5593320	-2.8941663

72	3.56782266	2.11200701
73	17.6929101	16.8158078
74	4.10398271	4.61399232
75	16.2738833	18.8938337
76	2.45825457	4.97226630
77	18.0198199	10.6979215
78	2.69917287	-0.9224377
79	18.4050691	19.4339137
80	3.55716457	1.98137227
81	9.62888444	15.5935973
82	19.0883711	20.9543792
83	2.22967083	10.9629037
84	19.9149287	22.8099055
85	1.22031385	5.98228627
86	17.8316579	15.7841137
87	1.46186765	7.94041391
88	22.6076876	16.8522845
89	4.30425773	11.7327801
90	34.2923035	15.4434307
91	2.07645405	10.4731494
92	-3.9546201	133.326362
93	2.11491444	10.5920712
94	1.03141961	93.4934975
95	-4.3918310	215.188747
96	4.79224539	124.872622
97	3.21722468	11.7706273
98	11.5325701	157.243754
99	4.18785948	11.5478084
100	18.3016533	14.9538393
101	2.05852521	10.1059783
102	17.9012314	15.0453962
103	1.29201592	5.19446413
104	19.0273119	3.13740177
105	1.52859703	7.15320127
106	17.7539222	16.1153087
107	3.20031638	11.5981003
108	21.4097150	14.0125377

Tabla 18. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para el resto de compuestos (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Día)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
Etanol	X _{bajo}	1.864597	22.999884	0.044814	39.999831
	X _{Medio-bajo}	9.385714	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000110	0.173613	54.999969
	X _{Medio-Alto}	19.926936	-	-	-
	X _{Alto}	30.151396	73.000116	0.305139	0.000161
	L	6.414798	10.615967	0.032442	6.369196
Palmitico	X _{bajo}	4.893473	22.998946	0.042679	39.998822
	X _{Medio-bajo}	2 5.633592	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000753	0.174741	54.999317
	X _{Medio-Alto}	3 8.642648	-	-	-
	X _{Alto}	24.562225	73.000977	0.307362	70.001423
	L	0.658573	10.612833	0.027342	6.365375

Tabla 19. Valor de la constante ci en el modelo neuronal difuso para variables dependientes (compuestos inorgánicos) con 108 decisiones.

Decisión N°	Dependent variable	
	O ₂	CO ₂
1	26.9321204	0.99456250
2	5.19998243	0.08838210
3	25.5629901	0.63356240
4	3.22538165	0.09740579
5	25.2443673	0.99093229
6	3.30325050	0.04447064
7	29.9771618	0.06386275
8	5.40538015	0.15732278
9	28.9176337	1.01643427
10	4.97296339	0.18169963
11	31.6081780	-0.1874347
12	5.14170174	0.11684187
13	27.4696486	0.70059312
14	16.4079254	2.07578778
15	28.7184021	-0.1476211
16	5.38497427	0.12721965
17	28.5604427	1.46790268
18	5.34451974	0.25844205
19	21.8033906	2.12332169

20	4.90045625	0.20897507
21	25.8763303	1.44543425
22	3.14442417	0.07972250
23	23.9476258	0.70658676
24	3.22244794	0.02678527
25	28.4428638	0.53315891
26	5.30587201	0.22802314
27	28.8531854	1.68501061
28	12.9020312	2.99683202
29	2.40771388	0.61110025
30	12.8070648	3.13309647
31	1.50320864	0.40677177
32	13.1375970	3.11354816
33	1.48348208	0.39953047
34	11.7773888	3.16890167
35	2.24451107	0.62530665
36	11.4362694	3.34281322
37	2.53312264	0.57908752
38	13.2523142	3.75843215
39	2.39674826	0.61956498
40	11.8422169	3.53844921
41	14.2129403	2.09644309
42	11.5266365	3.42236163
43	2.27961228	0.61823809
44	13.1032685	3.60761949
45	2.33023171	0.60972947
46	14.7565095	2.60445575
47	2.51431245	0.58568886
48	12.6663344	3.11719537
49	1.53217477	0.37074382
50	13.6016784	2.53532153
51	1.51243226	0.36350177
52	11.9463652	3.21229898
53	2.35847872	0.60057632
54	13.0994396	2.90212473
55	19.8236997	0.37725323
56	2.85035737	0.43396001
57	12.2171215	2.89445131
58	2.67676026	0.08243651
59	18.9695880	1.95778845
60	2.56828883	0.10832249
61	20.8139115	0.05008745

62	3.43618143	0.32736688
63	15.7989015	3.24325592
64	3.02711472	0.41766822
65	14.0794639	3.75076340
66	2.71224108	0.50953372
67	24.4381843	-0.3643454
68	8.18408781	4.31648170
69	22.7053799	0.04873471
70	3.29469149	0.27631923
71	18.9507660	2.01039918
72	3.12656495	0.47328770
73	14.9625336	2.63110117
74	2.87822911	0.49268334
75	17.5244643	1.58620691
76	2.77917677	0.04076792
77	20.6171631	1.28751515
78	2.67108130	0.06653005
79	13.4367360	2.41916864
80	2.97509838	0.42110360
81	15.7593614	2.38314437
82	16.0181020	2.16199016
83	3.57602131	0.26483269
84	18.7742430	1.30116214
85	2.59294211	0.02435036
86	20.0785991	0.97740966
87	2.49318001	0.08027954
88	19.7426721	1.23854870
89	3.97693673	0.14353611
90	20.3004745	0.64559865
91	3.68583329	0.23155507
92	23.0641659	0.82320996
93	3.69735195	0.24237285
94	22.4598884	-0.4979693
95	15.7212195	1.41815810
96	20.8610612	0.39849976
97	3.92019525	0.18074629
98	24.2865034	0.44308195
99	3.97073340	0.14787589
100	20.4568367	0.75796625
101	3.79699165	0.20799679
102	17.8876007	1.79133281
103	2.67576955	-0.0181010

104	21.4062254	0.29634824
105	2.57587855	0.03787549
106	19.2982051	1.23747285
107	3.90289539	0.18425956
108	19.5527743	1.30259486

Tabla 20. Valor de la función de permanencia (MF) para variables para VOC y compuestos inorgánicos (L es el ancho de la función de permanencia gaussiana).

Compuesto	Ind. Variable	MF			
		Tiempo (Dia)	C/N	Aireación (l _{air} /kg min)	Humedad (%)
O ₂	X _{bajo}	-1.531793	22.999189	0.042669	39.998798
	X _{Medio-bajo}	8.213087	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000036	0.174644	55.000061
	X _{Medio-Alto}	19.696957	-	-	-
	X _{Alto}	26.237970	73.000810	0.307309	70.001210
	L	2.252629	10.613221	0.026916	6.364139
CO ₂	X _{bajo}	0.56102	22.999099	0.042631	39.998624
	X _{Medio-bajo}	10.05060	-	-	-
	X _{médium}	-	48.000034	0.174649	55.000038
	X _{Medio-Alto}	20.019972	-	-	-
	X _{Alto}	24.072204	73.000907	0.307353	70.001377
	L	2.128974	10.612895	0.026713	6.363489



7. Bibliografía

ABBAS, M.N., MOUSTAFA, G.L., GOPEL, W., 2001. Multicomponent analysis of some environmentally important gases using semiconductor tin oxide sensors. *Analytica Chimica Acta* 431, pp: 181-194.

ADANI, F. 2004. I processi aerobici per il trattamento dei rifiuti urbani. *Ingegneria Ambientale*.

AKNAZAROVA, S. AND V. KAFAROV. 1982 "Experiment optimization in chemistry and chemical engineering". Mir Publisher. Moscow.

ALCÁNTARA VALERO, A.F. 1993. Gestión de residuos sólidos agrícolas. II Master en Gestión Medio Ambiental. Programa 1994-96, Málaga, Vol. 5, pp: 7-56.

AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL AND INDUSTRIAL HYGIENISTS (ACGIH), 1999. 1999 TLVs and BEIs: Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents, Biological Exposure Indices. Cincinnati, OH.

AMPUERO, S., BOSSET, J.O., 2003. The electronic nose applied to dairy products: a review. *Sensors and Actuators B* 94, pp: 1-12.

ANSWERS.COM., 2005. Aldehydes. <http://www.answers.com/Aldehydes>.

ATCHLEY, S.T. Y CLARK, J.B. 1979. Variability of Temperature, pH and Moisture in an Aerobic Composting Process. *Appl. Environ. Microbiol.* 38 (6), pp: 1040-1044.

BABY, R.E., CABEZAS, M.D., LABUD, V., MARQUÍ, F.J., Y WALSOE DE RECA, N.E., 2005. Evolution of thermophilic period in biosolids composting analyzed with an electronic nose. *Sensors and Actuators B* 106, pp: 44-51.

BALDASANO RECIO, J.M. 1992. La gestión de los residuos sólidos urbanos e industriales en España. *Residuos* 8 (Sept-Oct): pp: 15-23.

BARBERIS, R. Y NAPPI, P. 1996. Evaluation of compost stability. En "*The Science of Composting*". (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 175-184.

BARRENA GÓMEZ, R. 2006. Memoria Tesis: Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso.

BECK, M. 1989. Recycling organic industrial wastes. *Biocycle* 30 (12): p: 46.

BERTOLDI DE, M.; VALLINI, G. Y PERA, A. 1985. Technological Aspects of composting including Modelling and Microbiology. En: *"Composting of Agricultural and other wastes"* (Ed. J.K.R. Gasser). Elsevier Applied Science Publishers, Bruselas, pp: 27-40

BIDLINGMAIER, W. Y MÜSKEN. 2007. Odor Emissions from composting plants. En: *Compost science and Technology*. (Ed: Díaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W.)

BIDLINGMAIER, W. 1996. Odour emissions from composting plants. En *"The Science of Composting"*. (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 71-79.

BISHOP, P.L. Y GODFREY, C. 1983. Nitrogen Transformation During Sludge Composting. *Biocycle* 24 (7/8): pp: 34-39.

BLANCO, M.J. Y ALMENDROS G. 1995. Evaluation of parameters related to chemical and agrobiological qualities of wheat-straw compost including different additives. *Bioresource Technol.* 51: pp: 125-134.

BLOXHAM, P.F. Y COLCLOUGH, I.L. 1996. The production of compost from agricultural and municipal solid waste. En *"The Science of Composting"*. (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 593-602.

BONAZZI, G.; VALLI, L. Y PIACCININI, S. 1990. Cotrolling ammonia emission at composting plants. *Biocycle* 31 (6): pp: 68-71.

BRANT, R.C. AND H.A. ELLIOTT, 2004. Odor Management in Agriculture and Food Processing in Pennsylvania, Pennsylvania State University, University Park, PA.

BRINTON W.F.; EVANS, E.; DROFFNER, M.L. Y BRINTON, R.B. 1995. Standarized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* 36 (11): pp: 64-69.

BRODIE, H.L.; GOUIN, F.R.; CARR, L.E. 1994. What makes good compost? *Biocycle* 35 (7): pp: 66-68.

BRUNO, P., CASELLI, M., DE GENNARO, G., SOLITO, M., Y TUTINO, M. 2007. Monitoring of odor compounds produced by solid waste treatment plants with diffusive samplers. *Waste Management* 27, pp: 539-544.

CABRERA, F.; LÓPEZ, R.; MURILLO, J.M. Y BRENAS, M.A. 1990. Olive vegetation water residues composted with other agricultural by-products as organic fertilizer. *Proc. 10th World Fertilizer Congress of CIEC, Nicosia*, pp: 490-498.

CAIN, W.S., 2006. Perception and Reality of Odor. Presentation at the U.S. Composting Council Annual Conference, Albuquerque, NM, January 2006.

CARDENAS, R.R. Y WANG, L.K. 1980. Composting process. En: "*Handbook of Environmental Engineering*". Ed. The Human Pres., Nueva York, Vol. 2, pp: 269-327.

CASTALDI, P., ALBERTI, G., MERELLA, R. Y MELIS, P. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Manag.*, 25: pp: 209-213.

CECCHI, F.; VALLINI, G.; PAVAN, P.; Basetti, A. Y MATA-ALVAREZ, J. 1993. Management of macroalgae from Venice Lagoon through anaerobic co-digestion and co-composting with municipal solid waste. *Wat. Sci. Tech.* 27 (2): pp: 159-168.

CHEN, Y.; INBAR, Y. Y HADAR, Y. 1988. Composted agricultural wastes as potting media for ornamental plants. *Soil Sci.* 145 (4): pp: 298-303.

CHIUMENTI, A., CHIUMENTI, R., L.F. DIAZ, G.C. SAVAGE, L.L. EGGERTH AND N. GOLDSTEIN, 2005. *Modern Composting Technologies*, The JG Press, Inc. Emmaus, PA.

COLLIVIGNARELLI, C., Y RIGANTI, V., 1997. Seminario di Studio : Il contenimento degli odori negli impianti di trattamenti di acque e rifiuti (Seminar : The control Of the odour in Waste and Waste Treatment Plants).

COSTA, F.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Y POLO, A. 1991. "Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización". Ed. CEBAS CSIC, Murcia, 181p.

DALTON, P., 2003. How people sense, perceive and react to odors. *BioCycle*, Vo. 44, n 11, p. 26.

DAS, K.C., 2000 Odor Related Issues in Commercial Composting, Workshop presented at the Y2K Composting in the Southeast Conference & Expo, October, 2000, Charlottesville, VA.

DAVOLI, E., GANGAI, M.L., MORSELLI, L., TONELLI, D., 2003. Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS. *Chemosphere* 51, pp. 357-368.

DE LA MORENA CARRETERO, B.A., GARCÍA MARTÍN, F., NIETO ROMERO, J.A., PALENCIA GARCÍA, P., BOLÍVAR RAYA, J.P. Y CARRERA MAGARIÑO, F. 2005. Capítulo 1, Los residuos. Un Bienpreciado. Residuos. Master de Ingeniería ambiental. Vol.I pp: 7-45.

DEFOER, N., DE BO, I., VAN LANGENHOVE, H., DEWULF, J., VAN ELST, T., 2002. Gas chromatography-mass spectrometry as a tool for estimating odour concentrations of biofilter effluents at aerobic composting and rendering plants. *Journal of Chromatography A* 970, pp: 259-273.

DERIKX, P.J.L., OP DEN CAMP, H.J.M. VAN DER DRIFTS, C., VOGELS, G.D., VAN GRIENSVEN, L.J.L.D., 1991. Odorous Sulfur Compounds Emitted During production of Compost Used as a Substrate in Mushroom Cultivation. *Applied Microbiology*, Vol 56 (1).

DÍAZ M.J., 1998. Memoria: Procesos de co-compostaje de mezclas de vinaza de maleza de remolacha con tres residuos agroindustriales. 287 pp.

DÍAZ M.J., JIMÉNEZ, L., CABRERA, F. Y DE BERTOLDI, M. 2004. Using a second order polynomials model to determine the optimum vinasse/grape marc ratio for in vessel composting. *Compost Sci. Util.*, 12(3), pp: 273-279.

DÍAZ, M.J., BUENO, P., Y CABRERA, F., 2007. Capítulo 4: Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Ed. Mundi-Prensa. pp: 93-109

EBERTSEDER, T.H.; GUTSER, R. Y CLAASSEN, N. 1996. Parameters to estimate the nitrogen effect of biogenic waste composts. En „The Science of Composting“. (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 306-313.

ECHEANDÍA, A. Y MENOYO, A. 1990. Compostaje de gallinaza en un sistema dinámico abierto. Actas I Cong. Int. de Química de la ANQUE “Residuos sólidos y líquidos: Su mejor destino”, Puerto de la Cruz, Vol II, pp: 431-438.

EITZER, B.D. 1995. Emissions of volatile organic chemicals from municipal solid waste composting facilities. Environ Sci Technol; 29(4) pp: 896-902.

EKINCI, K., KEENER, H.M. Y ELWELL, D.L. 2004. Effects of aeration strategies on the composting process: Part I. Experimental studies. Trans. ASAE, 47(5) pp: 1697-1708.

EPSTEIN, E. 1975. Effect of Sewage Sludge on Some Physical Properties. J. Environ. Qual. 4 (1) pp: 139-142.

EPSTIEN, E., 1997. *The Science of Composting*. Technomic Publishing Company, Penn.

FINCK, A. 1985. *Fertilizantes y fertilización*. Editorial Reverté S.A. México. 439p.

FINSTEIN, M.S. Y MILLER F.C. 1992. The Rutgers strategy for composting: Process design and control. Acta Horticulturae 302, pp: 75-87.

FRASER AND LAU, 2000. The Effects of Process control Strategies on composting Rate and Odor Emission, *Compost Science and Utilization* 8(4) pp: 274-292.

FULFORD, B. Y NASH, B. 1994. Agricultural composting in Boston. Biocycle 35 (12): pp: 76-79.

GARCÍA, C. 1990. Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración Agrícola. Tesis Doctoral. Murcia.

GARCÍA, C; COSTA, F. Y HERNÁNDEZ, M.T. 1987. Evolución de parámetros químicos durante el proceso de compostaje. Actas VII Congreso Nacional de Química (Química Agrícola y Alimentaria 2), Sevilla, pp.103-109.

GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; COSTA, F. Y AYUSO, M. 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 23 (13&14): pp: 1501-1512.

GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A. 2004. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). Biotechnology and Bioengineering. 88 (4), pp: 520-527.

GOLDSTEIN, N., 2002. Getting to Know the Odor Compounds, *BioCycle*, Vol. 43(7).

GOLUEKE, C.G. Y DIAZ, L.F. 1987. Composting and the Limiting Factors Principle. *Biocycle* 28 (4): pp: 22-25.

GOMÉZ ANTÓN, 2003. Los residuos urbanos y su problemática. III Semana de la Ciencia. 3-16 noviembre 2003.

GONZÁLEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., Y MADRID, F. 1999. Molecular alterations of organic fractions from urban waste in the course of composting and their further transformation in amended soil. *The Science of the Total Environment* 236 pp 215-229.

GOSTELOW, P., PARSONS, S.A., Y STUETZ, R.M., 2001. Odour measurements for sewage treatment works. *Water Research* 35 (3), pp: 579-597.

GRAY, K.R.; SHERMAN, K Y BIDDLESTONE, A.J. 1971. Review of Composting II. The Practical Process. *Biochemistry* 6 (October): pp: 22-28.

GUERRERO, C.C.; DEBRITO, J.C.; LAPA, N. Y OLIVEIRA, J.F.S. 1995. Reuse of Industrial Orange Wastes as Organic Fertilizers. *Bioresource Technol.* 53 (1): pp: 43-51.

GUY, C., GIASSON, F., Y PURENNE, P., 2004. Automated electronic nose network for measuring industrial odours. In: Environmental Odour Management, VDI-Berichte 1850. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Germany, pp. 431–439.

HACHICHA, R.; HASSEN, A.; JEDIDI, N. Y KALLALI, H. 1992. Optimal conditions for MSW composting. *Biocycle* 33 (6): pp: 76-77.

HAUG, R.T. 1993. The Practical Handbook of compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 717p.

HAUG, R.T., 2004, Elements of Odor Management. In Odor Management at Composting Facilities, J. G. Press, Emmaus, PA.

HAUKE, H. STÖPPLER-ZIMMER, H. Y GOTTSHEALL, R. 1996. Development of composts products. En *“The Science of Composting”*. (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 477-494.

HAYKIN, S. 1999. Neural Networks: Comprehensive Foundation. Prentice-Hall. Inc. NY.

HE, W.T.; TRAINA, S.J. Y LOGAN T.J. 1992. Chemical properties of municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.* 21: pp: 318-329.

HE, X., LOGAN T.J., Y TRAINA S.J., 1995. Physical and chemical characteristics of selected US municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.* 24, pp: 543-552.

HELLI, O., SIADAT, M., Y LUMBRERAS, M., 2004. Qualitative and quantitative identification of H₂S/NO₂ gaseous components in different reference atmospheres using a metal oxide sensor array. *Sensors and Actuators B* 103, pp: 403-408.

HENTZ, L.H. JR., W.E. TOFFEY, Y SCHMIDT, C.E. 1996. Understanding the synergy between composting and air emission, *BioCycle* 37, no. 3: pp: 67-72, 74-75.

HERNÁNDEZ REINA, J.M. 1989. Estudio de la acción de residuos sólidos de la ciudad de Sevilla (compost urbano) sobre el suelo y diversas especies vegetales. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla. 250p.

HIRAI, M.F.; CHANYASAK, V. Y KUBOTA, H. 1983. A standard measurement for composts maturity. *Biocycle* 6 (11/12): pp 54-59.

HOMANS, W.J. Y FISCHER, K. 1992. A composting plant as an odour source, compost as an odour killer. *Acta Horticulturae*, 302, pp: 37-44.

HOOPERT, J.E. Y CHA, S. 1988. Odor perception and Its Measurement: An Approach to Solving Community Odor Problems. TRC Environ. Consultants, East, CT.EE.UU.

IGLESIAS, E. Y PÉREZ, V. 1992. Determination of maturity indices for city refuse compost. *Agr. Ecosyst. Environ.*38: pp 331-343.

INBAR, Y.; CHEN, Y.; HADAR, Y. Y HOITINK H.A.J. 1990. New approaches to compost maturity. *Biocycle* 31 (2): pp 64-68.

INTEGRATED WASTE MANAGEMENT, 2007. Comprehensive Compost Odor. Public Affairs Office, Publications Clearinghouse.

JERIS, J.S. Y REGAN, R.W. 1973. Controlling Environmental Parameters for Optimun Composting. Part I, *Compost Sci.* 14 (Jan-Feb): pp 10-15.

JERIS, J.S. Y REGAN, R.W. 1973B. Controlling Environmental Parameters for Optimun Composting. Part III, *Compost Sci.* 14 (May-June): pp 16-22.

JIMÉNEZ, E.I. Y GARCÍA, V.P. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biol. Wastes* 27: pp 115-142.

JODICE, R.; BARBERIS, R; CONSIGLIO, M Y ROLETTO, E. 1984. Composting bark and agro-industrial sludges. *Biocycle* 25 (Marzo): pp 36-38.

JHORAR, B.S.; PHOGAT, V. Y MALIK E. 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Res. Rehabil.* 5: pp 297-306.

KALININA, M.V., MOSHNIKOV, V.A., TIKHONOV, P.A., TOMAEV, V.V., MIKHAILICHENKO, S.V., 2003. Temperatura dependence of the resistivity for metal-oxide semiconductors base on tin oxide. *Glass Physics and Chemistry* 29 (4), pp: 422-427.

KANDEL, E.R., SCHATZ, J.H. Y JESSELL, T.M. 2000. Principles of Neural Science. McGraw-Hill NY.

KAYHANIAN, M. Y TCHOBANOGLIOUS, G. 1992. Computations of C/N ratios for various organic fractions. *Biocycle* 33 (5):pp 58-60.

KEPHART, K.B., Y MIKESELL, R.E. 2000. Manure Odors Department of Dairy and Animal Science. Pennsylvania State University, State College, PA.

KIEHL, F.J. 1985. Fertilizantes orgânicos. Editora Agronômica Ceres Ltda, São Paulo, 492 p.

KOMILIS, D., HAM, R., Y PARK, J. 2004. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water Research*, 38 (7), pp 1707-1714.

KRZYMIEN, M., M. DAY, K. SHAW, AND L. ZAREMBA, 1999. An investigation of odors and volatile organic compounds released during composting. ISSN 1047-3289, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49: pp: 804-813.

KURODA, K., T. OSADA, M. YONAGA, A. KANEMATU, T. NITTA, S. MOURI, AND T. KOJIMA, 1996. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. *Bioresource Technology*, (56): pp 265-271.

LAVINE, B.K. 1999. Clustering and classification of analytical data. In: Robert, A. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry*.

LIANG, C., DAS, K.C. Y MCCLENDON, R.W. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Biores. Technol.*, 86: pp 131-137.

LIANG, C., DAS, K.C. Y MCCLENDON, R.W. 2003B. Prediction of microbial activity during biosolids composting using artificial neural networks. *Transactions of the ASAE* 46(6) pp. 1713-1719.

LOPEZ-REAL, J.M. 1996. Composting of agricultural wastes. En "*The Science of Composting*". (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol I, pp: 542-550.

MADEJÓN, E., DÍAZ, M.J., LÓPEZ, R. Y CABRERA, F. 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Biores. Technol.*, 85: pp: 73-78.

MADRID, F., LÓPEZ, R., CABRERA, F., MURILLO, J.M., 2001. Caracterización de los composts de residuos sólidos urbanos de la planta de Villarrasa (Huelva). *Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg.* Vol. 16 (1).

MANIOS, V.I. Y VERDONCK, A. 1985. Decomposition of vine-canecan in heap and evaluation of the produced compost. *Acta Horticulturae* 172: pp: 39-46.

MATHUR, S.P.; SCHNITZER, M. Y SCHUPPLI, P. 1990. The distribution of nitrogen in peat-based composts of manure slurries and fisheries wastes. *Biol. Agric. Hortic.* 7 (2): pp: 153-163.

MATHUR, S.P.; OWEN, G.; DINEL, H. Y SCHNITZER, M. 1993. Determination of compost biomaturity. I. Literature review. *Biol. Agr. Hortic.* 10: pp: 65-85.

MCGREGOR, S.T.; MILLER, F.C.; PSARIANOS, K.M. Y FINSTEIN, S. 1981. Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. *Appl. Environ. Microbiol.* 41 (6): pp: 1321-1330.

MCKINLEY, V.L.; VESTAL, J.R. Y ERALP, A.E. 1985. Microbial Activity in Composting (I). *Biocycle* 26 (9): pp: 39-43.

MÉTODOS OFICIALES DE ANÁLISIS. 1987. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

MICHEL, F.C. PECCHIA, J.A. Y RIGOT, J. 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Sci. Util.*, 12(4): pp: 323-334.

MILLER, F.C., 1993. Minimizing Odor Generation. In *Science and Engineering of Composting*. Ohio State University, pp. 219.

MIYATAKE, F. Y IWABUCHI, K. 2006. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biores. Technol.*, 97: pp: 961-965.

MOLHAVE, L., KJÆRGAARD, S.K., HEMPEL-JORGENSEN A., JUTO, J.E., ANDERSSON K., STRIDH, G. AND FALK, J. 2000. The Eye Irritation and Odor Potencies of Four Terpenes which are Major Constituents of the Emissions of VOCs from Nordic Soft Woods. *Indoor Air*. 10 (4) pp. 315-318.

MONDINI, C; CHIUMENTI, R.; BORSO DA, F.; LEITA, L. Y NOBILI, DE M. 1996. Changes during processing in the organic matter of composted and air-dried poultry manure. *Bioresource Technol*. 55: pp: 243-249.

MONTGOMERY, D.C. 1991. Diseño y análisis de experimentos. México: Iberoamérica. 589 p.

MOREL, J.L.; COLIN, F. GERMON, J.C.; GODIN, P. Y JUSTE, C. 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En: "*Composting of Agricultural and Other Wastes*" (Ed. Gasser, J.K.R.). Elsevier, Londres, pp: 56-72.

MORENO BORREL, M. 1993. Gestión de residuos sólidos agrícolas. II Master en Gestión Medio Ambiental. Programa 1994-96, Málaga, Vol. 5, pp: 57.

MORISAKI, N.; PHAE, C.G.; NAKASAKI, K.; SHODA, M. Y KUBOTA, H. 1989. Nitrogen Transformation during Thermophilic Composting. *J. Ferment. Bioeng*. 67 (1): 57-61.

MUPONDI, L. T., MNKENI, P. N. S., Y BRUTSCH, M. O. 2006. The Effects of Goat Manure, Sewage Sludge And Effective Microorganisms on the Composting of Pine Bark. *Compost Science* 14 (3): pp: 201-211.

MÜLLER, T., THISSEN, R., BRAUN, S., DOTT, W., FISCHER. G. 2004. (M)VOC and composting facilities. Part 1: (M)VOC emissions from municipal biowaste and plant refuse. *Environ Sci Pollut Res Int*. 11(2), 91-7.

NAGLE, H.T., GUTIERREZ-OSUNA, R., SCHIFFMAN, S.S. 1998. THE how and why of electronic noses. *IEEE Spectrum* 35 (9) pp. 22-31.

NAKASAKI, K., SASAKI, M., SHODA, M. Y KUBOTA, H. 1985. Change in Microbial Numbers during Thermophilic Composting of Sewage Sludge with Reference to CO₂ Evolution Rate. *Appl Environ Microbiol*. 49(1), pp: 37-41.

NAKASAKI, K.; YAGUCHI, H.; SASAKI, Y. Y KUBOTA, H. 1990. Effects of oxygen concentration on composting of garbage. *J. Ferment. Bioeng.* 70 (6): pp: 431-433.

NAKASAKI, K.; YAGUCHI, H.; SASAKI, Y. Y KUBOTA, H. 1993. Effect of pH control composting of garbage. *Waste Manag. Research* 11 (2): pp: 117-125.

NEGRI, R.M. Y REICH, S., 2001. Identification of pollutant gases and its concentrations with a multisensor array. *Sensor and Actuators B* 75, pp 172-178.

NICOLAS, J., Y CLAUDE, A.C. 2004. Establishing the limit of detection and the resolution limits of odours sources in the enviroment for an array of metal oxide gas sensors. *Sensors and Actuators B* 99, pp. 384-392.

NOBLE ET AL, 2001. Atmospheric Pollutants and Trace Gases—Olfactory Response to Mushroom Composting Emissions as a Function of Chemical Concentration. Technical Report.

NOGALES, R.; GALLARDO-LARA, F. Y DELGADO, M. 1982. Aspectos Físico-Químicos y Microbiológicos del Compostaje de Basuras Urbanas. *Anal. de Edaf. y Agrobiol.* 41: pp: 1159-1174.

NOGALES, R. Y GALLARDO-LARA, F. 1984. Criterios para la determinación del Grado de Madurez de los compost de basura urbana. *Actas II Congreso Nacional Recuperación de Recursos de los Residuos-Tecnologías*, Soria, pp: 941-951.

NOMDEDEU MAS, C.; SOLIVA TORRENTÓ, M.; VALERO BAYA, J. Y GIRÓ FONTANALS, F. 1990. La capacidad de intercambio catiónico como parámetro de calidad de composts de residuos sólidos urbanos *Actas I Cong. Int. de Química de la ANQUE. "Residuos sólidos y líquidos: Su mejor destino"*, Puerto de la Cruz, Vol. I, pp: 43-85.

OBENG, L.A. Y WRIGHT, F.W. 1987. The co.composting of domestic solid and human wastes. *UNDP Project Management Report Number 7. World Bank Thecnical Paper Number 57, Whashington*, 101p.

PARDO, M., SBERVEGLIERI, G., 2002. Coffee analysis with an electronic nose. *IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement* 51 (6), pp: 1334-1339.

PELOSI, R., 2003. Clearing the Air. *American City & County*.

PEREIRA NETO, J.T.; STEINFORD, E.I. Y MARA, D.D. 1987. Comparative survival Pahogenic indicators in Windrow and Static Piles. En: "*Compost: Production, Quality and Use*" (Ed. De Bertoldi M.; M.P. Ferranti; P. L'Hermite y F. Zucconi). Elsevier Applied Science Publisher, London, pp: 276-295.

PÉREZ GARCÍA V. E IGLESIAS JIMÉNEZ, E. 1984. Compost a partir de RSU de la Isla de Tenerife. Características Físico-Químicas. Actas II Congreso Nacional sobre Recuperación de Recursos de los Residuos-Tecnologías, Soria, Vol. 2, pp: 973-995.

PICCINNI, S., 2002. Il compostaggio in Italia, vol. 302 Maggiolo Editore S.p.A., Italy, pp. 293-324.

PIERUCCI, P., PORAZZI, E., MARTÍNEZ, M.P., ADANIF, CARATI, C., RUBINO, F.M., COLOMBI, A., CALCATERRA, E. Y BENFENATI, E. 2005. Volatile organic compounds produced during the aerobic biological processing of municipal solid waste in a pilot plant. *Chemosphere*, 59(3): pp: 423-430.

PLASTER, E.J. 1992. Organic Matter. En: "*Soil Science & Management*". Delmar Publishers Inc., Albany, pp: 173-192.

POINCELOT, R.P. 1974. A Scientific Examination of the Principles and Practice of Composting. *Compost Sci.* 15 (Summer): pp: 24-31.

POLO SÁNCHEZ, A. 1987. Aprovechamiento agrícola de los residuos sólidos urbanos. Compostaje y grado de madurez del compost. En: "*Residuos sólidos urbanos y Medio Ambiente*" (Ed. de Herráez, I.; López, J.; Rubio, L.; Fernández, M.E.) Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, pp: 80-87.

QUIN, X.S., HUANG, G., ZENG, G., CHAKMA, A., XI, B. 2007. A fuzzy composting process model. *J, Air Waste Manag. Assoc.* 57(5)

RAJAMÄKI, T., ARNOLD M., VENELAMPI O., VIKMAN M., RÄSÄNEN J., ITÄVAARA M. 2005. An electronic nose and indicator volatiles for monitoring of the composting process. *Water, air and soil pollution.* vol. 162, nº1-4, pp. 71-87.

ROIG, A. Y SÁNCHEZ, A. 2007. Capítulo 7: Control de la emisión de gases y olores. En: *Compostaje*. Ed. Mundi-Prensa. pp: 165-185.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., PAREDES, C. Y BERNAL, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78(3): pp: 301-308.

SAÑA, J. Y SOLIVA, M., 1987. *El compostatge, precès, sistemes i aplicacions*. Quaderns d ecología aplicada. Servei del Medi Ambient. Diputació de Barcelona, 96p.

SAWYER, C.N. AND P.L. MCCARTY, 1978. *Chemistry for Environmental Engineering*. McGraw-Hill, Inc., Boston, MA.

SCHALLER, E., BOSSET, J.O., ESCHER, F., 1998. 'Electronic noses' and their application to food. *Lebensmittel-Wissenschaft und -Technologie* 31, pp: 305-316.

SCHIFFMAN, S.S., J.M. WALKER, P. DALTON, T.S. LORIG, J.H. RAYMER, D. SHUSTERMAN, AND C. M. WILLIAMS, 2000. Potential Health Effects of Odor From Animal Operations, Wastewater Treatment and Recycling of Byproducts. Duke University, NC.

SCHLEGELMILCH, M., STREESE, J., BIEDERMANN, W., HEROLD, T., AND STEGMANN, R. 2005. Reducing odorous emissions from Biowaste composting plants by Means of biological waste gas Treatment systems. Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.

SCHUCHARDT, F. 1987. Composting of liquid manure and straw. Proceedings of Agricultural Waste Management and Environmental Protection 4th International Symposium of CIEC, Braunschweig, Vol. I, pp: 271-282.

SHAW, C.M. Y STENTIFORD, E.I. 1996. Heat transfer in composting system. En "*The Science of Composting*". (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol II, pp: 1331-1334.

SHIFFMAN, S.S., 1998. Livestock Odors: Implications for Human Health and Well-Being., Duke University Medical School, Durham, NC.

SHUMANN, G.L.; SOARES, H.; HOLDEN, C.M. Y SWITZENBAUM, M.S. 1993. Relationship of traditional parameters of compost stability to turfgrass quality. *Environ. Technol.* 14 (3): pp: 257-263.

SINGH, C.P. Y AMBERGER, A. 1990. Humic substances in straw compost with rock phosphate. *Biol. Wastes* 31: pp: 165-174.

SIKORA, L.J. Y SOWERS M.A. 1985. Effect of temperature contro on the composting process. *J. Environ. Qual.* 14 (3): pp: 434-439.

SIRONI, S., CAPELLA, L., CENTOLA, P., DEL ROSSO, R. E IL GRANDE, M. 2006. Continuous monitoring of odours from a composting plant using electronic noses. *Waste Manage.*, available on-line: doi:10.1016/j.wasman.2006.01.029.

SIRONI, S., CAPELLA, L., CENTOLA, P., DEL ROSSO, R. E IL GRANDE, M. 2005. Odour emission factors for the prediction of odour emissions from plants for the mechanical and biological treatment of MSW. *Atmospheric Environment* 40 pp 7632-7643.

SMET, E., VAN LANGENHOVE, H., DE BO, I., 1999. The emission of volatile compounds during the arerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Enviroment* 33, pp: 1295-1303.

SOLIVA, M. 2001. Compostatge i gestió de residuos orgànics. Compostatge i gestió de residuos orgànics. Diputació de Barcelona. Barcelona.

SPHON, E. 1978. Of compost maturity. *Compost Sci.* 19 (5): 13-17.

STANNERS D. Y BOURDEAU P. 1995. Waste. En «*Europe's Environment. The Dobris Assessment*». European Environment Agency, Copenhagen, pp: 230-250.

STETTER, J.R., AND W.R. PENROSE, 2001. The Electrochemical Nose.

STUETZ, R.M Y BOURGEOIS, W., 2004. Application of non-specific gas sensors for detection of odour abatement process failure. In: *Enviromental Odour Management, VDI-Berichte 1850*. VDI Verlag GmbH, Dusseldorf, Germany, pp. 463-471.

SUAGAHARA, K E INOKO, A. 1981. Comparison analysis of Hmus and characterization of Humic Acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 27: pp: 213-224.

SULER, D.J. Y FINSTEIN, S. 1977. Effect of Temperature, Aeration, and Moisture on CO₂ Formation in Bench-Scale, continuously Thermophilic Composting of Solid Waste. *Appl. Environ. Microbiol.* 33 (2): pp: 345-350.

TCHOBANOGOLUS, G.; THEISEN, H. Y VIGIL, S. 1994. Gestión integral de residuos sólidos. Ed. McGraw-Hill, Madrid, 1107p.

TIMMONS, L. 1995. Composting regulations stir up california farmers. *Biocycle* 36 (10): pp: 79-83.

TISDELL S.E., BRESLIN V.T., 1995. Characterization and Leaching of Elements from Municipal Solid Waste Compost. *J. Environ. Qual.* 24, pp: 827-833.

TOLVANEN, O.K., HANNINEN, K.I., VEIJANEN, A., VILLBERG, K., 1998. Occupational hygiene in biowaste composting. *Waste Manage Res* 16(6) pp. 520-540.

TURAN, N.G., AKDEMIR, A., ERGUN, O.N. 2007. Emission of Volatile Organic Compounds during Composting of Poultry Litter. *Water, Air, & Soil Pollution*, 184 (1), pp: 177- 182.

TYLER, R.W. 1996. The natural markets for compost. En "*The Science of Composting*". (Eds. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T.) Blackie Academic & Professional, London, Vol II, pp: 999-1010.

VAN DE KERKHOVE, J.M.; DÍEZ-LÓPEZ, J.A.; POLO-SANCHEZ, A. Y JACQUIN, F. 1990. Evaluación y control de la Dinámica de Nutrientes durante el Compostaje de Residuos Sólidos Urbanos mediante la extracción con agua y EUF. En Actas I Congreso Internacional de Química de la ANQUE "Residuos sólidos y líquidos: Su mejor destino", Puerto de la Cruz, Vol I, pp: 301-309.

VILLAR, M.C., BELOSO M.C., ACEA M.J., CABANEIRO A., GONZÁLEZ-PRIETO S.J., CARBALLAS M., DÍAZ-RAVIÑA M., Y CARBALLAS T., 1993. Physical and chemical characterization of four composted urban refuses. *Bioresource Technol.* 45, pp: 105-113.

WALKER, L.P. Y J.M. GOSSETT, 1999. Controlling Odors and Waste Stabilization in Composting Systems Through Process Design, Analysis and Monitoring. The New York State Energy Research and Development Authority. Albany, NY.

WALTER, J.M. 1993. Control of Composting odor, pp. 185-218. En: H.A.J. Hoitink y H.M. Keener (eds). Science and Engineering of Composting: Design, Enviromental, Microbiological and utilization Aspects. The Ohio State University, Wooster, OH, EE.UU.

WILKINS, K., 1994. Volatile organic compounds from household waste. *Chemosphere* 29(1) pp.47-53.

WILLIAMS, T.O. Y MILLAR, F.C. 1993. Composting facility odor control using biofilters, pp. 268-281. En: H.A.J. Hoitink y H.M. Keener (eds). Science and Engineering of Composting: Design, Enviromental, Microbiological and utilization Aspects. The Ohio State University, Wooster, OH, EE.UU.

WILLMINK, T.R., Y R.G. DIENER, 2001. Handbook for Commercial and Municipal composting in West Virginia.

XI, B.D., QURN, X.S., SU, X.K., JIANG, Y.H. Y WEI, Z.M. 2008. Characterising effects of uncentainties in MSW composting process through a compled fuzzy vertex and factorial-analysis approach. *Waste managemat.* 28(9) pp. 1609-1623.

YAMAZOE, N., SAKAI, G., SHIMANOE, K., 2003. Oxide semiconductor gas sensor. *Catalysis Surveys from Asia* 7 (1), pp. 63-75.

ZADEH, L.A. 1965. Fuzzy Sets: *Information and Control* 8:338-353.

ZARRA, T., NADDEO, V., Y BELGIORNO, V. 2008. A novel tool for estimating the odour emissions of composting plants in air pollution management. *Global NEST Journal*.

ZHU, N. W. 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97(15) pp. 1870-1875.

ZHU, N. 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw *Bioresource Technology*, 98 (1), pp 9 -13.

ZOU, S.C., LEE, S.C. CHAN, C.Y., HO, K.F., WANG, X.M., CHAN, L.Y., ZHANG, Z.X., 2003. Characterization of ambient volatile organic compound at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere* 52, pp 1015-1022.

ZUCCONI, F. Y DE BERTOLDI, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: "*Compost: Production, Quality and Use*" (Ed. M. de Bertoldi; M.P. Ferranti; P. L'Hermite y F. Zucconi). Elsevier Applied Science, London, pp. 30-50.

ZUCCONI, F. Y DE BERTOLDI, M. 1987B. Specifications for solid waste compost. *Biocycle* 28 (5/6): pp 56-61.
