



**VNiVERSiDAD  
D SALAMANCA**

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y TEXTIL  
UNIVERSIDAD DE SALAMANCA**

TESIS DOCTORAL

OPTIMIZACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE LAS  
FRACCIONES ORGÁNICA Y DE RECHAZO  
PROCEDENTES DE RESIDUOS URBANOS

Cristina Montejo Méndez

Salamanca, Marzo 2015





VNiVERSIDAD  
D SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

Departamento de Ingeniería Química y Textil  
Plaza de los caídos, 1-5 37008  
Salamanca (Spain)  
Tel +34 923 294479  
Fax: +34 923 294574

## Optimización en el tratamiento de las fracciones orgánica y de rechazo procedentes de residuos urbanos

Memoria presentada por la Ingeniera Química Dña. Cristina Montejo Méndez para optar al grado de Doctora por la Universidad de Salamanca.

Fdo.: Cristina Montejo Méndez  
Salamanca, Marzo de 2015

La presente tesis doctoral ha sido dirigida por la Doctora María del Carmen Márquez Moreno, Profesora Titular del Área de Ingeniería Química y Textil de la Universidad de Salamanca, que autoriza su presentación ante la Comisión de Tercer Ciclo de la Universidad de Salamanca. Y para que así conste, firma el presente informe.

Fdo.: M<sup>a</sup> del Carmen Márquez Moreno  
Salamanca, Marzo de 2015



“El camino del progreso no es rápido ni fácil”  
Marie Curie (1867-1934)



## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero dar las gracias a mi directora, la Dra. M<sup>a</sup> del Carmen Márquez, por su magnífica dirección en este trabajo de investigación, por sus rápidas respuestas y sabias correcciones especialmente en los años que he compaginado la elaboración de esta memoria con el trabajo en la empresa privada. En estos momentos me acuerdo con especial cariño del que también debería haber sido mi director de tesis, D. Pedro Ramos Castellanos, sin cuyo apoyo este trabajo nunca hubiera comenzado. Quiero dar las gracias también al Dr. Carlos Costa Pérez por su colaboración en este trabajo, especialmente en la elaboración de las publicaciones y por sus valiosos consejos como miembro del grupo de investigación.

Quiero dar las gracias especialmente a mis compañeros en el grupo de investigación, con los que he compartido las dificultades del trabajo con residuos urbanos pero que con su alegría y buen humor han hecho mucho más llevadera la experimentación. Gracias Rosario, Elisa, Manu, Rafa, Milena, Javier, Fran, Muliye, Marta, Carlos, Mercedes, Diego, Yovana y Felipe. Gracias también al resto de compañeros del laboratorio así como al resto del departamento de Ingeniería Química. Tengo un muy buen recuerdo de los años que pasé en ese sótano (bien iluminado) y siempre he recibido vuestra ayuda y apoyo cuando lo he necesitado. Gracias a Estrella y Vicen por su suministro energético y su buen humor.

Sin duda alguna lo mejor que me llevo de esta etapa son amigos de los que son para siempre: Elena, Antonio, Pepe, Manu, Marta y Rafa.

Thank you very much to all the people I met in the Department of Environmental Engineering of the Technical University of Denmark. It was a

great experience both personally and professionally. This planet needs more research groups working like you.

Quiero agradecer además el apoyo económico de la Junta de Castilla y León concediéndome uno de los contratos para personal investigador en formación en el año 2009 lo que me permitió realizar este trabajo de investigación. Espero que el número de estos contratos cambie su tendencia actual y más personas puedan tener esta oportunidad. Gracias también a la Universidad de Salamanca por sus ayudas a la movilidad y a la Fundación Focus Abengoa por su Ayuda de Investigación.

Pero si he llegado hasta aquí, hasta tener la oportunidad de defender mi tesis doctoral, es gracias a mi familia. A mi padre, a mi madre, a mi hermano y a mi marido. Mis padres por su apoyo desde el primer día de colegio hasta el último día como estudiante de tercer ciclo, por darles a sus hijos la mejor educación dentro y fuera de casa y enseñarnos que todo esfuerzo tiene su recompensa. Mi hermano, que es mi debilidad y que siempre ha estado a mi lado, compartiendo buenos y malos momentos, me encantó crecer contigo y saber que siempre nos tendremos el uno al otro. Y gracias a Samuel, por apoyarme en esta etapa como siempre lo ha hecho, sacrificando tanto como yo durante todo este tiempo y haciendo lo más difícil, que es poner las cosas fáciles. Te quiero.



---

---

# ***Índice***

---

---



## **Índice:**

Resumen .....	1
Abstract .....	13
1. Introducción.....	23
2. Revisión Bibliográfica .....	41
2.1. Composición de los RU.....	43
2.2. Marco legislativo.....	49
2.3. Tratamiento mecánico-biológico.. ..	54
2.4. Compostaje de la fracción orgánica contenida en los RU.. ..	59
2.4.1. Parámetro del proceso de compostaje.. ..	61
2.4.2. Sistemas industriales de compostaje.. ..	64
2.4.3. Uso del compost procedente de RU.. ..	67
2.4.4. Normativa española relativa a la calidad del compost.....	70
2.5. Digestión anaerobia de la fracción orgánica de RU.. ..	74
2.5.1. Parámetro del proceso de digestión anaerobia.....	77
2.5.2. Sistemas industriales de fermentación anaerobia.. ..	82
2.5.3. Uso del digesto procedente de la digestión anaerobia de RU..	84
2.6. Incineración de RU.....	43
2.7. Análisis del ciclo de vida.. ..	85
3. Objetivos .....	95
4. Materiales y Métodos .....	101
4.1. Toma de muestras.. ..	103
4.2. Caracterizaciones.. ..	105
4.3. Humedad y materia seca.....	106
4.4. Cenizas y materia orgánica.. ..	107

4.5. Carbono orgánico total (muestras sólidas).....	108
4.6. Nitrógeno Kjeldahl.. .....	109
4.7. pH.....	111
4.8. Granulometría.. .....	112
4.9. Densidad.....	114
4.10. Impurezas.. .....	115
4.11. Análisis químico elemental.....	116
4.12. Poder calorífico.. .....	117
4.13. Sólidos.. .....	119
4.13.1. Sólidos totales. ....	119
4.13.2. Sólidos en suspensión y concentración de biomasa.....	121
4.14. Demanda química de oxígeno.....	122
4.15. Carbono orgánico total (muestras líquidas).....	124
4.16. Ácidos grasos volátiles.. .....	127
4.17. Nitrógeno amoniacal.....	129
4.18. Cloruros, nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos.....	131
4.19. Biogás.....	132
4.20. Tratamiento estadístico de los datos .....	134
5. Resultados y Discusión .....	139
5.1. Características de los CTRs.....	141
5.1.1. Descripción general de un CTR en Castilla y León. ....	141
5.1.2. CTR 1 .....	145
5.1.3. CTR 2.....	149
5.1.4. CTR 3 .....	150
5.1.5. CTR 4 .....	151
5.1.6. CTR 5.....	153

5.1.7. CTR 6 . . . . .	156
5.1.8. CTR 7 . . . . .	158
5.1.9. CTR 8. . . . .	160
5.1.10. CTR 9 . . . . .	163
5.1.11. CTR 10. . . . .	165
5.1.12. Análisis comparativo entre los CTRs. . . . .	166
5.2. Composición de las corrientes de entrada y rechazo en los CTRs. . . . .	173
5.2.1. Composición RU en masa y CDR. . . . .	174
5.2.2. Evaluación del poder calorífico de los residuos . . . . .	194
5.3. Análisis de los procesos de compostaje. . . . .	203
5.3.1. Composición entrada y salida de los procesos de compostaje	204
5.2.2. Características de los bioestabilizados elaborados en los CTRs . . . . .	215
5.4. Digestión anaerobia de la fracción orgánica contenida en los RU. . . . .	255
5.4.1. Influencia de la composición en el rendimiento del proceso ..	257
5.4.2. Proceso anaerobio continuo en planta piloto . . . . .	274
5.5. Análisis del ciclo de vida de la gestión de residuos en Castilla y León ..	313
5.5.1. Escenarios evaluados. . . . .	313
5.5.2. Alcance y definición de la unidad funcional. . . . .	315
5.5.3. Evaluación de impactos . . . . .	316
5.5.4. Inventario . . . . .	318
5.5.5. ACV del modelo actual de gestión. . . . .	323
5.5.6. Potenciales mejoras del modelo actual de gestión . . . . .	333
6a. Conclusiones. . . . .	341
6b. Conclusions . . . . .	353
7. Articles. . . . .	365

7.1. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants.....	367
7.2. Energy recovery of reject fraction of municipal solid waste resulting from the mechanical-biological treatment plants.....	375
7.3. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants .....	383
7.4. Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization.....	391
7.5. Influence of feedstock composition and composting systems on physical and chemical properties of compost from municipal solid waste.....	425
8. Bibliografía.....	471
Anejo I. Datos experimentales.....	491
Anejo II. Índice de tablas y figuras.....	523
Anejo III. Nomenclatura.....	539

---

---

# *Resumen*

---

---





Con el fin de fomentar una correcta gestión de los residuos urbanos (RU), la Unión Europea redactó la Directiva Europea 1999/31/CE, una de las más ambiciosas e importantes políticas europeas sobre residuos. En ella se indica la jerarquía que se debe seguir en el tratamiento de los RU fomentando por este orden, su reducción, reutilización, reciclaje, valorización y, por último, el depósito en vertedero. Se establecen, además, unos objetivos de reducción del material biodegradable que se destina a vertedero. Para cumplir con estas premisas, en la región de Castilla y León, además de fomentar el reciclado aumentando el número de contenedores destinados a la recogida selectiva, se construyeron durante las últimas décadas hasta 12 Centros de Tratamiento de Residuos (CTRs). En estos CTRs se realizan fundamentalmente las tareas de reciclado y transformación, separando por un lado la materia orgánica contenida en los RU y recuperando por otro las distintas fracciones susceptibles de ser recicladas tales como el plástico, los metales o el papel. La materia orgánica es estabilizada mediante un tratamiento biológico produciendo biogás o compost reduciendo así la cantidad de materia biodegradable que se deposita en vertedero.

Sin embargo, años después de la entrada en vigor de dicha Directiva Europea, la información relativa a la gestión de residuos en la zona de estudio es escasa. Datos tan importantes como la composición de los RU y su evolución en el tiempo o los rendimientos que se consiguen en los centros de tratamiento, son aún desconocidos. Un mayor grado de conocimiento acerca de estos aspectos podría favorecer el desarrollo o la optimización de procesos que sean alternativas reales para la gestión de los RU. En la actualidad, uno de los principales retos para la ingeniería química es la transformación de estos residuos en materias primas valiosas para otros procesos. Además, debido a la gran cantidad de RU generada anualmente y a nivel mundial, cualquier avance en este campo tiene un grandísimo impacto. Teniendo en cuenta que las corrientes más importantes generadas con el actual modelo de gestión son la fracción orgánica y el rechazo o combustible derivado del petróleo (CDR), el enfoque de este trabajo se centrará en la optimización del tratamiento de ambas fracciones.

La materia orgánica es tratada mediante dos tipos de tratamiento biológico en esta región, el compostaje y la digestión anaerobia. El producto principal de las instalaciones de compostaje es un material bioestabilizado que, si tiene la calidad suficiente, puede utilizarse como enmienda orgánica o sustrato de cultivo. La digestión anaerobia, además del material bioestabilizado, produce biogás que se utiliza para generar electricidad. El análisis completo de ambas biotecnologías permitirá conocer el rendimiento real de ambos procesos así como detectar sus debilidades y fortalezas de manera que se puedan proponer alternativas para su optimización desde un punto de vista tecnológico y medioambiental. Por otro lado, conocer la composición del rechazo de los centros de tratamiento permitiría evaluar el grado de cumplimiento de la Directiva Europea así como evaluar otras opciones de valorización alternativas al depósito en vertedero acordes con la jerarquía del tratamiento de RU. Se debe incluir, por tanto, un análisis del ciclo de vida del sistema actual de gestión de los RU de Castilla y León así como de las distintas alternativas propuestas.

Como primer paso, se realizaron visitas de carácter técnico a los 10 CTRs que se encontraban en funcionamiento en esta región al inicio de la investigación. Durante estas visitas se recopiló la información más relevante relativa al diseño de dichos centros, las operaciones unitarias que se realizan así como las especificaciones de los equipos que realizan dichas operaciones, prestando especial atención a las áreas de compostaje y digestión anaerobia. El proceso en términos generales es similar en todos los centros. Cuenta en primer lugar con una separación de la materia orgánica por medio de un trómel de entre 80 y 90 mm de tamaño de malla y con una recuperación posterior de los materiales reciclables que se realiza de manera manual en 9 de los 10 CTRs. En 5 CTRs existen módulos de biometanización, sin embargo, solamente 3 de ellos se encontraban en funcionamiento. Los gestores alegan problemas de excesivo contenido en inertes en el material de entrada. En todos los centros existen, no obstante, módulos de compostaje. En aquellos en los que el compostaje es el único tratamiento biológico, toda la materia orgánica separada en el trómel es llevada hasta estos módulos mientras que, en los centros con biometanización, es el digestato obtenido el que es estabilizado. En todos los CTRs se obtiene por tanto un bioestabilizado que puede ser vendido como enmienda orgánica, pero este

producto tiene muy distinta aceptación en función del centro en el que se produce. Otro de los problemas detectados en esta etapa es la colmatación excesivamente temprana de los vertederos adyacentes a los CTRs. De acuerdo con los datos proporcionados, de media se destina a vertedero el 70% en masa de los RU en masa que son tratados en las plantas.

Para conocer los rendimientos de los CTRs de la región se realizaron caracterizaciones de las corrientes principales, RU en masa (entrada al CTR), rechazo o CDR (con actual destino a vertedero), materia orgánica (entrada a los procesos biológicos) y materia orgánica compostada (salida del proceso de compostaje). Tras la realización de un total de 32 caracterizaciones se obtuvo una composición media tanto para los RU en masa como para el CDR; en el primer caso supone una actualización frente a los últimos resultados de la región que datan de 2005 mientras que en el caso del CDR se obtiene su composición por primera vez.

Teniendo en cuenta las caracterizaciones del CDR y los balances másicos aportados por los CTRs se puede comprobar que las tasas de reducción de material biodegradable fijadas por la Directiva Europea 1999/31/CE y su transposición española (RD 1481/2001) se cumplieron en el año 2006 fundamentalmente por la instalación de 10 CTRs. Sin embargo, no se alcanzó el objetivo de 2009 a pesar de que la reducción en la cantidad de CDR destinado a vertedero fue importante. Para cumplir con el objetivo de 2016, teniendo en cuenta las tendencias actuales, se debe reducir aún más el CDR que se deposita en vertedero o aumentar la recuperación del material biodegradable en los CTRs. Tampoco se cumplieron los objetivos fijados por la legislación regional, más ambiciosos que los fijados a nivel europeo, relativos a la reducción tanto en la cantidad de CDR como en la de materia orgánica depositados en vertedero.

Con respecto a los materiales reciclables, el CDR aún está compuesto en más de la mitad de su peso por materiales susceptibles de ser reciclados como papel y cartón o plásticos. En términos generales, las tasas de recuperación de los materiales mediante sistemas mecanizados son más elevadas que las manuales. Los metales férricos y no férricos se recuperan de media hasta en un 62% aproximadamente mientras que recuperaciones manuales como la del papel y

cartón alcanza en el mejor de los casos un 40%. Estos ratios podrían aumentarse siempre que se aumente el número de operadores dedicados a estas tareas o se sustituyan por elementos mecánicos novedosos como el sistema óptico instalado en el CTR8, que mostró gran eficacia. Los rendimientos de recuperación manual están claramente influenciados por el precio de los materiales reciclables, en este momento las tasas más elevadas se obtienen para el PET (politereftalato de etileno) y los bricks con un 60 y un 40% respectivamente, aunque otros plásticos como el PEAD (polietileno de alta densidad) son también recuperados manualmente en todas las instalaciones. Sin embargo, la recuperación de papel y cartón únicamente se realiza en 3 de los 10 CTRs analizados, de ahí su alto porcentaje en el CDR. Esta es una de las principales causas por las que se incumplen las directrices relativas a la cantidad de material biodegradable en el vertedero. Claramente, se deben aumentar los ratios de recuperación de este material en la región.

Para evaluar otras opciones de tratamiento del CDR alternativas al depósito en vertedero y una vez conocida su composición, se analizaron algunos de sus parámetros energéticos más importantes como la humedad, la composición elemental, el poder calorífico superior o su contenido en cenizas. Teniendo en cuenta los valores de humedad (cercana al 20%) y el poder calorífico inferior del CDR generado en los CTRs de Castilla y León (17 MJ/kg), puede concluirse que la incineración de este combustible sería rentable energéticamente.

Además de la corriente de CDR, se han evaluado los rendimientos de los tratamientos que recibe la corriente de materia orgánica. Para ello se caracterizaron hasta 30 muestras de las corrientes de entrada a los procesos tanto de compostaje como de digestión anaerobia así como la corriente de salida del proceso de compostaje. La composición de la materia orgánica que se obtiene como hunkido en los trómeles de 80-90 mm presenta una gran cantidad de materiales improprios (9% plásticos, 11% vidrio) que, por tratarse de materiales inertes, aparecen también en las corrientes de salida del compostaje. Estos improprios, aunque durante el compostaje actúan como estructurantes (es el caso de los plásticos), deben ser eliminados en la etapa de refinado del compost. También deben eliminarse en esta etapa elementos altamente contaminantes como las

pilas, ya que aparecieron en hasta en 7 de las 30 muestras caracterizadas y nunca deben alcanzar el bioestabilizado. Parece claro que se debe aumentar la concienciación ciudadana para segregar correctamente los residuos y depositar este tipo de residuos peligrosos en los contenedores habilitados para ello. Sería necesario analizar también si el número de contenedores es el adecuado incluso en las poblaciones más pequeñas de la región.

Con el fin de comprobar la calidad del producto principal del compostaje, el bioestabilizado, se analizaron hasta 3 muestras de cada uno de los 10 CTRs. Para ello, se utilizó la metodología específica recomendada por la legislación para abonos orgánicos y los resultados fueron comparados con los límites establecidos por el RD 506/2013 relativo al poder fertilizante de las enmiendas orgánicas. De acuerdo con este texto, los bioestabilizados deben cumplir una serie de requisitos físico químicos para ser considerados fertilizantes de clase A, B o C en función de la calidad de los mismos (siendo la A la mejor de las tres). Tras el análisis de los resultados obtenidos para los bioestabilizados elaborados en la región en parámetros como la humedad, el porcentaje en materia orgánica, la relación C/N, el porcentaje de impurezas, la distribución del tamaño de partícula, el pH o la concentración de nutrientes y metales pesados, solamente 3 de ellos cumplían los requerimientos marcados por la legislación, los producidos en los CTRs 3, 4 y 10. Ninguno de ellos consigue la mejor calidad (clase A), el bioestabilizado del CTR10 es catalogado dentro de la clase B mientras que los producidos en los CTRs 3 y 4 pertenecen a la clase C y deben cumplir con ciertas limitaciones de dosis durante su aplicación a los suelos. A pesar de la presencia entre los residuos de productos peligrosos como son las pilas y baterías, la concentración de metales pesados no es la principal razón de la baja calidad de los productos. Únicamente en el caso del plomo se encontraron dos muestras con un valor superior al permitido, lo que hace inutilizable el bioestabilizado producido en el CTR 6. Además del contenido en plomo, el bioestabilizado generado en el CTR6 presenta el mismo problema que los otros 6 bioestabilizados que se han encontrado no adecuados para su uso como enmiendas orgánicas: el elevado porcentaje de impurezas de un tamaño superior a 2mm. Parece claro que se está obteniendo, de manera generalizada, un bajo rendimiento en los sistemas de afino. En la mayoría de los centros, el afino se realiza mediante trómeles, mesas densimétricas y ciclones. Cuanto menor es la

mallas del trómel de afino, menos material se obtiene pero con un menor contenido en impurezas; del mismo modo, la mesa densimétrica puede ser ajustada mejorando la separación a costa de cierta pérdida de material. Sería preferible mejorar la calidad del producto reduciendo la producción antes que la acumulación de toneladas de producto de baja calidad tal como ocurre en la actualidad. Sin embargo, la demanda de este producto no parece estar relacionada con la calidad; el bioestabilizado de mayor calidad (CTR<sub>10</sub>) se regala a los agricultores de la zona mientras que, en otras provincias, se paga por productos de peor calidad que no cumplen con los requisitos de la legislación. Para asegurar la protección de los suelos de la región y conseguir además una mejor aceptación de este producto cuando tiene la calidad necesaria, se debe someter a controles y certificaciones de calidad.

Por otro lado, el funcionamiento de la tecnología que utiliza la digestión anaerobia como tratamiento biológico de la materia orgánica, disponible en algunos de los CTRs de la región, no está resultando satisfactorio. En 2 de los 5 centros se encontraba parada, en uno de ellos por las obras destinadas a mejorar su rendimiento puesto que la materia orgánica llega al reactor con gran cantidad de inertes y, en el otro caso, se ha optado por tratar toda la materia orgánica mediante compostaje a pesar del diseño del CTR. El único centro que afirmaba obtener buenos rendimientos en esta etapa fue el CTR<sub>9</sub>. Este centro tiene la particularidad de ser el único que realiza la digestión por vía seca, es decir, con un porcentaje de sólidos más elevado que el resto y, además, la materia orgánica que se lleva a este proceso proviene de una recogida selectiva (la única que existe en la región). A la vista de las caracterizaciones de la materia orgánica obtenida como hundido del trómel con una gran cantidad de inertes, es de esperar que la materia orgánica recogida de manera selectiva evite los problemas a los que aluden el resto de centros.

Con el fin de proponer posibles mejoras para el proceso, se ha optado por estudiar en profundidad, a escala de laboratorio y piloto, la biometanización de la fracción orgánica contenida en los RU en las condiciones que resultan problemáticas para los gestores, vía húmeda y materias primas no seleccionadas. Tras una primera evaluación de las condiciones de operación en la que se realizaron dos experiencias discontinuas en paralelo con la fracción orgánica

seleccionada y no seleccionada, se observó una mayor producción de metano en el caso de la materia prima seleccionada aunque el proceso fue más lento. La adición de inóculo en el caso de la materia prima seleccionada ayudó a acelerar el proceso. La experiencia discontinua permitió confirmar la viabilidad del proceso en las condiciones de operación de los CTRs, es decir, fracción orgánica no seleccionada, vía húmeda, régimen mesófilo y sin inóculo, y seleccionar el tiempo de residencia que maximiza la producción de biogás, 20 días. Estas condiciones se reprodujeron en la planta piloto instalada en el laboratorio para una capacidad de tratamiento de 400 ml/d y un tamaño de reactor de 5 litros. La planta operó en continuo durante casi 100 días reproduciendo el arranque de las plantas comerciales: una primera etapa en circuito cerrado que permite el crecimiento de la biomasa en el interior del reactor y una segunda etapa en circuito abierto en la que la planta fue alimentada con un influente preparado a partir de una corriente real de uno de los CTRs de la región. En esta segunda etapa, tras 20 días se alcanzó el estado estacionario y a pesar de los cambios observados en la composición del influente, se necesitaron 10 lotes, se obtuvo un efluente de composición estable. Estos cambios en la composición del influente, a pesar de haberse preparado en las mismas condiciones, reflejan la variación a las que están sometidos estos procesos por la naturaleza tan diversa de sus materias primas. Sin embargo, se ha observado que una población microbiana estable es capaz de amortiguar estas variaciones y mantener la composición en el efluente. Se mantuvo la carga orgánica del efluente en valores de 3000 mg O<sub>2</sub>/l para influentes con cargas entre 10000 y 20000 mg O<sub>2</sub>/l, es decir, una degradación de la materia orgánica de hasta el 90% con una producción de metano esperada proporcional a esta degradación. Se concluyó la investigación con la determinación de la cinética del proceso. Tras la determinación de los parámetros cinéticos y su aplicación en los modelos de Monod, Contois, Chen y Hashimoto, Mc Kinney, Eckenfelder y Grau, se observó un mejor ajuste en el caso del Modelo de Contois con una velocidad específica de degradación ligeramente superior a la encontrada por otros autores para casos en los que la materia prima del proceso es materia orgánica seleccionada en origen.

En los CTRs el efluente del digestor anaerobio es sometido a una centrifugación para separar la fase líquida (que es devuelta al proceso) de la sólida (digesto o lodos de digestión). Los lodos de digestión son llevados a los túneles y

sometidos a un ciclo completo de compostaje antes de su venta como enmienda orgánica. Para tratar de optimizar esta etapa, se analizaron en los lodos de digestión del CTR<sub>1</sub> los parámetros más importantes de entre los requeridos por la legislación. El resultado fue que el contenido de materia orgánica, la relación C/N y el resto de parámetros eran los adecuados pero su contenido en Cadmio estaba por encima de los límites permitidos. Puesto que en el bioestabilizado de este CTR<sub>1</sub> no se encontró un exceso de metales pesados, debe considerarse este hecho como puntual y descartarse la partida procedente de estos lodos de digestión aunque cabe esperar que el resto alcance la calidad suficiente. Puesto que el único parámetro que es necesario ajustar tras la etapa de digestión anaerobia parece ser la humedad y ya que hay que asegurar una completa higienización del producto, se propone reducir el ciclo de compostaje de estos lodos a una única etapa de maduración. Sin embargo, durante esta etapa de maduración se debe aumentar la temperatura y la aireación dentro de los túneles para permitir al producto alcanzar la calidad adecuada.

Se ha completado el análisis del modelo de gestión de los RU en Castilla y León con un análisis del ciclo de vida (ACV). Por un lado, se han evaluado los escenarios actuales con el objetivo de proporcionar una visión general de los impactos que tiene la operación de los CTRs sobre el medio ambiente. Por otro lado, con el fin de que los resultados de este análisis puedan ser utilizados como herramienta de apoyo en los procesos de toma de decisiones, se han evaluado desde el punto de vista medioambiental, las distintas mejoras identificadas durante este trabajo. Estas mejoras son la incineración del CDR en lugar de su depósito en vertedero, la optimización de los procesos biológicos anaerobios y la optimización de la recuperación de materiales reciclables.

Los resultados del análisis mostraron que las actividades con una mayor influencia en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero de entre las desarrolladas en los CTRs son la recuperación de materiales reciclables, el secuestro de carbono en los vertederos y la recuperación energética a través de la digestión anaerobia. No obstante, de entre las alternativas propuestas, la incineración del CDR no parece proporcionar beneficios ambientales claros. Solamente se obtendrían beneficios ambientales en la categoría de calentamiento



global si la energía marginal sustituida por la energía generada en la incineración del CDR fuese el carbón. Si la energía marginal es el gas natural, opción más realista en la región en la actualidad, la incineración del CDR no presenta ventajas ambientales frente al depósito en vertedero en la categoría más importante. Sí es claramente favorable en el resto de categorías aunque se necesitaría una base más sólida para sostener este cambio tan importante en la gestión de RU de la región. Sí es claro, sin embargo, el beneficio de un aumento en los porcentajes de recuperación de materiales reciclables y en el tratamiento de la materia orgánica mediante digestión anaerobia en lugar de compostaje incrementando en la medida de lo posible el rendimiento de las instalaciones actualmente en funcionamiento.

Como conclusión final de este trabajo se puede decir que se han identificado una serie de puntos clave en los que aún se puede mejorar el modelo de gestión de los RU en la región. Asimismo, se ha aumentado el grado de conocimiento de la composición y las características más importantes, tanto de los RU que constituyen la entrada a los CTRs, como de todos los productos obtenidos tras el tratamiento mecánico y biológico. Esto permite hacer una serie de propuestas para continuar mejorando el rendimiento de dichos procesos que aún dista de ser el óptimo por causa, entre otras cosas, de la gran heterogeneidad en la composición de las materias primas que, por su naturaleza, no puede ser controlada. Las recomendaciones surgidas tras la finalización de este trabajo de investigación han sido puestas en conocimiento de los principales actores implicados en la gestión de RU y algunas de ellas pueden resultar de aplicación inmediata. De acuerdo con estos resultados, para optimizar el rendimiento tanto de las plantas en funcionamiento como las de nueva construcción, se debe: optimizar la recuperación de materiales reciclables a través de una mayor automatización de la separación; dar prioridad a la digestión anaerobia con producción de electricidad frente al compostaje; mejorar el rendimiento de la digestión anaerobia con un mejor control del proceso y un aumento en la reutilización del calor residual; y aumentar la calidad de los bioestabilizados antes de su uso como enmiendas orgánicas principalmente mediante mejoras en la etapa de refino.



---

---

# ***Abstract***

---

---



With the aim of promoting a correct management of municipal solid waste (MSW), the European Union drafted the European Directive 1999/31/EC, one of the most ambitious and important European policies on waste. This regulation establishes the hierarchy to be followed by waste management, in this order, reduction, reuse, recycling, recovery and landfill and additionally, reduction targets of biodegradable material sent to landfill were set for UE countries. In order to reach these goals, in the region of Castilla y Leon (Spain) during the last decade, the number of bins for selective collection was increased and up to twelve mechanical-biological treatment plants (MBTPs) were built. In these MBTPs, after recyclable fractions like plastics, metals or paper are recovered, the organic matter present in MSW is stabilized by biological treatments. Biogas and/or compost are produced in these biological stages and consequently, the amount of biodegradable material landfilled is reduced.

However, years after the enactment of the European Directive, the information regarding waste management in the studied area is insufficient. Important information such as MSW composition and its evolution over the time or the yields achieved by the MBTPs in this region are still unknown. A deeper knowledge about these aspects might boost the development and optimization of processes which could be real alternatives for MSW management. Currently, one of the main challenges of Chemical Engineering is the transformation of waste into valuable raw materials for other processes. Moreover, due to the large amount of MSW generated annually worldwide, any progress in this field causes a huge impact. Since the organic fraction and the reject or refuse derived fuel (RDF) are the main streams generated by the current management model, this work will be focus on the optimization of the treatment of both fractions.

The organic matter can be stabilized by one of both biological treatments in this region, composting or anaerobic digestion. The final product of composting systems is a bio-stabilized material that, if shows enough quality, can be used as organic amendment or agricultural substrate. A bio-stabilized material is obtained also as final product in the anaerobic digestion after biogas production while biogas is used to generate electricity. A complete analysis of both biotechnologies will reveal the current performance of both processes as well as identify their strengths and weaknesses so that, alternatives for technological and

environmental optimization can be proposed. On the other hand, results obtained after characterizing the reject fraction from MBTPs, will allow assessing the compliance degree with the European Directive. In addition, other valorisation options can be evaluated as alternative management to landfilling according to the waste hierarchy hence, the study should include a Life Cycle Analysis (LCA) of the current management system in Castilla y León and the proposed alternatives.

At the beginning of this investigation, several technical visits to the 10 MBTPs in operation at that time were conducted. The objective was to gather the most relevant information about the unit operations included in the design of the MBT plants and the equipment specifications, paying particular attention to composting and anaerobic digestion. In general terms, all the plants showed similar configuration with a first separation of the organic matter as the undersized fraction of 80-gomm trommel, and a subsequent recovery of recyclable materials carried out manually in 9 of the 10 MBTPs. In 5 of the MBTPs the organic matter can be treated by anaerobic digestion although in 3 of them this module was stopped. Managers alleged an excessive content of inert material in the input as the main cause of the stoppages. On the other hand, in all the MBTPs the composting modules were working. There are composting tunnels in all the MBTPs where the organic matter or the digestate obtained after anaerobic digestion are stabilized. Therefore, a biostabilized material is produced in all the MBTPs which can be sold as organic amendment although with very different acceptance depending on the local market. Another problem detected at this stage is the early overload of the landfills adjacent to each MBTP. According to the provided data, as average, 70% of the MSW input is landfilled as reject of the MBTPs.

In order to know the MBTP yields in the studied region, several characterizations were performed to the main streams: MSW (MBTP input), reject or RDF (currently landfilled), organic matter (biological processes input) and composted organic matter (composting process output). After 32 characterizations, the average composition was obtained for both MSW and RDF. MSW composition was updated for the first time in a decade while it is the first characterization of the RDF in this region.

The degree of compliance with European Directive 1999/31/CE and the Spanish transposition (RD 1481/2001) in the MBTPs of this region could be calculated based on the obtained RDF characterizations and mass balances provided by the MBTP managers. According to these results, objective of 2006 (25% of reduction on biodegradable waste landfilled in 1995) was fulfilled mainly because of the built of 10 MBTPs in those years. However, objective of 2009 (50% of reduction) was not reached, in spite of the important reduction achieved in the amount of RDF which is landfilled. The amount of biodegradable waste sent to landfill in 2009 is still 56.8% of the biodegradable waste landfilled in 1995. Additionally, in order to reach the objective of 2016 (65% of reduction) and taking into account the present trend, the amount of RDF currently landfilled should be reduced or increase the recovery of organic matter in the MBTP. Local objectives regarding to RDF and organic matter reduction in landfills, even more ambitious than those at European level, were not achieved either.

With respect to recyclable materials, more than 50% weight of the RDF is still composed of recyclable materials like paper and cardboard or plastic fractions. In general, mechanical systems showed higher recovery ratios than manual sorting systems. Up to 62% of ferrous and non-ferrous metals were recovered while manual recoveries like those for paper and cardboard reached 40% at best. These ratios could be increased by increasing the number of operators in the triage cabins or replacing them by innovative mechanical elements like the optical system installed in the MBTP 8 showing great efficiency. Manual recovery yields are clearly influenced by the price of recyclable materials, currently the highest rates are obtained for PET (polyethylene terephthalate) and beverage cartons with 60 and 40% respectively. Other plastics like HDPE (high density polyethylene) are also recovered in the manual triages in all the facilities. However, manual recovery of paper and cardboard is only carried out in 3 of 10 MBTPs, hence the high percentage of these material in RDF. This is one of the main reasons because of guidelines about biodegradable material in landfill are not met. Clearly, recovery rates of paper and cardboard should be increased in this region.

In order to evaluate other options for RDF treatment as alternative of landfilling and once the RDF composition is known, some of the most important energetic parameters such as moisture, elemental composition, high heating value

(HHV) or ashes content were analysed. The moisture values (close to 20%) and the low heating value (LHV) of the RDF generated in the MBTP in Castilla y León (17 MJ/kg) indicate that the incineration of this fuel can be energetically profitable.

Besides the RDF stream, performance of treatments applied to the organic matter has been evaluated. With this purpose, up to 30 characterizations were performed to inputs and outputs of both biological treatments anaerobic digestion and composting. The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is obtained as the undersized fraction from 80-90 mm trommel and results of its composition showed high percentage of inert material like plastics (9%) and glass (11%). Because of their inert nature, also appear in the output streams of composting systems and regardless of some of them can be used as structuring material (plastics case) must be removed in the refining step. Highly polluting elements like batteries must also be removed at this step since were found in 7 of the 30 characterized samples and should never appear in the biostabilized material. It seems clear that public awareness should be raise to segregate properly wastes and deposit this kind of hazardous waste in bins provided for such purpose. It would be necessary to analyse whether the number of containers is enough even in the smallest towns of this region and the environmental footprint of the global process with the particular population distribution of Castilla y León.

With the aim of verify the quality of the main product of composting, the biostabilized, 3 samples of each of the 10 MBTPs were analysed. For this, the specific methodology recommended by fertilizer legislation was followed and results were compared with the limits established by RD 506/2013 concerning use of organic amendments as fertilizers and by RD 865/2010 for their use as agricultural substrates. According to these documents, biostabilized samples should meet certain physical and chemical requirements in order to be considered fertilizers of class A, B or C depending on their quality (A is the best of them). After analysing results obtained for the biostabilized produced in this region -in parameters like moisture, organic matter percentage, C/N ratio, improper material content, particle size distribution, pH or nutrients and heavy metals concentration- only 5 of the 10 MBTPs are producing biostabilized that can be used as agricultural substrates. None of the biostabilized that fulfilled the requirements of RD 506/2013 get the best quality (class A), one of them can be considered as class B



and the other two belong to class C so must meet certain dose limitations for its application to soils. Despite the presence of hazardous waste like batteries in the composting raw materials, concentration of heavy metals is not the main reason for the low quality showed by the biostabilized products. Only in the case of lead, two samples taken in MBTP 6 showed concentration levels higher than the allowed value. In addition, biostabilized from MBTP 6 shows the same problem as the other six biostabilized which cannot be used as organic amendment because of the high percentage of improper materials greater than 2 mm in size. It seems clear that, in general terms, the refining systems are working at very low yield. In most MBTPs, the refining step includes trommels, densimetric tables and cyclones. The lower mesh size in trommel, the less material is obtained but the lower impurities content also; similarly, some parameters of densimetric tables can be adjusted in order to improve the separation with certain loss of material. It would be desirable to increase the product quality by reducing the production to the accumulation of tons of poor quality product as currently happens. However, apparently the demand for this product is not related to quality; the highest quality biostabilized (MBTP 10) is given for free to local farmers while in other areas products with lower quality, even not meeting the legislation requirements, are highly appreciated. In order to guarantee the protection of soils in this region and also get a better acceptance of this product if the quality is good, biostabilized should be subjected to controls and quality certifications.

Furthermore, the operation of the anaerobic digestion technology installed in some MBTPs in this region does not show satisfactory results. In 2 of the 5 MBTPs with biomethanization module, it was stopped. One of them because of works for improving its performance since the organic matter reaches the reactor with high percentage of inert matter, and in the other case the complete stream of OFMSW is treated by composting despite having the anaerobic digestion unit. MBTP 9 was the only that reported good results at this stage. Exceptionally, in this MBTP the anaerobic digestion is a dry process, i.e. total solid percentage inside the reactor is higher than the rest, and also the raw material is the organic fraction from a source selection (unique in the region). According to characterizations performed to OFMSW obtained as the undersized fraction of trommels, this stream showed a large amount of inert materials which should not be present in

the source selected organic fraction. This process was studied in depth at laboratory scale; the OFMSW was treated by anaerobic digestion in a pilot plant under the conditions that are problematic for managers: wet way and not source selected raw material.

After an initial evaluation of the operation conditions, in which two discontinuous trials were carried out in parallel with source selected and not selected OFMSW, an increased methane production was observed in the case of the source selected feedstock but the process is slower than in unselected one. The inoculum addition for source selected OFMSW can accelerate the process. This batch trial allowed us to confirm the feasibility of the process in the operating condition of MBTPs, i.e. not selected organic fraction, wet way, mesophilic regime and no inoculum addition and to select the hydraulic residence time (HRT) to maximize the biogas production, 20 days. These conditions were set in the pilot plant installed in the laboratory with a reactor of 5 l. and 400 ml/d flow. This pilot plant operated in continuous mode for almost 100 days simulating the start-up of commercial plants: a first stage in a closed circuit where biomass growth is boosted inside the reactor and a second stage in open circuit with influent prepared from existent material from one of the MBTP. In this second stage, after 20 days the steady state was reached and stable composition in the effluent was obtained despite the observed changes in the composition of the influent (10 lots were needed). These changes in the influent composition (although all of them were prepared alike) reflect the variation to which these processes are subjected by the great diverse in the raw material. However, it has been proved that a stable microbial population is able to absorb these variations and maintain a constant composition in the effluent. Organic load in the effluent was 3000 mg O<sub>2</sub>/l for influent load between 10000 and 20000 mg O<sub>2</sub>/l, that is, 90% of organic matter degradation with proportional methane production expected. This part of the investigation concluded with the determination of main kinetic parameters for this process. After determining the kinetic parameters and their application to models like Monod, Contois, Chen and Hashimoto, McKinney, Eckenfelder and Grau, better fit was observed in the case of Contois model with a specific degradation rate slightly higher to that found by other authors for cases with source selected OFMSW as raw material.

In the MBTP the effluent from the anaerobic digester is centrifuged to separate the liquid phase (returned to the process) from solid phase (digestate). The digestate is sent to the composting tunnels and a complete composting cycle begins before selling it as organic amendment. Main legislation parameters were also analyzed in the digestate to try to optimize this stage in those MBTP with biomethanization. Results showed that the organic matter content, C/N ratio and rest of fertilizer requirements were adequate but the cadmium content was above the allowed limits. Since high concentration of heavy metals was not found in any of the samples of the biostabilized from MBTP 1, this fact should be considered as a single event although all this lot should be discarded. According to these results, moisture is the only parameter that should be adjusted after the anaerobic digestion so it could be possible to reduce the complete composting cycle to a single stage of maturation with the consequent saving in the operational cost. Nonetheless, it is necessary to increase temperature and aeration inside the tunnels to ensure a complete sanitation of the product.

The study of the waste management model in Castilla y León has been completed with a life cycle analysis (LCA). On one hand, current scenarios have been evaluated with the aim of providing an overview of the impact caused by the operation of MBTPs. On the other hand, the improvements identified during this study have been evaluated from the environmental point of view in order that these results can be used as tool to support the decision-making processes. The identified improvements are RDF incineration instead landfill, optimization of the anaerobic biological processes and optimization of recovery of recyclable materials. Results of LCA showed that the activities with the greatest influence on reducing the greenhouse gases (GHG) emissions are recovery of recyclable materials, carbon sequestration in landfills and energy recovery through anaerobic digestion. However, among the proposed alternatives, RDF incineration does not seem to provide clear environmental benefits which only are evident in the global warming category if the marginal energy replaced is coal. If natural gas is the marginal energy, most realistic option nowadays in this region, RDF incineration does not show any environmental advantages over landfill in the most important category. It is clearly positive in the rest of categories although strongest arguments would be needed to sustain this important change in the waste

management at this region. Significant benefits are observed from increase in the rates of recovery of recyclable materials and in the treatment of the organic matter by anaerobic digestion instead of composting. Facilities currently in operation should increase their performance also.

Finally, as main conclusions of this research work, it can be said that a number of key points where the waste management model of this region can still be improved have been identified. It has also increased the level of knowledge of composition and the most important characteristics of all the streams involved in a MBTP, inputs and products after mechanical and biological treatments. This allows identifying a number of proposals for further improving the performance of these processes which is still far from optimal because of, among other things, great heterogeneity in the composition of raw materials. Because of the household waste nature, their composition cannot be controlled. Recommendations arisen after finalizing this work have been shared with major players involved in the waste management; some of them can be immediately implemented. According to these results, to optimize the performance of both operating plants and new construction ones, it must: i) optimize the recovery of recyclable materials through greater sorting automation, ii) prioritize the anaerobic digestion with electricity production instead of aerobic composting, iii) improve the yield of anaerobic digestion with better control of the process and an increase in the reuse of waste heat and iv) increase the quality of biostabilized material before using it as organic amendment primarily through improvements in the refining stage.

---

---

# ***1. Introducción***

---

---



Los residuos sólidos urbanos (RU) comprenden todos los residuos que provienen de actividades humanas originados en los núcleos de población como consecuencia de la actividad habitual y diaria. Por tanto, la generación de RU es claramente dependiente del nivel socioeconómico de la población. En el siglo XX, cuando la población mundial creció transformándose en más urbana y próspera, la producción de residuos aumentó diez veces. En el año 2010 la generación de RU a nivel mundial fue de más de 3,5 millones de toneladas por día y, si se extrapolan las tendencias socioeconómicas mundiales, se espera que en el año 2025 se superen los 6 millones de toneladas por día (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Las naciones más desarrolladas suelen ser las mayores generadoras de residuos urbanos por persona y día, tal como muestra la figura 1.1. Europa occidental y Norteamérica figuran entre las zonas en las que se genera una mayor cantidad de RU, no obstante en los primeros puestos se encuentran Kuwait, Guyana, Sri Lanka y Nueva Zelanda mientras que, por el contrario, Ghana, Nepal, Uruguay, Mozambique e Irán son, por este orden, los países en los que menos residuos se generan.



Figura 1.1. Residuos urbanos generados por habitante en 2012 (Geografía infinita, 2013)

El problema de la gestión de residuos se agudiza en las ciudades emergentes puesto que las sociedades más desarrolladas tienden a frenar su generación de residuos. Es de esperar por tanto, que cuando los niveles de vida y el aumento de la población urbana se estabilicen, la generación de RU mundial alcance su punto máximo. De acuerdo con (Hoorweg et al, 2013) en los países de la OCDE (Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos) este límite se alcanzará en 2050 mientras que en la región Asia-Pacífico lo hará en 2075 y continuará aumentando en las ciudades de rápido crecimiento del África subsahariana más allá de 2100.

La capacidad de la Tierra para asimilar los residuos generados no es ilimitada, por lo que su gestión integral debe ocupar un lugar prioritario en las políticas medioambientales. Esta gestión es de ámbito local y a pesar de las políticas comunes, el tratamiento final que reciben los residuos urbanos varía de unas regiones a otras en función de factores socioculturales y económicos. En la Unión Europea (UE-27) durante el año 2011, se generaron 503 kg de RU por persona siguiendo con la tendencia de los últimos diez años de una generación prácticamente constante de residuos en esta zona (figura 1.2). En España se observan dos tendencias muy claras: el aumento entre los años 1995 y 2000 hasta alcanzar un máximo de 658 kg por habitante, y el descenso iniciado a partir de ese año hasta los 531 kg por habitante del año 2011, lo que supuso una reducción del 19,3% respecto a la generación del año 2000. Estos números sitúan a España como el décimo país generador de RU por habitante de la UE en 2011 por encima de la media europea (figura 1.3). El 9,7% de todos los RU generados en la UE-27 se generaron en España.

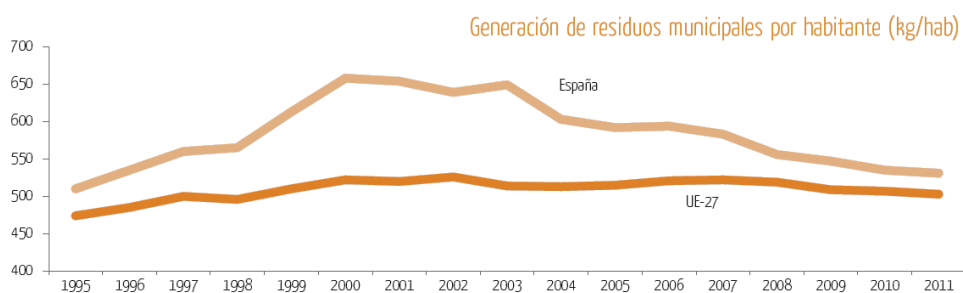


Figura 1.2. Residuos urbanos generados por habitante en Europa y España en los últimos años (MMA, 2013).



Generación de residuos municipales por habitante. Año 2011 (kg/hab)

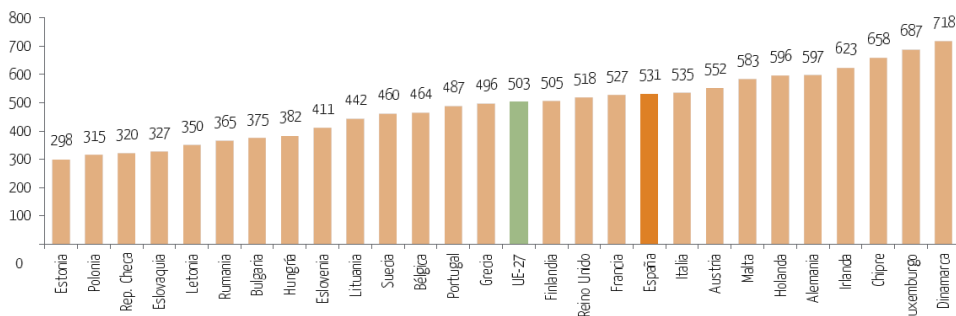


Figura 1.3. Generación de RU en los países europeos en 2011. (MMA, 2013)

Dentro de la media española, la comunidad autónoma de Castilla y León presenta una generación de RU ligeramente inferior a la nacional, con un valor en 2011 de 488 kg por habitante (figura 1.4). La razón probablemente se encuentre en las características demográficas de esta región. Es la mayor en extensión de España con una superficie de 94.224 km<sup>2</sup> y su población total supera ligeramente los 2,5 millones de habitantes, de los cuales aproximadamente el 40% se distribuye en pequeños núcleos de población de marcado carácter rural.

Generación de RU (kg/hab)

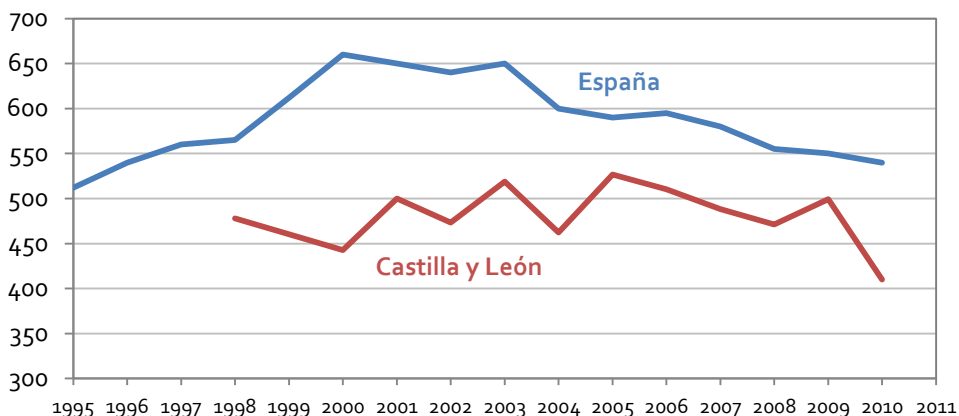


Figura 1.4. Generación de RU por habitante y año en España y Castilla y León. (MMA, 2013; JCYL, 2014).

Una correcta gestión de los residuos urbanos tiene por objeto fomentar por este orden, su reducción, reutilización, reciclaje, valorización y por último, el depósito en vertedero (figura 1.5). Con el fin de fomentar el tratamiento de los RU siguiendo esta jerarquía, la UE redactó la Directiva Europea 1999/31/CE (EC, 1999), una de las más ambiciosas e importantes políticas europeas sobre residuos. En el contexto en el que se redactó la ley, aún existía en Europa un alto porcentaje de RU a los que no se le daba ningún tipo de tratamiento. En España, en 1999, el 11% de los RU generados aún se depositaban en vertederos incontrolados (figura 1.6), con los consecuentes impactos negativos, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, del suelo y del aire así como los riesgos derivados para la salud humana. Se trata en definitiva de asegurar que la totalidad de los RU generados en la UE sean sometidos a un tratamiento específico pero además, la Directiva Marco insta a reducir el porcentaje de RU que son llevados a vertedero fomentando el resto de alternativas de gestión. De este modo se pretende asegurar que se aprovechan al máximo los recursos naturales, los materiales y los suelos. Además, se establecen una serie de criterios por los que controlar y gestionar el vertido de residuos, al igual que el resto de tratamientos de residuos, de manera adecuada con el fin de prevenir o reducir los posibles efectos negativos sobre el medio ambiente y los riesgos para la salud humana.



Figura 1.5. Jerarquía de la gestión de RU.

Teniendo en cuenta que los impactos negativos del depósito en vertedero provienen principalmente de esta fracción, el mayor reto de la Directiva 199/31/CE es el objetivo de reducción de los residuos biodegradables depositados. La

cantidad de este tipo de residuos que es destinada a vertedero debe reducirse en cinco años hasta el 75%, en ocho años hasta el 50% y en quince años hasta el 35% de la cantidad total (en peso) generada en 1995. Se trata en definitiva de reducir la cantidad de residuos que se eliminan mediante su depósito en vertedero, cuyo precio actual es comparativamente menor al exigido por otras técnicas de gestión más respetuosas con el medio ambiente, tales como la reutilización o la valorización mediante reciclado, compostaje, biometanización o valorización energética. Lo ideal sería que únicamente se destinasen a vertedero los residuos para los que actualmente no exista tratamiento o el rechazo de las citadas alternativas de gestión.

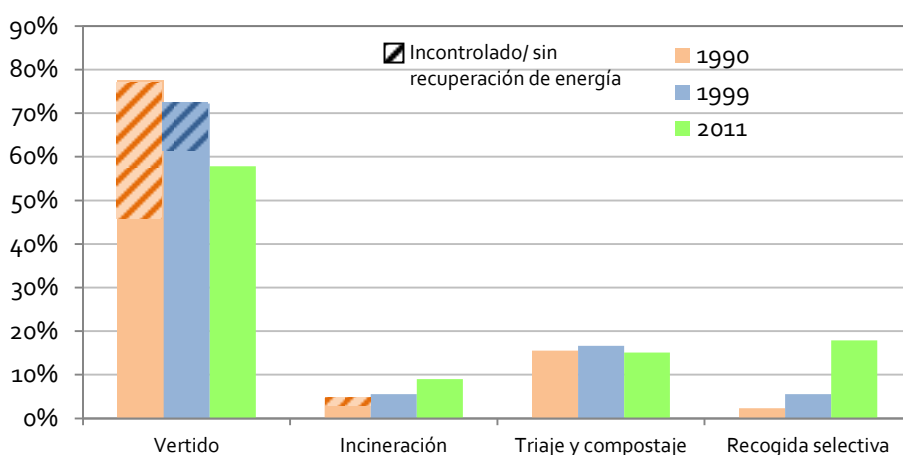


Figura 1.6. Evolución del destino de los RU generados en España. (MMA, 2007; MMA, 2013)

Para cumplir con esta Directiva y su trasposición a la legislación española mediante el Real Decreto 1481/2001 (BOE, 2002), la gestión de los RU en España ha evolucionado en los últimos años hacia procesos alternativos al depósito en vertedero (figura 1.6). La recogida selectiva de los RU para su posterior reciclaje ha aumentado en los últimos años aunque este crecimiento ha sido más exagerado durante la última década. En el año 2011, el 17% de los RU generados eran recogidos de manera selectiva favoreciendo su reciclado. Siguiendo con la jerarquía de gestión de los RU, el triaje y el compostaje son en la actualidad el destino del 15% de los mismos. Esta vía de tratamiento experimentó un aumento entre los años 1999 y 2009 hasta alcanzar un valor del 24,5% en 2009. Sin embargo, el compostaje ha perdido demanda y se ha convertido en el destino de

solo el 12% de los RU en 2011. La práctica de la incineración de RU sin recuperación energética se opone totalmente a la filosofía de la Directiva por lo que es una práctica que está casi erradicada por completo. Sin embargo, la incineración de los RU con recuperación energética ha experimentado un crecimiento respecto a la década anterior aunque mantiene una proporción similar en los últimos años (aproximadamente el 9%). Por último, en lo referente al vertido, en el año 1990 se depositaban aproximadamente el 77% de los RU generados (un 47% de manera incontrolada). Con los años el porcentaje de RU vertidos incontroladamente se ha ido reduciendo hasta prácticamente desaparecer en el año 2011. Aun así, el depósito en vertedero sigue siendo el destino de más del 50% de los RU generados en España. En términos absolutos, de los casi 23 millones de toneladas de RU generadas en España en 2011, cerca del 58% se destinaron a su depósito en vertedero.

En general, la gestión de RU en España ha seguido la misma tendencia que en la media de la UE (figura 1.7). Durante el periodo 2000-2011, en España se redujo el porcentaje de RU vertidos por habitante en casi un 9% aunque la cifra es inferior a la reducción del 38% experimentada por la UE. Esta reducción vino acompañada de un crecimiento en los distintos sistemas de tratamiento, destacando en la UE-27 el crecimiento de la incineración con recuperación de energía, que se incrementó en algo más del 73% y, en España, el del reciclado, que lo hizo un 82%.

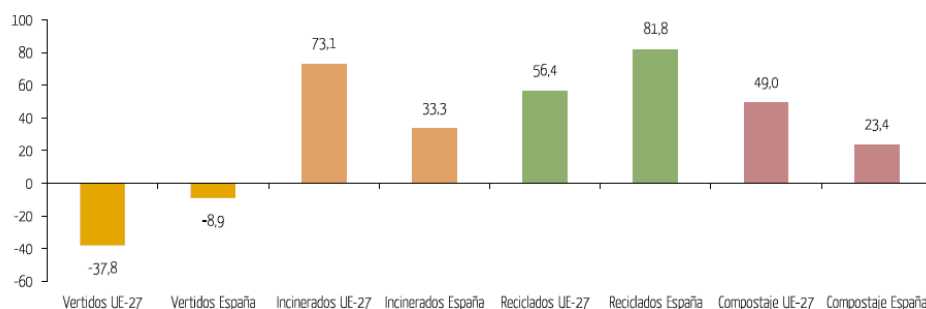


Figura 1.7. Variación del tratamiento de los RU en UE-27 y España en el periodo 2000-2011. (MMA, 2013)

En cuanto al compostaje, el porcentaje de residuos que se destinaron a este tratamiento en la UE aumentó un 49% durante el periodo 2000-2011 mientras que en España lo hizo en un 23,4%.

El aumento del material reciclado está directamente relacionado con la recogida selectiva en los contenedores de vidrio, papel y cartón y envases. El número de contenedores ha aumentado en la última década así como la concienciación ciudadana, lo que se traduce en un aumento de la cantidad de residuos recogidos selectivamente y finalmente, reciclados. La figura 1.8 muestra la cantidad total de residuos recuperados en la recogida selectiva y el porcentaje que representan del total de RU generados en España. En los últimos diez años ambos valores han presentado un aumento continuo hasta que, en 2011, el porcentaje de residuos recogidos de manera selectiva representaba el 17% del total de RU generados a nivel nacional. La figura 1.9 muestra la evolución de estos valores a nivel regional, donde se produjo un gran incremento entre los años 2005 y 2007 hasta llegar a un valor promedio en los últimos años con un 11% del total de RU generados recogidos de manera selectiva.

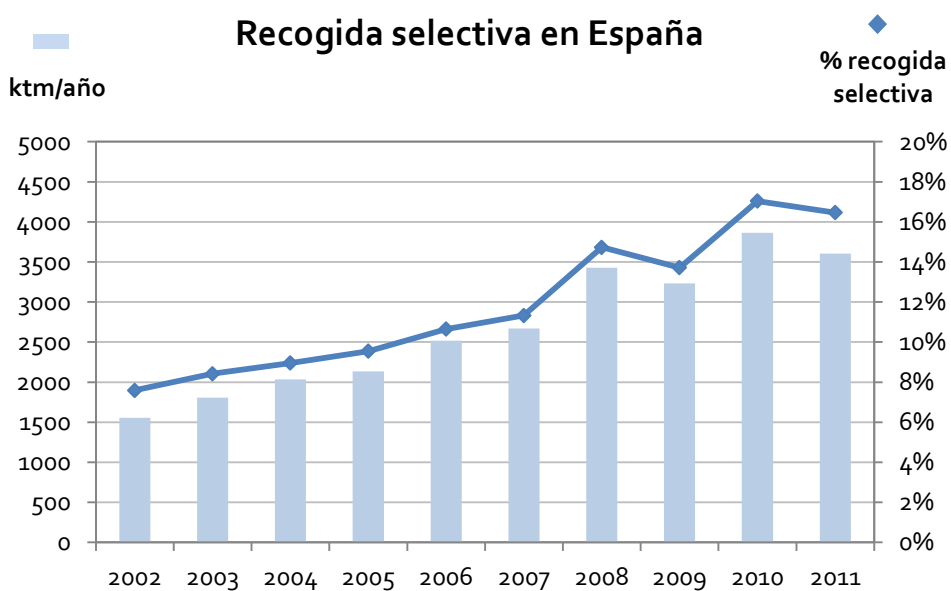


Figura 1.8. Cantidad de residuos recogidos separadamente en España (MMA, 2004-2013)

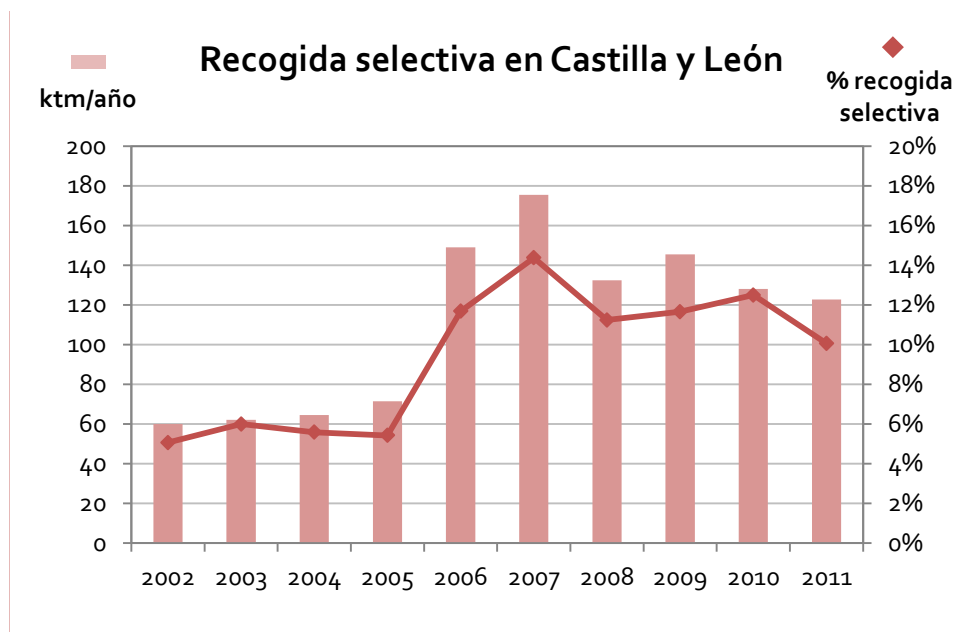


Figura 1.9. Cantidad de residuos recogidos separadamente en CyL (MMA, 2004-2013)

A la cantidad de residuos recogidos selectivamente, hay que añadir los materiales reciclables que aparecen en los RU en masa, que son recuperados en los CTRs y también son llevados a reciclaje. Para cumplir con los requerimientos de la Directiva Europea 1999/31/CE, durante los años siguientes a su redacción se construyeron en España decenas de Centros de Tratamiento de Residuos o CTRs, pasando de 38 en el año 2000 a 77 CTRs instalados en 2004 (MMA, 2006). En un CTR se realizan fundamentalmente las tareas de reciclado y transformación, separando por un lado la materia orgánica contenida en la bolsa de basura y recuperando por otro las distintas fracciones susceptibles de ser recicladas tales como el plástico, los metales o el papel. La materia orgánica contenida en los RU tiene una forma y tamaño irregular y está compuesta principalmente por desechos de alimentación, residuos de jardín, etc. Debido al menor tamaño de estos materiales respecto a los materiales reciclables, los RU en masa se hacen pasar por una criba giratoria o trómel de entre 80 y 90 mm de luz, de manera que, el hundido de dicha criba está compuesto fundamentalmente por la materia orgánica y el rechazo de la misma es llevado a triaje manual para recuperar el cartón, los tetrabricks y los plásticos. La fracción orgánica se trata habitualmente por medio de uno de los dos tratamientos biológicos instalados en los CTRs

españoles, el compostaje o la biometanización. En el primer caso se obtiene un bioestabilizado que puede ser utilizado como enmienda orgánica si cumple ciertos estándares de calidad y en el segundo caso, se obtiene biogás que alimenta un motor que produce electricidad. Mediante la instalación de los CTRs se pretende por un lado, reducir la cantidad de material biodegradable que se deposita en el vertedero tal y como recomienda la Directiva Marco, y por otro recuperar los materiales reciclables que no han sido depositados en los contenedores específicos de recogida selectiva.

El compost o material estabilizado que se obtiene tras el compostaje de la fracción orgánica contenida en los RU tiene diferente acogida en las distintas provincias de Castilla y León; en algunas de ellas es un producto valorado por los agricultores que pagan hasta 6 €/tm mientras que en otras se utiliza como cobertura de los vertederos por no tener otra salida. La presencia de vidrio y demás impurezas inertes causa el rechazo de este producto por parte de sus potenciales consumidores pero existe otro tipo de contaminación menos visible como el exceso de nitrógeno o de metales pesados que puede acabar con el valor agronómico de un suelo además de los efectos nocivos que tendría para el agua, la flora, la fauna y el ser humano. El suelo agrícola es un recurso inestimable y limitado cuyo potencial agronómico actual se debe a la labor desarrollada por el hombre durante siglos. La degradación irreversible de este recurso supone no sólo destruir el bien más preciado de los agricultores, sino hipotecar las oportunidades agrícolas de generaciones futuras. Por este motivo, la protección del suelo constituye un objetivo prioritario que no debe descuidarse a la hora de valorizar un residuo como es la fracción orgánica en los RU. Es por esta razón por la que la calidad de las enmiendas orgánicas, entre las que se encuadra el compost elaborado a partir de residuos orgánicos biodegradables, está regulada por la legislación. El RD 506/2013 (BOE, 2013) establece unos requisitos imprescindibles para que el producto sea considerado fertilizante además de un contenido mínimo necesario en nutrientes y un máximo permitido en metales pesados y microorganismos.

En función del tipo de tratamiento biológico que se le da a la materia orgánica en los CTRs, el Ministerio de Medio Ambiente los divide en dos tipos en los informes de resultados que presenta cada año. Por un lado se recogen las

instalaciones de triaje, biometanización y compostaje (figura 1.10), con 22 centros instalados en España de los cuales 5, se encuentran en la Comunidad Autónoma de Castilla y León, y por otro las instalaciones de triaje y compostaje (figuras 1.11 y 1.12). A nivel nacional se observa un aumento en la cantidad de residuos tratados en las plantas con biometanización en los últimos años, hasta gestionar un 10 % de los RU generados en España en 2011. De los 12 CTRs que existen en Castilla y León, 5 son de este tipo y además dan servicio a las ciudades más pobladas por lo que la cantidad de RU gestionados en este tipo de plantas es ligeramente superior que la que se trata en los centros que únicamente cuentan con compostaje. En estos 5 CTRs se gestiona el 30% de los RU generados en Castilla y León mientras que en el resto, 7 CTRs de triaje y compostaje, se gestiona el 26% de los mismos.

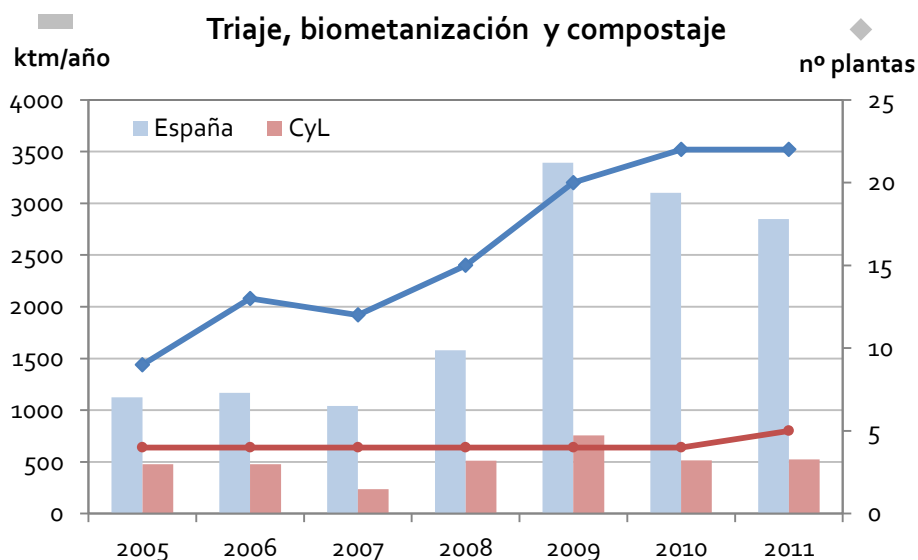


Figura 1.10. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje, biometanización y compostaje en España y Castilla y León (MMA, 2007-2013)

A nivel nacional existen 62 plantas en funcionamiento de triaje y compostaje (figura 1.11), que trataron unos 7,7 millones de tm en 2011, es decir, aproximadamente el 30% de los RU generados en España son llevados a estas plantas para su tratamiento. De estas 62 plantas, 7 se encuentran en Castilla y León, donde tratan como ya se ha mencionado, el 26% de los residuos generados en esta región, unas 450.000 tm en 2011 (figura 1.12).



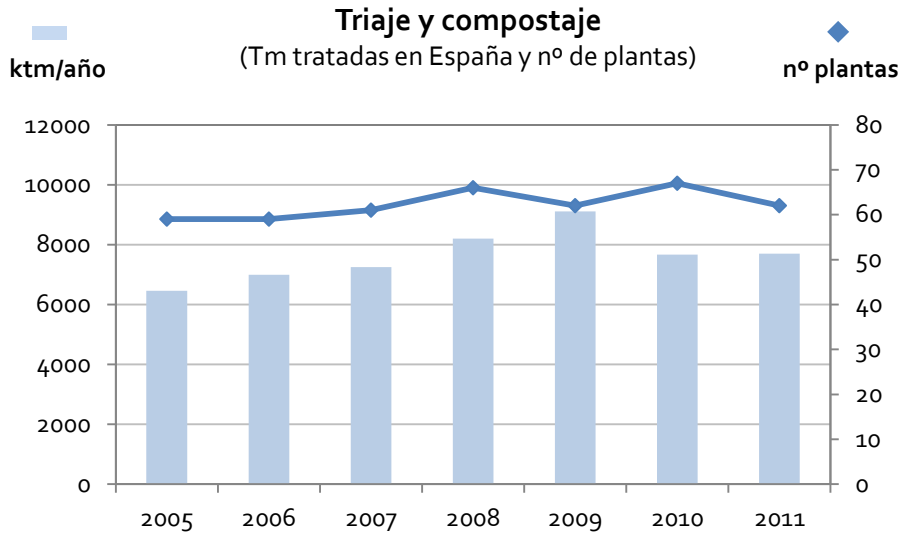


Figura 1.11. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje y compostaje en España (MMA, 2007-2013)

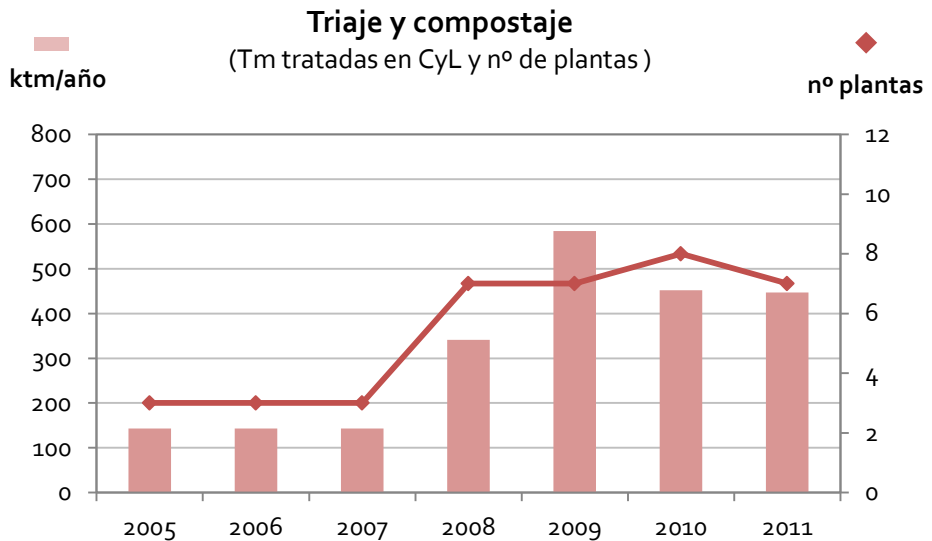


Figura 1.12. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje y compostaje en CyL (MMA, 2007-2013)

La situación de los 12 CTRs actualmente en funcionamiento en Castilla y León se muestra en la figura 1.13.



Figura 1.13. Situación de los CTRs en Castilla y León.

El último CTR construido en esta Comunidad Autónoma se inauguró en el año 2010 y en el año 2011 arrancó su módulo de biometanización. Este hecho hizo que durante su primer año de funcionamiento fuera considerado de triaje y compostaje y a partir de 2011 sea incluido dentro del grupo de biometanización. A la vista de la figura 1.12 puede parecer que 5 de las 7 plantas de triaje y compostaje comenzaron su actividad en el año 2008, sin embargo todas ellas se encontraban en funcionamiento al inicio de esta investigación en 2008 y la mayoría desde hacía más de 5 años. Además, según la información publicada por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2007 a 2009) las cantidad de residuos tratados en este tipo de plantas fue la misma en los años 2005, 2006 y 2007. Es de esperar, por tanto, que la información anterior a 2008 no sea real ni en lo referente al dato regional ni al nacional, que se calcula a partir de los aportados por las distintas Comunidades Autónomas. Esta falta de información y de conocimiento acerca de los RU fue una de las motivaciones para iniciar este trabajo de investigación. La Administración aporta cada vez más datos sobre la generación de RU y la gestión de los mismos, y

estos datos son cada vez más valiosos y más fiables tanto por la homogeneidad en su tratamiento entre las distintas regiones como por en el análisis global recogido en los informes anuales de resultados. Sin embargo, datos tan importantes como la composición de los RU y su evolución en el tiempo, o los rendimientos que se consiguen en estos tratamientos son aún desconocidos. Un mayor grado de conocimiento acerca de estos aspectos podría favorecer el desarrollo o la optimización de procesos que sean alternativas reales para la gestión de los RU. En la actualidad, uno de los principales retos para la ingeniería química es la transformación de estos residuos en materias primas valiosas para otros procesos. Además, debido a la gran cantidad de RU generada anualmente y a nivel mundial, cualquier avance en este campo tiene un grandísimo impacto.

No es posible tampoco, con los datos de los que se dispone, evaluar el grado de cumplimiento de la Directiva Europea 1999/31/CE. Su objetivo principal es reducir la cantidad de residuos biodegradables que son depositados en el vertedero así como promover alternativas de gestión que reduzcan la cantidad total de residuos que se almacenan en dichos vertederos. A la vista de la figura 1.14, el número de vertederos se ha reducido en los últimos años tanto a nivel nacional como regional, pero la cantidad de residuos que se depositan en ellos permanece constante. A pesar de que el porcentaje de residuos que van directamente a vertedero sin pasar previamente por plantas de triaje, biometanización o compostaje, es mínimo, los rechazos generados en estas plantas sí son llevados hasta el vertedero, y en ocasiones representan las dos terceras partes de los RU tratados. Actualmente, el vertido sigue siendo la opción mayoritaria en el tratamiento de RU tanto a nivel nacional como regional. El 44% de los RU generados en Castilla y León son depositados en vertederos controlados y hasta el 52% de los generados en España.

Sin conocer la composición de este rechazo, que es la salida mayoritaria de los CTRs, no es posible evaluar el grado de cumplimiento de la Directiva Marco en lo referente a la cantidad de residuos biodegradables que se depositan en el vertedero respecto a la cantidad que lo hacía en 1995. Además, puesto que anualmente en España se depositan en el vertedero 15 millones de tm de este material, conocer sus características físico-químicas y su composición permitirá proponer nuevas alternativas de valorización.

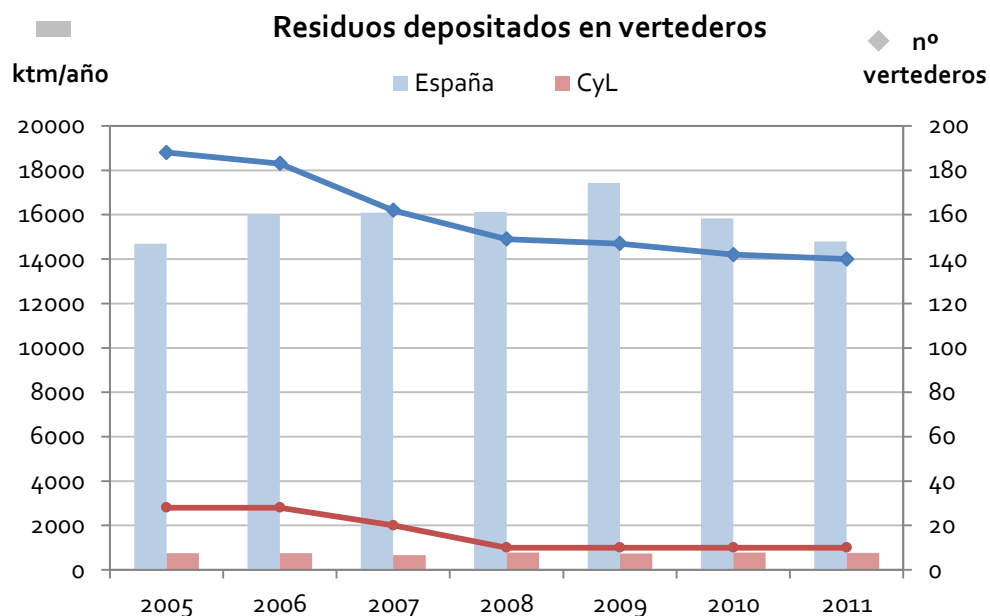


Figura 1.14. Cantidad de residuos depositados en vertedero y número de ellos en España y Castilla y León (MMA, 2007-2013)

Aunque no existen instalaciones de este tipo en Castilla y León, a nivel nacional existen otros dos tipos de tratamiento para los RU, la incineración y el compostaje de la fracción orgánica procedente de la recogida selectiva. El número de incineradoras y la cantidad de residuos incinerados en España se ha mantenido constante en los últimos años, sin embargo el porcentaje de RU tratados por esta vía aumenta puesto que la cantidad total de RU generados en España está experimentando un descenso desde el año 2003. En el caso del compostaje de la fracción orgánica en primer lugar debe darse la recogida selectiva tanto de los residuos de alimentación generados en los hogares como de los restos de podas y residuos de jardines. La mayoría de las plantas de compostaje para este tipo de residuos se encuentra en Cataluña, donde también existe una recogida selectiva de la fracción orgánica procedente de los domicilios. En la ciudad de Valladolid también se realiza este tipo de recogida selectiva de la fracción orgánica pero se trata en el CTR de la provincia junto con la materia orgánica del resto de poblaciones.

El objetivo principal de este trabajo de investigación será por tanto el análisis completo del actual modelo de gestión de los RU en la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Para ello en primer lugar será necesario conocer, además de la generación de RU, la composición de los mismos y sus principales características físico-químicas. En esta región, todos los RU generados son llevados hasta el CTR más cercano, ya que cada una de las 9 provincias que la componen cuentan con al menos una de estas instalaciones. Como ya se ha visto, existen dos tipos de CTR pero dentro de esta clasificación general existen múltiples variaciones y puede decirse que no hay dos plantas idénticas. Analizando los rendimientos de estas plantas y las similitudes y diferencias entre ellas se podrán detectar las fortalezas y debilidades en la gestión de los RU mediante tratamientos mecánico-biológicos. Si es posible realizar balances de materia a estos CTRs mediante el análisis de las corrientes tanto de entrada como de salida, podrán calcularse los rendimientos en la recuperación de los materiales reciclables tras su separación mecánica así como el de ambos tratamientos biológicos, compostaje y digestión anaerobia. En el caso del compostaje, el producto final (bioestabilizado o compost) debe cumplir una serie de requisitos como cierta cantidad de nutrientes, no superar ciertos límites en la concentración de metales pesados, humedad o presencia de inertes, etc. para poder ser utilizado como fertilizante. Una vez analizada la calidad de este producto a través del grado de cumplimiento de esta normativa, podrá realizarse un análisis del mercado que determine si existe un producto de calidad sin demanda o si es necesario mejorar la calidad del mismo. La biometanización de la fracción orgánica contenida en los RU es un proceso complejo, afectado por múltiples variables. En el caso concreto de Castilla y León, varias de las unidades de biometanización han permanecido paradas durante largas temporadas por no obtener los objetivos de diseño. En algunas ocasiones, durante estas paradas se han realizado mejoras en el proceso y en otros centros, puesto que en todos ellos existen túneles de compostaje, se ha optado por esa vía que a priori es menos problemática, para tratar la fracción orgánica. Es necesario por tanto abordar el problema desde el laboratorio. Mediante un seguimiento en planta piloto de la digestión anaerobia de los RU pueden estudiarse las variables más importantes del proceso. Es posible someter a la población microbiológica del reactor a los cambios habituales de un proceso en el que la materia prima es un

residuo, con la heterogeneidad que le caracteriza así como la presencia de materiales impropios o contaminantes durante todo el proceso.

Para que la evaluación del modelo de gestión de los RU en Castilla y León sea completa debe incluir el análisis del ciclo de vida (ACV). De esta manera, además de tener en cuenta el rendimiento de los procesos implicados en dicha gestión, se analizan los impactos ambientales directos e indirectos derivados de las actividades específicas. El ACV incluye categorías de impacto que van desde el cambio climático (emisiones de efecto invernadero) hasta impactos sobre la salud asociados con la generación de sustancias tóxicas pasando por los impactos ambientales causados por cambios físicos en la tierra. El ACV puede ser utilizado como soporte técnico para el proceso de toma de decisiones puesto que, frecuentemente, ciertas modificaciones en la estrategia de gestión de RU pueden llevar asociados ahorros ambientales significativos. Así, además de tener un análisis completo de las tecnologías utilizadas en esta región, y una vez identificadas las actividades que más impactos negativos generan y cuáles de las posibles alternativas podrían resultar más beneficiosas, pueden proponerse medidas que permitan reducir las emisiones de CO<sub>2</sub>.

---

---

## ***2. Revisión Bibliográfica***

---

---





## **2.1. Composición de los RU**

Conocer la composición de los RU es fundamental para elegir la mejor tecnología de tratamiento así como para adaptar el modelo de gestión a las características de dichos residuos. La heterogeneidad en la composición de los RU, que además está muy ligada a las costumbres y hábitos de cada región, obliga a diseñar soluciones adaptadas a cada geografía. El tipo de tratamiento, las características de la región y la tradición de un tipo de tecnología en la zona pueden influir a la hora de seleccionar unos procesos u otros. En regiones donde el espacio es limitado como en el caso de Japón, la incineración es el tratamiento más empleado y en todo el país hay casi 1300 plantas incineradoras de RU en funcionamiento (JESCO, 2012). Sin embargo, en España, el control de la contaminación de los gases de combustión todavía sigue siendo una preocupación importante para la población y no se ha llegado a imponer frente a otros sistemas de tratamiento como el vertido controlado (MMA, 2008).

Desde el Ministerio de Medio Ambiente, donde a través de su Secretaría General Técnica, se presentan los datos más relevantes en materia de gestión de RU, solamente se ha presentado la composición de los RU en dos ocasiones en los últimos 14 años. Por un lado, el dato de 1999 que apareció en las Memorias Ambientales de los años 2003, 2004 y 2005 (MMA, 2004 a 2006) correspondiente a las caracterizaciones realizadas en algunas Comunidades Autónomas como Andalucía, Aragón, Asturias, Canarias, Cantabria, Castilla y León, Cataluña y Murcia. Y por otro lado, la composición que aparecía en el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006 (BOE, 2000), que correspondía a las caracterizaciones realizadas por el Ministerio de Medio Ambiente durante los años 1991 y 1992 (figura 2.1). A la vista de los resultados, para la caracterización de 1999 se había depurado la metodología incluyendo fracciones como celulosas y textiles y así, la fracción otros que en 1992 constituía el 12,2% de los RU, en 1999 era solamente un 2,90%. La fracción mayoritaria tanto al inicio de la década como en el último año fue la materia orgánica, con un ligero aumento desde el 44% hasta el 49%. El porcentaje que representaban el resto de fracciones permanecieron aproximadamente igual a lo largo de la década de los noventa, destacando el papel

y cartón con aproximadamente el 20%, los plásticos con un 11% y el vidrio con un 7% aproximadamente.

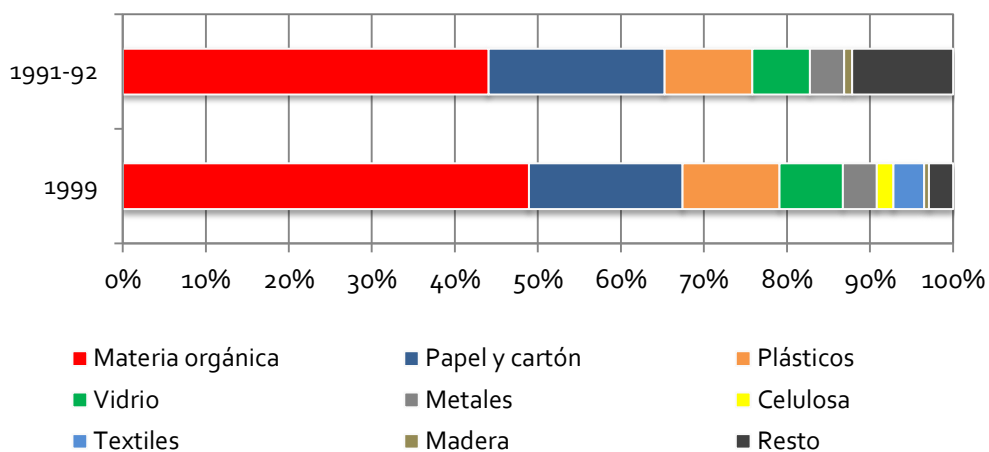


Figura 2.1. Composición de los RU en España (MMA, 2004 a 2006; BOE, 2000)

A pesar de no contar con datos oficiales actualizados, algunos trabajos publicados por autores españoles han mostrado resultados de la composición de los RU en masa en años posteriores para sus áreas de estudio (tabla 2.1).

Región y referencia	Materia orgánica	Papel y cartón	Plástico	Vidrio	Metal	Otros
<b>Asturias</b> (Rodríguez Iglesias et al., 2000)	52,0	19,0	9,0	7,0	3,0	10,0
<b>Barcelona</b> (Albert y Gatuellas i Guillen, 2001)	40,0	27,0	11,0	7,0	4,0	11,0
<b>Castellón de la Plana</b> (Bovea et al., 2010)	57,0	15,0	10,0	7,0	4,0	7,0
<b>Aragón</b> (Aranda Usón et al., 2012)	53,0	16,3	10,5	6,3	3,7	10,3

Tabla 2.1. Composición de los RU en distintas zonas de España

El origen de los datos que se recogen en la tabla 2.1 es muy diverso. Mientras que los trabajos de Rodríguez-Iglesias et al. (2000) y Bovea et al. (2010) utilizan las composiciones proporcionadas por los gestores de RU de sus respectivas zonas, Aranda Usón et al. (2012) muestran el resultado de las

caracterizaciones realizadas durante un año a muestras reales tomadas en 62 municipios de la región de Aragón. Por su parte, Albert y Gatuelas i Guillen (2001) utilizan la composición publicada por el Ministerio de Obras Públicas y Transportes en 1992. Teniendo estas consideraciones en cuenta, se puede decir que la composición de los RU en masa en España ha variado ligeramente durante las dos últimas décadas aunque no se dispone de muchos datos para poder evaluarlo con mayor fiabilidad. Observando la fracción mayoritaria, la materia orgánica, en el comienzo de la década de los noventa el porcentaje era de entre el 40 y el 44%, a finales de esa década subió ligeramente hasta el 48% y ha continuado aumentando hasta alcanzar una media del 55% en los últimos años. Con el papel y el cartón ocurre lo contrario, comenzó representando entre un 21 y un 27% en 1992 y en los últimos años la media es de aproximadamente un 16%. El resto de fracciones permanecen, sorprendentemente, en valores muy próximos a pesar de las diferencias entre las áreas de estudio y los cambios que se han producido durante estos años en la gestión de los RU y principalmente de los materiales reciclables, de los que cada año se recogen más toneladas de manera selectiva. De acuerdo con el trabajo de Albert y Gatuelas i Guillen (2001) durante la década de los 80 se experimentó el comportamiento contrario, con una reducción de casi 10 puntos porcentuales en el contenido de materia orgánica y un aumento de la cantidad de papel, cartón y plásticos.

Estos valores tan elevados de materia orgánica presente en los RU en masa son habituales en las regiones del mediterráneo. En las regiones de Francia, Grecia, Italia, Chipre, Malta, Croacia o Turquía se generan unos RU que, de media, tienen un 40% de materia orgánica y un 20% de papel y cartón. En los países del Maghreb y del Máshreq (Argelia, Egipto, Jordania, Líbano, Marruecos, Siria, Autoridad Palestina y Túnez) la fracción orgánica representa entre un 55 y un 70% del total (Faraco y Hadar, 2011).

Chistensen et al. (2009a) también consideran que hay diferencias en la composición entre los países europeos del norte y del sur. En su trabajo asumen que la composición de los RU en masa en el norte de Europa presentará un menor contenido en materia orgánica y un mayor contenido de papel y cartón que en los países del sur.

Ciertamente la composición de los RU varía mucho de unas zonas a otras como puede verse en la tabla 2.2. Esta tabla recoge los datos publicados por diversos autores de diferentes regiones en los últimos años a lo largo del mundo.

País o región y referencia	Materia orgánica	Papel y cartón	Plástico	Vidrio	Metal	Otros
<b>Finlandia</b> (Sokka, 2007)	33,0	40,0	10,0	5,0	5,0	7,0
<b>Francia</b> (Bayard et al., 2010)	29,6	23,3	14,8	4,2	5,4	22,9
<b>Francia</b> (Lornage et al., 2007)	31,0	24,0	14,0	11,0	3,0	17,0
<b>Italia</b> (Consonni et al., 2005a)	31,5	24,5	19,0	3,5	3,5	18,0
<b>Italia</b> (Di Maria y Pavesi, 2006)	26,4	25,0	12,5	3,0	6,5	26,6
<b>Lituania</b> (Luoranen et al., 2009)	44,0	14,0	9,0	11,0	3,0	19,0
<b>Reino Unido</b> (Porteous, 2005)	24,0	31,0	11,0	8,0	7,8	18,2
<b>Cuba</b> (Espinosa Lloréns et al., 2008)	62,4	13,3	11,0	2,5	1,8	9,2
<b>Canada</b> (Qiu y Hayden, 2009)	29,0	27,0	13,0	3,0	3,0	25,0
<b>China</b> (Liu et al., 2006)	45,8	8,1	10,6	3,0	1,3	31,1
<b>EE.UU</b> (Tchobanoglous et al, 1998)	27,5	40,0	7,0	8,0	9,5	8,0
<b>India</b> (Suthar and Singh, 2015)	80,0	8,0	7,0	1,0		4,0
<b>Nigeria</b> (Ogwueleka, 2013)	63,6	9,7	8,7	2,6	3,2	12,2
<b>Tailandia</b> (Norbu et al., 2005)	68,5	14,5	9,0	1,0	3,0	4,0
<b>Taiwan</b> (Kuo et al., 2008)	34,6	44,3	14,6	1,0	0,8	4,7
<b>Taiwan</b> (Chang et al., 1998)	18,1	28,6	26,3	7,3	7,0	12,7
<b>Turquía</b> (Demirbas, 2011)	18,3- 21,2	33,2- 50,7	7,8 - 11,2	8,6- 10,2	7,3- 10,5	5,6- 8,5

Tabla 2.2. Composición de los RU en diferentes zonas geográficas

En general, en todas las regiones estudiadas, las fracciones mayoritarias son la materia orgánica y el papel y cartón. En la mayoría de los casos lo es la materia

orgánica pero en las caracterizaciones publicadas de Finlandia, Reino Unido, Estados Unidos, Turquía y Taiwan, la fracción mayoritaria es el papel y cartón. En general, de media en Europa se pueden encontrar unos RU con aproximadamente un 31% de materia orgánica, un 26% de papel y cartón, un 13% de plástico, un 6,5% de vidrio y un 5% de metales. Entre los países europeos destacan Lituania con un 44% de materia orgánica y Finlandia con un 40% de papel y cartón. En las caracterizaciones de los RU en Francia e Italia se encuentra gran similitud en ambos resultados, sin embargo, entre las dos composiciones publicadas de Taiwan se ven mayores diferencias. Por otro lado, llama la atención el elevado porcentaje de materia orgánica en Cuba, India, Nigeria y Tailandia, por encima del 60%. Estos resultados únicamente deben servir para observar las tendencias en la composición de los RU de los distintos países. Los resultados están lejos de ser los representativos de cada país pues, en la mayoría de los casos, las caracterizaciones se han hecho en una única región o incluso en una sola instalación y, en la mayoría de los trabajos, no se indica el tamaño de la muestra ni siquiera de la metodología o la desviación de los resultados.

Gentil et al. (2009) también destacaban en su publicación las diferencias en la composición de los RU en masa en algunos países europeos como Dinamarca, Francia, Alemania, Grecia, Polonia y Reino Unido (figura 2.2).

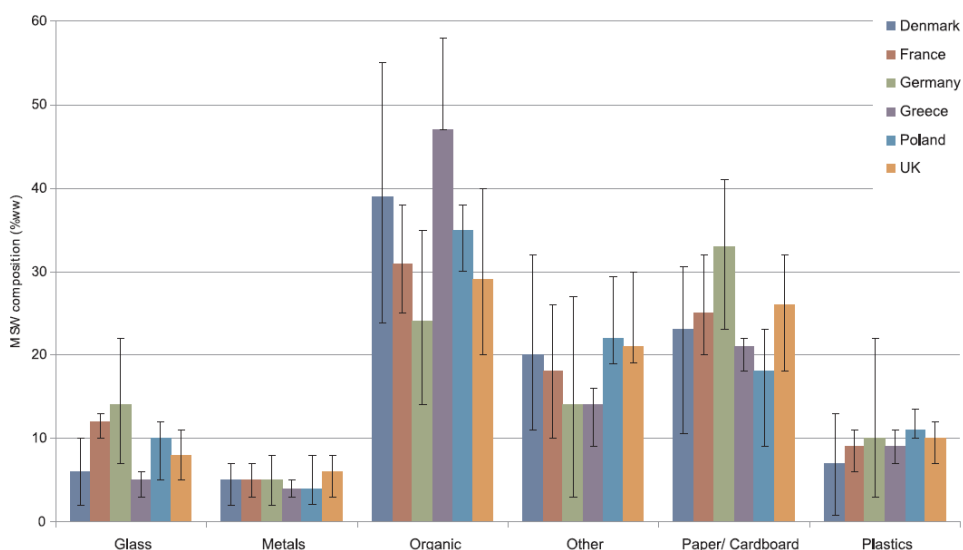


Figura 2.2. Composición de los RU en algunos países europeos (Gentil et al., 2009)

Excepto en Alemania, donde la fracción mayoritaria es el papel y cartón con casi el 35% de los residuos, en el resto de países la fracción mayoritaria es la materia orgánica. Se observa una gran diferencia entre Grecia y el resto por ese 4,6% de materia orgánica, un valor mayor que en el resto de países analizados en el estudio. El porcentaje de plásticos y metales es bastante similar entre todos ellos mientras que el de vidrio parece mayor en Alemania y Francia.

En general, se puede afirmar que existen grandes diferencias en la composición de los RU en masa a lo largo del mundo ya que es el reflejo de las diferencias socio-económicas que existen entre los diversos países. Este hecho obliga a desarrollar políticas ambientales específicas para cada territorio.

En el ámbito regional, Castilla y León solamente ha publicado en una ocasión la composición de los RU que genera, en el Plan Regional de Residuos Urbanos y Residuos de Envases de CyL, 2004-2010 (BOCYL, 2005), los datos se muestran en la figura 2.3 y se dice que son estimados. Los valores nos son muy diferentes de los mostrados para la media de España en aquellos años, una mayoría de materia orgánica ligeramente inferior a la nacional seguida por el papel y cartón, el plástico y el vidrio en porcentajes similares a los de la media española.

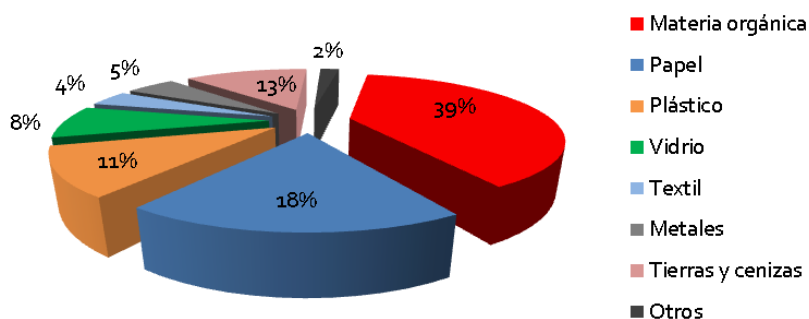


Figura 2.3. Composición de los RU en Castilla y León (BOCYL, 2005)

Es claro que existe una gran falta de información acerca de la composición de los RU en España y conocerla específicamente ayudaría enormemente a su gestión. Sin embargo, teniendo en cuenta las publicaciones de otros autores, se espera en Castilla y León una fracción mayoritaria de materia orgánica que oscilaría

entre un 40 y un 50% y una segunda fracción de papel y cartón con entre un 18 y un 20%. Ambas fracciones son consideradas biodegradables por lo que parece lógico que la gestión de los RU en España tienda hacia procesos biológicos como los que tienen lugar en un CTR.

## **2.2. Marco legislativo**

La gestión habitual de los RU en la región mediterránea es su depósito en vertedero lo que supone un 40-60% de lo producido alcanzando el 90% en algunos países como Argelia, Marruecos y Egipto (Faraco y Hadar, 2011). A nivel europeo el porcentaje de eliminación en vertedero es menor aunque sigue siendo la alternativa más empleada (38%); algunos estudios prevén que un 34% de los RU seguirán siendo depositados en vertedero en el año 2020 (Skovgaard et al., 2008).

Ante esta perspectiva, la Directiva Europea 1999/31/CE (EC, 1999) fue redactada con el fin de reducir, en la medida de lo posible, los efectos negativos en el medio ambiente del vertido de residuos, en particular la contaminación de las aguas superficiales, las aguas subterráneas, el suelo y el aire, incluido el efecto invernadero, así como cualquier riesgo derivado para la salud humana, durante todo el ciclo de vida de un vertedero. Para ello insta a los estados miembros a elaborar estrategias nacionales destinadas a reducir los residuos biodegradables destinados a vertedero cumpliendo unos requisitos de reducción. En cinco años desde su trasposición, la cantidad total de residuos biodegradables destinados a vertedero no debe superar el 75% de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995. En ocho años desde su trasposición, esta cantidad debe ser como máximo el 50% y, a los quince años, la cantidad de residuos biodegradables destinados a vertedero no debe superar el 35% de los generados en 1995. En España la trasposición de esta directiva se hizo mediante el Real Decreto 1481/2001 (BOE, 2002) por lo que las fechas clave son los años 2006 para el 75%, 2009 para el 50% y 2016 para reducir hasta el 35% los residuos biodegradables vertidos.

Se completa esta directiva con la Directiva Europea 2006/12/EC (EC, 2006) por la que, además, se insta a fomentar en primer lugar la prevención o reducción de la producción de residuos y en segundo lugar la valorización de residuos

mediante el reciclado, nuevo uso o recuperación y valorización energética. Este orden de prioridades acabó derivando en lo que se conoce como jerarquía de residuos que se establece en por primera vez en el artículo 4 de la Directiva Europea 2008/98/EC (EC, 2008), según la cual el orden de prioridades en la legislación y la política sobre la prevención y la gestión de los residuos es el siguiente:

- a) prevención
- b) preparación para la reutilización
- c) reciclado
- d) otro tipo de valorización, por ejemplo, la valorización energética
- e) eliminación

Para cumplir con estas directivas en materia de gestión de residuos, a nivel nacional se elaboraba en el año 2000 el primer Plan Nacional de Residuos Urbanos (PNRU) 2000-2006 (BOE, 2000). En este plan se realizaba un diagnóstico de la situación en el momento de la redacción con datos del año 1996 (generación de los RU en las distintas regiones españolas, composición, gestión de los residuos recogidos de manera selectiva, etc.) para acabar enumerando los principales problemas detectados en materia de residuos entre los que cabe destacar:

- Ausencia de estadísticas suficientes y fiables en materia de generación de RU, composición, cuantificación, etc.
- Existencia de un elevado número de vertederos incontrolados que pueden dar lugar a problemas de tipo sanitario y de contaminación ambiental.
- Existencia de algunas plantas de incineración que no se ajustan a la normativa sobre emisión de contaminantes a la atmósfera, algunas de las cuales incluso no disponen de sistemas para la recuperación de energía.
- Reciclaje y valorización de algunos materiales de los residuos de envases lejos de los objetivos mínimos marcados
- Práctica inexistencia de un marco de apoyo a la introducción de tecnologías limpias que permitan la reducción de los RU y, en particular, de los residuos de envases.
- Fuerte oposición social a cualquier iniciativa tendente a la construcción de infraestructuras o instalaciones para la gestión de RU.



El PNRU 2000-2006 tenía como principal meta el aumento de la reutilización, reciclaje y valorización; para ello se fijaron unos objetivos de reciclaje para los años 2001 y 2006 y se amplió la recogida selectiva a todos los núcleos de población de más de 1000 habitantes. Además fomentaba la aplicación de tecnologías menos contaminantes o las mejores técnicas disponibles.

En el año 2009 se redactaba el segundo plan nacional de residuos, en este caso denominado Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) para el periodo 2008-2015 (BOE, 2009); con él se pretende propiciar un cambio significativo en la gestión de los residuos en España. Este Plan describe la situación en materia de residuos, identifica los problemas o puntos a mejorar (algunos de los cuales ya se habían identificado en el primer PNRU), y fija los objetivos a cumplir en los años siguientes así como las medidas para alcanzarlos de forma general. Entre los objetivos generales del plan destacan:

- Modificar la tendencia del crecimiento de la generación de residuos.
- Erradicar el vertido ilegal.
- Disminuir el vertido y fomentar de forma eficaz: la prevención y la reutilización, el reciclado de la fracción reciclable, así como otras formas de valorización de la fracción de residuos no reciclable.
- Completar las infraestructuras de tratamiento y mejorar el funcionamiento de las instalaciones existentes.
- Obtener estadísticas fiables en materia de infraestructuras, empresas gestoras y producción y gestión de residuos.
- Consolidar los programas de I+D+i aplicados a los diferentes aspectos de la gestión de los residuos, incluyendo análisis de la eficiencia de los sistemas de recogida, optimización de los tratamientos y evaluación integrada de los procesos completos de gestión, desde la generación hasta la eliminación.
- Reducir la contribución de los residuos al Cambio Climático fomentando la aplicación de las medidas de mayor potencial de reducción.

La mayoría de los objetivos tratan de continuar minimizando o resolviendo los problemas identificados en el primer PNRU; es el último objetivo el que constituye mayor novedad siendo la lucha contra el cambio climático una prioridad

en materia de política ambiental. Aunque la contribución de los residuos al Cambio Climático es pequeña en relación con otros sectores (en el año 2006 fue un 2,8% de las emisiones de gases de efecto invernadero, GEI), existe un potencial significativo de reducción en el sector de los residuos por lo que es necesario en el marco del PNIR.

Se incluye además la Estrategia de Reducción de Vertido de Residuos Biodegradables en la que se identifican las razones por las que no es aconsejable depositar este tipo de residuos en los vertederos y se establecen los objetivos a cumplir entre los que cabe destacar:

- Aumentar el compostaje y la biometanización de la fracción orgánica recogida selectivamente
- Incrementar la cantidad de fracción orgánica recogida selectivamente como mínimo a 2 millones de toneladas.
- Convertir de manera gradual las plantas de triaje y compostaje de residuos mezcla en plantas para el tratamiento mecánico biológico previo a la eliminación.
- Duplicar las toneladas de papel/cartón de procedencia municipal recogidas en 2006.
- Incrementar la capacidad de valorización energética de las incineradoras de RU hasta 2,7 Mt (objetivo para el año 2012).

Esta tendencia al compostaje de los residuos biodegradables se refleja también en la Ley de Residuos de 2011 (BOE, 2011), en la que se establece que únicamente se denominará compost a la enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente. El material orgánico obtenido en las plantas de tratamiento biológico de residuos mezclados pasa a denominarse bioestabilizado.

A nivel regional, las Comunidades Autónomas deben alinearse con esta legislación nacional y comunitaria en materia de gestión de RU y, en todo caso, añadir objetivos más ambiciosos. La Junta de Castilla y León por su parte, mediante el Decreto 18/2005 (BOCYL, 2005) aprobó el Plan Regional de Residuos Urbanos y Residuos de Envases de CyL 2004-2010 por el que, entre otras cosas, se fija los siguientes objetivos de "aplicación orientativa":

- Prevención en la producción de RU (cantidad/habitante) hasta un 6% en 2006 del ratio de 1998.
- Reducción de la cantidad de residuos destinada a vertedero hasta un 35% en 2006 respecto a los que se generaban en 1998.
- Reducción de la cantidad de materia orgánica depositada en vertedero hasta un 65% en 2006 de la que se destinaba en 1998.
- Valorización de la materia orgánica mediante sistemas de biometanización: 45% en 2006.
- Valorización de la materia orgánica mediante sistemas de compostaje: 80% en 2006.

No quedan claros los objetivos en cuanto a la valoración de la materia orgánica. Resulta contradictorio tener que alcanzar un 45% de valorización de esta fracción mediante biometanización y un 80% mediante sistemas de compostaje. Estos objetivos no parecen ser aplicables sobre una misma cantidad de materia orgánica. Una posibilidad sería que vayan ligados a la disponibilidad de tratamiento anaerobio en los CTRs. Se entiende entonces que, en los centros donde se disponga de sistemas de biometanización (recomendada en esta comunidad para capacidades superiores a las 60000 tm/año), se debe tratar al menos el 45% de la materia orgánica de la entrada por esta vía; mientras que en los centros con túneles de compostaje como único tratamiento biológico, se debe valorizar al menos el 80% de la misma.

Tal y como se extrae de este Plan Regional, la estrategia de gestión castellanoleonesa está basada principalmente en la instalación de centros de tratamiento de residuos (CTR) donde se potencia la recuperación de materiales valorizables antes de su depósito en vertedero. Para ello dotará con al menos un CTR por provincia en los años siguientes al plan, con excepción de Ávila que contará con dos centros y Burgos con tres. Finalmente se incorpora una etapa imprescindible para la eliminación de los materiales no valorizables obtenidos en las estas instalaciones mediante la implantación de Depósitos de Eliminación de Rechazos (salvo en el caso de Ávila, uno por provincia). Estos depósitos controlados se deben diseñar para una capacidad de acogida igual o superior a 15 años y se dotarán de las infraestructuras más convenientes para garantizar la protección del medio ambiente.

### **2.3. Tratamiento mecánico-biológico**

El tratamiento mecánico biológico que tiene lugar en los CTRs no es más que la combinación de una planta de recuperación de materiales reciclables mediante procesos físicos de selección y separación, y un tratamiento biológico para intentar reducir la cantidad de residuos biodegradables que se depositan en el vertedero. El objetivo principal de esta tecnología es minimizar los impactos ambientales asociados a la eliminación de los residuos biodegradables y obtener un valor añadido a partir de materiales reciclables tales como plásticos, metales o vidrio, del compost y en algunos casos del biogás o el CDR (combustible derivado del residuo). De esta manera se aprovechan al máximo los recursos naturales y los materiales tal y como se establece en la jerarquía en el tratamiento de los RU (prevención, minimización, reutilización, reciclaje, valorización energética y vertido) (EC, 1999).

De acuerdo con Juniper (2005a), los objetivos de la etapa mecánica son:

- Maximización de la recuperación de recursos
- preparación los materiales para la etapa biológica
- afino de los productos finales

Por otra parte, la elección del proceso biológico depende de un gran número de factores entre los que se incluyen:

- el tipo de producto buscado (sólidos completa o parcialmente bioestabilizados, CSR (combustible sólido recuperado) o biogás)
- la cantidad de residuos tratados
- los requisitos reglamentarios vigentes (en el proceso y en los productos)
- otros factores económicos, técnicos y comerciales.

Con el fin de cumplir con los requerimientos de la Directiva Europea 1999/31/CE (EC, 1999), entre los años 1990 y 2010 se han instalado en Europa más de 180 CTRs o plantas de tratamiento mecánico-biológico (ECN, 2009). De acuerdo con Bilitewski et al. (2011) existen dos grandes clasificaciones para este tipo de tecnología:

- Pretratamiento mecánico biológico (PMB) donde la fracción orgánica es separada y estabilizada antes de que llegue al vertedero mientras que los materiales reciclables son recuperados para que no lleguen a formar parte del CDR (combustible derivado del residuo) o rechazo.
- Estabilización mecánico-biológica (EMB) o biodrying en el que los residuos son introducidos en una primera etapa de compostaje de manera que se reduce la humedad en los residuos para acabar obteniendo una mayor cantidad de CDR y de mayor calidad. Los materiales reciclables pueden ser recuperados tras el compostaje.

El PMB tiene como objetivo estabilizar la fracción orgánica para minimizar la producción de gas y lixiviados en el vertedero mientras que la EMB maximiza la recuperación de materiales reciclables y la producción del CDR. Dentro de esta clasificación general se pueden encontrar múltiples variaciones y se puede asegurar que probablemente no haya dos plantas iguales.

Cada planta se diseña para un lugar determinado y un tipo de población específico puesto que estos factores influyen a la hora de minimizar el coste del tratamiento y las emisiones. Por ejemplo, en una región donde el compost tiene una gran demanda se maximizará la producción del mismo minimizando así la cantidad de materia orgánica que se destina a vertedero. Sin embargo, en regiones donde no se realiza una buena separación en origen de los materiales reciclables se debe aumentar la recuperación de los mismos en la corriente de RU y puede ser necesario aumentar el número de equipos de separación. El tipo de operaciones unitarias elegidas en el diseño de la planta así como los equipos instalados para cada una de ellas o el orden de los mismos, van a determinar la eficiencia de los distintos procesos y con ellos el de la planta. Entre los posibles elementos unitarios del proceso mecánico se encuentran operaciones físicas como la separación por tamaños (tromel), separación por densidad (mesa densimétrica), ambas (criba vibrante), separación de metales férricos (separador magnético), no férricos (separador de Foucault), recuperación específica de plásticos (triajes manuales, aspiradores, detección por infrarrojos), molienda, etc. En cuanto a los procesos biológicos existen varios tipos de procesos como el compostaje en hileras (interior o exterior), compostaje en túneles, compostaje en reactor, digestión anaerobia, percolación, biodrying, etc. En función de los objetivos que se persiguen en cada

instalación y otros parámetros como la cantidad de residuos que se van a tratar, la geografía de la zona o la idiosincrasia de la población, se elige un tipo de proceso biológico u otro; así como la combinación de procesos mecánicos que será finalmente instalada antes y/o después del proceso biológico.

Las principales características de los productos como el compost o el CDR también son función de la configuración de la planta como demuestran Caputo y Pelagagge (2002). En ese trabajo se han estudiado 8 plantas de tratamiento de RU situadas en distintas regiones italianas y tras el análisis de sus tecnologías, todas ellas diferentes, llegan a establecer las mejores configuraciones de proceso que permiten obtener un CDR de alto poder calorífico, cumpliendo con los requerimientos mínimos de la legislación, al menor coste posible. Esta diversidad en las configuraciones de las plantas se observa también en el trabajo de Tintner et al. (2010) donde se estudian los procesos biológicos de todos los CTRs austríacos. Entre los 16 CTRs analizados no hay dos centros con la misma configuración en la etapa del tratamiento biológico.

Algunos ejemplos de PMB se pueden encontrar en trabajos como el de Adani et al.(2004) en el que se realiza un seguimiento de 1 año a una planta situada en la provincia de Milán (Italia) donde se tratan unas 76 toneladas al día (25000 toneladas año). En esta planta se realiza una separación mecánica inicial a través de un trómel de 50mm. Un 60% de los RU que entran al trómel inicial tienen un tamaño mayor a 50mm y se llevan a vertedero o producción de CDR mientras que el 40% restante, con tamaño inferior a 50mm, se llevan a tratamiento biológico durante 3 semanas. Durante el proceso biológico se producen unas pérdidas de material del 49% en forma de CO<sub>2</sub>, agua y otros productos. El material una vez estabilizado se hace pasar por un trómel de 20mm, la fracción de mayor tamaño se recircula al proceso de manera que actúa como estructurante mientras que la fracción menor a 20mm se lleva a vertedero. De esta manera se estabiliza el material biodegradable contenido en los RU cumpliendo así con los requerimientos de la Directiva Europea 1999/31/CE (EC, 1999).

De Araújo Morais et al. (2008) y Bayard et al. (2010) presentan los balances máxicos de una planta situada en Mende (Lozère, Francia) que trata unas 25000 toneladas al año de RU. En este centro, los RU son inicialmente divididos en

función de su tamaño en un trómel de doble malla de 70 y 450 mm. La fracción mayor de 450 mm, que constituye aproximadamente un 15% de los RU, es llevada directamente a vertedero. La fracción menor a 70mm está formada principalmente por las fracciones orgánicas, restos de alimentos, restos de poda, etc. y se lleva a los túneles abiertos de compostaje para su estabilización durante 6 semanas. El material se pasa de un túnel a otro cada dos semanas para una mejor aireación y mayor homogeneidad a pesar de disponer de aireación forzada en los túneles. Posteriormente se llevan a plataformas de maduración al aire libre durante 15 semanas donde no se mezclan ni se airean. Finalmente este material es llevado a vertedero a una celda diferente a la utilizada para la fracción superior a 450 mm. La fracción en peso más importante de los RU en esta zona es la de un tamaño entre 70 y 450 mm (55% de los RU en base seca). Esta fracción, que constituye el hundido de la segunda malla del trómel, es llevada a un biorreactor rotatorio secuencial (SBR) donde se produce una etapa inicial de degradación biológica aerobia durante 48h. La materia fácilmente biodegradable es parcialmente estabilizada perdiendo hasta un 10% de materia en forma de productos de la degradación. Tras este proceso, el material con un tamaño inferior a 50 mm se une a la fracción menor de 70 mm siguiendo los mismos procesos de compostaje y maduración. La fracción mayor a 50mm se hace pasar por un separador magnético y posteriormente se deposita en vertedero.

En España, al igual que en el resto de países, existen múltiples configuraciones en los CTRs. El trabajo de Ponsá et al. (2008) describe el CTR de Montcada (Barcelona) donde se tratan tanto RU como fracciones orgánicas procedentes de la recogida selectiva tales como residuos de cocina o jardinería, pero lo hace en dos líneas independientes. En el caso de los RU el primer paso es un pretratamiento mecánico en el que se eliminan las impurezas de gran tamaño por medio de un trómel, metales férricos y no férricos con separadores magnéticos y de Foucault respectivamente y materiales de alta densidad en el separador balístico. Después de esta secuencia de pretratamiento, la fracción orgánica está teóricamente libre de contaminantes inorgánicos. En la segunda etapa, una etapa biológica, la materia orgánica es digerida anaeróbicamente en condiciones mesófilas con un tiempo de residencia de 21 días produciéndose biogás. La fracción insoluble procedente de la centrifuga tras la digestión anaerobia (digesto),

se mezcla con agente estructurante (restos de poda) en ratio 2:1 y se composta en túneles durante 3 semanas para estabilizar e higienizar el material. Durante este periodo se monitorizan y controlan parámetros operacionales como la temperatura, el oxígeno y la humedad. El producto final (compost en el caso de las fracciones recogidas separadamente y bioestabilizado en el caso del RU) se apila antes de su comercialización.

El CTR de Zaragoza, con una capacidad de tratamiento de 450.000 tm/año, se describe con detalle en el trabajo de Aranda Usón et al. (2012). En este centro en primer lugar se realiza un triaje manual de residuos voluminosos para evitar bloqueos en los sistemas posteriores. El pretratamiento mecánico consiste en separadores balísticos, magnéticos, de Foucault y aspiradores de film que recuperan los materiales reciclables y los envían a plantas de reciclado. La materia orgánica recuperada en pretratamiento mecánico se envía a la estabilización biológica que, en este caso, cuenta con los procesos de digestión anaerobia y compostaje. El rechazo de la planta se compacta y se envía a vertedero sin recuperación energética y, según el balance de masa publicado por estos autores, representa el 52% del RU inicial que llega a la planta. El porcentaje de RU que es recuperado en esta planta en forma de materiales reciclables alcanza el 6,51%, un 12% se obtiene en forma de compost y un 2% como biogás, mientras que el 27,50% sale en forma de lixiviados y emisiones gaseosas.

La variedad de sistemas de bioestabilización o biodrying utilizados como parte del proceso mecánico-biológico de los CTRs se recoge en la revisión realizada por Velis et al. (2009). El objetivo principal en este tipo de tecnología es producir un CSR de gran calidad. Para ello, se realiza una degradación parcial biológica por la acción de microorganismos aerobios que tiene lugar en reactores rotatorios (biodrums) o en túneles cerrados con un tiempo de residencia de entre 5 y 15 días. La humedad se reduce entre un 15 y un 30% permitiendo así obtener un CSR de mayor valor energético. Tras la estabilización biológica se realiza un tratamiento mecánico para eliminación de inertes y recuperación de materiales reciclables como metales férricos y no férricos que, además de tener valor añadido, restarían poder calorífico al producto final.



Existen, por tanto, múltiples alternativas tanto en la parte mecánica como en la biológica y la combinación de todas ellas tiene como resultado una gran variedad de alternativas tecnológicas en los CTRs. Costi et al. (2004) han desarrollado un modelo para determinar el sistema óptimo de gestión de los RU que minimice el coste de gestión con restricciones técnicas, normativas y ambientales. Las variables de decisión del modelo están relacionadas con la composición de los RU, ratios de recuperación de los materiales, posibles tratamientos, propiedades de las distintas fracciones como el poder calorífico, impactos ambientales de los distintos tratamientos, emisiones y composición del CDR.

#### ***2.4. Compostaje de la fracción orgánica contenida en los RU***

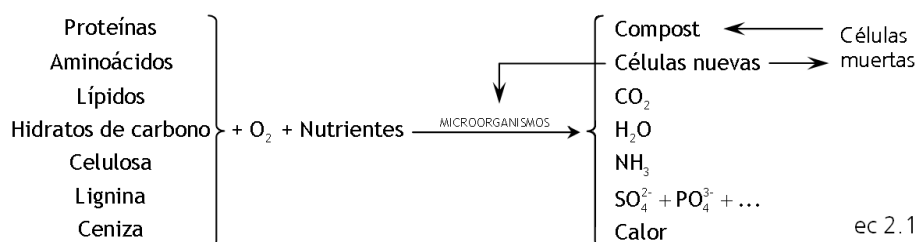
En la mayoría de los CTRs de Castilla y León se dispone de instalaciones de compostaje, bien como tratamiento biológico principal o bien como etapa de estabilización para el digestato obtenido tras la digestión anaerobia. El compostaje se define como la descomposición y estabilización biológica de sustratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas como resultado del calor producido biológicamente, para dar lugar a un producto final estable, libre de patógenos y semillas, y que puede ser aplicado al suelo de forma beneficiosa (Haug, 1993).

Los objetivos generales que se persiguen con el compostaje de la fracción orgánica de los residuos urbanos son (Hargreaves et al, 2008):

- Transformar materiales orgánicos biodegradables en un material biológicamente estable y, en el proceso, reducir el volumen original de los residuos
- Destruir patógenos, huevos de insectos y otros organismos no deseables que puedan estar presentes en los RU
- Retener el máximo contenido nutricional (N, P, K, etc.)
- Elaborar un producto (compost) que se pueda utilizar para soportar el crecimiento de las plantas y como enmienda de suelos

En términos generales, las características químicas y físicas del compost varían en función de la naturaleza de la materia prima, las condiciones bajo las

cuales se lleva a cabo el proceso de compostaje y la extensión de la descomposición (Hamoda et al, 2008). La fracción orgánica de los RU se puede considerar compuesta por proteínas, aminoácidos, lípidos, hidratos de carbono, celulosa, lignina y ceniza. Si se someten estos materiales orgánicos a descomposición aerobia microbacteriana, el producto final es un material húmico estable conocido comúnmente como compost. El compostaje de la fracción orgánica de los RU en condiciones aerobias se puede representar por la siguiente ecuación (Tchobanoglous, 1998):



Durante el transcurso de esta reacción, la porción biodegradable de la fracción orgánica de los RU se descompone por la acción de diversos microorganismos que utilizan la materia orgánica como fuente de carbono. La actividad metabólica de los microorganismos altera la composición química de la materia orgánica prima, reduce el volumen y el peso de los residuos e incrementa el calor del material que es fermentado. Los productos de reacción son nuevas células, materia orgánica resistente o compost, dióxido de carbono, agua, amoníaco y sulfato. Como se observa en la ecuación 2.1, las nuevas células se convierten en parte de la biomasa activa implicada en la transformación de la materia orgánica y, cuando mueren, pasan a formar parte del compost. El compost es la materia orgánica resistente que, por lo general, contiene un alto porcentaje en lignina, compuesto difícil de convertir biológicamente en un periodo de tiempo relativamente corto (De Bertoldi, 1996). La lignina, que se encuentra principalmente en el papel de periódico, es el polímero orgánico que une las fibras de celulosa en los árboles y algunas plantas. Las pérdidas de agua se establecen en torno a los 0,33 kg por kg de materia orgánica biodegradada o en función del oxígeno consumido con una producción de 0,31 kg H<sub>2</sub>O/kg O<sub>2</sub> (De Guardia et al., 2008a).

Autores como Hamoda et al. (1998) y Mahar et al. (2008), han encontrado modelos cinéticos que se ajustan a sus resultados experimentales de la degradación aerobia de RU. Para otro tipo de residuos más conocidos como los lodos de depuradora se encuentran muchos más modelos como por ejemplo en De Guardia et al. (2008b) o Yamada et al. (2006).

#### 2.4.1. Parámetros del proceso de compostaje

Aunque es fácil comprender conceptualmente el proceso de compostaje, en la práctica, el diseño y el control del mismo son complejos. Existen importantes variables en el proceso que se deben considerar en el diseño y operación de las instalaciones de compostaje, incluyendo el tamaño de partícula y la distribución del tamaño de partícula en el material que se va a fermentar, las necesidades de siembra y mezcla, el horario necesario de mezcla/volteo, las necesidades totales de oxígeno, el contenido en humedad, la temperatura y control de temperatura, la relación carbono-nitrógeno de los residuos que se van a fermentar, el pH, el grado de descomposición, la tasa de respiración y el control de patógenos.

El tamaño de las partículas influye en las características del flujo de materia, en las fuerzas de arrastre, en la densidad bruta y en la fricción interna. Un tamaño de partícula reducido incrementa la velocidad de las reacciones bioquímicas durante el proceso de compostaje aerobio aunque, para tamaños excesivamente reducidos (<1mm), aparecen limitaciones en la difusión del oxígeno (Madejón et al., 2002). El tamaño de partícula deseable es de aproximadamente 50mm puesto que los espacios entre partículas son tales que el oxígeno tiene un mejor acceso a las partículas y la degradación avanza rápidamente (Hamoda et al, 1998).

En los procesos de aireación forzada, tales como sistemas de pila estática aireada y biorreactores, el requerimiento total de aire y la tasa de flujo de aire son parámetros esenciales de diseño. Es importante conseguir que el oxígeno llegue a todo el material para conseguir resultados óptimos. Liwarska-Bizukojc y Ledakowicz (2003) en sus estudios de la composición de la fracción orgánica contenida en los residuos urbanos determinaron, mediante análisis elemental, una fórmula general de  $C_5H_{8,5}O_4N_{0,2}$ . En estas condiciones, la cantidad de oxígeno

requerida para la biodegradación se estimó en 0,92 moles por mol de residuos a 20°C y de 1,6 moles por mol de residuos a 42°C.

En muchos casos el amoníaco producido a partir de la oxidación de la materia orgánica carbonosa, se oxida todavía más para formar nitrato (nitrificación). Este proceso está controlado principalmente por la aireación, la temperatura (De Guardia et al., 2008b) y el pH (Sánchez-Monedero et al., 2001).

La aireación se utiliza además para controlar la temperatura de la pila en los túneles de compostaje. Los sistemas de compostaje aerobio pueden funcionar tanto en la región termófila (55 a 60°C) como en la mesófila (30-38°C), aunque lo óptimo es dejar que la temperatura alcance valores altos para favorecer la eliminación de patógenos (Molnar y Bartha, 1988). Sin embargo, si la temperatura sube por encima de 66°C se reduce significativamente la actividad de los microorganismos responsables de la degradación aerobia (Adani et al., 2002; Miyatake e Iwabuchi, 2005). El rango óptimo de temperaturas se encuentra por tanto, entre 50 y 55°C durante los primeros días y entre 55 y 60°C para el resto del periodo de compostaje activo o primera fase del proceso. La EPA (Agencia para la Protección Ambiental de EE.UU.) exige, para el compostaje de RU en túnel, un mínimo de 3 días a temperaturas superiores a 55°C para garantizar la higienización (Tchobaglou, 1998).

El contenido en humedad tiene una gran influencia en la actividad microbiológica durante el proceso de compostaje aerobio. El mínimo porcentaje de humedad requerido para un rápido desarrollo de la actividad microbiana es del 50% (Liang et al. 2003). Para valores inferiores al 40% se reduce enormemente la velocidad de fermentación puesto que el déficit de agua no permite la solubilización de la materia orgánica impidiendo que sea asimilada por los microorganismos como fuente de energía. Con valores de humedad superiores al 60% se impide la difusión de oxígeno a través de la masa a compostar puesto que se eliminan los espacios vacíos (Hamoda et al, 1998). El contenido en humedad puede ajustarse mediante la mezcla de distintos componentes, la aireación o la adición de agua o lixiviados.

Los microorganismos aerobios se alimentan de materia orgánica y desarrollan tejido celular a partir de nitrógeno, fósforo, carbono y otros nutrientes necesarios. Gran parte del carbono sirve como fuente de energía para los organismos que lo queman y expulsan como dióxido de carbono. Puesto que el carbono orgánico puede servir como fuente de energía y como carbono celular, se requiere más carbono que, por ejemplo, nitrógeno. La relación C/N es determinante a la hora de elegir entre compostar un material por separado o junto a otros residuos. El valor recomendable para un desarrollo óptimo del proceso está entre 25 y 30, con relaciones más bajas se emite amoníaco y se impide la actividad biológica, con relaciones más altas el nitrógeno puede ser un nutriente limitante (Hamoda et al, 1998). Los fangos presentan relaciones bajas mientras que los residuos de jardín tienen relaciones C/N relativamente altas. Pueden utilizarse mezclas de un residuo con un contenido alto en carbono y bajo en nitrógeno, por ejemplo el papel de periódico, con un residuo alto en nitrógeno, como los residuos de jardín, para lograr relaciones óptimas para el compostaje (Pitchel, 2005).

El control de pH es otro parámetro importante para evaluar el ambiente microbiano y la estabilización de residuos. El valor del pH, como la temperatura del compost, varía con el tiempo durante el proceso de compostaje. El pH inicial de la fracción orgánica de los RU está normalmente entre 5 y 7. En los primeros días de compostaje la masa orgánica se encuentra a temperatura ambiente, comienza la reproducción de organismos mesófilos, y se eleva rápidamente la temperatura. Entre los productos de esta etapa inicial están los ácidos orgánicos simples, que provocan una caída en el pH por debajo de 5. Después de aproximadamente tres días, la temperatura llega a la etapa termófila y el pH empieza a subir hasta aproximadamente 8 o 8,5 que se mantendrá el resto del proceso aerobio. El valor del pH cae ligeramente durante la etapa de enfriamiento y llega a un valor de 7 a 8 en el compost maduro. Si el grado de aireación no es adecuado, se producirán condiciones anaerobias y el pH caerá hasta aproximadamente 4-5 retrasando o incluso impidiendo el proceso de compostaje. Para lograr una descomposición aerobia óptima el pH debería permanecer en el rango de 7 a 7,5 aunque para minimizar la pérdida de nitrógeno en la forma de gas amonio, el pH no debería sobrepasar un valor de 8,5.

La mayoría de los problemas de olores en los procesos de compostaje aerobio están asociados al desarrollo de condiciones anaerobias dentro de la pila de compost. Bajo condiciones anaerobias, se producirán ácidos orgánicos, muchos de los cuales son extremadamente olorosos. El volteo del material orgánico durante el proceso de compostaje es un factor operacional muy importante para mantener la actividad aerobia. Para prevenir el secado, el encostramiento y la canalización de aire, el material que se está compostando debería ser mezclado o volteado regularmente o cuando sea necesario. La frecuencia del volteo dependerá del tipo de compostaje, del contenido en humedad, de las características de los residuos y de las necesidades de aire, por lo que es imposible especificar una frecuencia mínima de volteo o número de vueltas en términos generales. Para un residuo orgánico que tiene una humedad máxima del 66% y un periodo de compostaje de 15 días se ha sugerido la primera vuelta en el tercer día. De ahí en adelante se debería voltear cada dos días hasta un total de cuatro o cinco vueltas.

#### 2.4.2. Sistemas industriales de compostaje

El proceso de compostaje de la materia orgánica contenida en los RU comienza con la recogida de los residuos y su descarga en los CTRs. En ambos modelos de gestión (materia orgánica recogida o no selectivamente) se hacen pasar los residuos por cribas cilíndricas giratorias denominadas trómeles con un tamaño determinado de luz de malla, debido a su menor tamaño la mayoría de la materia orgánica pasa a través de la criba constituyendo la corriente de alimentación a los procesos biológicos (Richard, 1992).

La corriente constituida por el hundido del trómel está formada principalmente por materia orgánica invadida por los microorganismos de manera uniforme y, cuando no se ha recogido de manera selectiva, también por plásticos de pequeño tamaño, vidrios y metales. Dicha corriente se refina aún más haciéndola pasar por un electroimán de manera que se eliminan los posibles metales férricos eventualmente presentes y se lleva a compostaje. Este tipo de fracción orgánica se dice que se ha separado mecánicamente y esta separación suele producirse siempre en los CTRs.

Las técnicas que se utilizan en la actualidad en el proceso de compostaje de RU pueden clasificarse en dos grandes grupos: con agitación y estáticas. El método agitado consiste en voltear periódicamente el material que se desea fermentar de modo que constituya una masa homogénea, además se introduce así el oxígeno necesario para el proceso que permite también controlar su temperatura. En el método estático, la pila de residuos que se desea fermentar permanece inmóvil mientras que el aire es inyectado a través de ella.

El compostaje en hileras volteadas es uno de los métodos más antiguos de compostaje, se basa en la disposición del material orgánico en hileras de sección triangular o trapezoidal de 2 a 3 m de altura por 7-9 m de anchura en la base y 20m de longitud. Las hileras se pueden formar tanto en el exterior como en locales cubiertos a causa de las emisiones de olores molestos que frecuentemente acompañan al volteo. El desarrollo total se suele lograr en unos tres meses, después de los cuales se deja al compost madurar durante 12 meses más (Kiely, 1999). Un sistema rápido de compostaje en hileras de alto rendimiento emplea hileras con una sección transversal triangular de 1,5 a 1,8 m de altura por 4,5 a 5 m de anchura (Pichtel, 2005). En los sistemas de alto rendimiento se voltea hasta dos veces por semana mientras se mantiene la temperatura en 55°C o ligeramente superior. La fermentación completa puede obtenerse en tres o cuatro semanas, después del periodo de volteo, el compost se mantiene durante tres o cuatro semanas más sin volteo para que se produzca la maduración. El equipo que se utiliza para voltear los residuos fermentados es el que determina las dimensiones y forma de las hileras y el espacio entre ellas. El material orgánico se procesa mediante trituración y cribación antes de ser depositado en las hileras de manera que el tamaño de partícula sea menor a 7,5 cm y el contenido en humedad se ajusta entre un 50 y 60%. Las características físicas y químicas del compost obtenido mediante la técnica de compostaje en hileras volteadas dependen de la temperatura, la humedad y la materia orgánica contenida en las materias primas y estos parámetros a su vez dependen de las dimensiones de las pilas y el régimen de volteo (Adams y Frostick, 2009).

Un sistema de compostaje a medio camino entre la hilera y el reactor es la pila estática aireada. Consiste en una red de tuberías de escape o aireación sobre la cual se coloca la fracción orgánica de los RU. Se fermenta el material durante un

periodo de tres o cuatro semanas, permitiendo la maduración durante cuatro semanas más. Para reducir la emisión de olores se cubre la pila recientemente formada con una capa de compost final o un estabilizador (Kiely, 1999). Normalmente se proporciona a cada pila un inyector de aire individual para un control más eficaz de la aireación. Frecuentemente se utiliza una tubería de drenaje de plástico mediante la cual se introduce el oxígeno necesario para la conversión biológica y el control de la temperatura dentro de la pila. La operación de inyección normalmente está controlada por un tiempo específico o por un perfil de temperatura determinado. En ocasiones se coloca un material estructurante compuesto por astillas de madera, restos de poda, paja o papel (Eklind et al., 2000) sobre la tubería de aireación, y sobre él se añade el material a fermentar de modo que se facilite la inyección de aire. Después de la fermentación se desmonta la pila y, si es posible, se recupera el material utilizado para esponjar el compost mediante cribado.

El compostaje en reactor se lleva a cabo dentro de un contenedor o recipiente cerrado. Se han utilizado como reactores en estos sistemas todo tipo de contenedores: reactores horizontales, reactores verticales, tambores giratorios, etc. En los tambores rotatorios la mezcla del material a compostar se produce por el giro del reactor que consiste en un recipiente cilíndrico que rota sobre su eje. Los túneles de compostaje que se utilizan en la actualidad cuentan con un mayor control de los parámetros del proceso, un suelo perforado por el que se inyecta aire a la pila de material, sistema de recirculación de lixiviado y riego, extracción de gases, etc. El tiempo de residencia en los túneles depende de la materia prima; para que la primera fase del compostaje de la fracción orgánica de los RU tenga lugar, debe estar entre 10 y 14 días. A continuación se debe mantener en hileras al menos 10 semanas para que se produzca la maduración (Haug, 1993). Con esta tecnología se consiguen reducciones superiores al 45% en volumen en dos semanas y una tasa de degradabilidad del material del 20-25%, alcanzándose además una higienización efectiva del material.



### 2.4.3. Uso del compost procedente de RU

La aplicación en la agricultura de otros residuos orgánicos estabilizados como los lodos de depuradora es una práctica común (Gil et al., 2008; Sánchez-Monedero et al., 2002; Yamada and Kawase, 2006). El uso de este residuo como enmienda orgánica puede ser esencial debido al drástico descenso del contenido de materia orgánica en los suelos, principalmente en las regiones más secas. Los fertilizantes químicos cubren una parte significativa de los requerimientos del suelo, sin embargo, las sustancias húmicas son esenciales para conservar las propiedades del suelo. La materia orgánica proporciona los nutrientes necesarios para el crecimiento de las plantas así como una fuente de energía para los microorganismos. Sin embargo, debe procederse cuidadosamente cuando el compost proviene de RU, la legislación española prohíbe su uso en cierta clase de cultivos como los hortícolas durante su ciclo de crecimiento.

El compostaje debe ser lo suficientemente eficiente para asegurar un mínimo de calidad en el compost antes de su aplicación en los suelos. Se han publicado múltiples trabajos en los que se documentan los beneficios de la aplicación en suelos y cultivos del compost elaborado a partir de los residuos orgánicos seleccionados en origen. Aguilar et al. (1997), estudiaron el efecto sobre el rendimiento de los cultivos de tres especies, olivo, vid y naranjo, tras la aplicación de compost elaborado a partir de la fracción orgánica de los RU recogida de manera selectiva. Observaron un incremento en el rendimiento del 17%, 30% y 50% para el naranjo, vid y olivo respectivamente. Barral et al., (2009) han determinado cuál debe ser la ratio de adición anual de compost a los suelos gallegos para mantener la calidad actual. Se estudiaron tres tipos de suelos con origen de granito, pizarra y gabro y dos tipos de compost, el que se obtiene tras un compostaje puro y el obtenido a partir del digesto de la digestión anaerobia, en ambos casos partiendo de la fracción orgánica de RU recogida de manera selectiva. Para ambos tipos de compost se obtuvieron resultados similares, confirmándose la remediación del déficit de materia orgánica en este tipo de suelos tras su aplicación. El artículo refleja también que las necesidades futuras de compost no pueden ser satisfechas únicamente con el producto elaborado en la región teniendo en cuenta la tasa de generación de RU en esta zona.

A pesar de la esperada elevada concentración de metales pesados en el compost, en el trabajo de Farrel and Jones, (2010) se utilizaron distintos tipos de compost para remediar suelos muy ácidos y contaminados con elementos potencialmente tóxicos como As, Cu, Pb, Zn. Tanto los compost elaborados a partir de residuos recogidos de manera selectiva (residuos de jardín, de restaurante, etc.) como el compost proveniente de un CTR después de un proceso de biodrying, mostraron resultados positivos. Todos ellos reducían los niveles de los elementos contaminantes e incrementaban el valor de pH del suelo. Los niveles de nutrientes parecían adecuados para la revegetación aunque finalmente se recomendaba la siembra de ciertas especies con el fin de minimizar la entrada de estos elementos en la cadena alimentaria.

El beneficio de la aplicación del compost se observa incluso a largo plazo como han visto Allievi et al. (1992) y Shiralipour et al.(1992) analizando su efecto hasta 6 años después de su uso como enmienda orgánica.

Por otro lado, es posible encontrar también, trabajos que ponen de manifiesto algunos problemas asociados a la aplicación a los suelos del compost procedente de RU no seleccionados. El excesivo contenido en sales (Moldes et al., 2007), la presencia de patógenos (Déportes et al., 1995; Lasaridi et al., 2006) o la alta concentración de metales pesados (Smith, 2009; Woodbury, 1992; Zennaro et al., 2005) en el compost elaborado a partir de RU demuestran la variabilidad en la calidad de este producto. Esta calidad está muchas veces relacionada con el proceso de compostaje, por ejemplo, en el trabajo de Abdullahi et al. (2008) se analizó la calidad del compost elaborado a partir del digesto producido en la digestión anaerobia de la FORSU (fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos) con y sin estabilización aerobia posterior. Encontraron que la materia prima (FORSU) y el digesto tras la digestión anaerobia o en las etapas iniciales de la estabilización aerobia posterior resultaban fitotóxicos. Sin embargo, no se observó este efecto en los suelos a los que se le había aplicado el digesto completamente estabilizado aeróbicamente. Además se debe asegurar una correcta aplicación de este producto a los suelos. Jakobsen (1995), aseguraba que el valor del compost como fertilizante es mayor cuando su aplicación se realiza de manera superficial. Por su parte, Abdullahi et al. (2008) encontraron que la germinación de semillas aumentaba con la dilución y el tiempo de incubación, lo

que sugiere que una menor ratio de aplicación o dejar un mayor espacio de tiempo entre la aplicación al suelo del compost y la siembra reduce la cantidad de compuestos orgánicos biodegradables que parecen estar relacionados con la fitotoxicidad.

El tema que más preocupa a los potenciales consumidores del compost elaborado a partir de RU es la presencia de metales pesados. Con un material de partida tan heterogéneo se pueden encontrar, como se ha visto con anterioridad, publicaciones que muestran un elevado contenido en metales pesados (incluso por encima de la legislación), y publicaciones que aseguran que no solo no superan estos límites sino que ayudan a reducir su concentración en el suelo. En lo que la mayoría de autores coincide es en no utilizar, como precaución, el compost elaborado a partir de RU en cultivos destinados al consumo humano. No se ha demostrado una rápida absorción de estos metales por parte de las plantas y menos aún el paso desde la planta al producto alimenticio que será finalmente ingerido por los seres humanos, pero a falta de una confirmación, en todos ellos se recomienda como una buena práctica en agricultura para evitar mayores problemas.

Trabajos como el de Lasaridi et al. (2006) muestran el análisis de metales pesados realizados a compost elaborado a partir de la FORSU separada mecánicamente en un CTR de Grecia. En este caso, dos de las tres muestras de compost analizadas incumplían el valor de Pb establecido en la legislación griega mientras que Ni, Zn y Cu permanecían por debajo de sus respectivos máximos. De cualquier manera, este compost no se vende y se utiliza como cubierta de vertedero o restauración de minas de carbón. Farrel y Jones (2009) realizaron una revisión de diversos artículos en los que se muestran los resultados de la concentración de metales pesados en múltiples muestras de compost elaborado a partir de los RU. Se observa que, en la mayoría de los casos, se incumple la normativa del Reino Unido relativa a la concentración máxima de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn para compost. En algunos de estos casos se incumple incluso la concentración de Cu y Pb de la normativa italiana, más permisiva para todos los metales que la del Reino Unido. Por otro lado, el compost analizado en el trabajo de Pitchel y Anderson (1997), siendo material elaborado a partir de residuos seleccionados

mecánicamente también, presenta valores más bajos del límite en todos los metales analizados (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn).

Surge, para los parámetros que determinan la calidad del compost elaborado a partir de RU, otra discusión relativa a la normativa que se aplica en cada uno de los países donde se elabora este producto. Hasta el momento, no hay criterios unificados a nivel europeo. El trabajo de Hogg et al. (2002) recoge los requerimientos de los países europeos que los tienen y aunque algunos de los valores coinciden, otros como el arsénico no aparecen en todos ellos. En algunos países, como Austria, se establecen clasificaciones en las que, en función del contenido en metales pesados, el compost podrá ser destinado a agricultura ecológica (Clase A+), a agricultura (Clase A) o se prohibirá su uso (Clase B). En España, el RD 506/2013 (BOE, 2013) fue redactado con el fin de regular el uso de varios productos fertilizantes, entre ellos el compost elaborado a partir de RU más tarde denominado bioestabilizado, con el fin de evitar posibles efectos perjudiciales sobre el agua, la flora, la fauna y la población.

#### 2.4.4. Normativa española relativa a la calidad del compost

Existe cierta controversia en la legislación española que regula el compost. El compost elaborado a partir de residuos orgánicos biodegradables puede encuadrarse dentro de las enmiendas orgánicas reguladas por el RD 506/2013 (BOE, 2013). Este Real Decreto ha sustituido al RD 824/2005 (BOE, 2005) limitando el uso como producto fertilizante al producto higienizado y estabilizado obtenido mediante descomposición biológica aeróbica de materiales orgánicos biodegradables recogidos separadamente. Esta es la diferencia principal con el anterior real decreto que permitía el uso de materiales orgánicos separados mecánicamente siempre que cumplieran las limitaciones que en él se establecían. La Ley de Residuos 22/2011 (BOE, 2011) también define el compost como la enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente. Sin embargo, el RD 865/2010 (BOE, 2010) sobre sustratos de cultivo, redactado con posterioridad a la Ley de Residuos, considera admisible el producto higienizado y estabilizado obtenido mediante descomposición biológica aerobia de materiales orgánicos biodegradables incluyendo las fracciones orgánicas contenidas en la mezcla de RU.

Se da la contradicción pues de que el material bioestabilizado procedente de las plantas de tratamiento mecánico biológico de RU no podría ser utilizado como enmienda o abono orgánico, pero sí como componente de otros productos de características más exigentes como son los sustratos de cultivo (Ansorena et al., 2014).

Las enmiendas orgánicas son aquellas que proceden de materiales carbonados de origen vegetal o animal, y son utilizadas fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también su actividad química o biológica. De acuerdo con el RD 506/2013 (BOE, 2013), deben cumplir una serie de requisitos para ser consideradas fertilizantes:

- Que aporte nutrientes a las plantas de manera eficaz o mejore las propiedades del suelo.
- Que se disponga, para el producto, de métodos adecuados de toma de muestras, de análisis y de ensayo para poder comprobar sus riquezas y cualidades.
- Que, en condiciones normales de uso, no produzca efectos perjudiciales para la salud y el medio ambiente.

Además, de acuerdo con este RD 506/2013, las enmiendas orgánicas compost deben cumplir con los siguientes requisitos específicos:

- El contenido mínimo en materia orgánica total, expresado en porcentaje en peso, debe ser del 35%.
- El contenido máximo de humedad permitido, expresado en porcentaje en peso, será del 40%.
- La relación carbono-nitrógeno deberá ser inferior a 20.
- El 90% del producto fertilizante deberá pasar por una malla de 25 mm.
- No podrán contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos. En este aspecto la revisión de la legislación restringe claramente la presencia de inertes desde los

valores de 5 y 3% tolerados en el anterior Real Decreto (RD 824/2005) para piedras o gravas y metales, vidrios o plásticos respectivamente.

Asimismo, los productos fertilizantes obtenidos mediante descomposición biológica aeróbica de la fracción orgánica de RU deberán cumplir los siguientes requisitos para proporcionar garantías medioambientales y de salud pública:

- El contenido en nitrógeno orgánico deberá ser al menos un 85% del nitrógeno total.
- En los abonos granulados o peletizados el contenido máximo de humedad será del 14%.
- El 90% del producto fertilizante deberá pasar por una malla de 10mm restringiendo aún más el tamaño de partícula.
- No se superarán los siguientes niveles máximos de microorganismos: *Salmonella* ausente en 25 g de producto elaborado y *Escherichia coli* en concentración menor de 1000 NMP (número más probable) por gramo de producto elaborado.
- Límite máximo de metales pesados en productos fertilizantes según sea su clase A, B o C (tabla 2.3):

Metal pesado	Límites de concentración		
	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1.000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	0	0	0

Tabla 2.3. Concentración máxima de metales pesados en productos fertilizantes (mg/kg de materia seca)

Los productos fertilizantes de la clase C no podrán aplicarse sobre suelos agrícolas en dosis superiores a 5 toneladas de materia seca por ha y año, y todos ellos se emplearán de acuerdo con los códigos de buenas prácticas agrarias.

En el caso de los sustratos de cultivo, los requerimientos del RD 865/2010 (BOE, 2010) para el compost procedente de la fracción orgánica de RU son que el contenido en materia orgánica sea superior al 20% y la materia prima se haya sometido a un proceso de higienización que garantice que la carga microbiana no supere los siguientes niveles máximos:

- *Salmonella* ausente en 25 g de producto elaborado
- *Listeria monocytogenes* ausente en 1g de materia bruta (para cultivos cuya producción se consuma en crudo)
- *Escherichia coli* en concentración menor de 1000 NMP (número más probable) por gramo de producto elaborado.
- *Enterococcaceae* entre  $10^4$  y  $10^5$  NMP por gramo de producto elaborado.
- *Clostridium perfringens* entre  $10^2$  y  $10^3$  NMP por gramo de producto elaborado.

En el caso de los metales pesados se debe garantizar que los sustratos no superen los límites de concentración establecidos para las clases A y B que coinciden exactamente con las clases A y B del RD 506/2013 (tabla 2.3), excepto en el contenido en Cromo (VI) que en este caso se permite en hasta 0,5 mg/kg para ambos tipos de sustratos de cultivo.

Otra diferencia entre ambas legislaciones es que los sustratos de cultivo de clase B, por su contenido en metales pesados, no pueden ser aplicados en cultivos hortícolas comestibles.

Por lo confuso del marco legal, para este estudio se tomará como referencia el concepto de compost definido en el RD 506/2013 sobre fertilizantes así como los límites impuestos por el mismo puesto que se trata de límites más restrictivos que los incluidos en el RD 865/2010 (BOE, 2010) para sustratos de cultivo.

## **2.5. Digestión anaerobia de la fracción orgánica de RU**

La fermentación anaerobia es un proceso ampliamente utilizado para generar biogás a partir de residuos orgánicos tales como residuos de animales, agrícolas o la fracción orgánica de los RU. La digestión es un mecanismo natural de degradación de la biomasa, a través del cual, las moléculas orgánicas complejas son descompuestas en sus componentes energéticos individuales de forma espontánea por medio de microorganismos. Cuando la digestión transcurre en condiciones rigurosas de ausencia de oxígeno y se prolonga el tiempo necesario, da lugar a una mezcla de productos gaseosos (principalmente metano y dióxido de carbono), conocida como biogás y a un producto final inerte (lodo o fango), en la que se encuentran los componentes difíciles de degradar, junto con el nitrógeno, el fósforo y los elementos minerales inicialmente presentes en la biomasa.

Las principales ventajas de la producción de biogás a través de una digestión anaerobia frente a otras formas de tratamiento de residuos son las siguientes (Kothari et al., 2010):

- Menor producción de lodos que en el caso de las tecnologías aerobias de tratamiento.
- Buenos rendimientos en el tratamiento de residuos húmedos con menos de un 40% de materia seca.
- Eliminación de patógenos más eficiente, especialmente en digestores multietapa o si se incluye una etapa de pasteurización.
- Mínima emisión de olores ya que el 99% de los compuestos volátiles se descomponen por oxidación en la combustión.
- Alto grado de cumplimiento de las estrategias nacionales implementadas para reducir la cantidad de residuos biodegradables que son llevados a vertedero.
- Valor fertilizante del lodo producido (digesto).
- Producción de una fuente de energía con balance neutro de carbono, el biogás.



Desde el punto de vista químico en la digestión anaerobia se desarrollan cientos de posibles reacciones, cada una de ellas catalizada por enzimas específicas para dar compuestos intermedios distintos. Por otro lado, en el aspecto microbiológico, el número de especies bacterianas presentes es muy elevado y las reacciones entre ellas son altamente complejas. En líneas generales se puede decir que durante la digestión, la biomasa de partida formada por moléculas complejas (polisacáridos, proteínas, lípidos y lignina) se descompone en moléculas más pequeñas, proceso que se puede considerar que ocurre en tres etapas más o menos diferenciadas para dar, como productos finales, metano y dióxido de carbono (figura 2.4). Cada una de las etapas es un conjunto de reacciones llevadas a cabo por una compleja población de microorganismos presentes en el digestor, cada una de las cuales cataliza sólo un cierto número de estas reacciones. La mayoría de los microorganismos oxidan determinados compuestos orgánicos para obtener energía para su crecimiento y utilizan compuestos carbonados específicos para sintetizar sus componentes celulares. Los productos finales de un grupo de microorganismos suelen ser el alimento del grupo siguiente, de forma que a lo largo del proceso existe un delicado balance que es necesario mantener para que la reacción se desarrolle correctamente.

Para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que establezca eficazmente un residuo orgánico, las bacterias no metanogénicas y metanogénicas deben estar en un estado de equilibrio dinámico. Para ello el contenido del reactor debería estar libre de oxígeno disuelto y de concentraciones inhibitorias de amoníaco libre y de constituyentes como metales pesados y sulfitos. El pH debe estar entre 6,5 y 7,5 y la alcalinidad debe ser suficiente para asegurar que el pH no caerá por debajo de 6,2, ya que las bacterias metanogénicas no pueden funcionar por debajo de este umbral. Las gamas de temperaturas óptimas son las mesófilas (entre 30 y 38°C) y las termófilas (55 a 60°C).

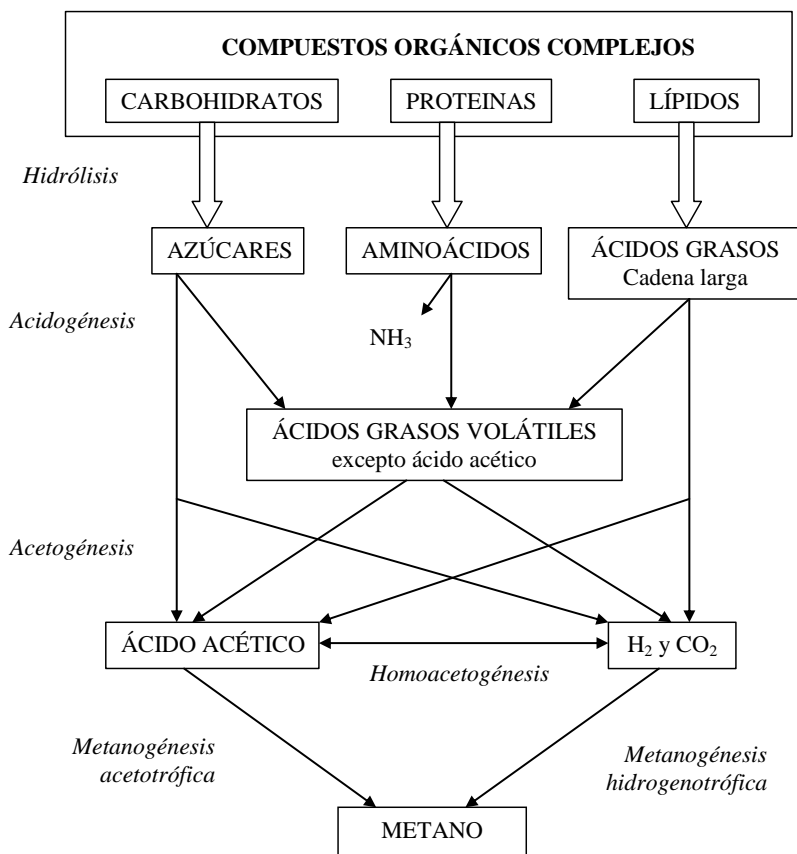
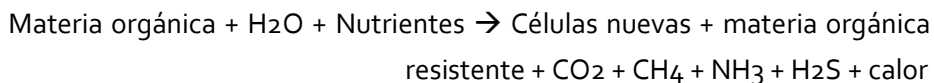
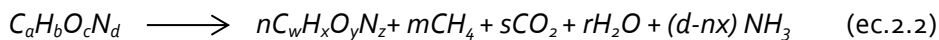


Figura 2.4. Etapas de degradación anaeróbica de la fracción orgánica de los RU (Metcalf and Eddy, 1995).

Puede describirse la transformación anaerobia general de residuos sólidos mediante la siguiente ecuación (Tchobanoglous et al., 1998):



Con fines prácticos, la conversión global de la fracción orgánica de los RU en metano, dióxido de carbono y amoníaco puede representarse con la siguiente ecuación:

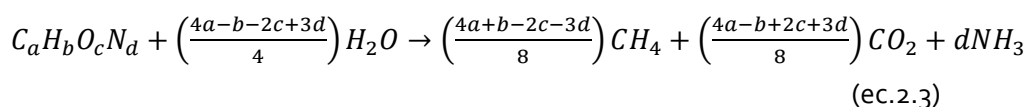


donde:

$$s = a - nw - m$$

$$r = c - ny - 2s$$

Los términos  $C_aH_bO_cN_d$  y  $C_wH_xO_yN_z$  se utilizan para representar (sobre una base molar) la composición de la materia orgánica presente en el comienzo y en el final del proceso, respectivamente. Si se supone que los residuos están completamente estabilizados la expresión correspondiente será:



En operaciones donde los residuos sólidos han sido mezclados con fangos de aguas residuales se ha encontrado que el gas recogido de los digestores contiene entre el 50 y el 60% de metano. También se ha encontrado que aproximadamente se producen de 0,6 a 0,79 m<sup>3</sup> de gas por kg de sólidos volátiles biodegradables destruidos en el caso de residuos de cocina y restaurantes, de 0,20 a 0,30 m<sup>3</sup> en la fracción orgánica de RU separada en origen y de 0,12 a 0,25 m<sup>3</sup> en la fracción orgánica de RU separada mecánicamente (Elías, 2005). Existen algunos modelos matemáticos de predicción como el desarrollado por Schievano et al. (2009) con los que se puede calcular el potencial de biogasificación anaerobia a través de análisis rápidos de laboratorio como la demanda de oxígeno en 20 horas y el contenido en sólidos volátiles de una muestra.

### 2.5.1. Parámetros del proceso de digestión anaerobia

La producción de metano a partir de residuos orgánicos a través de la digestión anaerobia es un proceso conocido que, por tratarse de un proceso biológico, está influenciado por múltiples parámetros de operación. Pero, si además la materia prima es tan variable y heterogénea como lo son los residuos sólidos urbanos, la cantidad de parámetros que afectan al proceso es aún mayor.

La digestión anaerobia se ha utilizado tradicionalmente en aplicaciones con baja carga de sólidos, principalmente en el sector de tratamiento de aguas residuales, por lo que siempre se ha visto como una tecnología muy útil para tratar materias primas con una alta humedad. Algunas compañías han elegido pretratar la fracción orgánica de los RU hasta obtener una suspensión o lodo similar a los lodos de depuradora mientras que otras han diseñado tratamientos mecánico-biológicos que permiten aumentar la carga de sólidos del reactor. Se puede hacer por tanto una distinción entre los procesos con baja carga de sólidos o por vía húmeda (<15% materia seca) y aquellos que son capaces de procesar residuos con alta carga de sólidos o por vía seca (15-40% materia seca). Dentro de la vía seca algunos estudios como los de Fernández et al. (2008) o Forster-Carneiro et al. (2008b) han demostrado que una carga de sólidos excesivamente alta puede disminuir el rendimiento y alargar los tiempos de la descomposición. Observando las diferencias en la digestión anaerobia de FORSU con cargas de sólidos entre 20 y 30% en la alimentación encontraron, en ambos casos, que el reactor con menor carga de sólidos totales (20%) conseguía una mayor degradación en un menor tiempo siendo incluso mayor la generación total de metano en el primer caso a pesar de su menor potencial.

La biometanización por vía húmeda incluye una serie de procesos previos a la digestión para eliminar contaminantes como las arenas y los plásticos en equipos como el púlper seguidos de una trituración. La fermentación anaerobia por vía seca no necesita estas etapas de limpieza y además genera una menor cantidad de efluentes por lo que requiere una menor inversión inicial y un menor coste operacional. Otra ventaja de la vía seca frente a la vía húmeda es la ausencia de problemas como el "settling" (sedimentación de sólidos biodegradables adheridos a inertes pesados presentes en los RU), el "foaming" (arrastre de sólidos biodegradables con plásticos ligeros resultando una mezcla pobre con baja producción de biogás) o la flotación (capas de materiales ligeros como el corcho, el poliestireno y otros plásticos que flotan en la parte superior del digestor; esta capa puede secarse y afectar al rendimiento de generación de biogás o incluso dañar los agitadores).

En función de la temperatura a la que se lleva a cabo el proceso, la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los RU se puede dar en condiciones mesófilas

(en el rango entre 20-50°C, con el óptimo 35°C), termófilas (entre 45 y 75°C, con un óptimo de 55°C) o incluso psicrófilas (entre -10 y 30°C, óptimo 15°C) (Mata-Álvarez et al., 2000). Los primeros procesos industriales de digestión anaerobia de RU como el proceso Dranco desarrollado en Bélgica, el proceso BTA de Alemania o el proceso francés Valorga se llevaban a cabo en condiciones mesófilas (Tchobanoglous et al., 1998). Los microorganismos que operan en el rango mesófilo son más robustos y toleran mejor los cambios en las condiciones ambientales que los organismos termófilos (Nguyen et al., 2007). Sin embargo, la velocidad de las reacciones bioquímicas aumenta con la temperatura hasta que se alcanza una temperatura limitante, por lo que la digestión termófila es mucho más rápida que la mesófila. Esto se traduce en tiempos de retención más cortos para conseguir cierta generación de biogás en comparación con los sistemas mesófilos. Cecchi et al. (1991) llevaron a cabo la digestión anaerobia de la FORSU separada mecánicamente en condiciones tanto mesófilas como termófilas por vía seca (16-23% de sólidos totales) obteniendo unos resultados claramente favorables al proceso realizado a mayor temperatura. La ratio de producción de biogás aumentaba entre 2 y 3 veces alcanzando una biodegradación casi completa mientras que los tiempos de retención se veían reducidos desde 15 hasta 8 días. El balance económico final resultaba favorable al rango termófilo a pesar del mayor consumo energético. Mata-Álvarez et al. (2000) afirman lo contrario en su revisión encontrando que, en muchos casos, la demanda energética de la digestión termófila es aproximadamente igual que el exceso energético generado.

Además, el interés en los procesos termófilos ha aumentado significativamente debido a las propiedades esterilizadoras que pueden reducir la presencia de patógenos (Forster-Carneiro et al., 2010). Según los requerimientos de DEFRA (2003), el compost elaborado a partir del digesto tras la biometanización debe haber alcanzado una temperatura mínima de 57°C durante 5 horas o 70°C durante una hora para considerarse higienizado. Sin embargo, la principal desventaja de los sistemas termófilos es el mayor requerimiento energético para mantener la temperatura y la infraestructura necesaria para suministrarlo. Los sistemas termófilos son viables por tanto en procesos que requieren una menor cantidad de energía, no es de extrañar que generalmente se

utilicen condiciones mesófilas en la biometanización por vía húmeda y termófilas en la biometanización por vía seca.

El tiempo de retención hidráulico de los sistemas de digestión anaerobia depende por tanto del resto de variables del proceso. Las condiciones termófilas suelen tener cinéticas más rápidas por lo que el tiempo de retención necesario para alcanzar una determinada producción de biogás a partir de un determinado residuo suele ser menor que en el caso de llevarse a cabo en condiciones mesófilas. En general, se suele determinar a escala laboratorio un tiempo de retención óptimo para cada residuo en las condiciones a las que se va a llevar a cabo el proceso a escala industrial pues éste viene determinado por la naturaleza de la materia prima así como el resto de condiciones de operación como son temperatura, tamaño de partícula, tipo de reactor, etc. Así, por ejemplo, Fernández-Güelfo et al. (2011a) encontraron que para la FORSU el tiempo de retención de sólidos que maximiza la producción de biogás es de 15 días, un tiempo intermedio entre los ensayados (8, 10, 15 y 20 días).

Una diferencia importante cuando se habla de digestión anaerobia de la FORSU es el origen de dicha fracción distinguiéndose entre la que se ha seleccionado en origen o la que es recuperada por medios mecánicos de una mezcla de RU. La FORSU seleccionada en origen puede provenir de lugares específicos como restaurantes, fruterías, mercados, etc. o de una recogida selectiva de esa fracción como la que se realiza en ciudades como Valladolid o Barcelona. En estas ciudades los habitantes utilizan una bolsa específica para los residuos orgánicos como hacen con el papel y cartón o el vidrio. En el caso de la materia orgánica que no es seleccionada en origen, ésta debe ser recuperada de una mezcla de residuos como pueden ser los RU en masa que llegan a los CTRs. Para ello se hace pasar la corriente de residuos por cribas giratorias separando la fracción menor a un determinado tamaño (entre 60 y 100mm) constituida principalmente por la materia orgánica. Esta materia orgánica se hace pasar por varios elementos que depuran la corriente eliminando metales férricos y no férricos pero aun así, es claro que se trata de una materia con una cantidad de impurezas mayor que la materia orgánica separada en origen. Estas impurezas son principalmente vidrios, plásticos, piedras y arenas. El potencial de metano de la materia seleccionada suele ser mayor que el de la no seleccionada, sin embargo, la

tasa de degradación suele ser del orden o incluso mayor en la no seleccionada. Así lo vieron Mata-Álvarez et al. (1990) en su trabajo en el que obtuvieron una cinética más rápida y mayor producción de biogás en la FORSU seleccionada pero con una alta eficiencia del orden del 95-99% en ambos casos. La digestión anaerobia se llevaba a cabo en condiciones mesófilas y por vía húmeda. En condiciones termófilas y vía seca (20% sólidos totales), Forster-Carneiro et al. (2008a) llegaron a la misma conclusión. Estudiando a escala laboratorio las diferencias entre la FORSU separada en origen (restaurante universitario) y la separada mecánicamente en un CTR, encontraron dos comportamientos de descomposición muy diferentes entre ellas. La materia prima seleccionada en origen tuvo un arranque más rápido produciendo un total de 120 l de biogás y una degradación del 45% de los sólidos volátiles mientras que la materia no seleccionada produjo 82 l pero alcanzó niveles mayores de degradación (56% de los sólidos volátiles).

Otro de los parámetros que influyen en el rendimiento final del proceso, pero principalmente en las etapas iniciales de la digestión anaerobia, es la elección del inóculo. El tipo y la proporción del inóculo que se han de añadir al proceso en el arranque marca el comportamiento de la degradación durante los primeros días. Este efecto es claro en el trabajo de Lopes et al. (2004) donde se estudiaban varias proporciones entre la FORSU y el inóculo (rumen bovino): 100-0% (sin inóculo), 95-5%, 90-10% y 85-15%. El tiempo necesario para bioestabilizar la mitad de la DQO añadida fue menor cuanto mayor era la proporción de inóculo añadido obteniéndose además una mayor proporción de metano en el biogás producido para el caso de un 15% de inóculo. Forster-Carneiro et al. (2008b) llegaban a una conclusión similar en su trabajo con la fracción orgánica de RU seleccionada en origen cuando probaban dos concentraciones de inóculo procedente de lodo mesófilo. Obtuvieron un mayor rendimiento y mayor generación de metano en el reactor con un 30% de inóculo que en el que fue inoculado con un 20% en volumen. En otro trabajo de los mismos autores (Forster-Carneiro et al., 2007) se había determinado que, para la digestión anaerobia de la FORSU seleccionada en origen, el mejor inóculo era el lodo de depuradora frente a otros como ensilaje de maíz, residuos de restaurante digeridos mezclados con cascarilla de arroz, estiércol de cerdo o la mezcla de estiércol porcino y lodo digerido.

De acuerdo con la revisión de Chen et al. (2008), los problemas más habituales en la digestión anaerobia, los bajos rendimientos a metano y la inestabilidad del proceso, pueden deberse a la presencia de alguna de las sustancias inhibidoras. Debido a las diferencias en la composición de los residuos, del inóculo, los métodos y condiciones experimentales, etc. existe una amplia variedad de publicaciones relacionadas con la inhibición causada por sustancias tóxicas. Sin embargo, algunas de ellas se repiten a lo largo de los trabajos como por ejemplo el amonio, el sulfuro, iones de metales ligeros, metales pesados y algunas sustancias orgánicas como el clorofenol, alifáticos halogenados, ácidos grasos de cadena larga o derivados de la lignina. La inhibición por amonio y por ácidos volátiles de cadena corta es menos habitual en condiciones mesófilas que en las termófilas por lo que suele decirse que la digestión anaerobia es más estable a esas temperaturas (Fernández et al., 2008). Para eliminar o contrarrestar la concentración de estos elementos tóxicos antes de la fermentación se propone la co-digestión con otros residuos (Zhang et al., 2008) y la adaptación de los microorganismos a sustancias inhibidoras, lo que puede mejorar significativamente la eficiencia del tratamiento de residuos.

### 2.5.2. Sistemas industriales de fermentación anaerobia

En general, en los procesos industriales de digestión anaerobia el biogás se limpia para reducir su contenido en humedad y eliminar el sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) antes de su presurización e inyección en los motogeneradores. Los motores de gas generan electricidad a partir del biogás y, en algunos casos, se aprovecha también el calor de los gases de combustión en el propio proceso de digestión anaerobia para alcanzar la temperatura óptima de digestión o en otros procesos del CTR.

En algunos procesos comerciales se ha dividido el proceso de la digestión anaerobia propiamente dicha en dos etapas, por lo que finalmente el proceso de fermentación anaerobia de los RU puede ser de dos tipos: de una etapa o de dos. En el proceso de dos etapas, una vez recuperados los materiales reciclables y eliminados los inertes que no quieren introducirse en el digestor, los residuos orgánicos se introducen en un primer reactor donde tienen lugar las dos primeras etapas de la fermentación, la hidrólisis y la acetogénesis. En este primer reactor se



transforman los residuos biodegradables en glucosa y aminoácidos y más tarde en ácidos grasos, hidrógeno y ácido acético. A continuación el contenido del primer reactor se hace pasar a un segundo reactor donde tiene lugar la metanogénesis produciéndose el biogás. El proceso en dos etapas tiene la ventaja de poder controlar mejor las condiciones óptimas de operación de la metanogénesis incrementando así el rendimiento, ya que esta etapa necesita unas condiciones diferentes a las dos etapas anteriores y además se trata de un proceso que tiene una cinética mucho más lenta. Las desventajas son una mayor inversión inicial y un control del proceso más complejo.

En los últimos 20 años se han desarrollado varios sistemas de digestión anaerobia en Europa con mayor o menor éxito. Los más conocidos Valorga, Kompogas o Dranco cuentan con un total de 75 plantas construidas y 24 de ellas llevan más de 10 años en operación (Li et al., 2011). A continuación se resumen las principales características de cada uno de ellos (Karagiannidis y Perkoulidis, 2009).

El proceso Valorga es un proceso que opera en condiciones semi-secas y mesófilas, tras el pretratamiento el residuo es mezclado con el agua de proceso. Se lleva a cabo en un digestor vertical con recirculación interna del biogás con un 25-32% de sólidos volátiles y un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 18-25 días. La producción de biogás está entre 80 y 160 m<sup>3</sup>/tm. En un inicio se diseñó para la FORSU pero ha sido adaptado para tratar RU en masa.

El proceso Dranco es termófilo (50-58°C), con alta carga de sólidos (15-40%), en una sola etapa y sin recirculación de biogás. El TRH en el digestor suele ser de 20 días y reporta una producción de biogás de entre 100 y 200 m<sup>3</sup>/tm. El digestor es un silo vertical con fondo cónico.

Por su parte, el proceso Kompogas opera en el rango termófilo y por vía seca (23-28% sólidos). No cuenta con recirculación del biogás y su TRH es de 15-20 días, alcanzando una producción de 100 m<sup>3</sup>/tm. El reactor es un cilindro pistón horizontal; un agitador axial con velocidad baja favorece la mezcla de los RU y la recirculación de parte del efluente asegura la inoculación.

Otro sistema comercial de digestión anaerobia de residuos orgánicos es Waasa. Consiste en un reactor vertical en el que existe una separación interna para

la predigestión de la materia prima. Se utiliza en ambos rangos de temperatura mesófilo y termófilo pero siempre por vía húmeda (10-15% sólidos). La producción de biogás es de 100-150 m<sup>3</sup>/tm para un TRH de 10-20 días. La mezcla en el reactor es por agitación neumática recirculando el biogás a la base del reactor. El sistema ha sido probado con FORSU seleccionada en origen, FORSU separada mecánicamente, lodos de depuradora, residuos de matadero, restos de pescado y estiércol animal.

Por último BTA es un proceso mesófilo multietapa para tratar tanto RU como FORSU seleccionada en origen a una baja carga de sólidos. El proceso incluye un pretratamiento de residuos por medios mecánicos, térmicos y químicos. En una segunda etapa se separan los sólidos disueltos de los no disueltos y en un tercer paso se produce la hidrólisis anaerobia de los sólidos biodegradables. La metanización de los materiales biológicos disueltos tiene lugar en la etapa final.

### 2.5.3. Uso del digesto procedente de la digestión anaerobia de RU

En general, en los CTRs donde se instala un sistema de digestión anaerobia también se incluye un proceso de estabilización aerobia para el digesto producido tras la biometanización. Este proceso combinado tiene la ventaja de recuperar metano y generar además un producto que, una vez estabilizado, tiene propiedades similares a las del compost. Se obtienen así los productos de ambos procesos aerobios aprovechando al máximo el potencial de los RU.

Al digesto procedente de la fermentación de RU se le han dado hasta el momento diferentes salidas (Juniper, 2005a):

- Compostaje antes de su depósito en vertedero.
- Compostaje y uso como enmienda orgánica.
- Deshidratación y uso como fertilizante.
- Deshidratación y combustión.

El digesto debe estar estabilizado antes de su uso como enmienda orgánica o como cobertura de vertedero; en los CTRs se suele estabilizar durante unas 6 u 8 semanas en las que tiene lugar la formación de los ácidos húmicos. Resulta peligrosa su deshidratación y uso directo como fertilizante pues el digesto no estabilizado puede resultar fitotóxico (Abdullahi et al., 2008). Además la etapa de

maduración resulta esencial para proporcionar el ratio adecuado de C/N mediante la asimilación del amoníaco y la generación de nitrógeno orgánico.

El poder calorífico del digesto es relativamente bajo pero la eficacia de la combustión dependerá del grado de deshidratación y éste del consumo energético aplicado. Este hecho y la presencia de metales pesados lo hacen un co-combustible no demasiado atractivo aunque, en algunos CTRs ,se quema junto con el CDR.

## **2.6. Incineración de RU**

El procesamiento térmico de los RU puede definirse como la conversión de los residuos sólidos en productos gaseosos, líquidos y sólidos, con la simultánea o subsiguiente emisión de energía en forma de calor. Los sistemas de procesamiento térmico pueden clasificarse en función de sus requisitos de oxígeno en: combustión o incineración (condiciones estequiométricas), gasificación (condiciones subestequiométricas) y pirólisis (ausencia completa de oxígeno). En la actualidad, las tecnologías de gasificación y pirolisis de los RU se encuentran aún en fase de desarrollo. El conocimiento en este campo está creciendo considerablemente como muestran los recientes trabajos de Hwang et al. (2014), Teixeira et al. (2014) o Leckner (2014) aunque aún está lejos la implementación de la tecnología a nivel industrial. Por este motivo, en este estudio se ha considerado únicamente la incineración como alternativa real al depósito en vertedero por tratarse de una situación existente, ya que las incineradoras compiten con el resto de tratamientos de RU.

Las principales ventajas de la incineración de los RU son que (McKay, 2002):

- La reducción de volumen (entre el 85-95%) es inmediata y no depende de largos tiempos de reacción como en el caso de la descomposición biológica.
- Las incineradoras de RU pueden ser construidas cerca de los puntos generadores de RU reduciendo los costes de transporte.
- Utilizando una tecnología de recuperación de calor, el coste de operación puede ser compensado con las ventas de energía.

- Las emisiones atmosféricas pueden ser controladas para cumplir con los requerimientos de la legislación.

Sin embargo, la incineración de RU tiene sus detractores debido principalmente a los siguientes motivos:

- Algunos materiales no deben ser incinerados debido a su valor como reciclables (siguiendo además la jerarquía de tratamiento de RU), por ser incombustibles (reduciendo el rendimiento) o por los subproductos tóxicos que se generan en su combustión.
- Prácticas de operación deficientes y la presencia de cloro en el RU pueden dar lugar a emisiones que contengan dioxinas y furanos altamente tóxicos.
- El control de emisiones metálicas puede ser difícil para residuos inorgánicos que contengan metales pesados como As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, etc.
- Las incineradoras requieren una gran inversión de capital y operadores cualificados dando lugar a costes de operación relativamente elevados.
- Se requiere un combustible auxiliar para alcanzar las altas temperaturas de combustión necesarias.

Aunque la tecnología de incineración ha avanzado mucho en las últimas décadas, el control de la contaminación aún sigue siendo una preocupación importante en su implantación. Según McKay (2002) para minimizar la formación de dioxinas y furanos en la incineración de RU se deben cumplir las siguientes recomendaciones:

- La temperatura de combustión debe ser mayor de 1000°C.
- El tiempo de residencia en la cámara de combustión debe ser mayor a 2 segundos.
- En la cámara de turbulencia el Reynolds debe ser mayor a 50000.
- La temperatura de la post-combustión debe incluir un rápido enfriamiento desde 450 a 200°C.
- Se deben colocar los siguiente sistemas de control de contaminación del aire: filtro scrubber en semiseco, filtro de mangas e inyección de carbón activo.
- Se debe poner un control del proceso automatizado.

El calor emitido durante el proceso de combustión es parcialmente almacenado en los productos de combustión y parcialmente transferido por convección, conducción y radiación a las paredes del sistema de combustión, al combustible entrante y a los rechazos. Si se conoce el poder calorífico de los componentes individuales de los residuos, puede conocerse el contenido energético de los RU. El calor disponible procedente del proceso y su conversión a vapor y finalmente a energía eléctrica generan ingresos que pueden pagar parcialmente los costes operacionales del sistema (Tchobanoglous et al., 1998).

Las incineradoras de residuos sólidos se pueden diseñar para operar con dos tipos de residuos sólidos como combustible: RU en masa y CDR (combustible derivado de residuos). Las incineradoras de RU en masa son el tipo predominante aunque cada vez en mayor medida se está tendiendo a la mejora del combustible mediante la recuperación de materia orgánica y materiales reciclables (obteniendo CDR) o incluso mejorando el poder calorífico del CDR mediante su transformación a CSR (combustible sólido recuperado). El CSR en algunos casos es vendido como combustible auxiliar para cementeras aunque este mercado depende mucho de la geografía y de la actividad industrial de la zona.

El CDR se define como el combustible producido por separación, trituración o procesamiento de una mezcla de RU. La ASTM (American Society for Testing and Materials) define 5 tipos de CDR (Juniper, 2005b):

- CDR<sub>1</sub>, RU usados como un combustible una vez eliminados los elementos voluminosos.
- CDR<sub>2</sub>, RU procesados mecánicamente a tamaño de partícula gruesa con o sin metales férricos.
- CDR<sub>3</sub>, combustible triturado a partir de RU tras una eliminación previa de metales, vidrios y otros inorgánicos (como cerámicas o arenas)
- CDR<sub>4</sub>, fracción combustible procesada hasta polvo
- CDR<sub>5</sub>, fracción combustible densificada hasta pellets o briquetas.

La calidad de un CDR dependerá de su poder calorífico, el contenido en humedad, el contenido en cenizas y su composición química (incluyendo metales pesados). Los productos finales de la incineración incluyen gases calientes de combustión, compuestos principalmente de nitrógeno, dióxido de carbono y vapor

de agua (gas de chimenea) y rechazos no combustibles (cenizas). La Directiva Europea 2000/76/EC (EC, 2000) limita las emisiones a la atmósfera de metales pesados (Hg, Cd, Tl, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, V y Zn), dioxinas, furanos, monóxido de carbono, polvo, carbono orgánico total, cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno (NO y NO<sub>2</sub>).

Chang et al. (1998) realizaron una evaluación comparativa entre la incineración del RU en masa y el CDR tras un proceso mecánico. En ese proceso mecánico los RU en masa se hacen pasar por un abrebolsas, un separador magnético que retira los metales férricos, una trituración, una eliminación de materiales pesados en un clasificador de aire y finalmente una separación por tamaño. El resultado de esta separación mecánica es un mayor poder calorífico en el CDR que en los RU en masa. Tras estudiar los rendimientos en la incineración de ambos tipos de residuos se llega a la conclusión de que la incineración del CDR es más eficiente por tratarse de un combustible de mayor calidad. Además los autores esperan una reducción en los metales pesados de las cenizas volantes y una mejor calidad en los gases de combustión en el tratamiento térmico del CDR que en el de los RU en masa.

Consonni et al. (2005a y 2005b), no obstante, llegan a una conclusión opuesta para otro tipo de CDRs. Estudiaron las diferencias en la incineración de los RU sin ningún tipo de tratamiento previo y el CDR obtenido tras dos estrategias de pretratamiento: una eliminación de la materia orgánica en un trómel y una bioestabilización con separación posterior por tamaños. Encontraron que el incremento en el poder calorífico de los residuos en ambos pretratamientos tenía un efecto marginal sobre la eficiencia energética en la incineradora y se reducía la producción neta de electricidad pues la pérdida de material combustible durante el pretratamiento no compensaba ese incremento marginal. Además desde el punto de vista ambiental, el pretratamiento de los RU para obtener CDR antes de la incineración tampoco supone un ahorro en las emisiones de gases de efecto invernadero frente a los RU en masa, debido principalmente a la reducción en la producción neta de electricidad.

Sin embargo, autores como Qiu y Hayden (2009) y Pavlas et al. (2010) afirman que la incineración de residuos sí presenta un ahorro de emisiones

respecto a otro tipo de generación de energía. Concretamente Qiu y Hayden (2009) llegan a la conclusión que la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> de una planta de incineración con turbina híbrida (RU/gas natural) de ciclo combinado es de hasta el 62% en comparación con una central de carbón. La reducción se produce por dos vías: por un lado, se evita la liberación de metano que tiene lugar en los vertederos y, por otro, la emisión de CO<sub>2</sub> en la incineración de residuos es menor ya que el RU es considerado en gran medida carbono neutral. El trabajo de Pavlas et al. (2010) se enfocó desde la perspectiva del ahorro de energía primaria que supone la obtención de energía a partir de los RU y, por tanto, un ahorro en la emisión de gases de efecto invernadero comparándola con la energía producida a partir de la biomasa.

### **2.7. Análisis del ciclo de vida**

El análisis del ciclo de vida (ACV) permite evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando tanto el uso de materia y energía como las emisiones al entorno. Este análisis, mediante la cuantificación del uso de recursos o “entradas” como la energía, materias primas, agua, etc, y las emisiones ambientales o “salidas” tanto al aire como al agua y al suelo, permite determinar el impacto de una determinada actividad o proceso sobre el medio ambiente. Es una herramienta muy útil en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de los RU permitiendo evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental.

El ACV se ha transformado en los últimos años en una herramienta fundamental que permite justificar, desde un punto de vista medioambiental, la estrategia a seguir en materia de gestión de residuos. Tanto es así que la Directiva Europea 2008/98/CE (EC, 2008) en el artículo 4, cuando habla de la jerarquía de residuos que se debe seguir en todos los estados miembros (prevención, reutilización, reciclado, valorización energética y eliminación), considera que determinados flujos de residuos puedan apartarse de la jerarquía cuando esté justificado por un enfoque de ciclo de vida sobre los impactos globales de la generación y gestión de dichos residuos.

Es por esta razón por la que cada vez es más habitual encontrar trabajos que incluyen el análisis del ciclo de vida junto con el análisis tecnológico y el económico, proporcionando así una visión global.

Puede ser una manera de evaluar el sistema integral de gestión de los RU de una determinada zona. Por ejemplo, Bovea et al. (2010) realizaron un ACV con hasta 24 posibles escenarios para la gestión de RU en la zona de Castellón de la Plana. En esa región se recogen de manera selectiva el papel y cartón, el vidrio y los envases ligeros llevando el resto de los RU (el 92,53% del total) a estaciones de transferencia y más tarde a un CTR. En este centro la materia orgánica es tratada mediante compostaje y las fracciones reciclables (papel y cartón, plásticos, metales férricos y no férricos) son recuperadas y enviadas a plantas recicladoras. En los 24 escenarios evaluados se propusieron diferentes ratios de incremento en la recuperación de los materiales reciclables, distintos sistemas de recolección entre los que se incluye una recogida selectiva de materia orgánica, dentro de los tratamientos biológicos se estudia el compostaje y la biometanización y, finalmente, el depósito en vertedero con y sin recuperación de energía. Tras su análisis, los autores llegan a la conclusión de que los escenarios con biometanización consiguen mejores rendimientos ambientales que los que utilizan compostaje. Además, el reciclaje de los materiales susceptibles de serlo muestra un gran ahorro de emisiones por lo que los escenarios con mayor tasa de recuperación y el sistema de recolección que propone una recogida diaria del contenedor de envases se mostraron como los más beneficiosos. Por último, los vertederos con recuperación energética reducen los impactos en el calentamiento global y la oxidación fotoquímica hasta en un 50% respecto a los verederos convencionales.

Con el mismo objetivo, Rodríguez-Iglesias et al. (2003) evaluaron las posibilidades en la gestión de RU en otra región de España, Asturias. Se realizaba además un análisis económico de las diferentes alternativas por lo que, conociendo ambos factores y basándose todas las opciones evaluadas en tecnologías maduras que pueden ser implantadas sin riesgo tecnológico, se concluyó que las estrategias más ventajosas eran las que incluían tratamientos biológicos frente a las que empleaban incineración de RU. El coste de la incineración estaba entre 54 y 87 €/tm RU mientras que el coste de la



biometanización y el compostaje ascendía a 52 y 55 €/tm en el peor de los casos (sin venta del compost). Además, desde el punto de vista medioambiental, la incineración presenta un mayor impacto principalmente por las emisiones de metales pesados. La opción que menor impacto ambiental conlleva es la que incluye recogida selectiva y tratamiento biológico por compostaje depositando los rechazos en un vertedero con recuperación de biogás.

El ACV puede ser muy útil en la etapa de evaluación previa a la elección de la estrategia de tratamiento de residuos en un área determinada. Con este fin, Papageorgiou et al. (2009) analizaron para la región de Attica (Grecia) el impacto de las emisiones de efecto invernadero de varias tecnologías de tratamiento de residuos. Surgida la necesidad de construir una nueva planta con mayor capacidad, se analizan varias alternativas de proceso para el nuevo centro que debe trabajar en conjunción con el CTR antiguo. Los autores proponen cinco escenarios en los que existen dos corrientes de RU y se tratan mediante: (1) un tratamiento mecánico-biológico con compostaje una parte de ellos y por incineración la gran mayoría, (2) el mismo tratamiento que en (1) pero sustituyendo el compostaje por la digestión anaerobia, (3) el mismo tratamiento que en (1) pero sustituyendo la incineración por biodrying, (4) el mismo tratamiento que en (2) pero sustituyendo la incineración por biodrying y (5) un tratamiento únicamente mecánico de recuperación de reciclables y la gran mayoría de residuos son llevados a incineración siempre con recuperación de energía. El estudio muestra que todos los escenarios evaluados pueden resultar en un ahorro de emisiones siempre que exista un mercado para el CDR y el CSR que se produce en todos ellos y que se asume será comprado por una cementera para su uso como combustible. Si no fuera así y no existiese mercado para estos productos, las emisiones que produciría el depósito de los CDRs en el vertedero así como los costes de su obtención tendrían un resultado adverso. En el caso de que no exista mercado para el CDR, la mejor opción de tratamiento sería el escenario 2 con un tratamiento mecánico biológico con digestión anaerobia e incineración con recuperación de energía. La propuesta de los autores pasa por realizar un análisis de mercado del CDR en Grecia antes de decantarse por alguna de estas opciones.

Es claro que el ACV debe aplicarse a cada caso de manera específica y será mejor cuanto más específicos y actualizados sean los datos del inventario utilizado para realizar el estudio.

Puede utilizarse para evaluar de manera específica el funcionamiento de un determinado CTR si se conocen los datos de la operación de la planta como en el caso de Abeliotis et al. (2011), que contaban con datos reales de una planta en funcionamiento también en la región de Attica (Grecia). Este análisis dejó claro el mal funcionamiento del CTR puesto que, desde el punto de vista medioambiental, sería preferible llevar todos los RU a vertedero antes que tratarlos en ese centro en las condiciones de operación que se utilizaban en el momento del estudio (2008). En esta planta se separan mediante una criba los residuos en dos fracciones denominadas seca y húmeda. La fracción seca tras la recuperación de los metales férricos y no férricos se vende como CDR de calidad (27,3% de humedad y poder calorífico inferior de 15,5 MJ/kg). A la fracción húmeda se le retiran algunos contaminantes y se lleva a compostaje, vendiéndose también parte del compost final. Los autores sugieren un mayor aprovechamiento de los materiales presentes en los RU como otros materiales reciclables, aunque aún no hay mercado para estos productos en Grecia, y un aumento en la venta del compost y el CDR para que la gestión en el CTR resulte medioambientalmente rentable.

En ocasiones el ACV puede ayudar en la decisión de si a un determinado flujo de material se le debe someter a un tratamiento u otro. Por ejemplo, en el trabajo de Luoranen et al. (2009) concluían que la opción más recomendable desde el punto de vista ambiental era llevar, por un lado, los plásticos, los metales y el vidrio a reciclaje, por otro lado, la materia orgánica, la madera, los textiles y el papel y cartón a incineración y por último los inertes, los rechazos y las cenizas del resto de tratamientos a vertedero. Sorprende el hecho de que para la corriente de papel y cartón, ambientalmente, sea más rentable el tratamiento térmico que el reciclaje pues en este caso se estaría incumpliendo la jerarquía de gestión de los RU. Contradice, sin embargo, lo que ha encontrado Cleary (2009) en su revisión de 20 artículos publicados en los que se realizaba un ACV a diferentes sistemas de gestión de RU a lo largo de diversas geografías. En todos ellos excepto en uno, las opciones de tratamiento de los residuos que resultaban más beneficiosas ambientalmente coincidían claramente con la jerarquía de tratamiento de los RU

definida en la legislación (EC, 1999). También está de acuerdo con esta afirmación el trabajo de Christensen et al. (2009) en el que se calcula el ahorro de emisiones de las principales tecnologías de tratamiento de RU en Europa. El resultado muestra un ahorro de entre 0 y 400 kg CO<sub>2</sub> equivalente/tm RU en el depósito en vertedero, entre 200 y 700 kg CO<sub>2</sub> equivalente/tm RU cuando el tratamiento elegido es la incineración y de entre 200 y 750 kg CO<sub>2</sub> equivalente/tm RU para el tratamiento mecánico-biológico. El resultado es siempre fuertemente dependiente de la tasa de reciclaje y la recuperación energética. Los parámetros clave identificados por los autores son la cantidad de papel reciclado, la cantidad de energía recuperada (y la energía a la que sustituye) y el depósito de carbono biogénico (neutral) en los vertederos. Gentil et al. (2009) también destacaron el hecho de que el sistema energético juega un rol muy importante en el resultado del ACV llegando incluso a cambiar por completo el resultado. En su trabajo observaron que, en función de la elección en el modelo (que la energía sustituya una energía marginal o un mix energético con datos medios), puede resultar preferible la incineración de los RU frente al reciclaje o viceversa. Resulta muy importante y a la vez controvertido llegar a consideraciones comunes para que pueda haber homogeneidad a la hora de realizar un ACV y de interpretar sus resultados.



---

---

### ***3. Objetivos***

---

---



Una vez analizada la situación existente en materia de gestión de RU y conocidas las directrices a nivel nacional y europeo, se ha fijado, como objetivo principal de este trabajo de investigación, el análisis completo del modelo actual de gestión en la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Esta evaluación se basará en un estudio detallado de las tecnologías de tratamiento con el fin de conocer los rendimientos que se alcanzan, detectar sus debilidades y fortalezas y proponer alternativas para la optimización del proceso desde un punto de vista tecnológico y medioambiental. Teniendo en cuenta que las corrientes más importantes generadas con el actual modelo de gestión son la fracción orgánica y el rechazo o CDR, el enfoque de este trabajo se centrará en la optimización de su tratamiento. Optimizar la gestión de estas dos fracciones mayoritarias tendrá una gran repercusión sobre el modelo global.

Para la consecución de este objetivo principal se han fijado una serie de objetivos concretos que rigen la estructura del presente trabajo de investigación y se exponen a continuación:

- Conocer en profundidad el tratamiento al que se someten los RU en Castilla y León. Con este fin se estudiarán en detalle las características técnicas y operacionales de los CTRs de la región. Se realizarán visitas periódicas a los distintos centros de los que se necesitará, además, toda la información que puedan proporcionar acerca de su funcionamiento.
- Analizar las principales analogías y diferencias entre los CTRs instalados en la región con el fin de seleccionar las tecnologías más eficientes entre las que se utilizan en la actualidad e identificar cuáles de los centros funcionan con una mayor eficacia y cuál es la causa.
- Conocer el rendimiento o grado de recuperación de material en los CTRs. Para ello se realizarán balances de materia a los CTRs; es necesario conocer la ratio másica (proporcionada por los responsables de los centros) y la composición de las principales corrientes de entrada y salida entre ellas la entrada de RU en masa, el rechazo o CDR y la corriente de materia orgánica.

- Estudiar la composición cualitativa y cuantitativa de los RU generados en Castilla y León y su evolución en el tiempo mediante caracterizaciones periódicas de esta corriente.
- Estudiar la composición cualitativa y cuantitativa del CDR generado en los CTRs de Castilla y León y su evolución en el tiempo mediante caracterizaciones periódicas de esta corriente.
- Estudiar la presencia en el CDR de componentes que, incluso en pequeñas cantidades, puedan generar impactos medioambientales negativos durante su manipulación o durante la aplicación de los posibles procesos de valorización.
- Proporcionar una composición actualizada de los RU en masa de la región (lo que supondrá una actualización respecto al último dato publicado en 2003) y, por primera vez, también del CDR. Un mayor conocimiento de la composición actual de estas corrientes permitirá optimizar la gestión de las mismas.
- Determinar el poder calorífico de los RU en masa y el CDR para evaluar la incineración como alternativa de gestión, principalmente para el CDR que actualmente se deposita en el vertedero.
- Estudiar la composición cualitativa y cuantitativa de las corrientes de materia orgánica obtenidas a partir de los RU que se emplean como materias primas en los procesos biológicos. Se realizarán caracterizaciones periódicas de esta corriente.
- Estudiar la composición cualitativa y cuantitativa de las corrientes de salida de los procesos de compostaje con el fin de determinar el rendimiento del proceso. Se realizarán caracterizaciones de estas corrientes y, junto con las ratios másicas proporcionadas por los gestores de los centros, se podrán obtener los balances de materia al sistema.
- Analizar la calidad del material bioestabilizado producido en los sistemas de compostaje de los CTRs de la región. Se analizarán los principales



parámetros de las muestras del material de salida de los sistemas de compostaje y se compararán con los requerimientos de la legislación en materia de fertilizantes.

- Estudiar la influencia que tiene la composición de la alimentación de los sistemas de compostaje sobre la calidad del producto final o bioestabilizado.
- Identificar posibles alternativas en el proceso de compostaje que puedan mejorar la calidad del bioestabilizado.
- Analizar los lodos de digestión procedentes del espesamiento del producto tras la digestión anaerobia, antes y después del proceso de compostaje, comparándolos con el resto de materiales bioestabilizados.
- Estudiar el efecto que tiene la composición de la alimentación en el rendimiento de la biometanización. Se realizarán ensayos a escala laboratorio con la fracción orgánica seleccionada en origen frente a la obtenida de manera mecánica a partir de los RU.
- Realizar un barrido de las condiciones de proceso para determinar los parámetros óptimos de operación y llevar a cabo la digestión anaerobia de la fracción orgánica en el laboratorio.
- Realizar el seguimiento de la digestión anaerobia de la fracción orgánica contenida en los RU en una planta piloto en el laboratorio, de manera que se pueda calcular el potencial de dicha fracción en condiciones controladas así como la respuesta ante posibles cambios en la alimentación del proceso.
- Estudiar las variables determinantes de los procesos de fermentación anaerobia de la materia orgánica de los RU con el fin de establecer si es posible aplicar métodos de trabajo que mejoren la estabilidad de las operaciones y/o que permitan aumentar la producción de biogás por metro cúbico de biorreactor.

- Obtener un modelo cinético que describa el proceso de digestión anaerobia de la fracción orgánica contenida en los RU.
- Realizar el ACV al actual modelo de gestión de RU en Castilla y León.
- Identificar las potenciales mejoras en los procesos mecánicos y biológicos que se llevan a cabo en los CTRs así como en el modelo global de gestión en función de los puntos débiles detectados durante los análisis ya expuestos.
- Evaluar los impactos que tendrían estas potenciales mejoras desde el punto de vista medioambiental en función de los resultados del ACV de los diferentes escenarios evaluados.
- Analizar el grado de cumplimiento por parte de la Comunidad Autónoma de Castilla y León de la legislación vigente en materia de residuos tanto a nivel nacional como europeo, prestando especial atención al cumplimiento de la Directiva Europea 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.

---

---

## ***4. Materiales y Métodos***

---

---



A lo largo de esta investigación se ha trabajado con varios tipos de residuos distintos y cada uno de ellos ha requerido una metodología diferente adaptada a su naturaleza. Por un lado, se han caracterizado los residuos sólidos a la entrada y salida de los CTRs así como distintas fracciones de los mismos para lo cual se ha necesitado una metodología específica para RU. Por otro lado, se ha estudiado la calidad de los bioestabilizados obtenidos en Castilla y León; para ello se ha utilizado la metodología fijada por la legislación para abonos orgánicos. Por último, en el análisis de las corrientes de entrada y salida a la digestión anaerobia de la fracción orgánica, se ha utilizado una metodología experimental propia del análisis de aguas residuales. Todos los análisis se realizaron, al menos, por triplicado.

#### **4.1. Toma de muestras**

##### **4.1.1. Procedimiento**

Las muestras de residuos de las distintas fracciones que se manejan en los CTRs se han tomado directamente de las pilas industriales que se forman en estos centros (figura 4.1). Este es el caso de las corrientes de entrada de RU (o RU en masa), rechazo, materia orgánica de entrada a compostaje o biometanización, bioestabilizado sin afinar y bioestabilizado final.

De las corrientes de RU en masa y rechazo se tomó una muestra inicial de aproximadamente 1000 kg. Esta muestra inicial fue dividida en cuatro partes, aproximadamente iguales, de las que dos partes opuestas se eliminaron y las otras dos se homogeneizaron y se dividieron de nuevo en cuatro partes iguales. De estas cuatro partes se tomaron dos partes opuestas que constituyen la muestra final de 250 kg como muestra la figura 4.2.

Con las corrientes de materia orgánica y bioestabilizado sin afinar se siguió este mismo procedimiento de cuarteo, partiendo de una muestra de 50 kg hasta obtener una muestra final de aproximadamente 12,5 kg.

Cada una de las tres muestras de bioestabilizado que se tomaron en cada uno de los diez CTRs de Castilla y León analizados se configuraron a partir de submuestras representativas, tomadas en al menos cuatro puntos distintos de la

pila, para obtener la muestra final de aproximadamente 1 kg (figura 4.1). La muestra está constituida por submuestras de material extraído a unos 40 o 50 cm de profundidad en cada uno de los puntos de muestreo. Una vez que el material ha sido extraído se mezcla muy bien de manera que la muestra resulte lo más homogénea posible y se introduce en bolsas de plástico herméticas que, una vez en el laboratorio, se almacenarán en una cámara frigorífica a una temperatura constante de 4°C.



Figura 4.1. Toma de submuestras para la formación de muestras de: a) fracción orgánica b) fracción orgánica en CTR con autollenado de túnel c) bioestabilizado sin afinar d) bioestabilizado

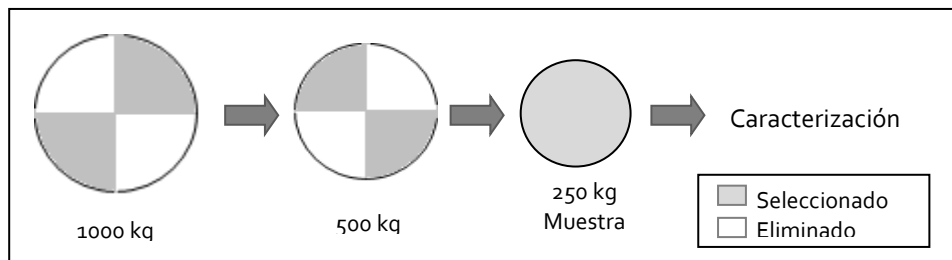


Figura 4.2. Procedimiento de cuarteo

## **4.2. Caracterizaciones**

### 4.2.1. Principio

Se realizaron caracterizaciones "in situ" sobre las muestras de RU en masa y rechazo (250 kg) y de materia orgánica y bioestabilizado sin afinar (12,5 kg), con el fin de conocer su composición cualitativa y cuantitativamente.

### 4.2.2. Material y aparatos

- Equipos de protección individual adecuados para la manipulación de residuos
- Cubo de plástico de 50 l de capacidad
- Báscula digital a pilas con precisión de 0,1 kg y máximo de 60 kg.

### 4.2.3. Procedimiento

Para las muestras de 250 kg se identificaron 19 fracciones distintas mientras que para las muestras de 12 kg se identificaron 8 fracciones, tal y como se recoge en las tablas 4.1 y 4.2. Una vez identificadas y separadas todas las fracciones se pesaron y se determinó su porcentaje en peso sobre el total. Los resultados obtenidos para cada muestra se han identificado por el CTR de procedencia de la muestra.

---

**Fracciones identificadas en materia orgánica y bioestabilizado sin afinar**

---

Materia orgánica  
Papel y cartón  
Plásticos  
Vidrio  
Metales  
Textiles  
Madera  
Cerámica

---

Tabla 4.1. Fracciones identificadas en las muestras caracterizadas de materia orgánica y bioestabilizado sin afinar

---

**Fracciones identificadas en la entrada de RU y rechazo**

---

Materia orgánica  
Papel y cartón  
Polietileno de alta densidad (PEAD)  
Polietileno tereftalato (PET)  
Polietileno de baja densidad (PEBD)  
Plástico mezcla  
Policloruro de vinilo (PVC)  
Vidrio  
Metales férricos  
Metales no férricos  
Textiles  
Bricks  
Celulosa  
Madera y corcho  
Restos de obra  
Restos de poda  
Pilas  
Aparatos electrónicos  
Residuos sanitarios

---

Tabla 4.2. Fracciones identificadas en las muestras caracterizadas de entrada de RU y rechazo

### **4.3. Humedad y materia seca**

#### 4.3.1. Principio

El agua que contiene la muestra se determina por desecación en estufa a 105°C según el Método 2 de la Orden de 17 de septiembre de 1981 (BOE, 1981) que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes.

#### 4.3.2. Material y aparatos

- Cápsula de porcelana
- Estufa con regulación de temperatura a 105°C
- Desecador



- Balanza de precisión

#### 4.3.3. Procedimiento

Se pesaron con precisión de mg alrededor de 10 g de muestra en una cápsula de porcelana previamente tarada. Se colocó en una estufa a  $105^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  hasta peso constante (al menos 18 horas), procurando no introducir nuevas muestras en la estufa durante la última fase de secado. Se calculó la pérdida de peso para expresar el resultado en porcentaje de materia seca y humedad según las ecuaciones 4.1 y 4.2 respectivamente.

$$\text{Materia seca (\%)} = 100 - \% \text{Humedad} \quad (\text{ec. 4.1})$$

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{(M - m)}{M} \times 100 \quad (\text{ec. 4.2})$$

Donde: M= Masa inicial de la muestra (g)

m= Masa de la muestra seca (g)

### **4.4. Cenizas y materia orgánica**

#### 4.4.1. Principio

Calcinación directa a  $540^{\circ}\text{C}$  según el Método 5 de la Orden de 17 de septiembre de 1981 (BOE, 1981). Las cenizas totales corresponden a la materia inorgánica que puede estar presente en el bioestabilizado procedente del tratamiento realizado a los RU. Después de la calcinación del bioestabilizado, las cenizas permanecen como residuo. La determinación del porcentaje de materia orgánica total se realiza por gravimetría indirecta en la que se mide la pérdida de peso a causa de la combustión de la materia orgánica, a temperaturas entre  $470$  y  $560^{\circ}\text{C}$ .

#### 4.4.2. Material y aparatos

- Cápsula de porcelana
- Mufla u horno eléctrico
- Balanza de precisión
- Desecador

#### 4.4.3. Procedimiento

Se pesaron con precisión de 0,1 mg, entre 5 y 10 g de la muestra seca que se obtiene tras recibir el tratamiento para determinar su humedad (Punto 4.3. del presente capítulo) sobre una cápsula de porcelana previamente tarada. Se introdujo la muestra en una mufla programada para alcanzar una temperatura de 540°C, mantenerla durante 2h y permitir el enfriamiento hasta 200°C. Al retirar las muestras de cenizas de la mufla, se dejaron enfriar en el desecador y se pesaron cuando alcanzaron la temperatura ambiente. Las cenizas presentes en la muestra y la cantidad de materia orgánica (% MO) se determinaron según indican las ecuaciones 4.3 y 4.4

$$\text{Cenizas (\%)} = \frac{(m_1 - m_0)}{m} \times 100 \quad (\text{ec. 4.3})$$

Donde:  $m_1$  = masa de la cápsula con las cenizas (g)  
 $m_0$  = masa de la cápsula vacía (g)  
 $m$  = masa de la muestra seca (g)

$$\text{MO (\%)} = \frac{(m - m_{\text{cenizas}})}{m} \times 100 = 100 - \text{Cenizas (\%)} \quad (\text{ec. 4.4})$$

Donde:  $m_{\text{cenizas}}$  = masa de las cenizas (g), es decir,  $m_1 - m_0$   
 $m$  = masa de la muestra seca (g)

### **4.5. Carbono orgánico total (muestras sólidas)**

#### 4.5.1. Principio

El contenido en carbono orgánico de las muestras se ha estimado indirectamente a partir del contenido en materia orgánica. Generalmente, en estudios de abonos orgánicos para suelos se utiliza el factor de Van Benmelen (1,724), que supone que la materia orgánica está compuesta por un 58% de carbono orgánico:

$$\text{COT (\%)} = 0,58 \times \text{MO (\%)} = \frac{\text{MO (\%)}}{1,724} \quad (\text{ec. 4.5})$$

Sin embargo, estudios concretos realizados para el bioestabilizado elaborado a partir de materia orgánica procedente de residuos urbanos han permitido obtener una serie de correlaciones (Navarro et al, 1993; Iglesias y Pérez, 1992). La primera incluye, entre sus 38 muestras, 5 de compost elaborado a partir de RU y obtiene una ecuación global que relaciona la materia orgánica y el carbono orgánico total para los residuos orgánicos en general. El estudio de Iglesias y Pérez obtiene una correlación (ecuación 4.6) exclusiva para 19 muestras de compost elaborados a partir de RU, por lo que es la adecuada para este trabajo.

$$MO(\%) = 10,059 + 1,442 \times COT(\%) \quad (\text{ec. 4.6})$$

De donde se deduce: 
$$COT(\%) = \frac{MO(\%) - 6,975}{1,442} \quad (\text{ec. 4.7})$$

## **4.6. Nitrógeno Kjeldahl**

### 4.6.1. Principio

El nitrógeno Kjeldahl se ha analizado según el Método 8 del RD 1110/1991 (BOE, 1991) sobre fertilizantes, que establece los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos.

En presencia de  $H_2SO_4$ , utilizando  $CuSO_4$  como catalizador y adicionando  $K_2SO_4$  para elevar el punto de ebullición, se consigue que el nitrógeno amino de muchos materiales orgánicos se transforme en  $[(NH_4)_2SO_4]$ . El amoníaco libre y el nitrógeno amoniacal también se convierten en  $(NH_4)_2SO_4$ . Este compuesto se somete a un tratamiento con álcali de modo que se libera el amoníaco que se destila por arrastre de vapor recogiénose sobre ácido sulfúrico. El amoníaco se determina por valoración por retroceso.

### 4.6.2. Material y aparatos

- Matraces Kjeldahl de 500 a 800 ml
- Aparato de destilación
- Bloque digestor
- Bomba de vacío

#### 4.6.3. Reactivos

- Ácido sulfúrico concentrado, 95-98%
- Tabletas de 5 g de Catalizador Kjeldahl ( $K_2SO_4$  y  $CuSO_4$ )
- Solución de hidróxido de sodio al 40%
- Solución de ácido sulfúrico 0,1 M
- Solución indicadora de rojo de metilo
- Solución de hidróxido sódico 0,25 M
- Hidrogenoftalato potásico
- Solución de fenolfataleína al 1% en etanol

#### 4.6.4. Procedimiento

En cada uno de los tubos Kjeldahl se introdujeron aproximadamente 0,1 g de muestra seca y triturada y una pastilla de catalizador que contiene sulfatos de cobre y potasio. Se le añadieron anillos Rasching para favorecer la ebullición uniforme y 25 ml de ácido sulfúrico concentrado y se llevaron al bloque digestor en condiciones de 400°C y 2 h, siempre conectado a la bomba de vacío (figura 4.3 a).

Una vez finalizada la digestión (la disolución digerida presenta un aspecto transparente con cierto color verdoso tal como muestra la figura 4.3 b), el tubo se dejó enfriar hasta temperatura ambiente y se llevó al sistema de destilación. Allí se añadieron 11 ml de sosa al 40% al tubo de manera que el amonio se transformó en amoniaco y se destiló durante 5 minutos. El destilado se recogió sobre un matraz que contenía 25 ml de ácido sulfúrico 0,10 M y unas gotas de indicador rojo de metilo.

Se valoró el contenido del matraz anterior con hidróxido sódico 0,25 M (previamente normalizado con hidrogenoftalato potásico) hasta que la disolución cambió de rosa a amarillo. El amoniaco recogido reacciona con parte del sulfúrico y el resto es el que va a reaccionar con la sosa de la bureta. El volumen de sosa gastado es  $V_1$ . Se realizó una prueba en blanco por triplicado valorando 25ml de ácido sulfúrico 0,10 M y unas gotas de rojo de metilo, con el hidróxido sódico 0,25 M. El volumen de sosa gastado en esta valoración es  $V_0$ .

Para la titulación del NaOH se utilizaron 3 erlenmeyers con aproximadamente 1 g de hidrogenoftalato potásico, peso que debe conocerse con exactitud, disuelto en unos 25 ml de agua destilada, añadiéndole unas gotas de

fenoftaleína. Estas soluciones se valoraron con NaOH 0,25 M hasta su viraje de transparente a violeta. Se determinó así la molaridad de la sosa y el porcentaje de nitrógeno orgánico de la muestra.

$$M_{\text{NaOH}} (\text{mol/ml}) = \frac{n_{\text{HK}}}{V_{\text{val}}} = \frac{\frac{m_{\text{HK}}}{204,22}}{V_{\text{val}}} \quad (\text{ec. 4.8})$$

$$N_{\text{K}} (\%) = \frac{(V_0 - V_1) \cdot 0,014 \cdot M_{\text{NaOH}}}{m} \times 100 \quad (\text{ec. 4.9})$$

donde:  $n_{\text{HK}}$  = moles de hidrogenoftalato potásico

$m_{\text{HK}}$  = masa de hidrogenoftalato potásico (g)

$V_{\text{val}}$  = NaOH consumido en la valoración del hidrogenoftalato potásico (ml)

$m$  = masa de la muestra seca (g)

$V_1$  = NaOH consumido en la valoración del contenido del matraz problema (ml)

$V_0$  = NaOH consumido en la valoración del blanco (ml)

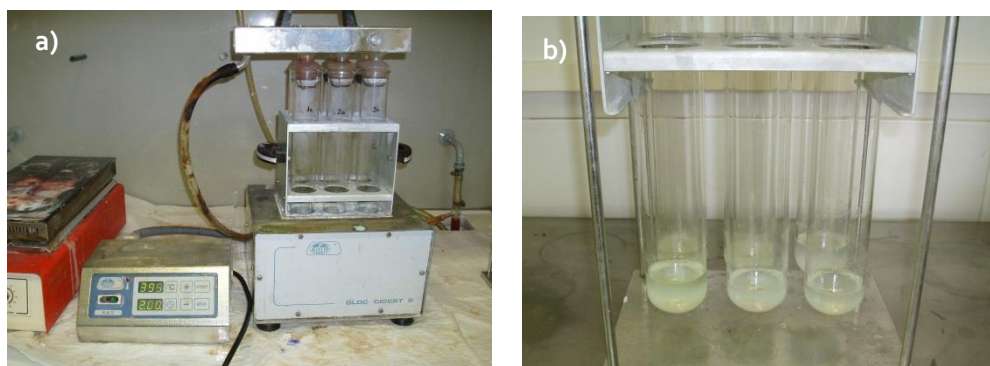


Figura 4.3. a) Bloque digestor b) Resultado de la digestión

## **4.7. pH**

### **4.7.1. Principio**

El método utilizado para determinar el pH de la muestra ha sido el Método 6 de la Orden de 1 de diciembre de 1981 (BOE, 1982) que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes.

En este ensayo, la medida de la actividad de los iones hidrógeno es realizada mediante mediciones potenciométricas utilizando un electrodo de vidrio y otro de referencia. La fuerza electromotriz producida en el sistema del electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y esta relación lineal se describe comparando la fuerza electromotriz medida con el pH de diferentes tampones. El pH de la muestra se determina por extrapolación.

#### 4.7.2. Material y aparatos

- pH-metro CRISON-GLP22
- Electrodo de vidrio y de referencia
- Agitador magnético y seguidores
- Centrifugadora

#### 4.7.3. Procedimiento

Este parámetro se determinó sobre el extracto acuoso de una muestra fresca. Para la obtención del extracto acuoso, las proporciones muestra/agua más comúnmente utilizadas son 1/10 (Sánchez-Monedero et al., 2001; Tognetti et al., 2008; Abdullahi et al., 2008) y 1/25 (Gil et al., 2008). Se eligió la primera para lo cual, se pesaron 10g de muestra en una balanza digital con precisión 0,01 g y se introdujeron en un vaso de precipitados de 250 ml junto con 100ml de agua desionizada. Se agitó durante 30 minutos en un agitador magnético y se eliminó la fracción insoluble por medio de centrifugación a 3000 rpm durante 15 minutos. Se realizó la lectura de pH introduciendo el electrodo en el extracto acuoso con el pH-metro previamente calibrado.

### **4.8. Granulometría**

#### 4.8.1. Principio

La granulometría o grado de finura de la muestra se determina según el Método 7 del RD 1110/1991 (BOE, 1991) sobre fertilizantes, que establece los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos. Este método es aplicable para todas aquellas materias agrupadas como productos orgánicos fertilizantes.

Se trata de tamizar y calcular el porcentaje que corresponda a cada tamaño, con el fin de comprobar si se ajusta a las disposiciones vigentes en la materia.

#### 4.8.2. Material y aparatos

- Juego de tamices circulares con un diámetro de 20 cm y altura de 5 cm de luz de malla de 0,5 mm, 1 mm, 2 mm y 3,35 mm.
- Tamizadora mecánica

#### 4.8.3. Procedimiento

El método operatorio puede ser manual o mecánico si se dispone de una tamizadora mecánica. Tanto si se efectúa la operación a mano como mecánicamente, deben situarse los tamices de mayor a menor luz de malla. Se tomó una parte representativa de la muestra, 100 g, obtenida previamente empleando el método del cuarteo y se colocó en la parte superior de la columna de tamices, es decir, en el tamiz de 3,35 mm de luz. Se empleó una tamizadora mecánica (figura 4.4 a) a la que se le programó un tiempo de operación de diez minutos comprobándose siempre que habían pasado las partículas por los sucesivos tamices. El tamizado no se debe prolongar más tiempo que el necesario, tratando de evitar que las partículas se disgreguen por frotación sobre los tamices.

Se pesaron las fracciones obtenidas sobre cada uno de los tamices (figura 4.4 b) y se obtuvo su porcentaje respecto a la muestra inicial según la ecuación 4.10.

$$\% \text{ fracción } i = \frac{m_{\text{fracción } i}}{M} \times 100 \quad (\text{ec. 4.10})$$

donde:  $m_{\text{fracción } i}$  = masa de la muestra retenida sobre el tamiz  $i$  (g)  
 $M$  = masa de la muestra inicial (g)

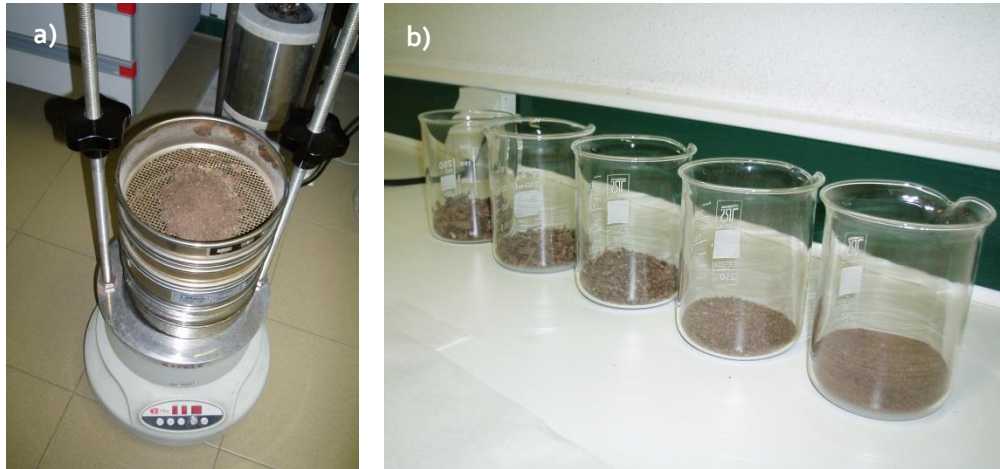


Figura 4.4. a) Tamizadora mecánica b) Fracciones obtenidas

## 4.9. Densidad

### 4.9.1. Principio

El método desarrollado para el cálculo del volumen de la muestra se basa en el principio de que todo cuerpo sumergido en un fluido estático experimenta un empuje vertical y hacia arriba igual al peso del volumen de fluido desplazado por dicho cuerpo. Para la determinación de la densidad se ha empleado este principio según se indica a continuación.

### 4.9.2. Procedimiento

Se añadieron 10g de muestra pesados con precisión de 1 mg y 25 ml de agua desionizada a una probeta de 50 ml con error de  $\pm 0,5$  ml. En la escala de la probeta se leyó el volumen ocupado por el agua y la muestra de manera que restando el volumen de agua se conoce el volumen de muestra. El cálculo de la densidad se realizó según la ecuación 4.11:

$$\rho(\text{kg/m}^3) = \frac{M}{V_{\text{final}} - V_{\text{agua}}} \times 10^3 \quad (\text{ec. 4.11})$$

donde:  $\rho$ =densidad de la muestra ( $\text{kg/m}^3$ )

M= masa de la muestra (g)

$V_{\text{final}}$ = volumen final leído en la probeta (ml)



$V_{\text{agua}}$  = volumen de agua añadida (ml)

#### **4.10. Impurezas**

##### 4.10.1. Principio

El método desarrollado para la determinación de impurezas inertes se basa en que las impurezas que peor se identifican en la muestra como los vidrios y las piedras no son combustibles, por lo que la muestra se somete a calcinación a 540°C.

##### 4.10.2. Material y aparatos

- Tamiz de 2 mm de luz de malla
- Cápsula de porcelana
- Mufla u horno eléctrico
- Placa calefactora
- Balanza de precisión
- Desecador
- Mortero

##### 4.10.3. Procedimiento

Se tomó la fracción superior a 2 mm de los 100 g utilizados para determinar la granulometría según el método descrito en el punto 4.8 del presente capítulo, que es la recogida en los dos primeros tamices de 2 y 3,55 mm de luz de malla.

Se extendió dicha fracción sobre un papel de filtro y se separaron los plásticos visibles manualmente (figura 4.5). El resto se calcinó en una placa calefactora para evitar olores desagradables en la mufla a la que se trasladó posteriormente y donde alcanzó una temperatura de 540°C. La cápsula se dejó enfriar y su contenido se trituroó en un mortero donde las cenizas se pulverizaron no ocurriendo lo mismo con las piedras y el vidrio. Una vez triturado, el contenido de la cápsula se hizo pasar por la malla de 2 mm y el rechazo se unió a los plásticos separados inicialmente, se pesó y se determinó el porcentaje respecto a la muestra inicial de aproximadamente 100 g.

$$\% \text{impurezas} = \frac{m_{\text{impurezas}}}{M} \times 100 \quad (\text{ec. 4.12})$$

donde  $m_{\text{impurezas}}$  = masa de los plásticos, piedras o vidrios mayores de 2 mm presentes en la muestra (g)

$M$  = masa de la muestra inicial (g)



Figura 4.5. Localización de impurezas en el bioestabilizado

## **4.11. Análisis químico elemental**

### 4.11.1. Principio

El tratamiento en medio ácido a presión después de una calcinación de la muestra permite la liberación de los metales pesados que pueden determinarse espectrométricamente de acuerdo con el Método EPA 200.7 (U.S. Environmental Protection Agency, 1994). Estos análisis fueron realizados en el Servicio General de Análisis Químico Aplicado de la Universidad de Salamanca.

### 4.11.2. Material y aparatos

- Cápsula de porcelana
- Mufla u horno eléctrico
- Molino eléctrico
- Digestor modelo EthosSel-Milestone

- Espectrómetro de emisión de plasma ICP-OES modelo ULTIMA2-JOBIN YVON

#### 4.11.3. Procedimiento

Las muestras se calcinaron y se entregaron finamente divididas, tras haberlas hecho pasar por un molinillo. El procedimiento, que se llevó a cabo en el Servicio de Análisis, consistió en un ataque ácido de la muestra calcinada con una disolución de ácido nítrico y ácido fluorhídrico bajo presión en un digestor con microondas. Posteriormente, la disolución fue tamponada con ácido bórico y analizada en un espectrómetro de emisión de plasma ICP\_OES. Por esta metodología se obtuvieron las concentraciones de Ca, Fe, K, Mg, P, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg y As en las muestras de bioestabilizado.

### **4.12. Poder calorífico**

#### 4.12.1. Principio

La determinación del poder calorífico se realizó según la norma española UNE 164001 EX: 2005 "Biocombustibles sólidos. Método para la determinación del poder calorífico" mediante el empleo de una bomba calorimétrica calibrada por combustión de ácido benzoico. El poder calorífico se define como la cantidad de calor desprendido de un material por unidad de masa durante la combustión a la presión constante de 1 kg/cm<sup>2</sup>.

#### 4.12.2. Material y aparatos

- Calorímetro IKA C 200
- Vaso de descomposición C 5010
- Botella de oxígeno comprimido
- Estación de oxígeno C 248
- Prensa
- Ácido benzóico

#### 4.12.3. Procedimiento

Para este análisis se utilizaron muestras de cada fracción que compone el rechazo que fueron recogidas en los CTRs. Las muestras fueron secadas a 45°C en estufa hasta peso constante, se trocearon y se prensaron formando pastillas de aproximadamente 1 g que se utilizaron para medir el poder calorífico en el calorímetro IKA C200 (figura 4.6 a). Se realizaron gran cantidad de medidas intentando seleccionar muestras distintas para cada fracción pues se trata de corrientes muy heterogéneas.

Cada pastilla, pesada con una precisión de 0,1 mg, se introdujo dentro del vaso de descomposición y en contacto a través de un hilo de algodón con el filamento metálico que provoca la ignición. El vaso se cerró y se llenó, mediante la estación de oxígeno C 248 (figura 4.6 b), con oxígeno comprimido a 30 bar de pureza nunca inferior al 99,95%. Se colocó el módulo de ignición en la superficie del vaso de descomposición y se introdujo en el calorímetro previamente calibrado con ácido benzoico en las condiciones de operación.

El poder calorífico medido siguiendo esta metodología es el poder calorífico superior, es decir, la cantidad total de calor desprendido en la combustión completa cuando el vapor de agua originado en la combustión está condensado, por tanto, se tiene en cuenta el calor desprendido en este cambio de fase. El calorímetro se enfría hasta temperatura ambiente y durante este enfriamiento el vapor de agua formado a partir del hidrógeno contenido en la muestra, condensa. Este calor de condensación está incluido en el calor resultante. Si descontamos el valor correspondiente al calor latente del vapor de agua generado en la combustión se puede obtener el poder calorífico inferior aunque para ello es necesario conocer la composición elemental del residuo.



Figura 4.6. a) Calorímetro IKA C200 b) Estación de oxígeno C248

### **4.13. Sólidos**

Se definen como los materiales presentes en el agua en forma suspendida, coloidal, sedimentable o disuelta, y representan una de las características físicas más importantes de un agua, ya que es de gran utilidad en el control de los procesos de tratamiento tanto de aguas residuales como potables. Se dividen en sólidos sedimentables y sólidos totales. Los sólidos totales pueden ser suspendidos y disueltos, y cada una de estas categorías puede ser dividida en sólidos fijos y sólidos volátiles.

#### **4.13.1. Sólidos totales**

##### **Principio**

Los sólidos totales se definen como los materiales suspendidos o disueltos que se encuentran presentes en el agua residual y que permanecen después de un proceso de evaporación sobre una cápsula, a una temperatura entre 103 – 105 °C. Los sólidos fijos son los que permanecen después de un proceso de calcinación a 550°C y los sólidos volátiles la diferencia entre los totales y los fijos. La determinación de estos parámetros se realizó de acuerdo con métodos estandarizados (métodos 2540 B y 2540E, APHA, AWWA y WPCF, 1992)

### Material y aparatos

- Cápsulas de porcelana
- Balanza analítica
- Probeta de 50ml
- Estufa programable a temperatura de 103-105°C
- Mufla programable a temperatura de hasta 550°C.
- Desecador

### Procedimiento

En una cápsula de porcelana limpia previamente secada en la estufa y enfriada hasta temperatura ambiente en el desecador se pesaron 25 ml de muestra medidos con probeta. Se introdujo en la estufa a 103°C ± 3°C durante 24 horas, se dejó enfriar a temperatura ambiente en el desecador y se pesó. Esta misma cápsula se introdujo en la mufla donde se programó un ascenso de temperatura hasta 550°C durante 3 h y se mantuvo durante 30 minutos a esa temperatura de 550°C ± 50°C. Se dejó enfriar dentro de la mufla hasta aproximadamente 100°C y hasta temperatura ambiente dentro del desecador. Se anotó su peso y se determinaron los sólidos totales y volátiles mediante las ecuaciones 4.13 y 4.14.

$$STT(\text{mg/l}) = \frac{P_{105^{\circ}\text{C}} - P_{\text{cap vacía}}}{V_{\text{muestra}}} \times 10^6 \quad (\text{ec. 4.13})$$

$$STV(\text{mg/l}) = \frac{P_{105^{\circ}\text{C}} - P_{550^{\circ}\text{C}}}{V_{\text{muestra}}} \times 10^6 \quad (\text{ec. 4.14})$$

donde:  $P_{105^{\circ}\text{C}}$  = Masa de la cápsula tras secado a 105°C (g)

$P_{550^{\circ}\text{C}}$  = Masa de la cápsula tras calcinación a 550°C (g)

$P_{\text{cap vacía}}$  = Masa de la cápsula vacía (g)

$V_{\text{muestra}}$  = Volumen inicial de la muestra (ml)

#### 4.13.2. Sólidos en suspensión y concentración de biomasa.

##### Principio

La determinación de los sólidos en suspensión se llevó a cabo según el método estandarizado 2340D (APHA, AWWA y WPCF, 1992). Los sólidos suspendidos representan las sustancias no disueltas presentes en el agua que son retenidas por un filtro de 0.45  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro seguido de un proceso de secado a 103 – 105 °C. El aumento de peso en el filtro representa los sólidos suspendidos totales. Los sólidos suspendidos fijos son los que permanecen tras calcinación a 550°C y los sólidos suspendidos volátiles la diferencia entre los totales y los fijos. Este valor es muy importante en el control del proceso ya que indica la cantidad aproximada de materia orgánica y, si se mide en el interior del reactor, se puede considerar como la concentración de biomasa.

Se deben tener en cuenta los siguientes puntos para eliminar posibles interferencias en el resultado:

- Eliminar materiales gruesos o aglomerados no homogéneos.
- Limitar el tamaño de la muestra para que proporcione un residuo no mayor a 200 mg, puesto que se puede formar sobre el filtro una costra hidrófila.
- Lavar muy bien el filtro con agua desionizada antes de la filtración, cuando se tengan aguas con alto contenido en sólidos disueltos.
- Evitar tiempos de filtración prolongados, ya que el filtro puede capturar sólidos.

##### Material y aparatos

- Cápsulas de porcelana
- Balanza analítica
- Probeta de 50 ml
- Equipo de filtración conectado a una bomba de vacío
- Filtros de nitrato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$  (47 mm de diámetro)
- Estufa programable a temperatura de 103-105°C
- Mufla programable a temperatura de hasta 550°C.
- Desecador

Procedimiento

Se secaron en una estufa a 103°C una cápsula de porcelana y un filtro de nitrato de celulosa, se enfriaron hasta temperatura ambiente en el desecador y se colocó el filtro en el equipo de filtrado a vacío. Se hizo pasar una cantidad conocida de muestra por el filtro (entre 5 y 20 ml de manera que el residuo no supere los 200 mg) y tras esto, el filtro se colocó de nuevo sobre la cápsula y se llevó a la estufa a 103°C ± 3°C durante 24 horas. Cápsula y filtro se dejaron enfriar en el desecador hasta temperatura ambiente y se pesaron. Los sólidos suspendidos totales se calcularon mediante la ecuación 4.15. La cápsula posteriormente se llevó a la mufla donde se programó un ascenso de temperatura hasta 550°C durante 3 h y se mantuvo durante 30 minutos a esa temperatura de 550°C ± 50°C. Se dejó enfriar dentro de la mufla hasta aproximadamente 100°C y hasta temperatura ambiente dentro del desecador. Se anotó su peso y se determinaron los sólidos suspendidos volátiles mediante la ecuación 4.16.

$$SST(\text{mg/l}) = \frac{P_{105^{\circ}\text{C}} - P_{\text{cap} + \text{filtro}}}{V_{\text{muestra}}} \times 10^6 \quad (\text{ec. 4.15})$$

$$SSV(\text{mg/l}) = \frac{P_{105^{\circ}\text{C}} - P_{550^{\circ}\text{C}} - P_{\text{filtro}}}{V_{\text{muestra}}} \times 10^6 \quad (\text{ec. 4.16})$$

Donde:  $P_{105^{\circ}\text{C}}$  = Masa de la cápsula tras secado a 105°C (g)

$P_{550^{\circ}\text{C}}$  = Masa de la cápsula tras calcinación a 550°C (g)

$P_{\text{cap} + \text{filtro}}$  = Masa de la cápsula vacía más la masa del filtro (g)

$P_{\text{filtro}}$  = Masa del filtro (g)

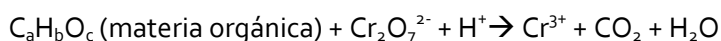
$V_{\text{muestra}}$  = Volumen inicial de la muestra (ml)

**4.14. Demanda química de oxígeno (DQO)**4.14.1. Principio

Para la determinación de la DQO se empleó el método colorimétrico de reflujo cerrado, método estandarizado 5220 (APHA, AWWA y WPCF, 1992). La demanda química de oxígeno es un parámetro que se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de la materia orgánica de una muestra susceptible de ser oxidada por un oxidante químico fuerte, como el permanganato



de potasio ( $\text{KMnO}_4$ ) o el dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ). El método consiste en la digestión de un volumen determinado de una muestra y una cantidad conocida de solución de dicromato de potasio en exceso en presencia de un catalizador y en medio fuertemente ácido ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Como resultado de la digestión, se oxidan los compuestos orgánicos presentes en la muestra a dióxido de carbono y agua, teniendo en cuenta la siguiente reacción global (no ajustada):



El ión cromato de color amarillo naranja es oxidado a ión crómico utilizando como catalizador el sulfato de plata ( $\text{AgSO}_4$ ). El catalizador reacciona también con iones cloruro, bromuro y yoduro formando precipitados oxidados parcialmente por lo que es necesario añadir adicionalmente sulfato de mercurio ( $\text{HgSO}_4$ ) para complejar estos iones, evitar las interferencias y proteger el catalizador. Una vez que se ha completado la digestión, la cantidad de  $\text{Cr}^{3+}$  se cuantifica mediante espectrofotometría, a 600 nm en cubetas de plástico por tratarse del espectro visible, previa preparación de la correspondiente recta de calibrado (figura 4.7).

#### 4.14.2. Material, aparatos y reactivos

- Bloque digestor programable a temperaturas de 200°C
- Espectrofotómetro HITACHI U-2000.
- Tubos de vidrio con tapón roscado de 20 mm de diámetro
- Equipo de filtración conectado a una bomba de vacío
- Filtros de nitrato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$  (47 mm de diámetro)
- Solución de digestión preparada de la siguiente forma: añadir, a 500 ml de agua desionizada 10,216 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  previamente secado a 103°C durante 2 horas, 167 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado y 33,3 g de  $\text{HgSO}_4$ . Disolver, enfriar hasta temperatura ambiente y diluir hasta 1000 ml con agua desionizada.
- Reactivo de Ácido Sulfúrico: Añadir  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  a  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado en la proporción de 5,5 g / kg. Dejar reposar de 1 a 2 días para disolver el  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ .
- Hidrogenoftalato potásico (DQO teórico de 1,176  $\text{mgO}_2/\text{mg}$ )

#### 4.14.3. Procedimiento

Se introdujeron 2,5 ml de muestra, 1,5 ml de solución digestión y 3,5 ml de reactivo ácido sulfúrico en cada tubo de ensayo. La muestra se debe diluir con agua desionizada, si es necesario, para que la lectura final de absorbancia entre dentro del rango de la recta de calibrado. Si se quiere determinar la DQO soluble se utilizará la misma fracción de muestra pero una vez que se ha hecho pasar por un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$ . En cada digestión se llevó a cabo un blanco con 2,5 ml de agua desionizada en lugar de la muestra. Los tubos de ensayo se llevaron al bloque digestor que se programó 2 h a 200°C. Una vez enfriados se midió la absorbancia del resultado de la digestión a 600 nm frente al blanco de agua destilada. La lectura de absorbancia leída sobre una recta de calibrado realizada para concentraciones conocidas de DQO (patrones de hidrogenoftalato potásico) permitió conocer la DQO de la muestra.

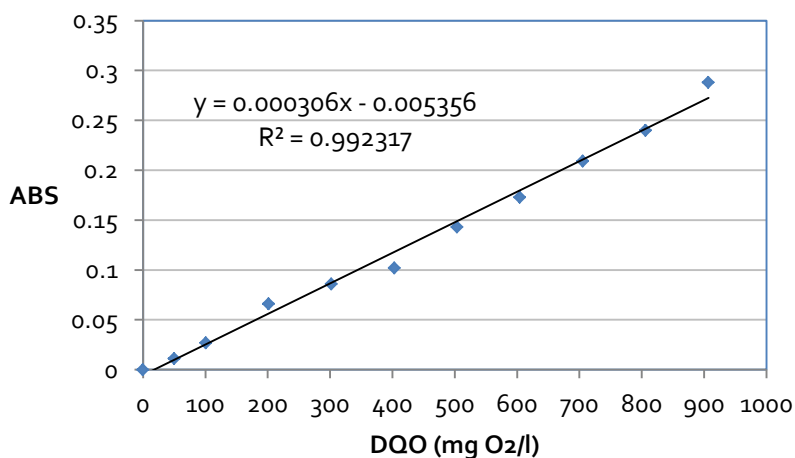


Figura 4.7. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación de DQO

### 4.15. Carbono orgánico total y nitrógeno total (muestras líquidas)

#### 4.15.1. Principio

La determinación del carbono orgánico total (COT) y el nitrógeno total (NT) en muestras líquidas se llevó a cabo por el método estándar de combustión-infrarrojo 5310 B (APHA, AWWA y WPCF, 1992). Los productos de la combustión

de la muestra, a 800°C con oxígeno en exceso y en presencia de un catalizador, se hacen pasar por el analizador de infrarrojos.

El carbono total (CT) presente en la muestra se determina por el CO<sub>2</sub> producido. El carbono inorgánico (CI) se mide inyectando la muestra en una cámara de reacción distinta que contiene ácido fosfórico; en condiciones ácidas todo el CI se transforma en CO<sub>2</sub> que se mide también en el analizador de infrarrojos. El COT se determina por diferencia entre el CT y el CI. Si el dato de CI no resulta de interés puede eliminarse de la muestra inicial mediante acidificación y purga de manera que todo el CI transformado en CO<sub>2</sub> es eliminado con una corriente de aire sintético. Así el CT es igual al COT.

El análisis del NT se realiza de forma paralela aprovechando la combustión a altas temperaturas. Los gases producidos en la oxidación termocatalítica se hacen pasar por un detector electroquímico (ECD) que determina la presencia de óxidos de nitrógeno y que, indirectamente, evalúa la concentración de compuestos nitrogenados en la muestra inicial.

#### 4.15.2. Material y aparatos

- Analizador IL 550 TOC-TN de Hach-Lange
- Equipo de filtración: jeringa de 10ml y filtros de nitrato de celulosa de 0,45 µm.
- Aire comprimido 99% pureza

#### 4.15.3. Procedimiento

Se filtran aproximadamente 5 ml de muestra por un filtro de 0,45 µm y se introducen en el analizador IL 550TOC-TN. Es necesario hacer una calibración previa del equipo con concentraciones conocidas de hidrogenoftalato potásico (figura 4.8) y nitrato potásico (figura 4.9). Para la calibración del COT se utilizó una disolución de 0,850 g de ftalato potásico en 1 l de agua desionizada (400 mg COT/l) y para la calibración del NT una disolución de 0,361 g de KNO<sub>3</sub> más 0,191 g de NH<sub>4</sub>Cl en 1 l de agua desionizada (100 mg NT/l).

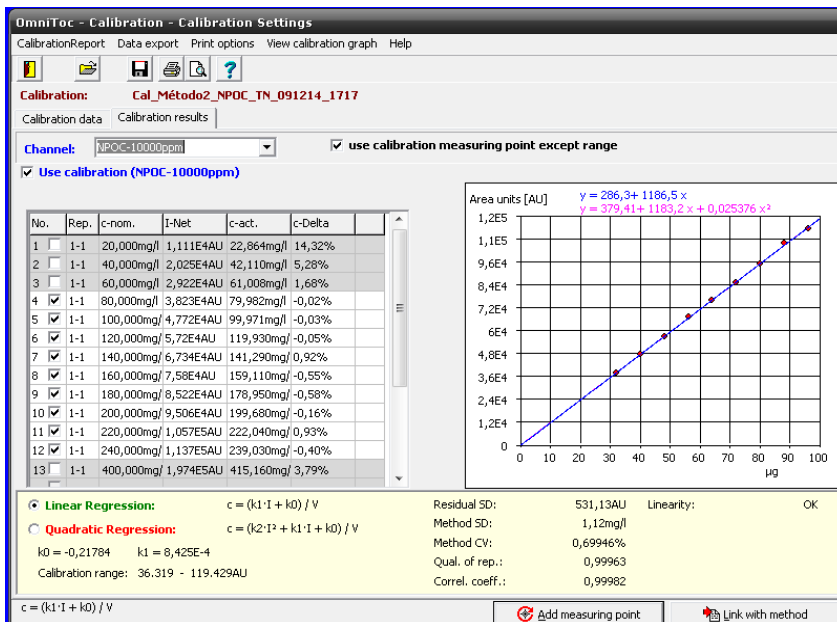


Figura 4.8. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del COT en muestras líquidas

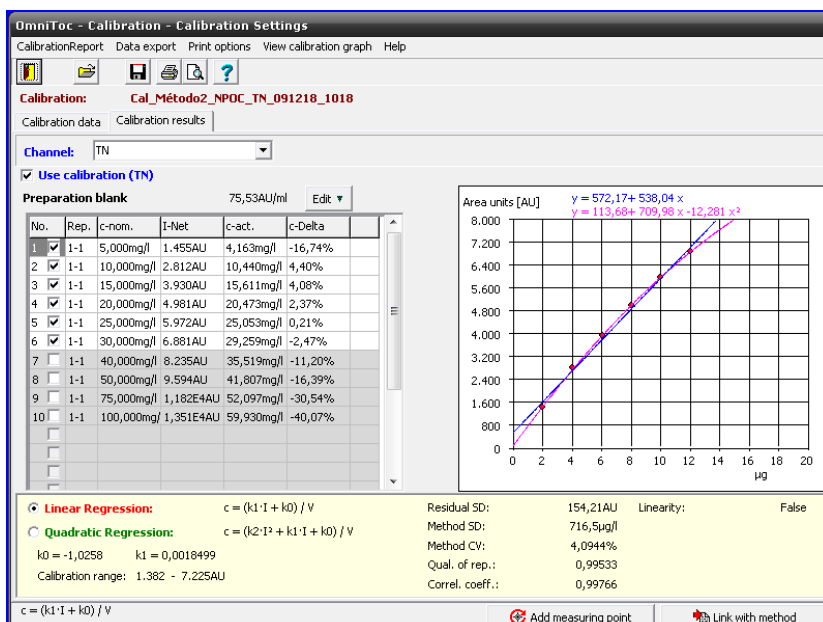


Figura 4.9. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del NT en muestras líquidas

## **4.16. Ácidos grasos volátiles**

### 4.16.1. Principio

Se consideran ácidos grasos volátiles (AGVs) a los ácidos orgánicos de bajo peso molecular, solubles en agua total o parcialmente, que tienen un bajo punto de ebullición. En general, se consideran AGVs a los ácidos fórmico, acético, propiónico, butírico y valérico. Se trata de productos intermedios en el proceso de degradación anaerobia, de ahí la importancia de su determinación.

La determinación de AGVs se llevó a cabo por cromatografía de gases empleando el método del patrón externo (ácido valérico). Tanto a los patrones de calibración como a las muestras problema se le añade un volumen de concentración conocida del patrón externo. Se construye una recta de calibrado para cada ácido (en este caso acético, propiónico y butírico), en la que se relaciona la concentración del ácido con la relación de su área y el área del patrón. De esta manera la lectura de esta relación de áreas dada por el cromatógrafo para las muestras problema puede proporcionar la concentración de cada ácido.

### 4.16.2. Material y aparatos

- Cromatógrafo de gases Perkin Elmer 8500
- Detector de ionización de llama (FID)
- Columna empaquetada Porapak Q de 1,5 m de longitud
- Nitrógeno como gas portador, flujo 40 ml/min.
- Equipo de filtración: jeringa de 10ml y filtros de nitrato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$ .
- Jeringa de líquidos de 10  $\mu\text{l}$

### 4.16.3. Procedimiento

Para la calibración se utilizaron disoluciones de ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico de hasta 5000 mg/l. Como patrón externo se utilizó una disolución de ácido valérico de 7500 mg/l. Durante el calibrado se mezcla 1ml de disolución de concentración conocida con 1ml de disolución patrón, se toman 1 $\mu\text{l}$  y se inyecta en el cromatógrafo de gases. Las rectas de calibrado se construyen con

la relación de áreas de cada ácido respecto a la de la disolución patrón tal como muestran las figuras 4.10, 4.11 y 4.12.

Para el análisis de muestras de concentración desconocida se sigue el mismo procedimiento. Se filtraron aproximadamente 10 ml de la muestra a través del filtro de 0,45  $\mu\text{m}$  y se añadió una gota de ácido sulfúrico concentrado con el fin de que todos los ácidos se encontrasen en disolución. Se tomó 1 ml de muestra filtrada y se le añadió 1 ml de la disolución patrón, se agitó y, con la jeringa de 10  $\mu\text{l}$ , se tomó aproximadamente 1  $\mu\text{l}$  de la mezcla que se inyectó en el cromatógrafo de gases.

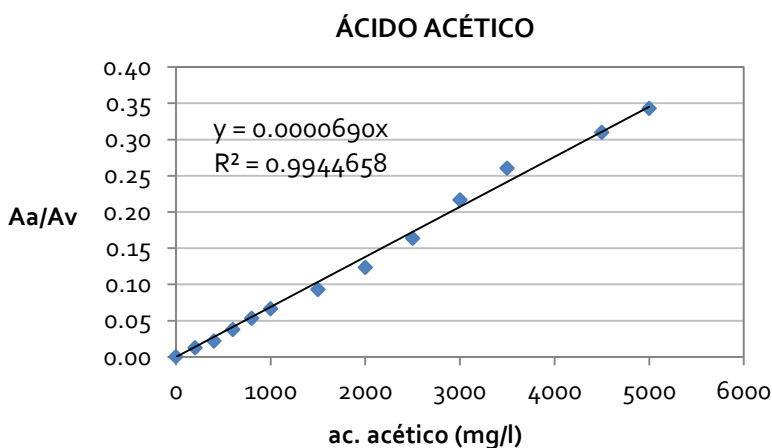


Figura 4.10. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido acético

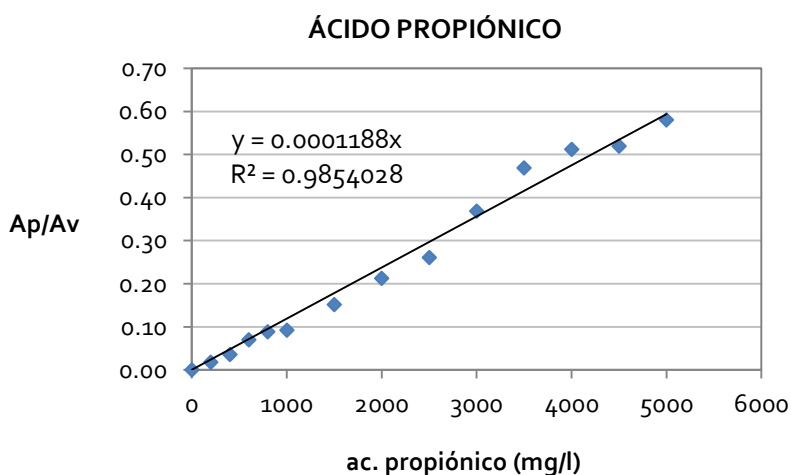


Figura 4.11. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido propiónico

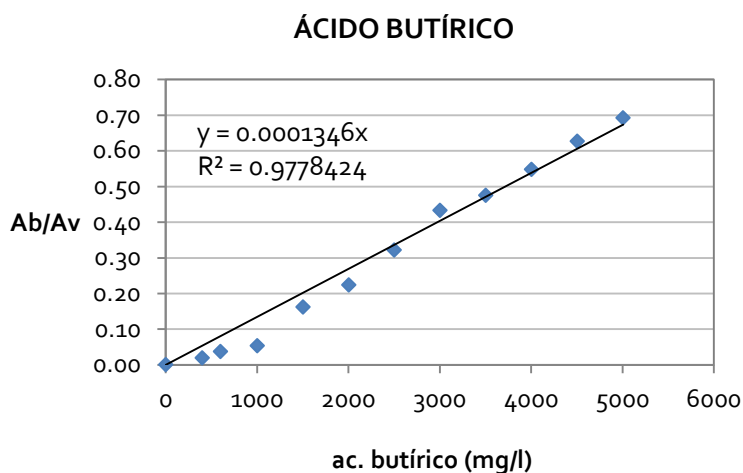


Figura 4.12. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido butírico

## **4.17. Nitrógeno amoniacal**

### 4.17.1. Principio

El nitrógeno amoniacal se ha analizado de acuerdo con el método estándar 4500 NH<sub>3</sub> E (APHA, AWWA y WPCF, 1992). El nitrógeno amoniacal presente en la muestra se somete a un tratamiento con NaOH que se destila por arrastre de vapor y se recoge sobre ácido bórico. El amoniaco se determina por valoración por retroceso.

### 4.17.2. Material, aparatos y reactivos

- Tubo Kjeldahl de 500 a 800 ml
- Equipo de destilación
- Solución de hidróxido de sodio al 40%
- Indicador: 200 mg de rojo de metilo, 100 mg de azul de metilo y 150 ml de etanol. Disolver los indicadores por separado.
- Disolución de ácido bórico: mezclar 20 g de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> y 10 ml de indicador y enrasar a 1 l con agua desionizada.
- Disolución de ácido sulfúrico 0,02 N

4.17.3. Procedimiento

En un tubo Kjeldahl se introdujeron aproximadamente 25 ml de muestra con la dilución adecuada para que el nitrógeno amoniacal de la muestra se encuentre entre los 50 y los 100 mg/l. Si la concentración es menor se debe aumentar el volumen de muestra hasta los 50 ml. El tubo se llevó al sistema de destilación donde se le añadieron 11 ml de NaOH al 40% y se destiló durante 5 minutos. El destilado se recogió sobre un matraz que contenía 50 ml de disolución de ácido bórico. Se valoró el contenido del matraz con ácido sulfúrico 0,02 N hasta que el indicador viró a violeta ( $V_3$ ). Paralelamente, se efectuó un ensayo en blanco siguiendo todos los pasos del método para 25 ml de agua desionizada en lugar de la muestra ( $V_2$ ).

Para la titulación del  $H_2SO_4$  se utilizaron 3 erlenmeyers con aproximadamente 32 mg de  $Na_2CO_3$ , peso que debe conocerse con exactitud, disuelto en unos 25 ml de agua destilada, añadiéndole unas gotas de anaranjado de metilo (viraje a rojo). Se determinó así la normalidad de la disolución de sulfúrico y la concentración del nitrógeno amoniacal siguiendo las ecuaciones 4.17 y 4.18.

$$N_{H_2SO_4} = \frac{n_{Na_2CO_3}}{V_{val}} = \frac{m_{Na_2CO_3}}{V_{val}} \quad (\text{ec. 4.17})$$

$$N_{NH_4^+} (\text{mg/l}) = \frac{(V_3 - V_2) \cdot 14 \cdot N_{H_2SO_4} \cdot 1000}{V} \quad (\text{ec. 4.18})$$

donde:  $n_{Na_2CO_3}$  = moles de carbonato de sodio

$m_{Na_2CO_3}$  = masa de carbonato de sodio (g)

$V_{val}$  =  $H_2SO_4$  consumido en la valoración del carbonato de sodio (ml)

$V$  = volumen de muestra (ml)

$V_3$  =  $H_2SO_4$  consumido en la valoración del contenido del matraz problema (ml)

$V_2$  =  $H_2SO_4$  consumido en la valoración del blanco (ml)



## **4.18. Cloruros, nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos**

### 4.18.1. Principio

La determinación de los aniones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{PO}_4^{2-}$  se llevó a cabo por el método estándar 4110: Determinación de aniones por cromatografía iónica (APHA, AWWA y WPCF, 1992). El fundamento de la cromatografía iónica está basado en la separación y determinación de iones utilizando resinas de intercambio iónico. La muestra se inyecta en una corriente de carbonato-bicarbonato eluyente y se pasa por una serie de intercambiadores de iones. Los aniones de interés se separan en función de su afinidad relativa por el intercambiador fuertemente básico. En el supresor los aniones separados se convierten en sus formas ácidas altamente conductoras y el eluyente de carbonato-bicarbonato se convierte en ácido carbónico débilmente conductor. Los aniones separados son medidos por conductividad. Se identifican cualitativamente por su tiempo de retención en comparación con el calibrado y cuantitativamente por la medición del área del pico.

### 4.18.2. Material y aparatos

- Cromatógrafo iónico Dionex ICS 2000
- Equipo de filtración: jeringa de 10 ml y filtros de nitrato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$ .
- Helio comprimido 99% pureza

### 4.18.3. Procedimiento

Se filtran aproximadamente 5 ml de muestra por un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$  y se introducen en el autosampler del cromatógrafo iónico Dionex ICS 2000 (figura 4.13). Es necesario hacer una calibración previa del equipo con concentraciones conocidas de los iones que se quieren determinar y comprobar que no se superponen sus señales. Las muestras problema deben diluirse hasta que la concentración final esté dentro del rango de la calibración y ésta debe realizarse de manera que la señal no supere los 1000  $\mu\text{S}$ . Para los iones de interés,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{PO}_4^{2-}$  las curvas de calibrado se realizaron para concentraciones entre las 10 y las 100 ppm.



Figura 4.13. Cromatógrafo iónico Dionex ICS 2000

## **4.19. Biogás**

### 4.19.1. Principio

La determinación de los principales componentes del biogás, metano y dióxido de carbono, se llevó a cabo por cromatografía de gases utilizando un detector de conductividad térmica (TCD). El TCD compara la conductividad térmica de dos flujos de gas, el gas portador puro (gas de referencia) y el gas portador con los componentes de la muestra (eluyente). Este detector contiene un filamento que se calienta eléctricamente, su temperatura se mantiene constante mientras flujos alternativos de gas de referencia y eluyente pasan a través de él. Cuando se añade una muestra, cambia la corriente requerida para mantener la temperatura del filamento constante. Los dos flujos de gas pasan por el filamento 5 veces por segundo y las diferencias de corriente se miden y registran.

### 4.19.2. Material y aparatos

- Cromatógrafo de gases Agilent 6890N

- Detector TCD
- Columna empaquetada Porapak Q de 3,6 m de longitud
- Nitrógeno como gas portador, flujo 15 ml/min.
- Jeringa de gases con válvula de cierre de 10 $\mu$ l.

#### 4.19.3. Procedimiento

Se tomó muestra a través del septum colocado en la parte superior del reactor con la jeringa de gases y se pinchó en el inyector del cromatógrafo de gases. Por la complejidad de la preparación de patrones de concentración conocida de estos gases, metano y dióxido de carbono se han determinado únicamente de manera cualitativa.

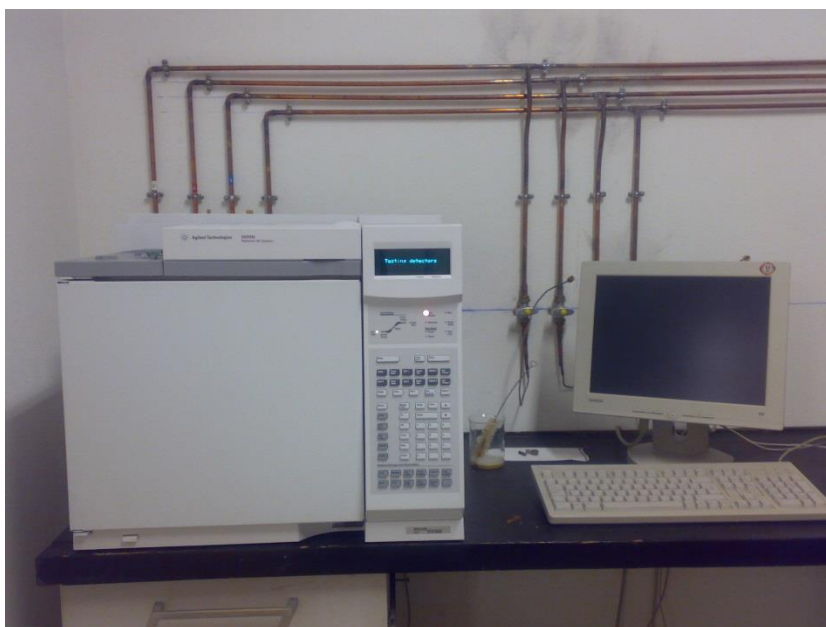


Figura 4.14. Cromatógrafo de gases Agilent 6890N

## 4.20. Tratamiento estadístico de los datos

### 4.20.1. Distribución normal

Si se repite una medida muchas veces en condiciones esencialmente idénticas, los resultados de cada medida,  $x$ , se distribuirán de forma aleatoria en torno a un valor medio (media aritmética) debido a errores incontrolables o experimentales. Si se pudiera acumular un número infinito de estas medidas, sus valores individuales quedarían distribuidos en una distribución normal o gaussiana, descrita de forma precisa por la media  $\mu$  y la desviación estándar  $\sigma$ .

La media o promedio de la distribución ( $\mu$ ) es sencillamente, la suma de todos los valores ( $\sum x_i$ ) dividida por el número de valores acumulados ( $n$ ), es decir:

$$\mu = \frac{(\sum_i x_i)}{n} \quad (\text{ec. 4.19})$$

Dado que no es posible repetir un número infinito de veces las medidas, se realiza una estimación de la media, mediante el mismo procedimiento de suma aunque con  $n$  igual al número finito de medidas repetidas. Esta estimación de  $\mu$  se denota como  $\bar{x}$ .

La desviación estándar de la distribución normal ( $\sigma$ ) se define como:

$$\sigma = \left( \frac{\sum (x - \mu)^2}{n} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (\text{ec. 4.20})$$

De nuevo, el analista no puede sino estimar la desviación estándar, ya que el número de observaciones realizadas es finito; la estimación de  $\sigma$  se denota por  $s$  y se calcula del siguiente modo:

$$s = \left( \frac{\sum (x - \bar{x})^2}{n - 1} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (\text{ec. 4.21})$$

La desviación estándar fija la anchura o dispersión de la distribución normal e incluye también una fracción fija de los valores que diseñan la curva. Por ejemplo, el 68,27% de las medidas está comprendido en  $\mu \pm 1\sigma$ , el 95,45% en  $\mu \pm 2\sigma$ , y el 99,70% en  $\mu \pm 3\sigma$ . Se puede afirmar con suficiente seguridad que el 95% de los

valores está en  $\pm 2\sigma$  y el 99% en  $\pm 3\sigma$ . Cuando se asignan valores a los múltiplos de  $\pm \sigma$ , existen límites de aceptación. Por ejemplo,  $10 \pm 4$  indica que los límites de aceptación son 6 y 14, mientras que los valores entre 6 y 14 representan el intervalo de aceptación.

Otra variable estadística útil es el error estándar de la media ( $\sigma_{\mu}$ ), que es la desviación estándar dividida por la raíz cuadrada del número de valores ( $\sigma/\sqrt{n}$ ). Representa una estimación de la exactitud de la media e implica que otra muestra de la misma población poseería una media comprendida en un intervalo de múltiplos de este error. Los múltiplos de esta variable estadística incluyen la misma fracción de valores que la declarada anteriormente para  $\sigma$ . En la práctica, se dispone de un pequeño número de valores promedio, por lo que los intervalos de aceptación de la media se expresan como

$$\bar{x} \pm \frac{t \cdot s}{\sqrt{n}}$$

donde t tiene los siguientes valores para intervalos de aceptación del 95%:

n	t
2	12,71
3	4,30
4	3,18
5	2,78
10	2,26
$\infty$	1,96

Tabla 4.3. Valores de t para intervalos de aceptación del 95%  
(APHA, AWWA y WPCF, 1992)

En el caso de un número pequeño de valores, el uso de t compensa la tendencia a subestimar la incertidumbre. Para  $n > 15$ , es normal usar  $t=2$  en la estimación del intervalo de aceptación del 95%.

Otra variable estadística es la desviación estándar relativa, también conocida como coeficiente de variación (CV), que se expresa habitualmente en forma de porcentaje. Esta variable estadística se calcula como  $100 \cdot \sigma/\mu$  y su

estimación es  $100 \cdot s / \bar{X}$ . Tal variable estadística normaliza la desviación estándar y en ocasiones facilita la realización de comparaciones directas entre análisis que incluyen una amplia gama de comparaciones directas entre análisis que incluyen una amplia gama de concentraciones. Por ejemplo, si los análisis a bajas concentraciones producen un resultado de  $10 \pm 1,5$  mg/l y a altas concentraciones de  $10 \pm 8$  mg/l, las desviaciones estándar no parecen comparables. Sin embargo, las desviaciones estándar relativas son  $100 \cdot (1,5/10) = 15\%$  y  $100 \cdot (8/10) = 80\%$ , que indican el menor índice de variación obtenido mediante el uso de este parámetro.

#### 4.20.2. Rechazo de datos

En una serie de medidas, sucede con bastante frecuencia que uno o más de los resultados difieren en gran medida de los restantes. En teoría, no debe rechazarse ningún resultado, ya que puede indicar un fallo técnico que infunde dudas sobre la validez de todos los resultados o sobre la presencia de una auténtica variable en la distribución. En la práctica, se rechaza el resultado de cualquier análisis en el que se ha producido un error conocido. En estudios medioambientales, las concentraciones extremadamente altas o bajas de sustancias contaminantes pueden ser indicativas de la existencia de áreas con problemas o zonas sin contaminación, por lo que no deben ser rechazadas de forma arbitraria (APHA, AWWA y WPCF, 1992).

Existen descripciones de pruebas objetivas para valores extremos. Si se ordena de modo creciente un conjunto de datos  $x_1 < x_w < x_s$  y se calculan el promedio y la desviación estándar, es posible examinar los valores extremos superior e inferior indicativos de posible error mediante el siguiente procedimiento. Se calcula en primer lugar la variable estadística T para un valor superior (ec. 4.22) y un valor inferior (ec. 4.23):

$$T = \frac{(x_s - \bar{x})}{s} \qquad T = \frac{(\bar{x} - x_i)}{s} \qquad (\text{ecs. 4.22 y 4.23})$$

Donde  $\bar{x}$  = valor medio de la serie de medidas  
 $x_s$  = valor superior de la serie de medidas  
 $x_i$  = valor inferior de la serie de medidas  
 $s$  = desviación estándar de la serie de medidas

En segundo término, se compara el valor de T con el valor de la tabla 4.4 para los niveles de significación de 5% o 1%. Si el T calculado es mayor que el valor de la tabla para el número de medidas, n, entonces  $x_s$  o  $x_i$  es un valor extremo a ese nivel de significación. En todo este trabajo se rechazaron esos valores extremos.

Número de medidas (n)	Valor crítico	
	5%	1%
3	1,15	1,15
4	1,46	1,49
5	1,67	1,75
6	1,82	1,94
7	1,94	2,10
8	2,03	2,22
9	2,11	2,32
10	2,18	2,41
12	2,29	2,55
14	2,37	2,66
15	2,41	2,71
16	2,44	2,75
18	2,50	2,82
20	2,56	2,88
30	2,74	3,10
40	2,87	3,24
50	2,96	3,34
100	3,21	3,60

Tabla 4.4. Valores críticos para pruebas de discordancia de 5% y 1% para un valor extremo simple en una muestra normal (APHA, AWWA y WPCF, 1992)





---

---

## ***5. Resultados y discusión***

---

---



## **5.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS CTRS**

El primer paso de la investigación consistió en realizar una serie de visitas a todos los Centros de Tratamiento de Residuos (CTRs) de la Comunidad Autónoma de Castilla y León que se encontraban en funcionamiento durante el periodo de estudio. Durante las visitas realizadas a estos centros se recopiló la información más relevante relativa a su diseño, destino y tratamiento de las corrientes principales, capacidades de proceso, etc. con el fin de analizar con detalle su funcionamiento e identificar las posibilidades de mejora en sus rendimientos. Se prestó especial atención a las zonas de compostaje y digestión anaerobia de la materia orgánica contenida en los Residuos Urbanos (RU) pues la optimización de su tratamiento es uno de los objetivos de este trabajo.

Algunas de las informaciones numéricas que aparecen en esta sección son cantidades aproximadas que han sido facilitadas por el personal de los centros y los representantes de los Consorcios Provinciales limitándonos aquí a reproducir esas informaciones que no han podido ser contrastadas. Dado que la finalidad de este trabajo es determinar la influencia de las variables de diseño o la composición de las corrientes sobre el rendimiento de los centros de tratamiento, buscando alternativas para su mejora y no la determinación de fallos o errores de funcionamiento en los CTRs, a lo largo de todo este capítulo se describen las instalaciones industriales pero sin señalar identidades, por discreción y confidencialidad.

### ***5.1.1. Descripción general de un CTR en Castilla y León***

La gestión de RU en Castilla y León se realiza de tal manera que a los CTRs llegan dos tipos principales de residuos. Por un lado, los procedentes del contenedor de recogida de envases (amarillo), que en el CTR serán separados mecánicamente o manualmente en sus distintos componentes: metales férricos, metales no férricos, bricks, PET (politereftalato de etileno), PEAD (polietileno de alta densidad), film y plástico mezcla, y que serán gestionados por distintas empresas de reciclaje. Y por otro, la fracción que resulta de mayor interés para este trabajo y

que representa el 89% de los RU generados, los denominados "RU en masa" procedentes del contenedor a pie de calle donde los usuarios deberían arrojar los residuos que no tienen cabida en el resto de contenedores (papel y cartón, envases, vidrio y pilas). El tratamiento de los RU en masa es la actividad principal de los CTRs y ocupa el mayor tiempo operativo en los mismos. Este tratamiento consiste principalmente en una recuperación de los materiales reciclables y una estabilización de la materia orgánica, de manera que se minimice la presencia de ambos en la corriente de salida del CTR, "Rechazo" o CDR (combustible derivado del residuo), cumpliendo así con la legislación actual (BOE, 2002).

Los RU en masa son recogidos de los contenedores situados en las calles de los pueblos y ciudades de esta región y llevados a las estaciones de transferencia. En estas estaciones los RU se cargan en camiones compactadores de mayor tamaño (18 tm) que los comprimen y los transportan hasta el CTR más cercano. Los RU en masa son descargados por los camiones compactadores en las playas o fosos de descarga y es aquí donde comienza la gestión de los residuos por parte del CTR. En la figura 5.1 se muestra el funcionamiento general de un CTR en Castilla y León.

En primer lugar se hace pasar la corriente de RU en masa por un triaje primario (figura 5.2 a) en el que manualmente se retiran los restos más voluminosos que puedan producir obstrucciones en equipos posteriores. Principalmente se retiran cartones de gran tamaño, baterías, etc. A continuación los residuos entran en un trómel, una criba giratoria con 80-90 mm de tamaño de paso con púas rompebolsas en su interior (figuras 5.2 b y c). Las partículas menores de 80-90 mm constituyen el hundido del trómel; la materia orgánica contenida en los RU tiene un tamaño de partícula de 8,5 cm de valor modal (Tchobanoglous, 1998) por lo que se espera que la mayoría de esa fracción orgánica se encuentre en esa corriente. Esa fracción orgánica se hace pasar por un separador magnético que retira los metales féreos y, dependiendo del tipo de CTRs, puede ser conducida a túneles de compostaje o a digestores anaerobios. En el primer caso se obtiene un bioestabilizado que puede ser utilizado como enmienda orgánica si cumple ciertos estándares de calidad y, en el segundo caso, se obtiene biogás que alimenta un motor que produce electricidad. Los residuos de los digestores anaerobios o lodos

también son estabilizados en los túneles de compostaje antes de enviarlos a vertedero.

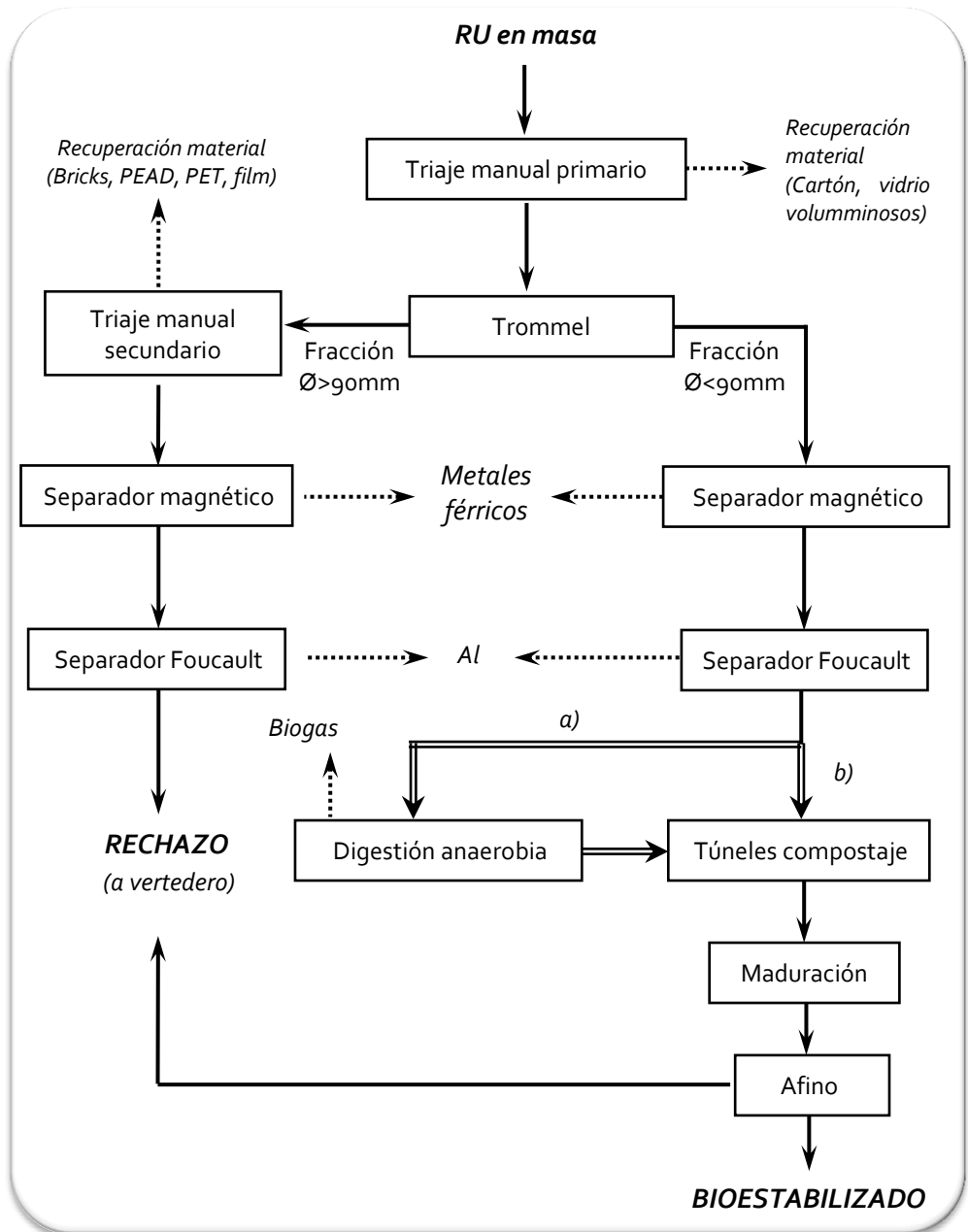


Figura 5.1. Esquema de funcionamiento de un CTR

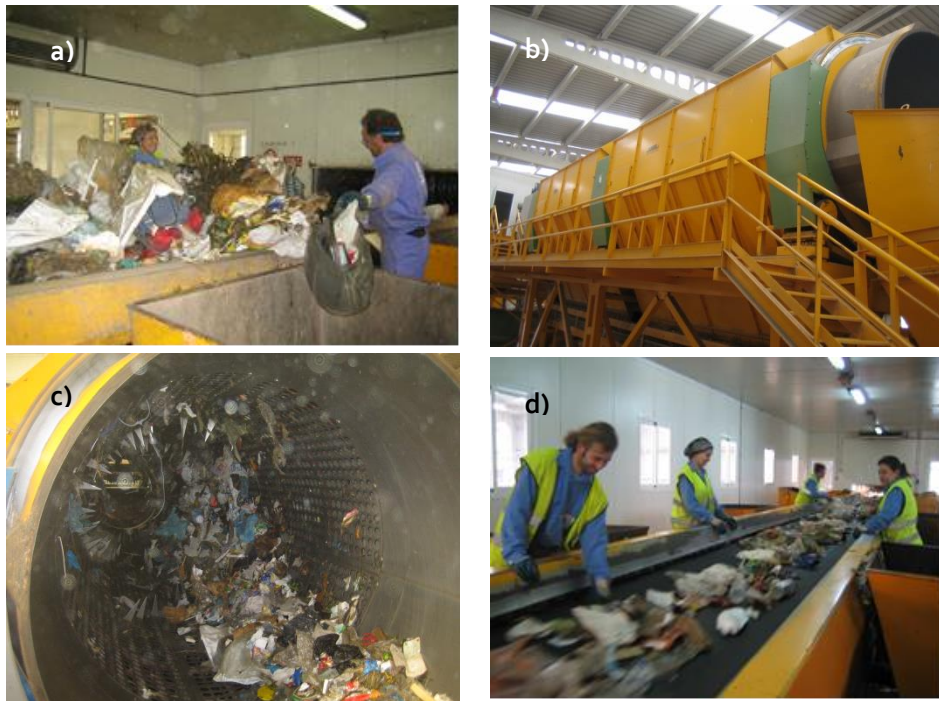


Figura 5.2. a) Triaje primario b) Vista exterior del trómel principal c) Vista interior del trómel principal (detalle púas rompebolsas) d) Triaje secundario

La otra corriente procedente del trómel, con tamaño superior a 80-90 mm, se denomina rechazo del trómel. Esta corriente se hace pasar por el triaje secundario (figura 5.2 d) donde manualmente se separan los distintos materiales reciclables como bricks, PET, PEAD, film y plástico mezcla. A la salida de este triaje se retiran los metales férricos mediante un separador electromagnético (figura 5.3. a) y los no férricos con un separador de Foucault (figura 5.3 b). Las cintas transportadoras conducen lo que no ha sido recuperado durante el proceso hasta contenedores compactadores que cuando se llenan son depositados en el vertedero sanitario situado junto al CTR. La composición de la corriente de CDR será función de la composición a la entrada pero también del rendimiento conseguido en estos procesos de recuperación.

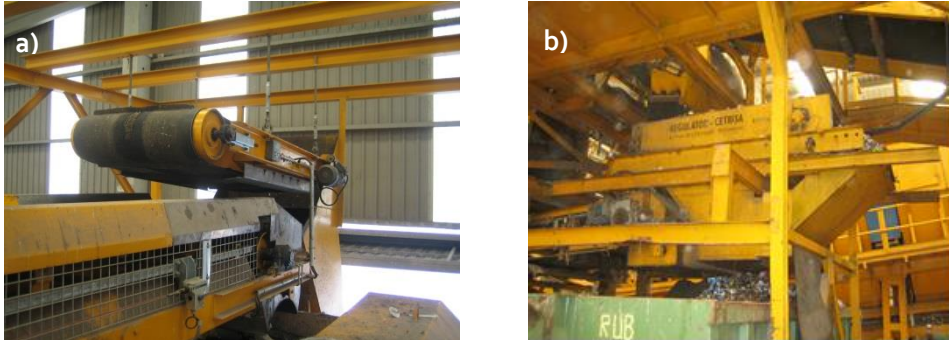


Figura 5.3. a) Separador electromagnético b) Separador de Foucault

Una vez descrito el funcionamiento general de un CTR, a continuación se señalan las características particulares de cada centro estudiado así como las principales novedades introducidas respecto a este diseño general.

### **5.1.2. CTR 1**

Este centro inaugurado en enero de 2003, cuenta con una capacidad de tratamiento de 80000 toneladas al año de RU en masa. Recibe residuos procedentes de 4 estaciones de transferencia así como RU sin compactar de los municipios cercanos al CTR. En esta planta se realiza también la separación, en sus distintos componentes, del contenido del contenedor amarillo o de envases. El centro tiene un régimen de funcionamiento de 6 días a la semana en dos turnos de trabajo, 5 días se dedican al tratamiento de RU en masa y 1 día (dos turnos) al tratamiento de los residuos de envases.

Cuando se tratan los residuos de envases, éstos realizan el mismo recorrido que los RU en masa pero, debido a su menor peso, las púas del trómel no son capaces de realizar su función y abrir las bolsas. Por este motivo se instaló un sistema rompebolsas (figura 5.4 a), que consiste en un cilindro con cuchillas circulares situado por encima de la cinta transportadora y que se hace funcionar en los turnos de tratamiento de envases.

Este CTR cuenta con un único trómel de 2 m de diámetro y 12 m de longitud; el paso es de 90 mm y la velocidad de giro es función de la cantidad de residuos

recibidos. Para una velocidad menor, la cantidad de materia orgánica recuperada en la corriente de hundido de trómel es mayor. En este CTR se duplicaron las púas del trómel para mejorar el rendimiento en la apertura de las bolsas. Si las bolsas permanecen cerradas durante su paso por el trómel, resulta imposible la recuperación de la materia orgánica contenida en ellas.



Figura 5.4. a) Rompebolsas b) Triaje previo a biometanización

La fracción menor a 90 mm, o hundido de trómel, se hace pasar por el separador electromagnético que retira los materiales férricos poco pesados. En este CTR han incluido un puesto de triaje manual (figura 5.4 b) tras el separador electromagnético para retirar barras y objetos similares que hayan podido caer por la malla de 90 mm del trómel colocados en una determinada posición siendo realmente grandes, y evitar así que entorpezcan el proceso de biometanización. En este triaje se recupera gran cantidad de cobre. El hundido de trómel se hace pasar a continuación por un separador balístico, o separador de rodantes, que elimina objetos esféricos. Un separador de corrientes de Foucault es el encargado de separar el aluminio. A continuación una criba vibrante elimina las partículas menores de 15 mm de paso, principalmente arena, vidrio, etc. Aunque esta fracción tiene un contenido importante de materia orgánica, resulta más rentable realizar esta operación que la problemática asociada a su presencia durante la biometanización. La fracción restante será la alimentación de la biometanización o digestión anaerobia.

El tratamiento de fermentación anaerobia de la materia orgánica llevado en el CTR 1 consiste en una biometanización por vía húmeda: aproximadamente



15000kg de agua por cada 2500 kg de materia orgánica (en base húmeda). La materia orgánica se lleva a tres pulpers en los que se mezcla la materia orgánica con el agua suficiente para conseguir la relación en masa anteriormente citada. La mezcla se lleva hasta un desbaste con criba de 15 mm de paso y limpieza automática donde se retirarán los materiales de un tamaño superior. La corriente se lleva a un decantador-flotador para eliminar arenas y flotantes con ayuda de difusores de aire (figura 5.5 a). Los flotantes se retiran mediante una rasqueta de superficie y las arenas decantadas se aspiran (figura 5.5 b). La corriente se envía a un tanque pulmón por rebose de un cilindro de cargas de manera que las arenas sedimentan y no pasan al digestor. La planta cuenta con 2 digestores de 3600 m<sup>3</sup> que se utilizan de manera alterna (figura 5.6 a); mientras uno de ellos se encuentra en funcionamiento, en el otro se realizan tareas de limpieza. El tiempo de retención para dicho volumen es de 17-18 días y la temperatura entre 34 y 37°C. La agitación se realiza mediante la recirculación de una parte del biogás producido que se comprime y se introduce por el fondo del digestor. En la planta se producen 100 m<sup>3</sup> de biogás por tonelada de materia orgánica alimentada al biodigestor. Para mantener la temperatura de la digestión en invierno se cuenta con una caldera. El biogás obtenido se emplea como combustible en los motogeneradores para producir electricidad (figura 5.6 b).

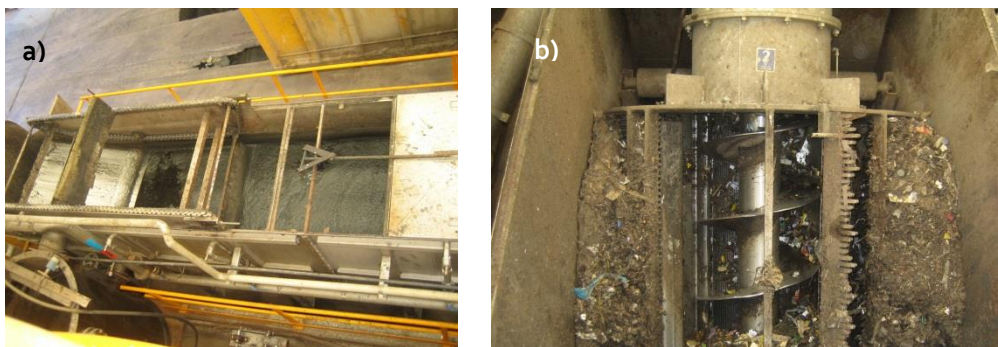


Figura 5.5. a) Decantador-flotador b) Criba de arena

El digesto de la biometanización se lleva a una centrífuga para eliminar el agua y obtener los lodos espesados. El agua eliminada es la que se emplea para cargar los pulpers y realizar la correspondiente mezcla con la materia orgánica. Los lodos espesados se conducen a los túneles de compostaje para llevar a cabo una

digestión aerobia que les proporcione una mayor estabilidad y el grado de maduración adecuado. La planta cuenta con 6 túneles de compostaje con sensores de temperatura y humedad, de dimensiones 5mx6mx15m (anchura x altura x profundidad). El tiempo de residencia (TRH) en el interior de los túneles es de 15 días; se llenan y vacían empleando pala. El proceso se divide en seis fases para un mejor control sobre las variables del mismo: nivelación, calentamiento, precompostaje, higienización, compostaje y acondicionamiento. Se hace pasar aire por aspiración de abajo a arriba a través de la materia orgánica. Tanto el circuito de aireación como el de riego son cerrados, utilizando solamente aire fresco cuando se quiere disminuir bruscamente la temperatura. El sistema de riego se realiza por aspersion desde el techo, donde también se colocan las sondas de temperatura mediante las cuales se controla el proceso; la temperatura máxima alcanzada en el proceso son 60°C. En invierno, debido a las bajas temperaturas que se alcanzan en la zona, es necesario el calentamiento de los túneles con aire caliente. Una vez finalizada la estancia en los túneles de compostaje se emplea una criba para realizar el afino del bioestabilizado, obteniéndose un nuevo rechazo que puede utilizarse como estructurante en caso de ser necesario o ser llevado a vertedero junto con el resto de corrientes de rechazo.



Figura 5.6. a) Digestores b) Módulo de cogeneración

Parte del bioestabilizado obtenido se emplea en sellar un antiguo vertedero para conseguir la doble función del propio cerramiento y la de dar una utilidad al bioestabilizado, debido a que la planta no tiene mucha superficie de almacenamiento y el producto no tiene demanda.

En la corriente flotante del trómel (con tamaño superior a 90 mm) se encuentra la mayoría de los materiales reciclables por lo que es esta corriente la que se hace pasar por la cabina de triaje secundario. En una separación manual, 5

personas seleccionan principalmente plásticos como PET o PEAD y bricks; estos materiales serán prensados y vendidos a una empresa de reciclaje. Tras el triaje manual, el rechazo pasa por un separador electromagnético situado longitudinalmente sobre la cinta que atrae elementos férricos. En este centro no hay separador de metales no férricos. Finalmente el CDR es compactado y llevado al vertedero situado junto a la planta. Según datos proporcionados por el centro, un 75% de los RU que entran a la planta son llevados a vertedero en forma de rechazos.

### **5.1.3. CTR 2**

Este centro se inauguró en el verano de 2003 y cuenta con una capacidad máxima de tratamiento 25400 tm/año. Para esa capacidad, el régimen de funcionamiento es de un único turno de trabajo de lunes a sábado. De lunes a viernes se tratan los RU en masa y, durante el turno del sábado, se tratan los envases recogidos en el contenedor amarillo.

La instalación cuenta con una zona de tratamiento primario donde se separan todas las fracciones susceptibles de reciclaje de aquellas que formarán el rechazo y serán enviadas al vertedero. En un triaje inicial con dos puestos, se separan los voluminosos que puedan entorpecer el tratamiento posterior, las baterías por su alto grado de contaminación y el vidrio, puesto que en su paso por el trómel puede romperse y pasar a la corriente de materia orgánica (MO) que se envía a compostaje encontrándose finalmente sus fragmentos en el bioestabilizado final. La planta cuenta con un único trómel para la separación de la materia orgánica de 2 m de diámetro y 12 m de longitud que tiene un paso de 80 mm.

La corriente del flotante del trómel, formada por los objetos mayores de 80 mm llega hasta la cabina de triaje secundario; en esta zona se separan aquellos materiales susceptibles de ser reciclados, PET, PEAD, bricks y cartón. Tras este triaje manual, el rechazo pasa por un separador electromagnético con objeto de eliminar los elementos de hierro o ferromagnéticos. Por su parte, el separador por corrientes de Foucault hará lo propio con el aluminio antes de que la corriente de rechazo sea enviada al vertedero de cola que se encuentra situado junto al CTR 2.

Esta corriente equivale a un 70% o 75% de la entrada si se incluye el rechazo del afino de compostaje.

El hundido del trómel (material < 80 mm) se hace pasar por un separador electromagnético encargado de retirar los metales féreos de la corriente y un separador por corrientes de Foucault que repele al aluminio. La fracción restante se lleva a compostaje. La planta cuenta con 3 túneles con sensores de temperatura, oxígeno y humedad, de dimensiones 5mx6mx15m (anchura x altura x profundidad) y que, habitualmente, se llenan hasta un tercio de su capacidad (figura 5.7 a). El tiempo de residencia en el interior de los túneles es de 15 días, llenándose y vaciándose mediante el empleo de una pala mecánica. Se hace pasar aire por aspiración, desde el suelo, a través de la materia orgánica mientras que el riego se realiza por aspersión desde el techo. Se emplea una mesa densimétrica (figura 5.7b) con un ciclón para el afino del bioestabilizado obtenido, de manera que se consigue un producto estable que tiene muy buena aceptación entre los agricultores de la zona.



Figura 5.7. a) Túnel de compostaje b) Mesa densimétrica

#### **5.1.4. CTR<sub>3</sub>**

No se cuenta con datos técnicos específicos del CTR<sub>3</sub> ya que únicamente se han podido realizar recolecciones de muestras y no visitas técnicas con los responsables del centro. Sin embargo, durante la toma de muestras se ha podido observar su funcionamiento y se describe a continuación en términos generales.

Los RU en masa se hacen pasar por un triaje primario en el que se separan papel y cartón y elementos voluminosos. La planta cuenta con un único trómel cuyo rechazo es llevado a la cabina de triaje secundario donde PET, PEAD y bricks son recuperados. El hundido de trómel es conducido a alguno de los 4 túneles de compostaje y, tras esto, a las hileras de maduración antes de su afino. El CDR de la planta se lleva en camiones compactadores hasta un vertedero situado a más de 100 km de la planta.

#### **5.1.5. CTR 4**

En este centro se tratan 65000 tm/año de RU. El régimen de funcionamiento consiste en tres turnos de trabajo diarios: un turno de mañana de lunes a sábado, un turno de noche de domingo a jueves y un turno de tarde de lunes a viernes en el que se realiza el tratamiento de envases. En los otros dos turnos de trabajo se tratan los residuos urbanos y los industriales asimilables a urbanos con una velocidad de tratamiento de 6 tm/h.

En primer lugar se hace pasar la vena de residuos por una zona de triaje manual con dos puestos que se encarga de eliminar de la corriente de alimentación de la planta los voluminosos y el papel-cartón. El centro cuenta con un trómel de 90mm de malla y aproximadamente 3 m de diámetro al que llega la corriente tras el triaje primario. El pasante del trómel se hace llegar a una cabina de triaje secundario donde trabajan entre 4 y 6 personas separando solamente papel, cartón y film. El personal de la planta afirma que PET, PEAD y bricks no aparecen en grandes cantidades por lo que no resulta rentable la colocación de personal en estos puestos de triaje para su recogida. Esta corriente, finalmente, se hace pasar bajo un separador de férricos o electroimán y por un separador de corrientes de Foucault por el que se extrae el aluminio de los RU. El resto de la corriente constituye el CDR y es prensado y llevado en balas al vertedero; se calcula que aproximadamente constituye el 45% de los RU en masa que entran al CTR.

El hundido del trómel, tras una separación de férricos por electroimán, podría ser llevado hasta la biometanización (que no se utiliza) y/o hasta el compostaje (donde actualmente se trata toda la materia orgánica). A la fracción inferior de 90 mm se le añade un estructurante (que consiste en restos de poda

triturados) en un cilindro mezclador con agitación mecánica en una proporción entre la MO y el estructurante de 3 a 1. Desde aquí se conduce hasta uno de los 6 túneles de compostaje de dimensiones 4,5mx5mx30m (anchura x altura x profundidad). Cada túnel tarda aproximadamente 2 ó 3 días en llenarse con la fracción del hundido de trómel que permanece allí durante 15 ó 20 días más hasta alcanzar unas temperaturas de 60-65°C suficientes para conseguir una completa higienización. Los túneles cuentan con tres sondas cada uno que realizan medidas de temperatura, oxígeno y humedad. El sistema de riego toma agua desde la balsa de lixiviados del compostaje aunque en ocasiones se utiliza agua limpia. Una vez transcurrido este tiempo, el bioestabilizado pasa a la nave de maduración donde permanece almacenado en hileras el mayor tiempo posible y donde es volteado una vez por semana (figura 5.8 a). Posteriormente se lleva a la zona de afino donde la planta cuenta con un trómel de 10 mm de paso de malla y una mesa densimétrica de dos cribas. En la primera, de 4 mm de paso, el pasante constituye el bioestabilizado final y el rechazo es usado como cobertura para el vertedero. El pasante de la primera criba pasa por la de 2 mm y llega hasta un ciclón que termina de eliminar las impurezas como plástico y papel. Se calcula que el rechazo del proceso de afino del bioestabilizado constituye el 60% de la cantidad extraída de los túneles de compostaje. El bioestabilizado producido en este centro (figura 5.8 b) tiene una gran acogida entre los agricultores de la zona de manera que todo el que se produce es vendido al precio de 6 €/tm.



Figura 5.8. a) Bioestabilizado en etapa de maduración b) Bioestabilizado acabado

### **5.1.6. CTR 5**

En este centro se han llegado a tratar hasta 300000 tm/año de RU en masa. A pesar de tener una línea diseñada para tal fin, no se tratan envases. Este centro tiene la peculiaridad de separar los RU en cuatro corrientes de distintos tamaños por medio de 3 trómeles tal y como muestra la figura 5.10. Los residuos se alimentan a un trómel de 300 mm de malla y dimensiones, aproximadas, de 12 m de longitud x 1,5 m de diámetro. El hundido se hace pasar por otro trómel de 40 mm de malla y dimensiones similares al anterior; la fracción menor a 40 mm, que constituye el hundido de este segundo trómel, es la materia orgánica que será tratada por biometanización. El flotante de este segundo equipo es la corriente que llega a un tercer trómel de 80 mm de paso.

El flotante del primer trómel se hace pasar por un primer triaje manual con objeto de separar los elementos voluminosos antes de someterlo a un triaje secundario donde se recupera principalmente papel-cartón. Del tercer trómel se obtienen dos corrientes, el hundido, correspondiente a una fracción de materia orgánica de tamaño inferior a 80 mm que será llevada a compostaje, y el flotante que tiene un tamaño entre 80 y 300 mm. Este flotante es el potencial contenedor de los materiales reciclables por lo que se somete a un triaje secundario donde se separan PET, PEAD y bricks (se recupera hasta un 2,6% de los RU en esta cabina). A la salida de la cabina, y para cada una de las líneas, se han colocado separadores magnéticos que eliminan los metales féreos y un triaje manual sobre la cinta que elimina los grandes elementos metálicos (figura 5.9 a). Este es el único puesto en el que se recuperan metales no féreos ya que no existe separador por corrientes de Foucault. La corriente de CDR, aproximadamente un 70% de la entrada si se tienen en cuenta todas las corrientes de rechazo, llega hasta una prensa de manera que el almacenamiento en el vertedero se realiza en forma de balas.

La corriente que se lleva a biometanización se hace pasar por un separador magnético mediante el que se retiran los materiales féreos. A continuación, dicha corriente es llevada hasta cuatro mezcladores o púlpers (figura 5.9 b) donde se forma una pasta con un 15% de materia orgánica y un 85% de agua aproximadamente. Seguidamente se hace pasar por una trampa de arena, que genera muchos problemas debido a la acumulación en el fondo de pesados que

requieren una parada de la instalación para proceder a su retirada. Actualmente, se está diseñando un sistema capaz de eliminar los pesados de manera continua. La mezcla de agua y materia orgánica se envía a un tanque pulmón en el que se consiguen las condiciones de pH adecuadas para la primera etapa de la digestión anaerobia o hidrólisis. Este tanque pulmón alimenta los dos reactores de 2600 m<sup>3</sup> de capacidad que posee la planta donde continúa la digestión (figura 5.9 c). Una vez realizado el tratamiento, se almacena el digesto en otro tanque dispuesto para tal fin. La planta cuenta con dos motores de 860 kW cada uno que generan electricidad a partir del biogás producido en la digestión. El biogás obtenido se acumula en un gasómetro de polietileno con forma cilíndrica que se ha colocado en posición horizontal dentro de una habitación cerrada (figura 5.9 d).



Figura 5.9. a) Cabinas triaje secundario b) Púlpers c) Digestores d) Gasómetro

Los lodos procedentes de la digestión son conducidos a los túneles de compostaje al igual que la fracción mayor de materia orgánica. La planta cuenta con 20 túneles de compostaje con sensores de temperatura, humedad y concentración de oxígeno, de dimensiones 5mx6mx35m (anchura x altura x profundidad). El tiempo de residencia en el interior de los túneles es de 14 días



para la fermentación, más otras dos semanas para la maduración. Los túneles se llenan y vacían automáticamente mediante piso móvil y se hace pasar aire por aspiración desde abajo hacia arriba a través de la materia orgánica mediante un sistema de aireación formado por "spigots" (válvulas que permiten controlar el caudal de aire suministrado). Se emplean los lixiviados que genera la materia orgánica al fermentar para regar la misma en el interior de los túneles. Para el afino del bioestabilizado se emplea un trómel con 16 mm de paso alimentado mediante una cinta transportadora que es cargada por medio de una pala. A continuación existen tres mesas densimétricas en las que se eliminan arenas y pequeños vidrios además de papeles y plásticos mediante el empleo de ciclones.

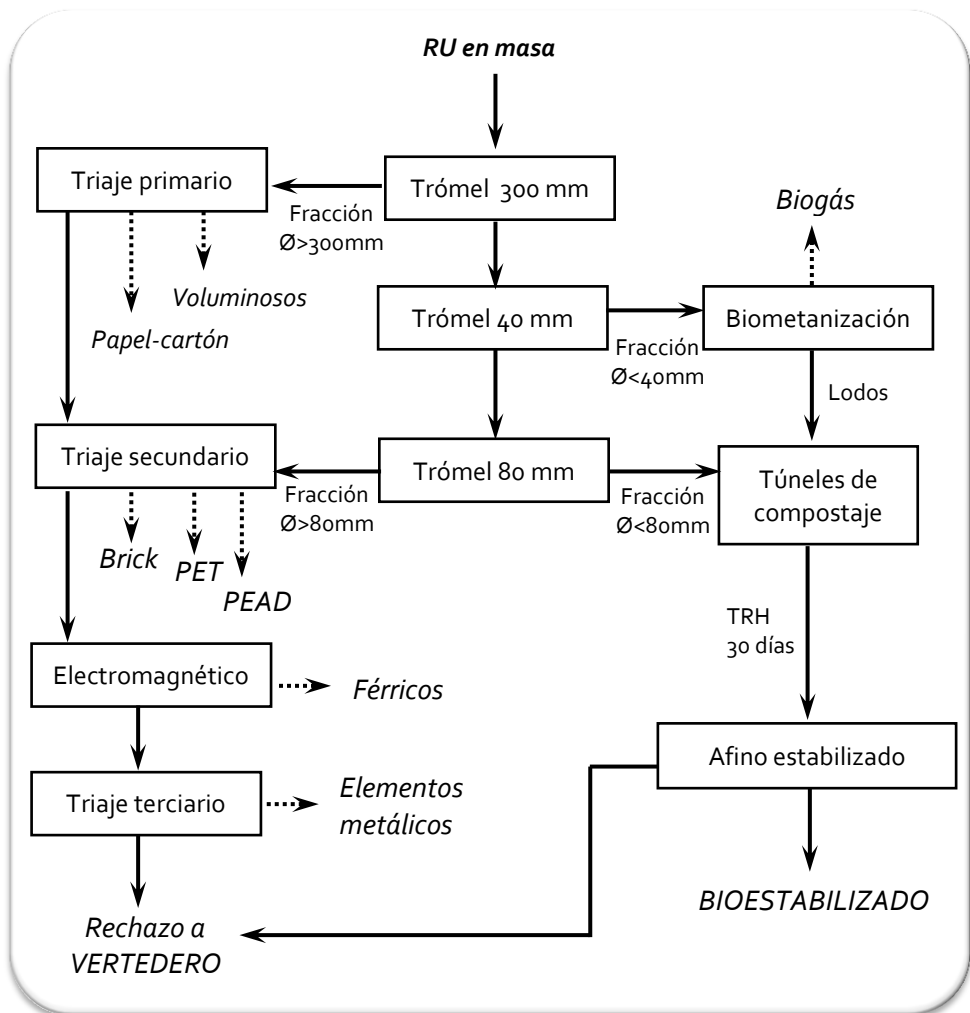


Figura 5.10. Esquema de funcionamiento del CTR 5.

### 5.1.7. CTR 6

El centro, que se inauguró en 2006, está diseñado para el tratamiento tanto de envases como de RU en masa con una capacidad máxima de 60000 tm RU/año y 2000 tm de envases/año. El régimen de trabajo de la instalación se basa en un solo turno en horario de mañana de lunes a sábado, tratando los residuos urbanos en los cuatro primeros días a una velocidad de 25 tm/h y los envases el viernes y el sábado a una velocidad de 2 tm/h.

En primer lugar los residuos pasan por un triaje primario en el que dos personas separan los elementos voluminosos, el papel-cartón y el vidrio de la corriente. En este puesto se recupera un 1,8% de material. A continuación un trómel de 80 mm de malla, con 2,5 m de diámetro y 15 m de longitud, divide la corriente de manera que la materia orgánica puede ser tratada por digestión anaerobia o aerobia puesto que esta planta cuenta con ambas posibilidades y el flotante, con un tamaño superior a 80 mm, es conducido a un triaje secundario. Este centro tiene la peculiaridad de que el film es separado antes de su entrada en la cabina de triaje de forma automática mediante un aspirador que lo lleva directamente a un ciclón para eliminar los impropios y a una prensa (figura 5.11 a).

En el triaje secundario trabajan simultáneamente seis personas, dos en cada uno de los tres puestos en los que se separan PET, PEAD y bricks. Dichos materiales pueden ser fácilmente empujados desde las jaulas en las que se depositan hasta la cinta transportadora que los lleva directamente a la prensa. Se calcula que la recuperación en este triaje alcanza un 1% en peso respecto al total, siendo del 5-6% la fracción que representan estos materiales en la entrada según los responsables del centro. El desglose por materiales recuperados es el siguiente: 0,5% de PET, 0,25% de PEAD, 0,22% de bricks y 0,03% de aluminio. La corriente a la salida del triaje secundario pasa por un electroimán para separar los metales féreos y por un separador por corrientes de Foucault para hacer lo mismo con el aluminio. Este último puede repeler también algunos de los bricks y se necesita un triador manual que los separe para evitar que se incluyan en las balas de aluminio puesto que su precio disminuiría.



Figura 5.11. a) Recuperación de film automática b) Sistema de bombeo c) Módulo de cogeneración

La corriente de rechazo cae alternativamente sobre dos contenedores autocompactadores que se intercambian cada 45 minutos y son enviados al vertedero de cola. Actualmente se estima que el CDR que se lleva a vertedero constituye el 63% de los RU en masa que entran a la instalación.

El hundido del trómel se hace pasar por un aspirador de film automático y un separador de férricos y se lleva hasta una zona de acopio de manera que la biometanización pueda ser alimentada de manera continua. La planta fue diseñada para enviar un 66% de esta corriente a biometanización y un 33% a túneles de compostaje. En el momento del estudio toda la materia orgánica, unas 12000 tm/año, era tratada por digestión anaerobia, no alcanzándose el máximo de diseño establecido en 16000 tm/año. La corriente rica en materia orgánica se envía a dos púlpers donde se mezcla con agua hasta obtener un contenido en materia seca del 8-9%. A continuación se coloca un tamiz de 15 mm de limpieza automática de manera que el material retenido es prensado y enviado a vertedero. Se realiza una separación de flotantes por medio de una agitación constante con aire y una rasqueta de superficie en la trampa de arena donde además, el 70% de las arenas son eliminadas. Un nuevo tamiz de 7 mm elimina los flotantes pequeños que de otro modo se acumularían en el digestor. Finalmente, la mezcla llega hasta el tanque pulmón que tiene la función de alimentar el digestor de manera continua. El digestor, de 4500 m<sup>3</sup> de capacidad, tiene un tiempo de residencia hidráulico de 20 días y cuenta con agitación por medio de la recirculación de la

corriente y del biogás producido (que se comprime hasta 2 bares y se inyecta por el fondo). El reactor, por diseño, recircula una corriente de fangos a razón de 200 m<sup>3</sup>/h; para mantener la temperatura de 37°C, dicha corriente es calentada con los gases de escape del motogenerador antes de ser devuelta al digestor anaerobio. La mezcla una vez digerida, con un contenido en materia seca del 1% aproximadamente, se lleva a una centrífuga que realiza una separación sólido-líquido. En dicho equipo se añade cloruro férrico para favorecer la deshidratación. El fango deshidratado constituirá la carga de los túneles de compostaje y el agua clarificada se utilizará de nuevo en los púlpers. El biogás producido se almacena en un gasómetro de doble membrana desde donde se alimenta a un motogenerador (figura 5.11 c) de 536 kW que produce energía eléctrica a razón de 120000 kW/mes (aproximadamente 120 kW/tm de materia orgánica que llega a los púlpers). Cuando se encuentra produciendo, ya que no lo hace las 24 horas, la planta se autoabastece y además exporta electricidad aunque dicha exportación está limitada por la compañía eléctrica a 300 kW.

La planta cuenta con seis túneles de compostaje en los que se introducen las 50 tm/día que se producen de fango deshidratado (con un 70% de humedad) junto con fracción vegetal que funciona como estructurante. El estructurante facilita el aumento de la temperatura puesto que dichos fangos cuentan con un contenido de materia orgánica menor tras la digestión anaerobia. Los 6 túneles, de dimensiones 4mx5mx25m (anchura x altura x profundidad), compostan los lodos durante 2 semanas y se llenan y vacían por medio de una pala. Se mantiene un control estricto de la temperatura, el contenido en oxígeno y la humedad dentro de los túneles. En este centro el bioestabilizado se afina antes de su maduración mediante una criba de 15 mm y una mesa densimétrica con una capacidad máxima de 10 tm/h. Posteriormente, el bioestabilizado se lleva a la nave de maduración donde permanece un mínimo de 30 días con un volteo cada tres semanas. El bioestabilizado final se regala a los agricultores a la espera de hacerse con un sitio en el mercado.

### **5.1.8. CTR 7**

La planta empezó a funcionar en 2001 y está diseñada para gestionar un máximo de 80000 tm/año de RU. Necesita ampliar la capacidad del vertedero de

cola 8 años después del inicio de su actividad, a pesar de estar inicialmente diseñado para acoger el CDR del CTR durante un mínimo de 10 años. El régimen de trabajo es en dos turnos de 5h cada uno aunque, debido al aumento de residuos en la época estival, durante los meses de julio y agosto cada turno se incrementa en 2 h.



Figura 5.12. a) Túneles de compostaje b) Bioestabilizado

Los RU en masa que llegan a la planta son conducidos hasta una cabina de triaje primario donde los voluminosos, el papel y el cartón son separados. La planta cuenta con un solo trómel de 2 m de diámetro y 12 m de longitud que tiene una malla de 80 mm de paso y pinchos abre-bolsas distribuidos a lo largo de todo el interior del equipo. El hundido o fracción inferior a 80 mm constituye la fracción mayoritariamente orgánica. Ésta se separa de los metales férricos por un separador electromagnético y del aluminio mediante un separador por corrientes de Foucault. La planta cuenta con 6 túneles de compostaje (figura 5.12 a) con sensores de temperatura, oxígeno y humedad, de dimensiones 5mx5mx25m (anchura x altura x profundidad). La aireación de la materia se hace mediante impulsión desde el suelo y succión en el techo y su humidificación se realiza con el propio lixiviado que se produce durante la descomposición de la materia. El tiempo de residencia en el interior de los túneles es de 2 semanas y se llenan y vacían empleando palas. Tras el primer proceso de descomposición en los túneles, el bioestabilizado es almacenado en hileras regularmente aireadas, donde finalmente se produce la maduración. El afino del bioestabilizado se realiza en primer lugar por medio de un trómel de 20 mm de paso, con el que se separan las impurezas, o conglomerado, con granulometría superior al paso. En segundo

lugar, se utiliza una mesa densimétrica que funciona por vibración y que incorpora un ciclón para la eliminación de papeles y plásticos y que supone el último sistema de afino. El resultado del afino es un bioestabilizado (figura 5.12 b) muy apreciado por los viticultores que se vende incluso a otras Comunidades Autónomas.

La fracción superior a 80 mm pasa por un proceso de triaje secundario, donde las fracciones susceptibles de reciclaje (papel y cartón, PEAD, PET y bricks) son separadas en cabinas de selección manual. Los subproductos obtenidos son enviados, mediante una cinta transportadora, a la prensa común que los comprime en forma de balas. La corriente restante pasa por un electroimán donde se separan los féreos y, posteriormente, por un separador de corrientes de Foucault donde se separa el aluminio. Lo que queda de esta corriente constituye el CDR que, una vez compactado en balas, es enviado al vertedero. El vertedero se diseñó para una vida media de 10 años teniendo en cuenta un CDR del 50%, sin embargo, actualmente supone un 70% de los RU que entran en el CTR y la compactadora no alcanza la densidad requerida. Esto ha hecho que el vertedero de cola se haya colmatado a los 8 años de su inauguración.

### **5.1.9. CTR 8**

La planta se inauguró en 1997 pero, hasta 2003, no se realizó un primer tratamiento completo de los RU. Tiene una entrada de unas 33000 tm/año y se tratan unas 15 tm/h aproximadamente. En verano es cuando se recibe la mayor parte de los residuos y se añade un turno de trabajo de noche a los habituales de mañana y tarde.

La peculiaridad de esta planta es la separación de la corriente inorgánica procedente del trómel mediante un separador óptico que funciona por infrarrojos (figura 5.13 a). Según el personal de la planta, éste equipo apenas genera problemas de funcionamiento y aumenta de forma notable la eficiencia de la planta. Si bien el porcentaje de recuperación de materiales reciclables de la planta es considerablemente mayor que la media de España, no lo es tanto el rendimiento, ya que este CTR cubre una zona mayoritariamente rural y, por lo tanto, la entrada de envases es menor que en otras provincias. Del 64% de materia inerte que entra en la planta aproximadamente un 14% es recuperable (cartón,

papel, bricks, PEAT, PET, aluminio, acero, etc.) y el resto es no recuperable (textil, film, celulosas, cueros, maderas, vidrio, etc.). Respecto a la entrada de envases, se recupera hasta un 83%.

En primer lugar, se realiza un triaje primario en el que hay un único puesto para separar los voluminosos y el cartón, llevando los primeros a vertedero y el cartón a prensa para un posterior reciclaje. Tras este triaje inicial, la corriente pasa por un trómel de doble malla (80 mm y 400 mm) de 2 m de diámetro y 6 m de longitud con 3 m para cada tipo de malla, que tiene varias posiciones de velocidad de giro aunque no se controla con exactitud. El flotante del trómel, con un tamaño superior a 400 mm, constituye el CDR y es llevado al vertedero en remolques autocompactadores.



Figura 5.13. a) Separador de plásticos por infrarrojos b) Balístico

La fracción inferior a 80 mm que constituye el hundido de la primera parte del trómel pasa, en primer lugar, por un separador electromagnético encargado de separar los metales féreos de la corriente y, en segundo lugar, por un separador de corrientes de Foucault encargado de repeler el aluminio. La fracción restante será la alimentación de los túneles de compostaje aunque el separador de Foucault genera continuos problemas y averías. La planta cuenta con 4 túneles de compostaje con sensores de temperatura, humedad y concentración de oxígeno, de 4,7m de anchura y 20m de profundidad que llenan hasta los 3m de altura. El tiempo de residencia en el interior de los túneles es de 14 días y se llenan mediante palas. Se hace pasar aire por aspiración desde abajo hacia arriba a través de la materia orgánica y se emplean los lixiviados, que genera la propia materia orgánica

al fermentar, para regar la misma en el interior de los túneles. La maduración del bioestabilizado se realiza en el exterior de los túneles en hileras que se voltean semanalmente y durante un mes o mes y medio. Para el afino del bioestabilizado se emplea un trómel con 25 mm de paso que se carga con pala y, seguidamente, una mesa densimétrica en la que se eliminan arenas, pequeños vidrios y papeles y plásticos terminando la instalación en un ciclón que limpia el aire de restos de bioestabilizado. En términos generales se envía a compostaje aproximadamente un 47% de la corriente de entrada, siendo el porcentaje de materia orgánica aproximadamente del 36% respecto a la entrada. Esto supone que a los túneles se envía un alto porcentaje de impuros.

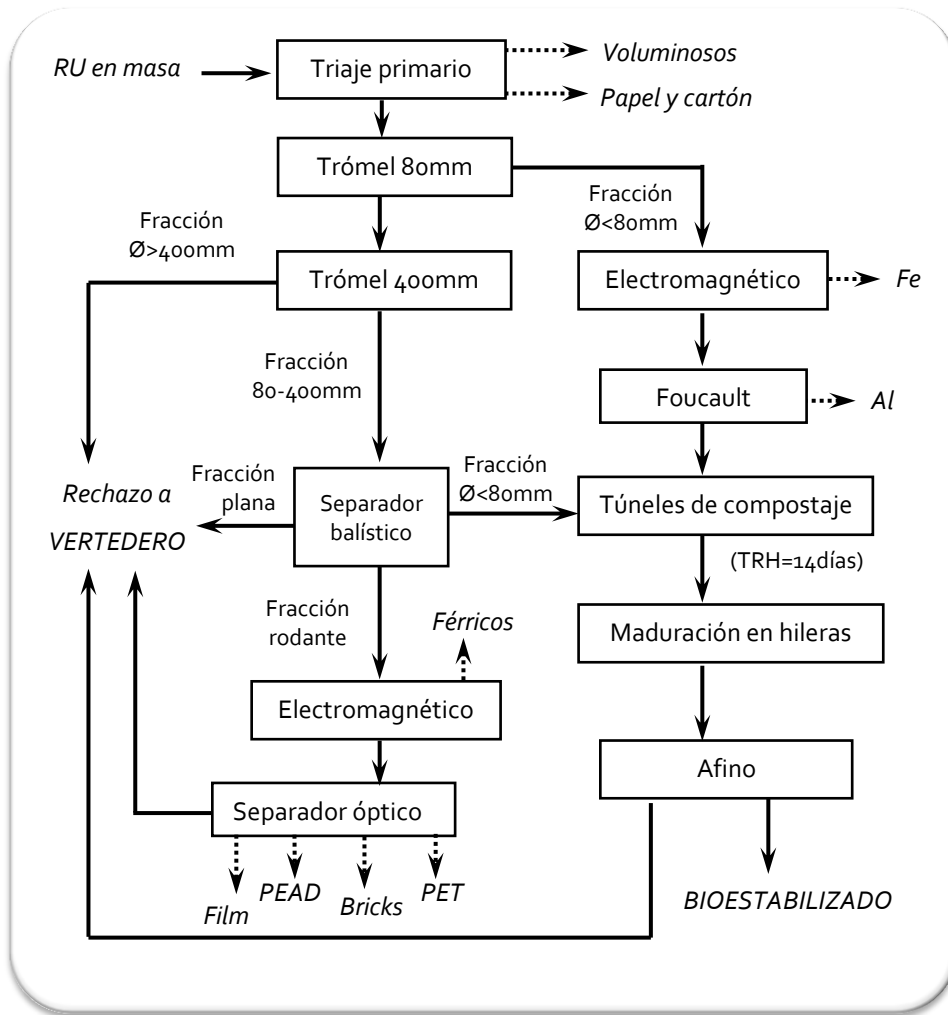


Figura 5.14. Esquema de funcionamiento del CTR 8.



La corriente formada por la fracción intermedia del trómel principal (80-400 mm) se hace pasar por un separador balístico (figura 5.13 b) que consiste en un tramo de criba plana de 80 mm, por el que pasa la materia orgánica que no se haya separado en el trómel, y otra zona inclinada en la que se separan los rodantes que retroceden respecto a los objetos planos que consiguen avanzar. La materia orgánica se une con la procedente del separador de Foucault para ser enviada a compostaje como se puede ver en la figura 5.14. La fracción plana, formada principalmente por papel, cartón, film, etc. se envía a vertedero y la fracción rodante (envases y férricos fundamentalmente) se trata a continuación haciéndola pasar por un separador magnético, en el que se eliminan los férricos, y por un separador óptico, que envía radiación infrarroja a los materiales que pasan por la cinta y tras analizar su espectro los identifica separando con impulsos de aire PET, PEAD y bricks.

El resto del material que no es separado ópticamente se envía a vertedero. El separador óptico funciona con dos programas diferentes: en una primera fase, se separan conjuntamente el PET, el PEAD y los bricks y, en la segunda, se separan estos materiales entre sí. La primera fase tiene una duración de 6 horas, hasta que se llena el contenedor dispuesto para recoger el material separado, y la segunda fase 2,5 horas. El separador óptico tiene un rendimiento del 90%.

#### **5.1.10. CTR 9**

La planta se inauguró en el año 2001 y tiene una capacidad de 217000 tm/año. La principal diferencia entre este centro y el resto es que en la ciudad más grande del área de recogida se realiza una separación selectiva de la materia orgánica, el papel y cartón y el vidrio, estando los envases incluidos en el contenedor destinado al "resto". En las demás poblaciones la separación es, como en el resto de la Comunidad Autónoma, selectiva para envases, papel y cartón y vidrio mientras que la materia orgánica se recoge en el contenedor destinado al "resto".

La recepción de los residuos tiene lugar en tres fosos separados entre sí por muros gruesos de hormigón. Uno de los fosos recibe la materia orgánica seleccionada en origen, en el foso situado en el extremo contrario se deposita la

fracción de envases de separación selectiva y, por último, el tercer foso es el que alimenta la corriente de las fracciones restantes, en distinto turno en función de que la fracción provenga de una u otra separación selectiva.

La materia orgánica recogida de manera selectiva se lleva directamente a biometanización. Los envases recogidos de manera selectiva son tratados en un turno aparte donde se seleccionan los distintos materiales en un triaje manual; estos envases tienen un valor mayor que los recuperados de entre los RU en masa que están más sucios.

Los RU en masa procedentes de los contenedores "resto" de ambos tipos de recogida son los que se hacen pasar por un triaje primario donde una persona retira los voluminosos, principalmente papel y cartón. La planta cuenta únicamente con un trómel específico para materia orgánica, con un paso de orificio de 80 mm. El hundido de este trómel será llevado a compostaje una vez que se han separado los metales férricos con un separador electromagnético. El flotante del trómel se lleva a un triaje secundario donde se separan PEAD, PET, brick, férreos y no férreos.

El tratamiento de fermentación anaerobia de la materia orgánica llevado a cabo en el CTR9 consiste en una biometanización por vía seca (materia orgánica al 30%) aunque no se especifica si se tiene en cuenta la humedad que acompaña esta corriente. La materia orgánica se lleva a un depósito de precompostaje donde aumenta su temperatura antes de su entrada al digestor, alimentación que se produce en continuo (figura 5.15a). El digestor tiene un volumen de 1600 m<sup>3</sup> y cuenta con cuatro agitadores horizontales a lo ancho del digestor, que giran a una velocidad muy lenta, que hacen que el metano suba a la superficie y no se formen canales preferenciales. También cuenta con piso móvil que permite extraer los materiales pesados que se depositan en el fondo y serán llevados a vertedero. Se hace pasar la corriente a su salida del digestor por una decantadora centrífuga de manera que el agua separada se recircula al digestor y el sólido se lleva a compostaje junto con el hundido del trómel de la línea "resto".

La planta cuenta con 22 túneles de compostaje, de los cuales no fueron proporcionados datos de dimensiones, con sensores de temperatura y humedad.

Tienen piso móvil y tanto el llenado como el vaciado se hacen automáticamente (figura 5.15b). El producto obtenido, o bioestabilizado, se lleva hasta la zona de maduración en cintas. La maduración del bioestabilizado se hace en hileras al aire libre. Finalmente, una mesa densimétrica separa los materiales menos densos que acompañan al producto; funciona por vibración y es el sistema de afino del bioestabilizado obtenido. Incorpora un ciclón para la eliminación de papeles, etc. El rechazo obtenido durante el proceso de afino se utiliza para cubrir el vertedero.



Figura 5.15. a) Alimentación al digestor b) Llenado/vaciado de túneles

### **5.1.11. CTR 10**

Este centro comenzó su actividad en 2001 y, aunque está diseñado para tratar los residuos generados en la provincia durante 25 años, durante las visitas se estaban iniciando las obras de ampliación y remodelación para mejorar la eficiencia. Se tratan tanto envases como "RU en masa": los primeros en turno de tarde y los segundos en turno de mañana.

En un triaje primario se separan los voluminosos y otros objetos que puedan entorpecer el tratamiento posterior. La planta cuenta únicamente con un trómel de 80 mm de tamaño de malla. El hundido cae en una cinta transportadora y es llevado a compostaje. El flotante o rechazo del trómel pasa por una segunda fase de triaje manual donde se separan plásticos y bricks manualmente y metales féreos por medio de un electroimán. La fracción restante constituye el CDR que se lleva al vertedero en contenedores abiertos. Todas las fracciones separadas se prensan y forman balas que posteriormente son recogidas por los Sistemas

Integrados de Gestión (SIG) (figura 5.16). En la línea de tratamiento de los envases, la alimentación pasa directamente a este triaje manual donde dos personas se encargan de romper las bolsas y seguidamente se separan los mismos materiales que en el caso del todo uno.

La planta cuenta con 4 túneles de compostaje de aproximadamente las siguientes dimensiones: 5mx6mx20m (anchura x altura x profundidad), aunque solamente se pueden llenar hasta una altura de 3 m. En ellos permanece la materia orgánica entre 12 y 20 días en función de las necesidades. Los túneles cuentan con sensores de temperatura y humedad. El fondo de los túneles es de hormigón perforado por donde caen los lixiviados que, a través de un sistema interno de tuberías, son llevados hasta la balsa lixiviados de compostaje de 5000 l de capacidad. El piso de los túneles de compostaje está constituido por un lecho de fracción vegetal que permite una mejor aireación de la materia a compostar además de favorecer la limpieza posterior. El bioestabilizado producido se almacena en hileras en la nave de maduración donde se voltea de manera periódica. Posteriormente es afinado por medio de una criba y una mesa densimétrica donde se eliminan las impurezas. Este bioestabilizado se regala a los agricultores que lo utilizan como enmienda orgánica para sus cultivos.



Figura 5.16. a) Balas de brick b) Balas de PET

### **5.1.12. Análisis comparativo entre los CTRs**

A continuación se resumen las principales características de los CTRs que se encontraban en funcionamiento en el momento de las visitas en la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Los datos recogidos durante las visitas realizadas a estos centros aparecen recopilados en las tablas 5.1-5.3 con el fin de permitir

evaluar, de manera rápida, las principales diferencias y similitudes entre unos y otros.

Una de las principales características de los CTRs es la capacidad de tratamiento, diferente para cada uno de los centros en función de las necesidades de la población a la que dan servicio. En 7 de ellos, además del tratamiento de los RU en masa, se separan los envases del contenedor amarillo en sus distintas fracciones. La venta de estos materiales recuperados es uno de los principales ingresos para el gestor del CTR. Asimismo la mayoría de ellos tienen un puesto de separación de papel y cartón, excepto en el CTR2 (donde según los responsables prácticamente no existe este material entre los RU) y en el CTR4. En todos ellos se recuperan metales férreos y, a excepción del CTR10, también metales no férreos.

La separación de la materia orgánica, que suele ser la fracción mayoritaria en los RU, se lleva a cabo en todos los centros por medio de un trómel de entre 80 y 90 mm de paso que funciona a mayor velocidad y, por tanto, con menor rendimiento cuanto mayor es la cantidad de residuos por hora que debe tratar el centro. Esta materia orgánica puede ser tratada por biometanización en 5 de los 10 CTRs estudiados. Sin embargo, solamente en 3 de ellos esta parte del proceso se encontraba en funcionamiento en el momento de la visita. Por otro lado, en todos los centros existen instalaciones para tratar la materia orgánica mediante compostaje, por lo que es estabilizada a pesar de no entrar en los reactores de digestión anaerobia. Aunque los procesos de compostaje son muy similares en todos los centros, el bioestabilizado final tiene muy distinta aceptación dependiendo de la zona en la que se produce. En los CTRs 2, 4 y 7 el bioestabilizado se vende a los agricultores y tiene muy buena acogida, el bioestabilizado producido en los CTRs 6 y 10 se regala y en el resto de centros es utilizado en el sellado del vertedero por el rechazo al producto por parte de los potenciales consumidores. Es importante, por lo tanto, analizar los productos bioestabilizados generados en los distintos centros y conocer la verdadera calidad de este producto.

Se puede apreciar también que la fracción de CDR representa una cantidad importante en los seis CTRs de los que se tienen datos, y es de suponer que en el resto esa fracción no será inferior. En Castilla y León, según los datos publicados

por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2009), se destinaron a vertedero aproximadamente 600000 tm en 2008, lo que representa aproximadamente el 70% de los RU en masa que entraron a los CTRs de la comunidad autónoma durante ese periodo.

	CTR 1	CTR 2	CTR 4	CTR 5	CTR 6	CTR 7	CTR 8	CTR 9	CTR 10
<b>TRATAMIENTO</b>	RU en masa y envases	RU en masa y envases	RU en masa y envases	RU en masa	RU en masa y envases	RU en masa	RU en masa y envases	MO y resto Envases RU en masa	RU en masa y envases
<b>CAPACIDAD (tm/a)</b>	80000	25400	70000	300000	70000	60000	35000	210000	80000
<b>TURNOS</b>	2	2	3		1	2	2-3		2
<b>TRIAJE 1º (personas y separación)</b>	2 p. Voluminosos vidrio, papel-cartón	2 p. Volum. vidrio baterías	2 p. Volum. vidrio	2 p. Volum. vidrio papel-cartón	2 p. Volum. papel-cartón	1 p. Volum. papel-cartón	1 p. Volum. vidrio papel-cartón	Volum. vidrio papel-cartón	Volum. Vidrio, papel-cartón
<b>TRÓMEL (paso en mm)</b>	L=12m D=2m (90)	L=12m D=2m (80)	D=3m (90)	L=12m D=1,5m (300, 40 y 80)	L=15m D=2,5m (80)	L=12m D=2m (80)	L=12m D=2m (80)	L=12m D=2m (80)	L=12m D=2m (80)
<b>TRIAJE 2º (personas y separación)</b>	5 p. PEAD, film PET, brick	PEAD, film PET, brick	4-6 p. PEAD, film PET, brick	6 p. PEAD, film PET, brick	6 p. PEAD, film PET, brick	PEAD, papel, PET, brick	Infrarrojos PEAD, film PET, brick	PEAD, film PET, brick	PEAD, film PET, brick
<b>SEPARACIÓN METALES</b>	Electroimán Foucault 1p.	Electroimán Foucault	Electroimán Foucault	Electroimán Foucault 1p.	Electroimán Foucault 1p.	Electroimán Foucault	Electroimán Foucault	Electroimán Foucault	Electroimán
<b>% A CDR</b>	75%	70-75%	45%+60% de MO	70%	63%	70%			
<b>TRATAMIENTO LIXIVIADOS</b>			Ósmosis inversa	Ósmosis inversa	Ósmosis inversa	EDAR	Evaporación		Evaporación

Tabla 5.1. Resumen de las características generales de los CTRs de Castilla y León.

	CTR 1	CTR 2	CTR 4	CTR 5	CTR 6	CTR 7	CTR 8	CTR 9	CTR 10
<b>INTRODUCEN</b>	Lodos digestion	MO <80mm	MO <90mm	MO <80mm >40mm	Lodos digestion	MO <80mm	MO <80mm	MO <90mm	MO <80mm
<b>ESTRUCTU-RANTE</b>	Envases yogur		Fracción vegetal		Fracción vegetal				Fracción vegetal
<b>Nº TÚNELES (Ancho x alto x profundo, en m)</b>	6 (5x6x15)	3 (4x5x25)	6 (4,5x5x30)	20 (10+10) (5x6x35)	8 (4x5x25)	6 (5x5x25)	4 (4,7x3x20) útiles	22	4 (5x6x20)
<b>TRH</b>	15 días	15 días	15-20 días	15 días	15 días	15 días	15 días	15 días	12-20 días
<b>LLENADO</b>	manual	manual	manual	automático	manual	manual	manual	automático	manual
<b>VARIABLES CONTROLADAS</b>	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad	ta O2 humedad
<b>TRATAMIENTO</b>	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego	aireación riego
<b>MADURACIÓN</b>		hileras	hileras 1vuelto/ semana	túneles 14 días	hileras 1vuelto/ 3semanas	hileras	hileras 1-1,5 meses	hileras	hileras
<b>AFINO</b>	Criba	Mesa p Ciclón	Trómel 10mm Mesa p Ciclón	Trómel 16mm Mesas p Ciclón	Criba 15mm	Trómel 20mm Mesa p Ciclón	Trómel 25mm Mesa p Ciclón	Mesa p Ciclón	Trómel Mesa p Ciclón
<b>ALMACENA-MIENTO</b>	Cubierto	Cubierto	Cubierto	Cubierto	Cubierto	Aire libre	Cubierto	Aire libre	Aire libre

Tabla 5.2. Resumen de las características técnicas del proceso de compostaje en los CTRs de Castilla y León.



	<b>CTR 1</b>	<b>CTR 4</b>	<b>CTR 5</b>	<b>CTR 6</b>	<b>CTR 9</b>
<b>ESTADO</b>	1 reactor en uso	Parada	Parada	Activa	Activa
<b>TIPO</b>	Vía húmeda		Vía húmeda	Vía húmeda	Vía seca
<b>INTRODUCEN</b>	MO <90mm		MO <40mm	MO <80mm	MO <80mm
<b>MEZCLA MO/AGUA</b>	6 kg H <sub>2</sub> O / 1 kg MO		15% MO 85% H <sub>2</sub> O	8-9% MS 91-92% H <sub>2</sub> O	30% MO 70% H <sub>2</sub> O
<b>PRETRATAMIENTO</b>	Criba 15mm Desarenador		Desarenador	Tamiz 15mm Desarenador Tamiz 7mm	
<b>DIGESTORES</b>	Tanque de hidrólisis 2 Digestores (3.600m <sup>3</sup> )		Tanque de hidrólisis 2 Digestores (2.600m <sup>3</sup> )	Tanque de hidrólisis 1 Digestor (4.500m <sup>3</sup> )	Tanque de precompostaje 1 Digestor (1.600m <sup>3</sup> )
<b>TRH (días)</b>	17-18			20	
<b>TEMPERATURA (°C)</b>	34-37			37	
<b>AGITACIÓN</b>	Recirculación de biogás comprimido		Recirculación de biogás comprimido	Recirculación del efluente y biogás comprimido	Mecánica (4 agitadores)
<b>PRODUCCIÓN ELÉCTRICA (MWh/a)</b>	593		1.641	1.635	669

Tabla 5.3. Resumen de las características técnicas del proceso de biometanización en los CTRs de Castilla y León.



## **5.2. COMPOSICIÓN DE LAS CORRIENTES DE ENTRADA Y RECHAZO EN LOS CTRS**

Para cada uno de los CTRs, se han caracterizado las corrientes de entrada (todo uno) y de salida (rechazo o CDR) de acuerdo con la metodología indicada en el capítulo 4. En todos los centros se realizaron al menos dos caracterizaciones tanto para la entrada como para el CDR excepto en el CTR<sub>3</sub>, donde el CDR es arrojado directamente a camiones autocompactadores y enviado al vertedero situado a 100 km. No se pudieron realizar caracterizaciones de entrada y CDR en el CTR<sub>4</sub> puesto que solamente se permitió una visita en la que se mostraron las características técnicas, aunque sí se pudo tomar en esa ocasión muestra tanto de la entrada como de la salida del compostaje.

Algunos valores individuales han sido rechazados en función del tratamiento estadístico explicado en el apartado 4.21. Para ello se han utilizado, en cada fracción, todos los valores obtenidos en las caracterizaciones llevadas a cabo en todos los CTRs de Castilla y León. Los valores que se alejaban del valor medio no se han utilizado en las medias por centro que se utilizarán en secciones posteriores por tratarse de cantidades puntualmente elevadas de una determinada fracción.

En esta sección, en primer lugar, se muestran los valores obtenidos en las dos caracterizaciones llevadas a cabo en cada planta tanto para los RU en masa (entrada al CTR) como para el CDR (salida del CTR, con destino a vertedero). Estas caracterizaciones se realizaron sobre un tamaño final de 250 kg tal y como se explica en los apartados 4.1. y 4.2.

En la segunda parte de esta sección, una vez conocida la composición de estas fracciones, se contemplan alternativas a la gestión que se realiza en la actualidad. Es importante conocer la composición de los RU para valorar otras opciones de tratamiento y fundamentalmente, una vez conocida la composición del CDR, poder evaluar si existen alternativas a su depósito en vertedero, que debe ser la última opción según la jerarquía en gestión de residuos marcada por la legislación europea.

### 5.2.1. Composición RU en masa y CDR

#### 5.2.1.1. CTR 1

En la tabla 5.4 se muestran los resultados de las caracterizaciones realizadas en este centro. Se tomaron dos muestras de cada tipo para la realización de las caracterizaciones de acuerdo con la metodología desarrollada en el capítulo 4.

	RU en masa			CDR			
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media	
Materia orgánica	45,56	53,74	<b>50,98</b>	21,77	19,25	<b>21,22</b>	
Papel y cartón	16,77	19,90	<b>18,82</b>	20,06	38,47	<b>30,27</b>	
Plásticos	PEAD	0,98	<b>0,88</b>	0,82	0,70	<b>0,79</b>	
	PET	1,21	1,13	<b>1,20</b>	1,85	1,04	<b>1,49</b>
	PEBD	4,06	6,86	<b>5,60</b>	10,06	9,64	<b>10,19</b>
	Mezcla	3,72	3,71	<b>3,82</b>	11,46	8,08	<b>10,11</b>
	PVC	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,01	<b>0,01</b>
Vidrio	<del>8,14</del>	2,92	<b>3,00</b>	0,52	0,49	<b>0,52</b>	
Metales férricos	5,04	3,11	<b>4,19</b>	6,29	4,56	<b>5,61</b>	
Metales no férricos	0,65	0,31	<b>0,49</b>	1,00	0,62	<b>0,84</b>	
Celulosa	3,73	3,60	<b>3,77</b>	8,11	4,55	<b>6,55</b>	
Bricks	1,06	1,30	<b>1,21</b>	<del>7,96</del>	1,31	<b>1,35</b>	
Textiles	3,37	0,62	<b>2,05</b>	6,07	7,15	<b>6,84</b>	
Madera y corcho	1,74	2,06	<b>1,95</b>	2,89	2,34	<b>2,70</b>	
Residuos sanitarios	0,46	0,00	<b>0,24</b>	0,14	0,00	<b>0,07</b>	
Pilas	0,04	0,00	<b>0,02</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de poda	3,46	0,00	<b>1,78</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Electrónicos	0,00	0,00	<b>0,00</b>	1,02	1,42	<b>1,27</b>	
Restos de obra	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,35	<b>0,18</b>	

Tabla 5.4. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR1. Valores en %.

Las cantidades de vidrio en la entrada de RU y de bricks en el CDR de las caracterizaciones de la muestra A fueron muy altas respecto a las medias obtenidas en la comunidad para estas corrientes. Se consideran un hecho puntual y no se tienen en cuenta para cálculos posteriores.

5.2.1.2. CTR 2

La tabla 5.5 muestra los resultados obtenidos en este centro donde no hubo valores discordantes para ninguna de las fracciones.

	RU en masa			CDR			
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media	
Materia orgánica	54,87	44,31	<b>49,59</b>	21,54	15,63	<b>18,59</b>	
Papel y cartón	20,80	25,75	<b>23,28</b>	28,10	20,22	<b>24,16</b>	
Plásticos	PEAD	0,46	<b>0,53</b>	0,90	0,34	<b>0,62</b>	
	PET	1,52	0,96	<b>1,24</b>	2,16	0,57	<b>1,36</b>
	PEBD	4,61	4,62	<b>4,61</b>	11,24	13,47	<b>12,36</b>
	Mezcla	3,70	2,53	<b>3,12</b>	10,45	14,45	<b>12,45</b>
	PVC	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,17	<b>0,08</b>
Vidrio	2,43	3,81	<b>3,12</b>	0,09	0,57	<b>0,33</b>	
Metales férricos	1,44	1,91	<b>1,68</b>	3,92	1,17	<b>2,54</b>	
Metales no férricos	0,86	0,23	<b>0,54</b>	1,87	0,54	<b>1,20</b>	
Celulosa	3,12	3,95	<b>3,53</b>	5,11	9,00	<b>7,06</b>	
Bricks	1,11	0,74	<b>0,92</b>	1,73	0,96	<b>1,34</b>	
Textiles	2,89	6,28	<b>4,59</b>	10,56	14,28	<b>12,42</b>	
Madera y corcho	2,11	2,11	<b>2,11</b>	1,87	4,92	<b>3,40</b>	
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de poda	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	1,22	<b>0,61</b>	
Electrónicos	0,09	0,00	<b>0,05</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de obra	0,00	2,21	<b>1,10</b>	0,47	2,49	<b>1,48</b>	

Tabla 5.5. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR2. Valores en %.

5.2.1.3. CTR<sub>3</sub>

La tabla 5.6 muestra los resultados obtenidos en este centro donde no se pudieron realizar caracterizaciones al CDR de la planta que es arrojado directamente a camiones autocompactadores y enviado al vertedero situado a 100 km.

	RU en masa			
	Muestra A	Muestra B	Media	
Materia orgánica	60,18	52,05	<b>58,07</b>	
Papel y cartón	10,11	12,43	<b>11,66</b>	
Plásticos	PEAD	0,15	<del>6,88</del> <b>0,15</b>	
	PET	1,02	1,81	<b>1,46</b>
	PEBD	9,04	5,46	<b>7,50</b>
	Mezcla	3,67	4,46	<b>4,21</b>
	PVC	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Vidrio	1,96	1,97	<b>2,03</b>	
Metales férricos	1,13	4,43	<b>2,88</b>	
Metales no férricos	0,08	0,17	<b>0,13</b>	
Celulosa	6,25	2,12	<b>4,33</b>	
Bricks	0,72	1,13	<b>0,96</b>	
Textiles	2,69	3,53	<b>3,22</b>	
Madera y corcho	0,00	1,50	<b>0,78</b>	
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de poda	3,00	2,06	<b>2,62</b>	
Electrónicos	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de obra	0,00	0,00	<b>0,00</b>	

Tabla 5.6. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR<sub>3</sub>. Valores en %.

5.2.1.4. CTR5

La tabla 5.7 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	59,68	56,56	<b>60,67</b>	13,30	13,62	<b>14,29</b>
Papel y cartón	12,90	9,81	<b>11,86</b>	32,91	26,08	<b>31,31</b>
Plásticos	PEAD	0,63	<b>0,57</b>	2,35	0,77	<b>1,66</b>
	PET	1,46	<b>1,26</b>	3,04	1,40	<b>2,36</b>
	PEBD	5,84	<b>5,27</b>	17,69	13,48	<b>16,54</b>
	Mezcla	3,55	<b>2,74</b>	10,85	8,95	<b>10,51</b>
	PVC	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Vidrio	2,18	2,63	<b>2,51</b>	0,32	0,00	<b>0,17</b>
Metales férricos	2,36	1,50	<b>2,01</b>	1,04	1,10	<b>1,14</b>
Metales no férricos	0,19	1,45	<b>0,86</b>	1,11	0,15	<b>0,67</b>
Celulosa	2,95	<del>11,37</del>	<b>3,08</b>	3,74	8,50	<b>6,49</b>
Bricks	1,16	0,97	<b>1,11</b>	2,00	4,46	<b>3,43</b>
Textiles	6,63	1,30	<b>4,14</b>	7,03	<del>18,61</del>	<b>7,46</b>
Madera y corcho	0,49	1,54	<b>1,06</b>	3,65	2,89	<b>3,47</b>
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de poda	0,00	3,88	<b>2,03</b>	0,96	0,00	<b>0,51</b>
Electrónicos	0,00	0,84	<b>0,44</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de obra	0,00	0,77	<b>0,40</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>

Tabla 5.7. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR5. Valores en %.

Los valores de celulosa y textiles en la segunda caracterización de RU en masa y CDR, respectivamente, fueron descartados por alejarse del valor medio obtenido para esas fracciones en el total de las caracterizaciones realizadas.

5.2.1.5. CTR6

La tabla 5.8 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	59,03	54,96	<b>59,36</b>	27,83	18,76	<b>23,30</b>
Papel y cartón	8,78	6,32	<b>7,87</b>	27,10	29,77	<b>28,43</b>
Plásticos	PEAD	0,59	<b>1,23</b>	1,03	0,72	<b>0.88</b>
	PET	1,28	<b>2,15</b>	1,89	2,51	<b>2.20</b>
	PEBD	5,46	3,52	<b>4,68</b>	11,68	<b>10.65</b>
	Mezcla	3,34	1,35	<b>2,44</b>	7,18	<b>12,90</b>
	PVC	0,04	0,00	<b>0,02</b>	0,00	0,00
Vidrio	1,73	5,88	<b>3,96</b>	0,24	1,35	<b>0,79</b>
Metales férricos	1,15	2,16	<b>1,72</b>	1,87	2,33	<b>2,10</b>
Metales no férricos	0,52	0,53	<b>0,55</b>	1,15	0,49	<b>0,82</b>
Celulosa	4,48	2,60	<b>3,69</b>	8,47	7,43	<b>7,95</b>
Bricks	1,03	0,60	<b>0,85</b>	1,10	1,49	<b>1,30</b>
Textiles	3,34	3,62	<b>3,62</b>	6,32	8,25	<b>7,28</b>
Madera y corcho	2,05	0,42	<b>1,28</b>	4,14	3,28	<b>3,71</b>
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de poda	6,15	<del>14,13</del>	<b>6,41</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Electrónicos	0,11	0,00	<b>0,06</b>	0,00	1,09	<b>0,55</b>
Restos de obra	0,91	0,00	<b>0,48</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>

Tabla 5.8. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR6. Valores en %.

Únicamente se rechazó el valor de la cantidad de restos de poda, de la segunda de las caracterizaciones realizadas en este centro a los RU en masa, por resultar anormalmente elevado respecto a la media de la región.



5.2.1.6. CTR7

La tabla 5.9 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	75,77	57,65	<b>66,71</b>	36,02	24,57	<b>30,30</b>
Papel y cartón	8,27	9,50	<b>8,88</b>	28,99	25,38	<b>27,19</b>
Plásticos	PEAD	0,23	<b>0,64</b>	0,34	2,69	<b>1,51</b>
	PET	0,66	<b>1,50</b>	0,75	1,83	<b>1,29</b>
	PEBD	2,52	<b>4,19</b>	6,16	10,55	<b>8,35</b>
	Mezcla	1,23	<b>2,77</b>	2,00	11,76	<b>13,89</b>
	PVC	0,00	<b>0,00</b>	0,42	0,00	<b>0,21</b>
Vidrio	1,36	3,72	<b>2,54</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Metales férricos	0,95	2,52	<b>1,74</b>	3,14	1,96	<b>2,55</b>
Metales no férricos	0,44	0,16	<b>0,30</b>	0,23	0,95	<b>0,59</b>
Celulosa	1,22	1,59	<b>1,41</b>	2,37	6,98	<b>4,68</b>
Bricks	0,50	1,31	<b>0,90</b>	0,83	1,36	<b>1,09</b>
Textiles	2,34	7,32	<b>4,83</b>	6,55	4,78	<b>5,67</b>
Madera y corcho	0,63	0,00	<b>0,31</b>	1,40	2,16	<b>1,78</b>
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Pilas	0,15	0,00	<b>0,07</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de poda	0,00	4,13	<b>2,07</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Electrónicos	0,00	0,00	<b>0,00</b>	1,03	0,00	<b>0,52</b>
Restos de obra	3,73	1,75	<b>2,74</b>	0,00	0,78	<b>0,39</b>

Tabla 5.9. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR7. Valores en %.

Todos los resultados obtenidos en las caracterizaciones de este centro están dentro del límite de aceptación respecto a la media obtenida en la región.

5.2.1.7. CTR 8

La tabla 5.10 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR			
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media	
Materia orgánica	57,00	49,13	<b>55,16</b>	24,45	23,24	<b>23,85</b>	
Papel y cartón	12,49	17,11	<b>15,38</b>	33,12	26,29	<b>29,70</b>	
Plásticos	PEAD	0,30	<b>0,57</b>	0,00	0,28	<b>0,14</b>	
	PET	1,98	<b>1,88</b>	1,12	1,64	<b>1,38</b>	
	PEBD	4,20	6,24	<b>5,43</b>	13,15	11,84	<b>12,49</b>
	Mezcla	1,76	1,48	<b>1,69</b>	7,00	10,27	<b>8,64</b>
	PVC	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,66	0,00	<b>0,33</b>
Vidrio	3,08	6,90	<b>5,19</b>	0,23	0,00	<b>0,12</b>	
Metales férricos	1,49	5,46	<b>3,62</b>	2,12	7,68	<b>4,90</b>	
Metales no férricos	0,14	0,18	<b>0,17</b>	0,17	0,15	<b>0,16</b>	
Celulosa	5,85	3,32	<b>4,76</b>	2,39	6,05	<b>4,22</b>	
Bricks	0,93	1,65	<b>1,34</b>	1,50	1,19	<b>1,35</b>	
Textiles	<del>10,19</del>	2,61	<b>2,71</b>	11,89	9,74	<b>10,81</b>	
Madera y corcho	0,53	0,56	<b>0,57</b>	1,80	1,34	<b>1,57</b>	
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,40	0,00	<b>0,20</b>	
Pilas	0,05	0,00	<b>0,03</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Restos de poda	0,00	2,29	1,19	0,00	0,00	<b>0,00</b>	
Electrónicos	0,00	0,38	0,20	0,00	0,29	<b>0,15</b>	
Restos de obra	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>	

Tabla 5.10. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR8. Valores en %.

El valor de la fracción de textiles en la primera caracterización de RU en masa ha sido rechazado por no estar dentro de los límites de aceptación respecto a la media obtenida en la región.

5.2.1.8. CTRg

La tabla 5.11 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	45,13	56,78	<b>55,38</b>	16,60	37,77	<b>27,54</b>
Papel y cartón	13,54	5,48	<b>10,33</b>	31,14	24,27	<b>28,06</b>
Plásticos	PEAD	1,03	<b>0,92</b>	1,71	1,13	<b>1,44</b>
	PET	2,00	<b>1,53</b>	3,84	2,12	<b>3,02</b>
	PEBD	5,30	<b>7,84</b>	13,84	10,62	<b>12,39</b>
	Mezcla	3,97	<del>9,90</del>	<b>4,31</b>	7,83	<b>7,22</b>
	PVC	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00
Vidrio	3,12	2,65	<b>3,14</b>	0,91	0,98	<b>0,96</b>
Metales férricos	2,00	2,71	<b>2,56</b>	2,39	2,13	<b>2,29</b>
Metales no férricos	0,98	0,08	<b>0,58</b>	0,92	0,17	<b>0,56</b>
Celulosa	5,61	4,82	<b>5,67</b>	5,02	3,79	<b>4,46</b>
Bricks	1,45	1,40	<b>1,55</b>	2,55	1,92	<b>2,26</b>
Textiles	2,76	0,15	<b>1,58</b>	9,66	7,60	<b>8,74</b>
Madera y corcho	0,65	<del>4,27</del>	<b>0,70</b>	0,53	1,08	<b>0,81</b>
Residuos sanitarios	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de poda	4,88	0,00	<b>2,65</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Electrónicos	<del>1,21</del>	0,03	<b>0,03</b>	0,50	0,00	<b>0,25</b>
Restos de obra	<del>6,38</del>	1,13	<b>1,22</b>	<del>2,58</del>	0,00	<b>0,00</b>

Tabla 5.11. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTRg. Valores en %.

Algunos valores fueron descartados por alejarse del valor medio obtenido para esas fracciones en el total de las caracterizaciones realizadas. Estos valores no se han utilizado en la obtención de la media en las composiciones para este CTR.

5.2.1.9. CTR 10

La tabla 5.12 muestra los resultados obtenidos en este centro.

	RU en masa			CDR		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	45,80	55,53	<b>50,67</b>	29,24	35,79	<b>32,52</b>
Papel y cartón	11,78	19,61	<b>15,70</b>	29,58	25,16	<b>27,37</b>
Plásticos	PEAD	0,74	<b>0,95</b>	0,87	1,21	<b>1,04</b>
	PET	1,65	<b>0,76</b>	2,51	1,68	<b>2,10</b>
	PEBD	6,50	<b>5,36</b>	3,50	8,44	<b>5,97</b>
	Mezcla	4,09	<b>0,91</b>	2,50	18,19	<b>13,15</b>
	PVC	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Vidrio	3,73	4,05	<b>3,89</b>	0,73	1,24	<b>0,98</b>
Metales férricos	2,35	1,22	<b>1,78</b>	5,74	2,20	<b>3,97</b>
Metales no férricos	1,60	0,13	<b>0,86</b>	0,23	0,06	<b>0,15</b>
Celulosa	8,82	2,96	<b>5,89</b>	2,82	7,79	<b>5,30</b>
Bricks	1,78	1,71	<b>1,74</b>	2,00	2,20	<b>2,10</b>
Textiles	5,94	3,52	<b>4,73</b>	4,59	5,39	<b>4,99</b>
Madera y corcho	1,90	0,72	<b>1,31</b>	0,00	0,66	<b>0,33</b>
Residuos sanitarios	2,09	1,71	<b>1,90</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Pilas	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Restos de poda	0,47	0,00	<b>0,23</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Electrónicos	0,00	0,46	<b>0,23</b>	0,00	0,09	<b>0,04</b>
Restos de obra	0,77	0,19	<b>0,48</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>

Tabla 5.12. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR10. Valores en %.

Todos los resultados obtenidos en las caracterizaciones de este centro están dentro del límite de aceptación respecto a la media obtenida en la región.

5.2.1.10. Valores medios de la región

Tras la realización de un total de 32 caracterizaciones sobre muestras de 250 kg, se ha obtenido una composición media tanto para los RU en masa como para el CDR de los CTRs de la región. Ambas composiciones se muestran en la tabla 5.13 junto con la desviación estándar.

	RU en masa		CDR		
	Media	Desv.est.	Media	Desv.est.	
Materia orgánica	<b>56,26</b>	7,44	<b>24,03</b>	7,84	
Papel y cartón	<b>13,80</b>	5,52	<b>28,29</b>	4,73	
Plásticos	PEAD	0,75	0,39	<b>1,00</b>	0,73
	PET	<b>1,46</b>	0,52	<b>1,90</b>	0,85
	PEBD	<b>5,56</b>	1,72	<b>11,08</b>	3,29
	Mezcla	<b>2,90</b>	2,07	<b>10,76</b>	3,41
	PVC	<b>0,00</b>	0,01	<b>0,04</b>	0,11
Vidrio	<b>3,28</b>	1,45	<b>0,48</b>	0,45	
Metales férricos	<b>2,46</b>	1,35	<b>3,14</b>	1,99	
Metales no férricos	<b>0,50</b>	0,46	<b>0,62</b>	0,51	
Celulosa	<b>4,06</b>	1,90	<b>5,83</b>	2,33	
Bricks	<b>1,18</b>	0,37	<b>1,80</b>	0,89	
Textiles	<b>3,57</b>	2,03	<b>8,10</b>	2,75	
Madera y corcho	<b>1,33</b>	1,06	<b>2,21</b>	1,37	
Residuos sanitarios	<b>0,24</b>	0,62	<b>0,01</b>	0,04	
Pilas	<b>0,01</b>	0,04	<b>0,00</b>	0,00	
Restos de poda	<b>1,84</b>	2,10	<b>0,06</b>	0,25	
Electrónicos	<b>0,12</b>	0,23	<b>0,35</b>	0,50	
Restos de obra	<b>0,69</b>	1,04	<b>0,28</b>	0,66	

Tabla 5.13. Composición de los RU en masa y el CDR en Castilla y León. Valores en %.

A pesar de la heterogeneidad que cabe esperar de los RU y de la amplia zona que abarca este estudio, con grandes desigualdades tanto en densidad de población como en actividades económicas, no se observan grandes desviaciones en la composición de los residuos. Los RU en masa están compuestos mayoritariamente por la fracción denominada materia orgánica (restos de alimentación, residuos de origen animal y vegetal). El porcentaje que representa esta fracción en las distintas provincias es similar sin poder establecer diferencias entre unos centros y otros. Cabe esperar que, en residuos procedentes de zonas rurales, el porcentaje de materia orgánica sea menor (utilización de los desechos para alimentación animal). Sin embargo solamente uno de los centros (CTR2) se halla en una zona rural; en los demás, los residuos de las capitales de provincia se mezclan con el resto. El porcentaje que representa esta fracción en las caracterizaciones realizadas en el CTR2 es uno de los valores más bajos pero similar al de otros centros que no tienen este carácter rural.

La fracción papel y cartón, es la segunda más importante en los RU a pesar de que existe recogida selectiva en prácticamente la totalidad de municipios de la comunidad autónoma. Entre los años 2000 y 2005 la tasa de reciclaje de esta fracción en Castilla y León no pasó del 14%, llegando al 22% en el año 2008 (JCyL, 2013). Según las caracterizaciones realizadas, en el año 2008, llegaban hasta los CTRs aproximadamente 170000 tm de papel y cartón que no fueron depositadas en los contenedores azules repartidos por la región.

Los plásticos están muy presentes en los RU en masa, se trata de la tercera fracción en peso a pesar de la baja densidad de la mayoría de sus componentes. También para esta fracción existe recogida selectiva en la región aunque el número de contenedores es menor que para el vidrio o el papel y cartón (BOCYL, 2005). La tasa de reciclaje ha sido muy variable durante los últimos años alcanzando un máximo del 46% en 2008 y descendiendo hasta un 26% en 2009 (JCyL, 2013). La fracción de plásticos presente en los RU de la región equivalía en 2008 a unas 140000 tm.

La tasa de reciclaje de vidrio en la región en el año 2008 era de, aproximadamente, un 32% (JCyL, 2013). Sin embargo, la presencia de vidrio en los RU en masa es menor que para el resto de materiales reciclables,

aproximadamente 40000 tm en 2008 de acuerdo con los resultados de las caracterizaciones.

Las fracciones de metales férricos y no férricos están constituidas principalmente por latas de bebidas y conservas. Unas 30000 tm de metales férricos y 6000 tm de metales no férricos estaban presentes en 2008 en los RU en masa a pesar de que deben ser depositados en el contenedor amarillo junto con el resto de envases. Ocurre lo mismo con los bricks, que suponen un 1.2% del total de acuerdo con las caracterizaciones realizadas a los RU en masa (equivalente a unas 14500 tm).

Para fracciones como celulosa, restos de poda, textiles o madera, no existe recogida selectiva por lo que es de esperar que todos los residuos de este tipo generados en los hogares de la región acaben en la corriente de RU en masa. Entre estos residuos, resultan más importantes las cantidades de celulosa (pañales, etc.) y textiles con 49000 y 44000 tm respectivamente.

La figura 5.17 muestra una gráfica comparativa entre los resultados de las caracterizaciones realizadas en este trabajo y los datos publicados hasta el momento por dos organismos: la Junta de Castilla y León con datos de 2004 (BOCYL, 2005) y el Ministerio de Medio Ambiente con datos de 1999 (MMA, 2003).

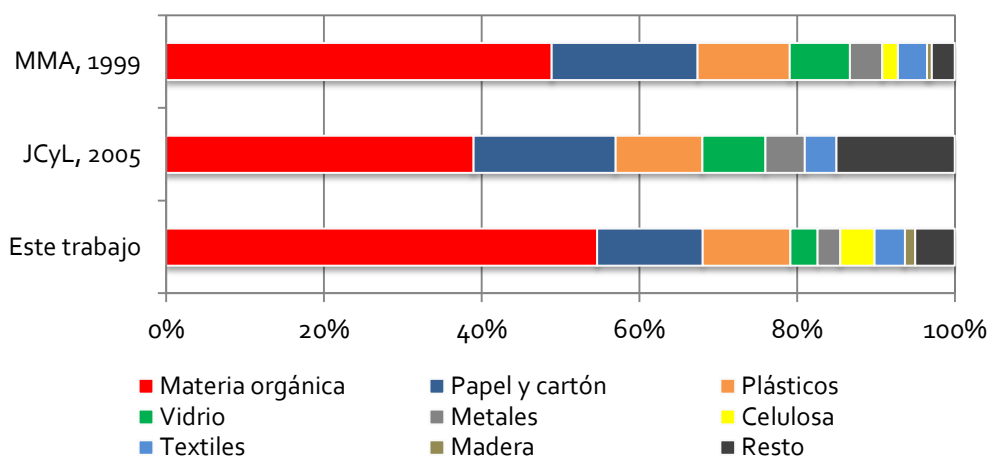


Figura 5.17. Composición media de los RU en masa, datos experimentales frente a los regionales y nacionales publicados hasta el momento.

Los resultados de este trabajo se han puesto en conocimiento de la Junta de Castilla y León que podrá utilizarlos para actualizar la composición de los RU en masa de la región. Se observa un aumento en la proporción de materia orgánica respecto a los datos nacionales de 1999 y, principalmente, respecto a los datos de Castilla y León de 2003. Por otro lado, la proporción de las fracciones de papel y cartón, vidrio y metales se ven reducidas en la composición de RU más actualizada. Este hecho puede deberse a un aumento en la tasa de recogida selectiva, que aumenta ligeramente con el paso de los años para estas fracciones y en esta región. El porcentaje de plásticos presentes en los RU en masa en 2008 coincide con un máximo en la recogida selectiva de los mismos por lo que ha tenido que aumentar a su vez la generación de este tipo de residuos.

En términos generales, los RU en masa de la región en el año 2008 se componen hasta en un 70% por residuos biodegradables (materia orgánica y papel y cartón) por lo que parece lógico que, en los centros de tratamiento, se incluya siempre un proceso biológico ya sea aerobio o anaerobio. Además, hasta un 30% de los RU en masa son materiales reciclables, papel y el cartón, plásticos, vidrio y metales. Se están aumentando las tasas de recogida selectiva pero aún existe gran cantidad de estas fracciones que deben ser recuperadas en los CTRs para su reutilización. A causa de esta amplia presencia de material reciclable en los RU en masa, se añade al tratamiento biológico un tratamiento mecánico o manual de recuperación de materiales en los CTRs.

Tras retirar de la corriente de RU en masa la materia orgánica por medio del trómel y el resto de materiales recuperables tanto en los puestos de triaje manual como en los separadores mecánicos (infrarrojos, separadores magnéticos, de Foucault, etc.), la corriente denominada CDR es enviada a vertedero. Antes de su depósito en el vertedero se realizaron las caracterizaciones que han dado lugar a los resultados mostrados en este trabajo. No se tiene constancia de que esta corriente haya sido caracterizada con anterioridad a pesar de la importancia que tiene desde el punto de vista de la cantidad que se genera. Esta corriente, junto con el resto de rechazos procedentes de los tratamientos biológicos, puede representar hasta un 70% en peso de los RU en masa que llegan al CTR y su destino actualmente es la eliminación en vertedero. Una vez conocida su composición, es seguro que pueden encontrarse tratamientos alternativos para esta fracción de



manera que se pueda cumplir con la jerarquía en gestión de residuos marcada por la legislación: prevención, reutilización, reciclado, valorización y eliminación.

La figura 5.18 muestra la comparativa en la composición entre los RU en masa (entrada al CTR) y el CDR (salida del CTR). A la vista de los resultados, el CDR está compuesto principalmente por materia orgánica, papel y cartón y plástico alcanzando 3/4 partes del total y en proporciones similares entre ellos: 24% MO, 28% papel y cartón, y 24,5% plástico. De la cuarta parte restante cabe destacar las fracciones de celulosa (6%) y textiles (9%).

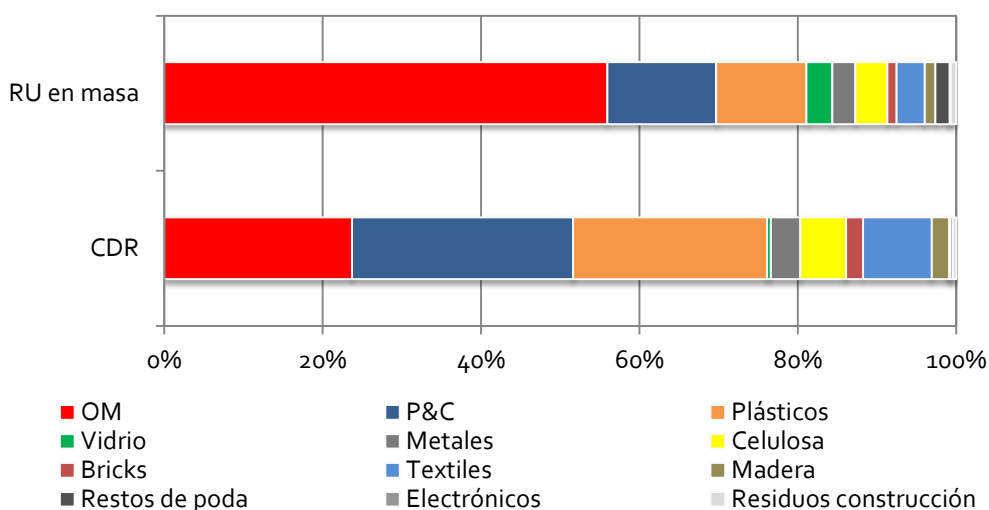


Figura 5.18. Composición media de los RU en masa en Castilla y León y del CDR enviado a vertedero procedente de los CTRs de la región.

Los datos muestran que a pesar del tratamiento mecánico y biológico aplicado en el CTR, actualmente se envía a vertedero una corriente con hasta un 50% de material biodegradable y hasta un 30% de material reciclable (plásticos, metales, vidrio y bricks). Sin embargo, para conocer con exactitud la cantidad de estos materiales que se ha recuperado de la corriente inicial es necesario realizar balances de materia en términos absolutos. A partir de los resultados de las caracterizaciones efectuadas en cada uno de los CTRs, y con los datos reportados por dichos centros respecto a la cantidad que es destinada a vertedero en cada uno de ellos, se ha obtenido la tasa de recuperación de cada fracción en cada CTR. Los

valores obtenidos se muestran en la tabla 5.14. La tasa de recuperación indica el porcentaje de cada material que es retirado en el CTR de la corriente de residuos que entra al proceso antes de su envío al vertedero. Esta tasa de recuperación permite evaluar la eficacia de los distintos equipos o sistemas de recuperación instalados en los CTRs.

	CTR1	CTR2	CTR5	CTR6	CTR7	CTR8	CTR9	CTR10
Materia orgánica	87	89	93	90	90	87	85	81
Papel y cartón	17	39	1,1	0,2	0,5	2,2	1,0	32
PEAD	34	8,7	0,7	24	1,5	4,6	2,7	36
PET	33	43	11	28	40	48	4,9	24
PEBD	31	6,0	0,4	10	1,4	8,8	39	60
Vidrio	4,7	49	12	12	5,0	8,0	4,6	9,3
Metales férricos	58	54	84	68	57	60	74	35
Metales no férricos	47	33	77	61	42	72	72	95
Bricks	65	56	9,6	60	65	71	57	65

Tabla 5.14. Tasa de recuperación de los distintos materiales en los CTRs. Valores en porcentaje en base húmeda, kg recuperado por kg de entrada.

Ante los resultados obtenidos, parece claro que el sistema con mayor eficacia de recuperación es el trómel con valores cercanos al 90%. El valor más alto lo presenta el CTR5 que parece que, con la utilización de 3 trómeles de tamaños distintos, alcanza una mayor eficacia. Una mayor eficacia de recuperación en el trómel hace que un mayor porcentaje de impropios acompañe a la materia orgánica al tratamiento biológico correspondiente, aunque minimiza la presencia de materia orgánica en el CDR. La presencia de impropios es especialmente importante en el caso de que el tratamiento biológico se lleve a cabo por digestión anaerobia. Los equipos en los que se lleva a cabo la biometanización presentan problemas de acumulación de inertes y las corrientes se deben limpiar muy bien antes de llevarlas hasta los reactores ya que una carga elevada de impropios en estas corrientes podría perjudicar las siguientes etapas. Es por esta razón por la que en los centros en los que la materia orgánica es tratada por procesos anaerobios se prefiere la calidad de la corriente a la cantidad de la misma. En el

caso del CTR<sub>5</sub>, por la distribución de los trómeles, solamente las partículas de tamaño menor a 40 mm son llevadas hasta biometanización además de pasar por sucesivas etapas de purificación de la corriente como un desarenador. Los rechazos de estas etapas de purificación, que también se han instalado en los CTRs 1 y 6, son llevados a vertedero. Es decir, que además del 10% de materia orgánica que acaba en la fracción rechazo por el propio rendimiento del trómel se producen una serie de rechazos durante los tratamientos biológicos que pueden aumentar la cantidad de materia orgánica destinada finalmente a vertedero. Es de esperar que la materia orgánica presente en los rechazos de los procesos de compostaje, una vez finalizados, sea materia estabilizada y por tanto no biodegradable.

La tasa de recuperación del papel y el cartón es muy variable en los CTRs de la región. En algunos de ellos no se recupera prácticamente nada de papel y cartón en las cabinas de triaje primario, es el caso de los CTRs 5, 6, 7, 8 y 9 con tasas inferiores al 2%. En los centros donde sí se recupera esta fracción se hace hasta en un 40%. La eficacia de esta separación depende totalmente del número de personas que se encuentren en la cabina de triaje primario, de la velocidad de flujo de residuos y de las características de los residuos que entran al CTR. Por ejemplo, en el caso del CTR<sub>2</sub>, donde disponen del mismo número de personas en este puesto para una menor cantidad de residuos a tratar, la eficacia en la recuperación de ésta y otras fracciones es mayor. En general, en estos puestos el personal se centra en la retirada de elementos voluminosos que puedan entorpecer o incluso bloquear las etapas posteriores del tratamiento. Se suelen retirar, además baterías o botellas de vidrio (que en este momento son más fácilmente recuperables ya que en el trómel pueden romperse). La tasa de recuperación de vidrio se encuentra entre el 5 y el 12%, excepto el CTR<sub>2</sub> donde alcanza el 50%. En todos los CTRs, el único puesto donde se elimina el vidrio es en este triaje primario manual por lo que de nuevo va a depender del número de personas y de la cantidad de vidrio que llega hasta ellas.

En el caso de los plásticos las fracciones deben analizarse por separado. La separación que se realiza en el propio CTR es la misma cuando se tratan RU en masa y cuando se tratan residuos de envases: PEAD, PET, PBD y plástico mezcla. En la cabina de triaje secundario o, en el caso del CTR<sub>8</sub>, en el equipo de infrarrojos, se retiran de la corriente los envases de estos materiales que en la separación

manual pueden ser identificados por el número impreso en el envase pero que, en general, es algo que el personal tiene muy bien identificado. Estos materiales, al igual que el papel y cartón, el vidrio y los metales se venden a un gestor. El precio de PEAD y PET es superior al del resto de fracciones plásticas por lo que los centros priorizan la recuperación de estos dos materiales frente a los demás. La tasa de recuperación del PET es la más elevada llegando incluso al 4,8% en el CTR8 donde se utiliza una separación mecánica por infrarrojos. La tasa de recuperación de PEAD es muy variable entre unos centros y otros. En los CTRs 1, 6 y 10 se alcanzan valores del 34, 24 y 36% respectivamente, mientras que en algunos centros como el 5, el 7 o el 9 no pasan del 3%. No se encuentran características comunes entre estos grupos o diferencias entre ambos que puedan propiciar esta diferencia en las tasas de recuperación. En el caso del PEBD o film, la tasa de recuperación es mayor en los CTRs 1, 9 y 10 con valores del 31, 39 y 60% respectivamente y separación manual. Sin embargo, en el CTR6 que dispone de separación mecánica, el valor es del 10%.

La recuperación de bricks tiene lugar también en el triaje secundario de manera manual. Las tasas de recuperación de la mayoría de los centros son elevadas, en torno al 60% en todos ellos excepto en el CTR5.

El precio de los metales en el mercado ha sido muy elevado en algunos momentos de los últimos años. Esto propiciaba que en algunos centros (CTR1 y CTR5) se destinase una persona a la recogida de elementos metálicos voluminosos que, por peso, el electroimán o el separador de Foucault no fuesen capaces de recuperar. Las tasas de recuperación en general para ambos tipos de metal (férrico y no férrico) son elevadas, en torno al 60%. En todos los centros se realiza de forma mecánica con separadores electromagnéticos y de Foucault; estos equipos tienen un mejor rendimiento cuanto menor es el flujo de residuos aunque también puede ajustarse su potencia en la generación de las corrientes. Con potencias más elevadas los metales que estén más contaminados con impropios también serán retirados. Se debe alcanzar un equilibrio ya que, cuanto mayor sea la cantidad de impropios en los materiales recuperados, menor será el precio de los mismos pudiendo incluso ser rechazados por los gestores. Parece que este equilibrio está en torno al 60% de recuperación.

Con los resultados obtenidos en este trabajo, se puede analizar el grado de cumplimiento de la legislación vigente en materia de residuos (BOE, 2002; BOCYL, 2005), de manera particular en lo referente al depósito de residuos en vertedero y el tratamiento de la materia orgánica.

Cabe recordar que la normativa nacional establece ciertos objetivos de reducción de los residuos biodegradables que se depositan en vertedero respecto a los que se depositaban en 1995 (75% en 2006, 50% en 2009 y 35% en 2016). Considera residuos biodegradables los residuos de alimentos y jardín, el papel y el cartón. Para este análisis se asumió que la composición de los residuos en España en 1995 era similar a los primeros datos de los que se dispone y que corresponden a 1999 (figura 5.17). Se tiene pues que el 67,4% de los RU que se generaban en 1995 eran residuos biodegradables que eran depositados en un vertedero sin ningún tipo de tratamiento. Según las caracterizaciones del CDR que se han realizado para la región de Castilla y León, actualmente el porcentaje de residuos biodegradables en esta fracción es del 68,1%. Teniendo en cuenta la tasa de generación de RU y la relación entre éstos y el CDR que se deposita finalmente en vertedero tras su paso por el CTR (MMA 2007, 2009 y 2010) (ver tabla 5.15), se obtuvo una reducción del 75,2% en 2006, del 69,4% en 2008 y del 51,4% en 2009.

	1995	2006	2008	2009	2016
Generación de RU respecto a 1995	--	+ 16,2	+8,4	+7,4	-6,9*
Relación CDR/RU	100	63,7	68,2	52,3	--
Residuos biodegradables en el CDR (materia orgánica y papel y cartón)	67,4	--	68,1	--	--
Objetivo residuos biodegradables en vertedero respecto a 1995 (RD 1481/2001)	--	75	--	50	35
Residuos biodegradables en vertedero respecto a 1995 (composición de 2008)	--	74,8	74,7	56,8	--

Tabla 5.15. Análisis del grado de cumplimiento del RD 1481/2001 sobre eliminación de residuos biodegradables en vertedero. Todos los valores son %. \* Valor extrapolado.

A la vista de los resultados se puede concluir que, en Castilla y León, se cumplió con éxito el objetivo fijado por la UE para el año 2006 gracias, fundamentalmente, a la instalación de los 10 CTRs. Sin embargo, no se alcanzó el objetivo de 2009 a pesar de que la reducción en la cantidad de CDR destinado a vertedero fue importante (desde un 68% hasta un 52% en un año). La razón fundamental para no haber alcanzado el 50% de reducción en 2009 fue que la generación de RU no se redujo en los porcentajes esperados; esto hace que el esfuerzo de recuperación de residuos biodegradables en el CTR deba ser mayor. Para cumplir con el objetivo de 2016, teniendo en cuenta la tendencia en la generación de RU de los últimos años (figura 1.4) y asumiendo que no hay cambios en la composición, el CDR que se deposita en vertedero no debe ser mayor del 37,2% de los RU de entrada.

En cuanto a la normativa regional, los objetivos del Plan Regional de Residuos Urbanos y Residuos de Envases de Castilla y León 2004-2010 se fijaron para el año 2006 y tomaban como referencia los datos de 1998. Entre estos objetivos se encontraban el de reducir la cantidad total de residuos y de materia orgánica que se destinan a vertedero en un 65%. Tomar como referencia el año 1998 tiene como ventaja que la generación de RU aún se encontraba en fase ascendente y, por tanto en términos absolutos, la cantidad de residuos destinados a vertedero en ese año era mayor que en 1995. Sin embargo, el objetivo de reducción de materia orgánica destinada a vertedero es más ambicioso que el de la UE (65% frente al 75% en 2006).

A la vista de los resultados (tabla 5.16), no se han cumplido ninguno de estos dos objetivos aunque se tratan de "aplicación orientativa" según la ley. La instalación de los 10 CTRs en la comunidad contribuyó a reducir la cantidad de residuos que se depositan en el vertedero (CDR) hasta en un 33%, sin embargo, el objetivo estaba en el 35%. Por otro lado, la cantidad de materia orgánica depositada en vertedero en 2006 se redujo hasta un 75%, lejos del 65% fijado por la Junta de Castilla y León.

	1998	2006	2008
Generación de RU respecto a 1998	--	+ 5,3	- 1,8
Relación CDR/RU	100	63,7	68,2
Total residuos a vertedero respecto a 1998	--	67,1	67,0
Materia orgánica en el CDR	48,9	--	54,7
Materia orgánica a vertedero respecto a 1998	100	75,0	74,9

Tabla 5.16. Análisis del grado de cumplimiento del Decreto 18/2005 (Plan regional de Residuos Urbanos). Todos los valores son %.

Otro de los objetivos del Plan regional de Residuos Urbanos es relativo a la valorización de la materia orgánica mediante sistemas de biometanización y compostaje. Se propone que, en aquellos centros que disponen de digestores anaerobios, al menos el 45% de la materia orgánica sea tratada por esa vía mientras que, en aquellos que únicamente disponen de compostaje, se alcance el 80%.

No se dispone de los datos de la cantidad de materia orgánica que se destinaba a uno u otro proceso en los centros donde funcionaban tanto la digestión anaerobia como el compostaje. Sin embargo, en los centros en los que únicamente estabilizan la materia orgánica mediante compostaje (CTRs 2, 7, 8 y 10), todo el hundido de trómel se destina a dicho proceso. Teniendo en cuenta el rendimiento de este equipo (tabla 5.14), se puede concluir que, de media, el 87% de la materia orgánica es valorizada en sistemas de compostaje. En secciones posteriores se recoge la caracterización de las corrientes de entrada y salida a los procesos biológicos de los CTRs analizados en este trabajo.

Siguiendo la jerarquía de gestión de residuos, para trabajar sobre la *prevención* y la *reutilización* se deben lanzar campañas de concienciación desde la Administración. Del mismo modo puede favorecerse el *reciclado* en origen o, una vez que han llegado los residuos al CTR, incrementarse las tasas de recuperación. Es ahí donde entra en juego la gestión de los residuos que, antes de la *eliminación* en vertedero, debe priorizar la *valorización*. Una de las opciones más utilizadas, en

las regiones del norte de Europa o países como Japón, es la valorización energética. La incineración de los residuos es una opción que genera mucho rechazo social pero, si se hace de la manera correcta, no tiene por qué representar ningún peligro para las poblaciones adyacentes. En localidades como Copenhague, los RU se llevan hasta alguna de las 5 incineradoras que hay en la capital y el calor producido se distribuye por toda la ciudad para calentar las viviendas.

Para evaluar el potencial de una posible valorización energética de los RU en Castilla y León, además de conocer el porcentaje que representa cada fracción en el CDR, es necesario conocer el poder calorífico de cada una de ellas. Siguiendo la metodología que se describe en el apartado 4.12 se ha calculado este poder calorífico por medio de un calorímetro y los resultados se presentan a continuación.

### ***5.2.2. Evaluación del poder calorífico de los residuos***

Para llevar a cabo esta parte del estudio, se tomaron muestras de las distintas fracciones contenidas en los RU durante las caracterizaciones que se realizaron en todos los CTRs de la región. A estas muestras se les midió la humedad y, una vez secas, se determinó su poder calorífico superior (PCS). Debido al pequeño tamaño de la muestra que puede ser introducida en el calorímetro (aproximadamente 1 g) se hicieron muchas determinaciones para distintas muestras de un mismo material; así, por ejemplo, para determinar el PCS de la fracción papel y cartón, el resultado es el valor medio de un análisis por triplicado a 3 muestras de cada tipo tomadas en distintos centros tanto de papel satinado como cartón liso, cartón ondulado, papel de periódico, etc. (ver Anejo I). La desviación estándar representa, por tanto, la diferencia entre los distintos tipos de material porque para muestras tomadas en distintos CTRs de un mismo tipo de residuo, el PCS resultó en un valor muy similar. Los valores obtenidos para cada una de las fracciones se muestran en la tabla 5.17. Los resultados de este estudio han sido publicados en el artículo "Energy recovery of reject fraction of municipal solid waste resulting from the mechanical-biological treatment plants" (ver capítulo 7 II).



Además, se cuantificó para cada una de las muestras qué porcentaje de las mismas permanece como residuo tras la combustión. La incineración de los residuos permite reducir enormemente la cantidad de los mismos aunque se genera cierta cantidad de cenizas que deben ser gestionadas a su vez como residuos; a partir de este dato experimental se puede estimar un valor de los residuos que se generarían tras la incineración.

Fracciones	Poder calorífico superior (PCS)		Cenizas		
	Media (MJ kg <sup>-1</sup> )	Desv. est. (MJ kg <sup>-1</sup> )	Media (%)	Desv. est. (%)	
Materia orgánica	<b>14,91</b>	0,28	<b>1,82</b>	0,45	
Papel y cartón	<b>14,74</b>	2,65	<b>9,56</b>	3,06	
Plásticos	PEAD	<b>45,67</b>	0,44	<b>0,65</b>	0,42
	PET	<b>23,00</b>	0,02	<b>0,20</b>	0,25
	PEBD	<b>41,27</b>	3,04	<b>2,09</b>	1,43
	Mix	<b>41,20</b>	2,82	<b>2,87</b>	2,53
Celulosa	<b>45,55</b>	0,33	<b>0,15</b>	0,02	
Tetrabricks	<b>23,56</b>	0,15	<b>10,21</b>	2,53	
Textiles	<b>21,30</b>	5,23	<b>2,84</b>	1,61	
Madera	<b>18,83</b>	0,02	<b>1,25</b>	0,04	

Tabla 5.17. PCS y porcentaje de cenizas de las fracciones combustibles contenidas en los RU

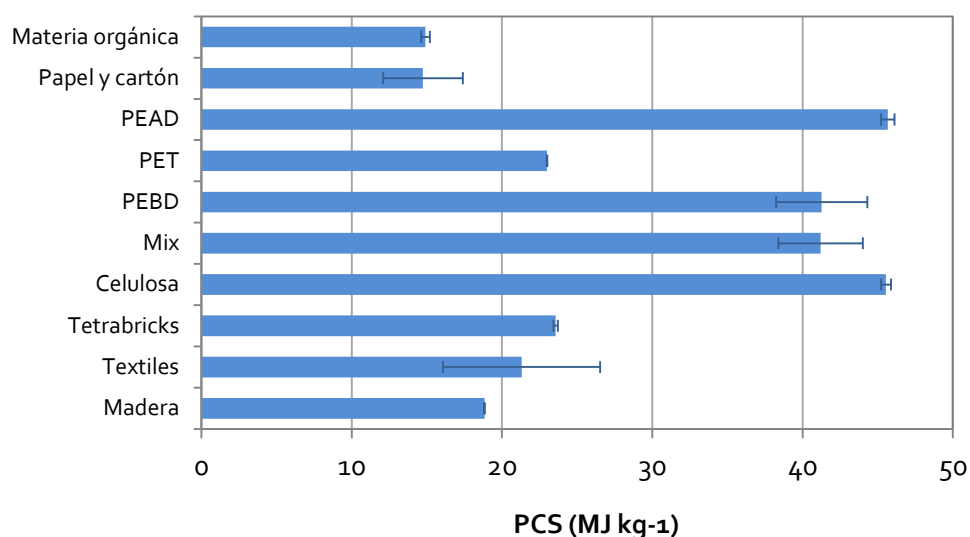


Figura 5.19. PCS de las fracciones combustibles contenidas en los RU.

A la vista de los resultados (figura 5.19), los materiales con un poder calorífico mayor son la fracción celulosa compuesta por pañales, compresas, etc. y algunos tipos de plásticos (PEAD, PEBD y mezcla) con valores por encima de los 40 MJ kg<sup>-1</sup>. El PET presenta un valor menor con 23 MJ kg<sup>-1</sup> de media, valor similar a los tetrabriks, los textiles o la madera. Las fracciones que menor PCS presentan son la materia orgánica y el papel y cartón. La materia orgánica es mayoritaria en la corriente de RU en masa mientras que en el CDR lo son el papel y el cartón y los plásticos, principalmente el PEBD y el denominado plástico mezcla.

Por otro lado, las fracciones que mayor porcentaje de material no combustible presentan son el papel y cartón y los tetrabriks: alrededor del 10% del material permanece en forma de cenizas tras la combustión. En los primeros, la fracción no combustible proviene de las tintas con las que se imprimen los periódicos y revistas o el color en el cartón para envasado. Los tetrabriks están formados por un 74% en peso de cartón, un 22% en peso de polietileno y un 4% en peso de aluminio (Tetrapack, 2004); las fracciones de aluminio y las tintas impresas en el cartón son las que generan esa cantidad de cenizas tan elevada.

Además, a partir del PCS se puede calcular el poder calorífico inferior (PCI) según la siguiente ecuación:

$$PCI = PCS - K \cdot W \quad (\text{ec.5.1})$$

donde W es la fracción en peso de agua formada durante la combustión de los residuos y K es el calor latente de evaporación del agua a 20°C (2,45 MJ kg<sup>-1</sup>). Teniendo en cuenta que la incineración se realiza en exceso de oxígeno para que la combustión sea completa, se puede calcular el agua que se produce como producto de la reacción a partir de la cantidad de hidrógeno de los residuos. Así, por cada kg de hidrógeno contenido en los residuos se producirán 9 kg de agua. La composición elemental de las corrientes se ha calculado a partir de la composición de las corrientes de CDR y RU en masa de la región (apartado 5.2.1.10) y la composición elemental de cada fracción publicada en bibliografía (Tchobanoglous, 1998). El resultado es la siguiente composición para ambas corrientes:

		C	H	O	N	S	Cenizas
% en peso (base seca)	RU en masa	41,37	5,36	29,01	1,40	0,21	22,65
	CDR	45,09	5,78	30,94	0,94	0,15	17,11
Fórmula química (base seca libre de cenizas)	RU en masa	3,45	5,36	1,81	0,10	0,01	
	CDR	3,76	5,78	1,93	0,07	0,00	

Tabla 5.18. Composición elemental de las corrientes RU en masa y CDR en la región.

El agua que se producirá en la incineración de estas corrientes teniendo en cuenta su composición será por tanto de 0,623 kg por kg de RU en masa de entrada a incineración y de 0,627 kg por kg de CDR.

Tanto los RU en masa como el CDR contienen además cierta cantidad de agua que les acompañaría en el proceso de incineración, y que debe ser tenida en cuenta para determinar con exactitud la recuperación energética que será posible conseguir en la incineradora. A la vista de los resultados de humedad de las distintas fracciones contenidas tanto en los RU en masa como en el CDR, tabla 5.19, se puede concluir que los residuos pierden humedad durante su paso por los distintos equipos del CTR. En fracciones como el papel y el cartón, la reducción de

humedad se debe en parte a que durante el triaje manual se retira principalmente cartón y, de los dos tipos de material, es el más húmedo. El contenido en humedad de materiales no porosos como los metales o el vidrio lo proporciona la suciedad que va adherida a ellos.

Teniendo en cuenta toda esta serie de consideraciones, se ha obtenido el potencial energético de las dos corrientes, RU en masa y CDR (tabla 5.20). Los resultados experimentales de PCS se obtienen en  $\text{MJ kg}^{-1}$  en base seca; a partir de los datos de humedad y porcentaje en cenizas se han obtenido el resto de valores. A la vista de los resultados, ambas corrientes podrían ser utilizadas como combustible pues su PCI es superior a los  $7 \text{ MJ kg}^{-1}$  recomendados por la bibliografía (Liu et al., 2006). Aunque es una opción energéticamente viable, la incineración de los RU en masa implicaría la destrucción de gran cantidad de materiales reciclables que aún llegan al contenedor del "todo uno". La incineración del CDR parece una opción más alineada con la política europea de gestión de residuos.

Fracciones	Humedad RU en masa		Humedad en CDR	
	Media	Desv.est.	Media	Desv.est.
Materia orgánica	<b>58,33</b>	1,43	<b>42,26</b>	8,20
Papel y cartón	<b>55,59</b>	3,18	<b>16,72</b>	1,31
Plásticos	<b>22,31</b>		<b>15,14</b>	
PEAD	<b>17,07</b>	1,46	<b>25,56</b>	2,74
PET	<b>8,27</b>	0,75	<b>7,31</b>	0,10
PEBD	<b>34,57</b>	6,58	<b>24,58</b>	15,69
Mix	<b>7,23</b>	2,91	<b>5,84</b>	0,10
Vidrio	<b>1,12</b>	0,58	<b>1,05</b>	1,61
Metales	<b>2,64</b>	2,54	<b>2,52</b>	1,73
Celulosa	<b>6,64</b>	3,19	<b>5,10</b>	2,21
Tetrabricks	<b>32,87</b>	2,69	<b>29,74</b>	16,52
Textiles	<b>46,00</b>	2,39	<b>28,45</b>	9,86
Madera	<b>5,55</b>	4,90	<b>4,70</b>	3,80
Restos de obra	<b>0,12</b>	0,58	<b>0,13</b>	0,08

Tabla 5.19. Humedad contenida en los RU en masa y en el CDR (valores en %)

	RU en masa	CDR
PCS (MJ kg <sup>-1</sup> de residuo)	<b>10,16</b>	<b>18,28</b>
(MJ kg <sup>-1</sup> en base seca)	<b>18,97</b>	<b>23,44</b>
(MJ kg <sup>-1</sup> en base seca y libre de cenizas)	<b>26,52</b>	<b>26,95</b>
PCI (MJ kg <sup>-1</sup> de residuo)	<b>8,33</b>	<b>16,66</b>
(MJ kg <sup>-1</sup> en base seca)	<b>17,68</b>	<b>22,06</b>
(MJ kg <sup>-1</sup> en base seca y libre de cenizas)	<b>24,99</b>	<b>25,41</b>
Humedad (%)	<b>46,46</b>	<b>22,07</b>
Cenizas (% en base seca)	<b>15,23</b>	<b>10,10</b>
Densidad (kg m <sup>-3</sup> )	<b>208,0</b>	<b>130,8</b>

Tabla 5.20. Propiedades de las corrientes de residuos como combustibles

La incineración del CDR es energéticamente más rentable que la incineración del RU en masa pues el primero tiene un poder calorífico siempre superior al de la corriente de entrada a los CTRs, presenta menor humedad y menor porcentaje en cenizas. En la figura 5.20 se recogen algunas de las referencias de PCI encontradas en la bibliografía para este tipo de residuos. Como se observa en la figura, el valor de los RU en masa de la región de Castilla y León (8,33 MJ kg<sup>-1</sup>) se encuentra en un punto intermedio entre los valores más bajos (Taiwán y China) y los más altos (Estados Unidos, Reino Unido e India). El valor del CDR sin embargo (16,66 MJ kg<sup>-1</sup>), es más alto que los publicados para este tipo de residuos en estudios previos realizados en Italia y Taiwán. Hay que tener en cuenta que el PCI de estas corrientes depende mucho de la composición de los residuos y que ésta es muy variable entre unas regiones y otras. En el trabajo publicado por Chan et al. (1998) se realizó un estudio comparativo de la incineración de los RU en masa y el CDR de una instalación similar a un CTR en la región de Taiwán. El poder calorífico del CDR también resultó superior al de los RU en masa, 13,73 MJ kg<sup>-1</sup> frente a 7,57 MJ kg<sup>-1</sup>, y la principal diferencia en su composición es que se han retirado de la corriente de RU en masa la materia orgánica y el papel y cartón, concentrándose el plástico en el CDR. En ese estudio se concluye también que, el uso como combustible del CDR frente a los RU en masa, tiene además la ventaja de emitir menos metales pesados en las cenizas volátiles.

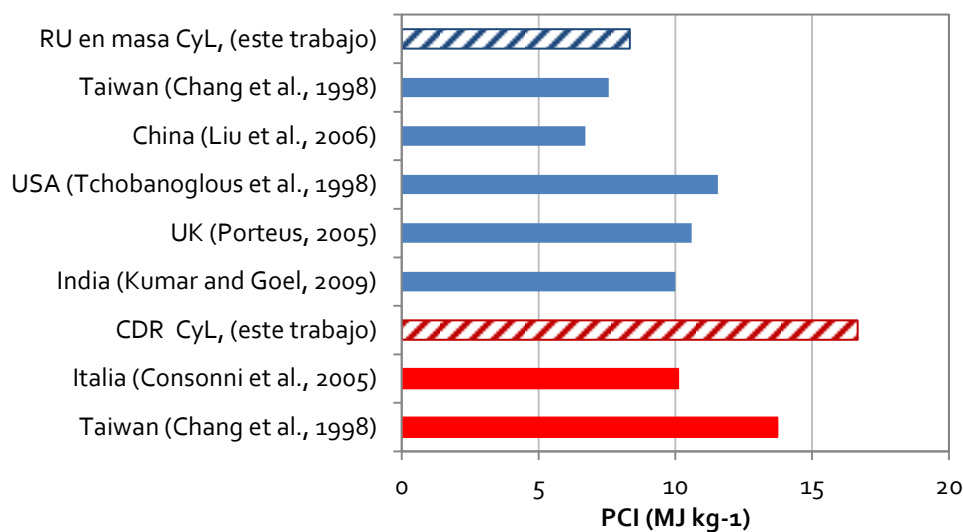


Figura 5.20. Referencias encontradas para el PCI de los RU en masa y CDRs de CTR.

Los resultados de esta sección han sido publicados como parte del trabajo "Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants" (ver capítulo 7 III). El poder calorífico del rechazo es ligeramente inferior al que presentan algunos tipos de madera como el pino ( $20,58 \text{ MJ kg}^{-1}$ ) o la encina ( $18,48 \text{ MJ kg}^{-1}$ ). Sería de interés, por tanto, analizar la incineración de la corriente de CDR como alternativa al depósito en vertedero. En el área de estudio no hay ninguna incineradora de RU entre otras cosas por la negativa por parte de la opinión pública. Se ha demostrado que, utilizando la tecnología adecuada, se puede llevar a cabo una incineración de RU segura, en la que la concentración de contaminantes en los gases de chimenea cumplen con los requerimientos de la legislación europea, Directiva 2000/76/EC, (Consonni et al., 2005). En el caso de los contaminantes más impopulares, las dioxinas y los furanos, un diseño apropiado y un sistema de tratamiento de gases a final de tubería pueden reducir fácilmente su concentración hasta los límites legales (McKay, 2002). Por otro lado, la recuperación de energía que tiene lugar en las incineraciones de residuos puede contribuir a reducir la emisión de gases de efecto invernadero por la energía primaria a la que sustituiría. Ésta y otras posibilidades se han analizado y comparado en un análisis del ciclo de vida (ACV) de la gestión de los RU en Castilla y León y se presentarán en la última sección de este capítulo. Para completar el estudio y poder realizar ejercicios como el ACV es necesario analizar el resto de

corrientes del CTR así como el rendimiento de las operaciones más importantes. En esta línea se presentan a continuación las caracterizaciones de las fracciones mayoritariamente orgánicas (y que representan aproximadamente el 50% en peso de la corriente inicial de RU en masa) o los rendimientos de los sistemas biológicos aerobio y anaerobio.





### **5.3. ANÁLISIS DE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE**

En la primera parte de esta sección se muestran los resultados de las caracterizaciones que se realizaron sobre 12 kg tanto en la corriente de entrada como en la de salida de los procesos biológicos de compostaje. La primera es denominada "materia orgánica" por su composición mayoritaria en esta fracción pero contiene gran cantidad de impropios tal como muestran los resultados de este estudio. Las muestras a la salida del proceso de compostaje se tomaron en las hileras o túneles de maduración antes del proceso de afino del bioestabilizado como se describe en los apartados 4.1 y 4.2.

Según los resultados de las caracterizaciones realizadas a los RU en masa y el rechazo de los CTRs, en la corriente del "hundido de trómel" se retira de media el 90% de la materia orgánica presente en los RU. Se trata de una cantidad muy importante de residuos pues la materia orgánica representa más de un 50% de los RU en masa. Esta fracción debe ser reutilizada siguiendo con la jerarquía en gestión de residuos marcada por la legislación y, además, no puede ser depositada en el vertedero mientras sea biodegradable. En los CTRs de la región esta materia orgánica es utilizada como sustrato en dos tipos de procesos, aerobio (compostaje) y anaerobio (digestión anaerobia).

En el proceso aerobio o compostaje, la corriente que se genera en el trómel se hace pasar por electroimanes y se lleva a los túneles de compostaje. En los túneles, durante el tiempo de residencia hidráulico que nunca es menor de 15 días, con temperatura, humedad y oxígeno controlados, se lleva a cabo la etapa principal de la descomposición del material biodegradable por microorganismos aerobios. Cuando se agota la materia orgánica fácilmente biodegradable, la actividad microbiana se reduce y la temperatura de la pila de material desciende. En la mayoría de centros esta etapa de maduración se lleva a cabo en hileras de maduración sin control de los parámetros y con volteos cada 1 o 2 semanas para favorecer la aireación. Como caso excepcional, en el CTR 5 se realiza una maduración controlada en el mismo túnel.

En el proceso anaerobio, la corriente generada en el trómel se acondiciona antes de introducirla en dicho proceso anaerobio. Se hace pasar por electroimanes, mesas densimétricas, eliminadores de rodantes y en algún caso incluso algún triaje manual antes de hacer la mezcla con agua en el púlper (si el proceso es por vía húmeda). Tras la etapa de digestión anaerobia, donde se produce el metano, el material se lleva hasta una etapa de centrifugación, la fracción líquida se devuelve al proceso y la sólida se lleva a los túneles de compostaje donde continúa la degradación por vía aerobia.

Es importante conocer la composición de estas corrientes para evaluar las posibilidades de las mismas. A continuación se muestran los resultados de las caracterizaciones que se realizaron tanto a la entrada de los procesos biológicos como a la salida, durante la etapa de maduración.

### ***5.3.1. Composición entrada y salida de los procesos de compostaje.***

#### ***5.3.1.1. CTR 1***

En este centro la materia orgánica se estabiliza mediante digestión anaerobia. A la salida de los digestores, la corriente se hace pasar por una centrífuga y la fracción sólida denominada "lodos de digestión" es conducida a los túneles de compostaje para completar su estabilización por vía aerobia. En este centro solamente se ha podido caracterizar la corriente de entrada al proceso denominada "materia orgánica" puesto que, en ninguna de las tres visitas realizadas al centro, disponían de la corriente "bioestabilizado sin afinar". La maduración se realiza en los túneles y una vez terminada se lleva directamente al afino sin que pudiera haber una toma de muestra.

En la tabla 5.21 se muestran los resultados de las caracterizaciones realizadas en este centro.

	<b>Entrada</b>		
	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	71,69	54,37	<b>63,03</b>
Papel y cartón	3,58	15,23	<b>9,41</b>
Plásticos	6,36	8,52	<b>7,44</b>
Vidrio	9,62	14,72	<b>12,17</b>
Metales	3,77	0,92	<b>2,35</b>
Textiles	1,23	0,82	<b>1,03</b>
Madera	1,32	2,65	<b>1,99</b>
No combustibles	2,42	2,77	<b>2,60</b>

Tabla 5.21. Caracterizaciones de entrada a procesos biológicos en el CTR1. Valores en % en base seca.

### 5.3.1.2. CTR2

En este centro toda la corriente que compone el “hundido” del trómel es llevada a los túneles de compostaje para su estabilización aerobia. Se analizaron dos muestras tanto de la entrada como de la salida de los túneles de compostaje. En este caso la maduración se realiza en hileras y es de donde se tomó la muestra del bioestabilizado sin afinar. En la tabla 5.22 se muestran los resultados.

	<b>Entrada</b>			<b>Salida</b>		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	63,35	53,20	<b>58,28</b>	<del>41,67</del>	81,77	<b>81,77</b>
Papel y cartón	8,40	11,92	<b>10,16</b>	12,25	5,73	<b>8,99</b>
Plásticos	10,21	<del>2,19</del>	<b>10,21</b>	8,82	3,65	<b>6,24</b>
Vidrio	9,46	0,00	<b>4,73</b>	16,67	4,17	<b>10,42</b>
Metales	4,72	0,00	<b>2,36</b>	<del>7,35</del>	2,60	<b>2,60</b>
Textiles	1,59	<del>32,69</del>	<b>1,59</b>	0,49	<del>2,08</del>	<b>0,49</b>
Madera	2,27	0,00	<b>1,14</b>	<del>0,49</del>	0,00	<b>0,00</b>
No combustibles	0,00	0,00	<b>0,00</b>	<del>12,25</del>	0,00	<b>0,00</b>

Tabla 5.22. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR2. Valores en % en base seca.

Como en anteriores caracterizaciones, para cada fracción, los valores que se desvían de la media de todas las caracterizaciones realizadas en la comunidad autónoma se rechazan (ver rechazo de datos apartado 4.21) y no se utilizan para la media final por tratarse de cantidades aberrantes.

### 5.3.1.3. CTR 3

En este centro el tratamiento biológico por el que se estabiliza la materia orgánica es aerobio por lo que todo el “hundido” del trómel se lleva a los túneles de compostaje. La maduración se realiza también en hileras que es donde se tomaron las muestras del bioestabilizado sin afinar. En la tabla 5.23 se muestran los resultados de las caracterizaciones realizadas a las dos muestras de la entrada y las dos de salida.

	Entrada			Salida		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	76,06	56,76	<b>66,41</b>	<del>63,26</del>	83,21	<b>83,21</b>
Papel y cartón	0,76	16,27	<b>8,52</b>	8,71	4,87	<b>6,79</b>
Plásticos	7,20	11,29	<b>9,25</b>	13,64	5,84	<b>9,74</b>
Vidrio	6,42	13,42	<b>9,92</b>	12,50	2,92	<b>7,71</b>
Metales	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,49	<b>0,25</b>
Textiles	0,00	2,25	<b>1,13</b>	0,00	0,73	<b>0,37</b>
Madera	2,57	0,00	<b>1,29</b>	1,14	1,22	<b>1,18</b>
No combustibles	6,99	0,00	<b>3,50</b>	0,76	0,73	<b>0,75</b>

Tabla 5.23. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR3. Valores en % en base seca.

### 5.3.1.4. CTR 4

Solamente se realizó una visita a este centro por decisión de los gestores por lo que únicamente se tiene un valor para cada uno de los dos tipos de muestras. Aunque no se pueden extraer conclusiones sobre la composición de estas corrientes en ese centro, los valores son importantes para la media de la región.

	Entrada	Salida
	Muestra A	Muestra A
Materia orgánica	68,52	73,05
Papel y cartón	5,12	11,15
Plásticos	11,00	7,06
Vidrio	7,66	0,00
Metales	0,00	1,49
Textiles	0,00	0,37
Madera	0,00	<del>2,04</del>
No combustibles	7,70	4,83

Tabla 5.24. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR4. Valores en % en base seca.

#### 5.3.1.5. CTR 5

En este centro la fracción destinada al compostaje es el “hundido” del tercer trómel, es decir, la materia entre 40 y 80 mm (ver figura 5.10). La maduración también se lleva a cabo en túneles y en una de las dos visitas realizadas al centro ninguno de ellos se encontraba en la etapa de vaciado por lo que únicamente se pudo tomar una muestra de bioestabilizado sin afinar. El resultado de las caracterizaciones se muestra en la tabla 5.25.

	Entrada		Salida	
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra B
Materia orgánica	42,28	73,68	<b>57,98</b>	80,37
Papel y cartón	19,25	8,14	<b>13,70</b>	7,06
Plásticos	11,41	8,91	<b>10,16</b>	4,29
Vidrio	13,56	6,62	<b>10,09</b>	4,60
Metales	4,51	1,32	<b>2,92</b>	0,00
Textiles	0,00	0,00	<b>0,00</b>	1,53
Madera	2,17	0,00	<b>1,09</b>	0,00
No combustibles	6,82	1,33	<b>4,08</b>	2,15

Tabla 5.25. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR5. Valores en % en base seca.

No se puede extraer ninguna conclusión de la cantidad de materia orgánica presente en la corriente de entrada a compostaje pues ambos valores son muy diferentes y ambos se encuentran dentro del intervalo aceptable para la media de la región. En principio se esperaba que por su tamaño (inferior a 80mm pero superior a 40mm) el contenido en materia orgánica fuera menor; precisamente la corriente inferior a 40 mm se utiliza en los digestores anaerobios por contener menos impurezas. A la vista de los resultados se debe concluir que el contenido en materia orgánica es similar al resto de corrientes de la región conteniendo éstas todo el material de tamaño inferior a 80-90 mm incluidas las partículas de menor diámetro.

#### 5.3.1.6. CTR 6

En este centro el tratamiento biológico por el que se estabiliza la materia orgánica es anaerobio. El "hundido" del trómel se lleva a digestión anaerobia y en una de las visitas no fue posible tomar la muestra de entrada al proceso por encontrarse toda la materia generada en el día dentro del púlper. La maduración del bioestabilizado (elaborado a partir de los lodos de digestión) se lleva a cabo en los túneles de compostaje y no se pudo tomar la muestra por encontrarse todos cerrados en el momento de las visitas. En la tabla 5.26 se muestra el único resultado para el material de entrada.

	<b>Entrada</b>
	Muestra A
Materia orgánica	57,42
Papel y cartón	19,97
Plásticos	11,84
Vidrio	8,27
Metales	0,83
Textiles	0,00
Madera	0,00
No combustibles	1,66

Tabla 5.26. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR6. Valores en % en base seca.

### 5.3.1.7. CTR7

En este centro todo el hundido de trómel, es decir, el material con un tamaño inferior a 80 mm, se estabiliza por vía aerobia en los túneles de compostaje. La composición de este material se muestra en la tabla 5.27 junto con los resultados de la caracterización del material en su etapa de maduración en hileras, también llamado bioestabilizado sin afinar, que constituye la salida del proceso de compostaje.

	Entrada			Salida		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	58,47	69,69	<b>64,08</b>	83,75	76,72	<b>80,24</b>
Papel y cartón	8,68	3,46	<b>6,07</b>	4,22	1,23	<b>2,73</b>
Plásticos	10,86	7,11	<b>8,99</b>	2,66	12,01	<b>7,34</b>
Vidrio	14,94	12,38	<b>13,66</b>	6,72	4,66	<b>5,69</b>
Metales	6,10	0,00	<b>3,05</b>	0,78	0,00	<b>0,39</b>
Textiles	0,30	0,00	<b>0,15</b>	0,78	0,00	<b>0,39</b>
Madera	0,65	0,00	<b>0,33</b>	0,00	1,23	<b>0,62</b>
No combustibles	0,00	7,36	<b>3,68</b>	1,09	4,17	<b>2,63</b>

Tabla 5.27. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR7. Valores en % en base seca.

### 5.3.1.8. CTR8

En este centro el tratamiento biológico por el que se estabiliza la materia orgánica es aerobio por lo que todo el "hundido" del trómel se lleva a los túneles de compostaje. La maduración se realiza también en hileras que es donde se tomaron las muestras del bioestabilizado sin afinar. En la tabla 5.28 se muestran los resultados de las caracterizaciones realizadas a las dos muestras de la entrada y las dos de salida tomadas durante el llenado y el vaciado de los túneles de compostaje.

	Entrada			Salida		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	69,09	66,16	<b>67,63</b>	81,65	79,71	<b>80,68</b>
Papel y cartón	3,22	3,99	<b>3,61</b>	3,44	4,35	<b>3,90</b>
Plásticos	8,77	4,73	<b>6,75</b>	5,28	2,90	<b>4,09</b>
Vidrio	9,97	20,36	<b>15,17</b>	5,05	10,51	<b>7,78</b>
Metales	0,90	3,50	<b>2,20</b>	0,46	1,81	<b>1,14</b>
Textiles	0,81	1,26	<b>1,04</b>	0,46	0,72	<b>0,59</b>
Madera	0,87	0,00	<b>0,44</b>	0,46	0,00	<b>0,23</b>
No combustibles	6,38	0,00	<b>3,19</b>	3,21	0,00	<b>1,61</b>

Tabla 5.28. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR8. Valores en % en base seca.

### 5.3.1.9. CTR 9

Solamente en una de las visitas a este centro fue posible realizar las caracterizaciones tanto de la materia orgánica que se introduce en la biometanización como del bioestabilizado en su etapa de maduración por lo que no se puede hacer el estudio comparativo aunque sí se tienen en cuenta para la media de la región. El resultado de las caracterizaciones se muestra en la tabla 5.29.

	Entrada	Salida
	Muestra A	Muestra A
Materia orgánica	54,04	83,37
Papel y cartón	16,20	5,61
Plásticos	10,29	4,57
Vidrio	10,76	3,53
Metales	3,42	0,83
Textiles	0,00	0,00
Madera	2,35	0,42
No combustibles	2,95	1,66

Tabla 5.29. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR9. Valores en % en base seca.



En este centro se recoge la materia orgánica seleccionada en origen que se recoge en la capital de la provincia a la que da servicio. Es la única ciudad de la Comunidad Autónoma con esta selección en origen, sin embargo, esta corriente más limpia es destinada a biometanización. Las muestras de "entrada" se tomaron en las cintas que conducen el hundido de trómel a los túneles de compostaje por lo que no es de extrañar que los porcentajes de todas las fracciones sean similares a los obtenidos para el resto de CTRs. No se pudo tomar muestra a la corriente seleccionada en origen pero cabe esperar un mucho menor contenido del resto de materiales, incluso de papel y cartón, pues desde el Ayuntamiento se pide arrojar al contenedor específico únicamente los restos de alimentos.

#### 5.3.1.10. CTR 10

En este centro, toda la materia orgánica se estabiliza en los túneles de compostaje por vía aerobia y se madura en hileras. El resultado de las caracterizaciones se muestra en la tabla 5.30.

	Entrada			Salida		
	Muestra A	Muestra B	Media	Muestra A	Muestra B	Media
Materia orgánica	79,73	59,39	<b>69,56</b>	83,47	76,44	<b>79,96</b>
Papel y cartón	7,71	2,69	<b>5,20</b>	5,08	4,89	<b>4,99</b>
Plásticos	6,40	9,20	<b>7,80</b>	3,60	4,89	<b>4,25</b>
Vidrio	5,43	18,80	<b>12,12</b>	4,66	11,11	<b>7,89</b>
Metales	0,72	2,18	<b>1,45</b>	1,27	0,00	<b>0,64</b>
Textiles	0,00	0,00	<b>0,00</b>	0,21	0,00	<b>0,11</b>
Madera	0,00	3,78	<b>1,89</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
No combustibles	0,00	3,96	<b>1,98</b>	1,69	2,67	<b>2,18</b>

Tabla 5.30. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR10. Valores en % en base seca.

#### 5.3.1.11. Valores medios de la región

Tras la realización de un total de 30 caracterizaciones sobre muestras de 12 kg, se ha obtenido una composición media tanto para la entrada como la salida de los sistemas biológicos de los CTRs de la región. Ambas se muestran en la tabla 5.3.1 junto con la desviación estándar.

La corriente de entrada a los tratamientos biológicos presenta una gran cantidad de materia orgánica con casi un 65% en peso y base seca. Esto hace que recuperar esta corriente para otros procesos que puedan aprovechar este potencial sea una alternativa muy importante a considerar en la gestión de RU. Las posibilidades son muchas y su viabilidad dependerá, entre otras cosas, de la naturaleza de esta materia orgánica y de la robustez de los procesos a la hora de manejar la gran carga microbiana que acompaña a esta corriente.

Desde el punto de vista del compostaje, la materia orgánica contenida en las corrientes de entrada es elevada y la carga biológica suficiente teniendo en cuenta que, en las condiciones adecuadas, lleva a cabo por sí sola la degradación por vía aerobia y que, en ningún caso, ha presentado ningún problema para los gestores de los centros. Es necesario comprobar si su contenido en impurezas tales como vidrio, pilas, etc. afecta a la calidad del bioestabilizado.

Aproximadamente un 9% de papel y cartón, un 9% de plásticos y un 11% de vidrio acompañan a esta materia orgánica durante el proceso de compostaje. El papel y cartón es materia biodegradable por lo que puede ser transformado por los microorganismos durante el proceso. La presencia de plásticos en las muestras que se someten a compostaje no representa un problema para el proceso biológico ya que, incluso en algunos de los centros se añaden como material estructurante. Durante el compostaje en túneles que se lleva a cabo en todos los CTRs de Castilla y León, se fuerza la aireación de la pila formada por el material rico en materia orgánica para que haya disponibilidad de oxígeno en todo el material de la pila, lo que hace que disminuya el tiempo del proceso. La distribución de oxígeno depende de la porosidad de la mezcla, esta porosidad en las materias primas puede ser proporcionada por los plásticos de pequeño tamaño que acompañan a los RU como los envases de yogur, etc. Precisamente en el CTR<sub>1</sub> se añaden como

estructurante los envases defectuosos que les proporciona una fábrica de la provincia.

Una vez concluido el proceso de compostaje tanto el plástico como el vidrio deben ser retirados en el afino de bioestabilizado para que no esté presente en el producto final por encima de los valores permitidos por la legislación. La evaluación de este proceso de afino se llevará a cabo mediante el análisis de la calidad del producto final que se muestra en la siguiente sección.

A la vista de los resultados se puede decir que los metales contenidos en los RU prácticamente no están presentes durante el proceso de compostaje donde solamente se tiene un 2% en peso de este tipo de material. Esto confirma que los sistemas instalados en los CTRs para la eliminación de este material (electroimanes y separadores de Foucault) consiguen altos rendimientos y cumplen de manera adecuada su función.

	Entrada		Salida	
	Media	Desv.est.	Media	Desv.est
Materia orgánica	<b>64,13</b>	9,83	<b>78,18</b>	3,53
Papel y cartón	<b>9,23</b>	6,23	<b>5,88</b>	3,07
Plásticos	<b>9,14</b>	2,14	<b>5,93</b>	3,44
Vidrio	<b>10,89</b>	5,04	<b>6,52</b>	4,64
Metales	<b>1,97</b>	2,00	<b>0,79</b>	0,84
Textiles	<b>0,53</b>	0,72	<b>0,43</b>	0,46
Madera	<b>1,11</b>	1,27	<b>0,36</b>	0,46
No combustibles	<b>3,01</b>	2,99	<b>1,90</b>	1,53

Tabla 5.31. Composición de la entrada y salida a los procesos biológicos en Castilla y León. Valores en % en base seca.

La presencia de impropios en el material de entrada genera mayores problemas en aquellos centros donde la fracción orgánica se trata por vía anaerobia. Los digestores anaerobios deben ser limpiados muy a menudo si hasta

ellos llegan muchos inertes como arenas o vidrios. Estas paradas hacen que la producción sea menor por lo que, antes de su llegada al digestor, el material pasa por varias etapas de acondicionamiento. A la vista de los resultados (figura 5.21), la corriente contiene hasta un 25% de material no biodegradable.

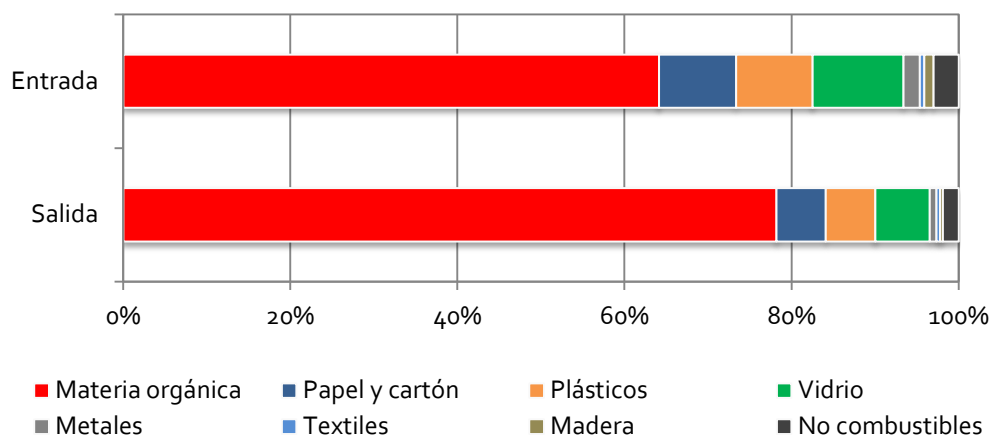


Figura 5.21. Composición media de la entrada y la salida de los procesos de compostaje en los CTRs de la región.

Hay que añadir que en 7 de las 30 muestras caracterizadas se encontró al menos una pila de uso doméstico pero por su peso respecto a la cantidad de muestra no representa un porcentaje significativo. Las pilas domésticas son generadores portátiles que convierten la energía química en eléctrica y, por sus características químicas, pueden considerarse residuos nocivos con presencia de metales pesados. Existen pilas de diferentes clases que contienen una larga lista de componentes entre los que se encuentran el óxido de plata, de litio, de mercurio, cadmio, zinc, etc. Al descomponerse la capa protectora que las recubre, se liberan los metales que contienen y se produce contaminación. Entre las consecuencias que puede acarrear estos metales en los seres humanos y animales se puede citar el caso del mercurio con daños en el sistema nervioso, fallos renales, trastornos gastrointestinales y de acuerdo con la dimensión de su ingestión, hasta la muerte; el manganeso que puede afectar tanto el sistema nervioso central como al hígado y las sales de plata, el zinc, el litio, el cadmio, que también son elementos nocivos para la salud si por algún motivo se incorporan al organismo. Es importante, por lo tanto, estudiar la presencia de estos metales pesados en el producto final

(bioestabilizado). Los resultados obtenidos en esta sección han sido publicados como parte del trabajo "Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants" (ver capítulo 7. I.).

### **5.3.2. Características de los bioestabilizados elaborados en los CTRs.**

El bioestabilizado se obtiene a través de una transformación microbiológica controlada de la fracción orgánica de los residuos urbanos y, si su calidad es suficiente, su aplicación resulta beneficiosa para el suelo y las plantas. El producto resultante es un regenerador de superficies y tiene una importancia fundamental en España por la deficiencia de materia orgánica casi generalizada (Gil et al, 2008).

El bioestabilizado producido en la degradación de la materia orgánica contenida en los RU no siempre ha sido un producto de calidad y esto ha provocado una desconfianza por parte de sus potenciales consumidores. No se ha encontrado ninguna publicación acerca de la calidad de los bioestabilizado que se están produciendo en los CTRs de la región, por lo que se desconoce si esa calidad se ha mejorado o continúa siendo baja en la actualidad. La venta de este producto depende completamente de la confianza de los agricultores sin que se proporcione ningún certificado de calidad por parte de los productores.

La desconfianza de los agricultores radica en la contaminación más visible como es la presencia de vidrios y plásticos. Sin embargo, una contaminación menos visible como es el exceso en el contenido de nitrógeno o la presencia de metales pesados pueden acabar con el valor agronómico de un suelo además de los efectos nocivos que podría tener en el agua, la flora, la fauna o el ser humano.

Para conocer las características del bioestabilizado que se está produciendo en la actualidad en los CTRs de la región, se han identificado los requisitos exigidos por la legislación vigente (capítulo 2), se han tomado 27 muestras del producto final producido en cada uno de los centros en distintas épocas del año y se han analizado en el laboratorio según la metodología descrita en el capítulo 4.

En cada uno de los centros se han recogido tres muestras del bioestabilizado final que se obtiene como producto del compostaje de la corriente de materia orgánica o de los lodos de digestión después de la etapa de maduración y afino.

En el laboratorio se realizaron por triplicado los análisis correspondientes a los requisitos fundamentales que debe cumplir un bioestabilizado de acuerdo con el RD 506/2013 y otros no legislados pero que completan el estudio (ver Anejo I). Los resultados obtenidos, tras el tratamiento estadístico que se aplica a los datos experimentales según lo descrito en el apartado 4.21, se muestran a continuación.

Junto con los valores obtenidos para cada uno de los bioestabilizados, que serán identificados según su centro de procedencia, se muestran los valores requeridos por el RD 506/2013. Todos ellos son valores máximos permitidos a excepción del contenido en materia orgánica con un mínimo requerido del 35%.

#### 5.3.2.1. Humedad

La humedad del bioestabilizado es un parámetro relacionado con el grado de maduración. El óptimo de humedad durante la etapa de compostaje está entre el 50 y el 60% (Liang et al., 2003). Valores menores de humedad reducen el rendimiento, puesto que un déficit de agua impide la solubilización de la materia orgánica que debe ser asimilada por los microorganismos. Para valores superiores al 60% de humedad se dificulta la difusión del oxígeno a través de la pila de material que composta (Hamoda et al., 1998). La humedad de las muestras que se introducen en los túneles de compostaje resultó tener un valor medio de  $51,20 \pm 1,71\%$ . Este valor, aunque es adecuado para el proceso, está en el límite por lo que puede ajustarse en los túneles mediante la recirculación de los lixiviados con los que se riega la pila de material si está demasiado seca. Durante la etapa de maduración, el bioestabilizado continúa perdiendo agua como subproducto de la degradación por lo que un valor de humedad muy elevado significa que aún no se ha alcanzado el final del proceso.

De acuerdo con los resultados de humedad que se presentan en la figura 5.22, todos los bioestabilizados, excepto el producido en el CTR<sub>1</sub>, contienen al menos un 60% de materia seca. Esto significa que han alcanzado un punto de maduración suficiente de acuerdo con el RD 506/2013.

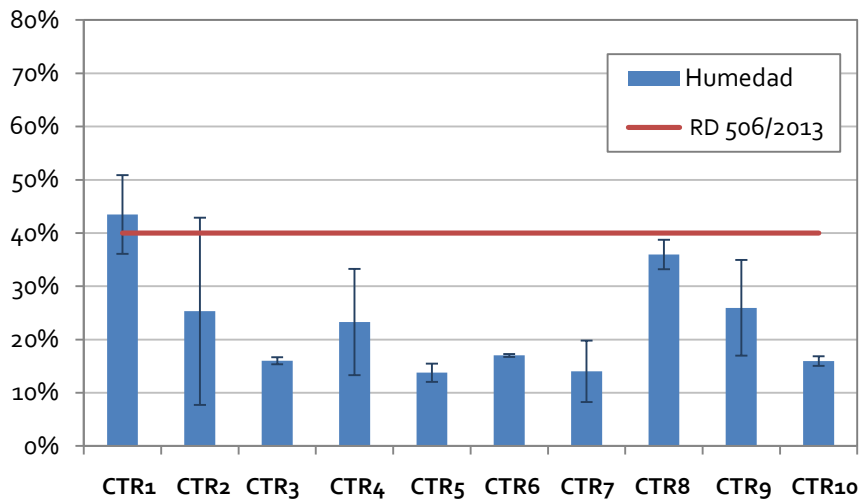


Figura 5.22. Porcentaje de humedad de las muestras de bioestabilizado de los CTRs de Castilla y León.

El bioestabilizado en el CTR1 se obtiene a partir de los lodos de digestión. En este centro no se pudo tomar muestra del bioestabilizado sin afinar pues se encontraba todo afinado; tras su estancia en el túnel el bioestabilizado se afina sin pasar por la maduración en hileras o túneles como se realiza en el resto de CTRs. A la vista de los resultados, está claro que la etapa de maduración es necesaria para estabilizar por completo el material. Esta maduración podría realizarse alargando el tiempo de residencia en los túneles con las condiciones adecuadas.

La maduración en túneles parece igual de efectiva o más que la maduración en hileras; el bioestabilizado obtenido en el CTR5 (el único que utiliza la primera de ellas) presenta el mayor porcentaje en materia seca entre los analizados. El tiempo de residencia de 15 días en compostaje y 15 días en maduración parece suficiente. El tiempo total del proceso se acorta considerablemente con este tipo de maduración, 15 días frente a 2 meses de media en hileras.

En el CTR2 únicamente se pudieron tomar dos muestras de bioestabilizado siendo muy diferente el contenido de humedad entre ellas (7,7 y 42%) por lo que se obtiene una gran dispersión respecto al valor medio.

### 5.3.2.2. Materia orgánica

De acuerdo con el RD 506/2013, el bioestabilizado elaborado a partir de RU debe contener al menos un 35% de materia orgánica (en base seca) para ser considerado una enmienda orgánica. Tal y como muestra la figura 5.23 este requerimiento no parece un problema para este material ya que todas las muestras a excepción del bioestabilizado recogido en el CTR2 lo cumplen. Los bioestabilizados elaborados en los CTRs 3, 4 y 10 superan incluso el 50% y el del CTR8 alcanza casi el 60%, valores que están en el rango de otras enmiendas orgánicas como el estiércol de bovino (Gil et al., 2008). El RD 865/2010 sobre sustratos de cultivo exige un contenido en materia orgánica superior al 20% por lo que en todos los casos, el bioestabilizado cumpliría con este requisito.

El CTR2 está localizado en una zona principalmente rural por lo que, en un principio, se puede pensar que un menor porcentaje de materia orgánica es depositado en los RU (restos de alimentos destinados a alimentación animal, etc.). En las caracterizaciones que se realizaron a las materias primas y productos del compostaje, una de las muestras sí contenía un porcentaje más bajo de materia orgánica pero, teniendo en cuenta el resto de caracterizaciones, no se puede concluir que los porcentajes se alejen de la media de la Comunidad Autónoma.

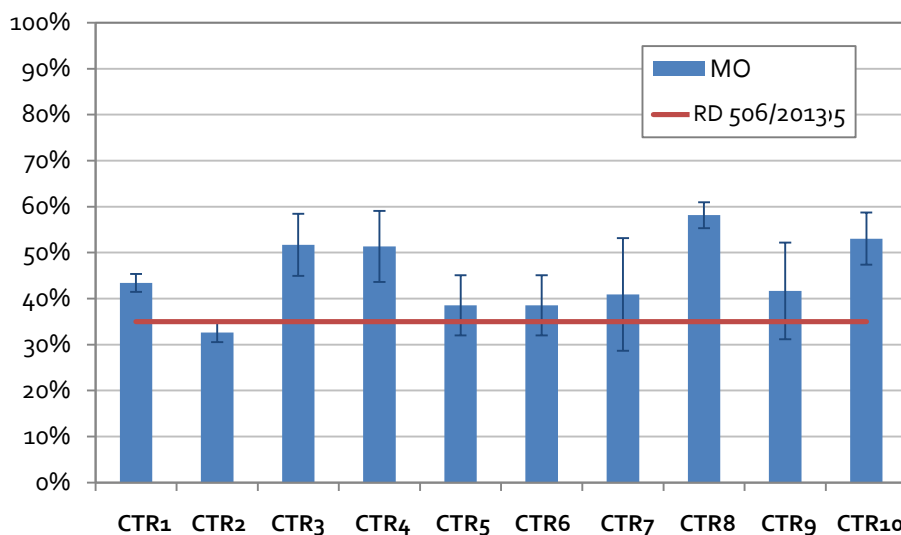


Figura 5.23. Materia orgánica en los bioestabilizado elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).



De los resultados obtenidos en el apartado 5.2 se deduce que se introduce a compostaje una materia prima que, en general, está compuesta por un  $64,13 \pm 9,83$  % de materia orgánica. Esta materia orgánica, tal y como se describe en el capítulo 4, es identificada visualmente durante las caracterizaciones y corresponde a residuos alimentarios animales y vegetales. En el bioestabilizado el análisis se hace de una manera más específica y, a pesar de que se denomina de la misma manera, en este caso la materia orgánica se refiere a la materia seca combustible a temperaturas entre 470 y 560°C. Lo que no es materia orgánica es materia inorgánica o cenizas, y se determina en el mismo análisis siendo ésta la materia que resiste a la calcinación. Los residuos de alimentación tendrán parte inorgánica por lo que el porcentaje de materia orgánica identificado en las caracterizaciones será siempre mayor que el porcentaje de materia orgánica en el bioestabilizado final.

#### 5.3.2.3. Relación C/N

Los microorganismos aerobios se alimentan de materia orgánica y desarrollan tejido celular a partir de nitrógeno, fósforo, carbono y otros nutrientes necesarios. Gran parte del carbono sirve como fuente de energía para los organismos que lo queman y expulsan como CO<sub>2</sub>. Puesto que el carbono orgánico puede servir como fuente de energía y como carbono celular, se requiere más carbono que, por ejemplo, nitrógeno. La relación C/N es determinante a la hora de elegir entre compostar un material por separado o junto a otros residuos. El valor recomendable para un desarrollo óptimo del proceso está entre 25 y 30, con relaciones más bajas se emite amoníaco y se impide la actividad biológica, con relaciones más altas el nitrógeno puede ser un nutriente limitante (Hamoda et al., 1998, Richard, 1992). La relación C/N de los residuos alimentarios es de 15 y la de los RU en masa de aproximadamente 50-60 (Pitchel, 2005). De acuerdo con los resultados de la sección anterior, la fracción orgánica que se obtiene como hundido del trómel en los CTRs, y que es la materia de partida para el compostaje, contiene de media un 65% de materia orgánica. El resto lo componen materiales como papel y cartón (9%), plásticos (9%) o vidrio (11%), que hacen que la relación C/N aumente hasta valores óptimos, entre 25 y 30, y que permiten el compostaje en solitario. Sin embargo, el proceso de refinado debe funcionar de manera adecuada para que estos materiales no lleguen al bioestabilizado final. En los centros en los

que se realiza el compostaje como etapa posterior a la digestión anaerobia, en ocasiones, es necesario añadir agentes estructurantes como restos de poda que realicen las dos funciones, favorecer la aireación y aumentar la relación C/N.

Tras el compostaje, la relación C/N es menor por la utilización del carbono por parte de los microorganismos. En el producto final, el RD 506/2013 restringe este valor de manera que los bioestabilizados con valores de C/N superiores a 20 no pueden ser aplicados a los suelos. La cantidad de nitrógeno que llega a las tierras de cultivo es muy importante puesto que un exceso de nitrógeno puede perjudicar el rendimiento de los cultivos o llegar incluso a contaminar los acuíferos. La figura 5.24 muestra los resultados para la relación C/N en las muestras del bioestabilizado producido en cada CTR. A la vista de los resultados todas las muestras de bioestabilizado cumplen con este requerimiento.

Sin embargo, estos valores de C/N provienen de distintas concentraciones de carbono y nitrógeno. La figura 5.25 muestra los resultados de la determinación del carbono orgánico total y el nitrógeno total (nitrógeno Kjeldahl) en las muestras de bioestabilizado recogidas en los CTRs de la región. Como cabía esperar, la muestra con menor contenido en carbono es la producida en el CTR2 que ya presentaba el menor contenido en materia orgánica. Las muestras que contenían porcentajes de materia orgánica superiores al 50% presentan valores de COT en torno al 30%. La concentración de nitrógeno varía entre el 1,67% para el CTR6 y el 2,54% para el CTR4. Estos valores son similares a los que presentan otras enmiendas orgánicas como el estiércol de bovino (2,13%) (Gil et al., 2008) o el bioestabilizado obtenido a partir de residuos orgánicos seleccionados (2,54%) (Warman et al., 2009).

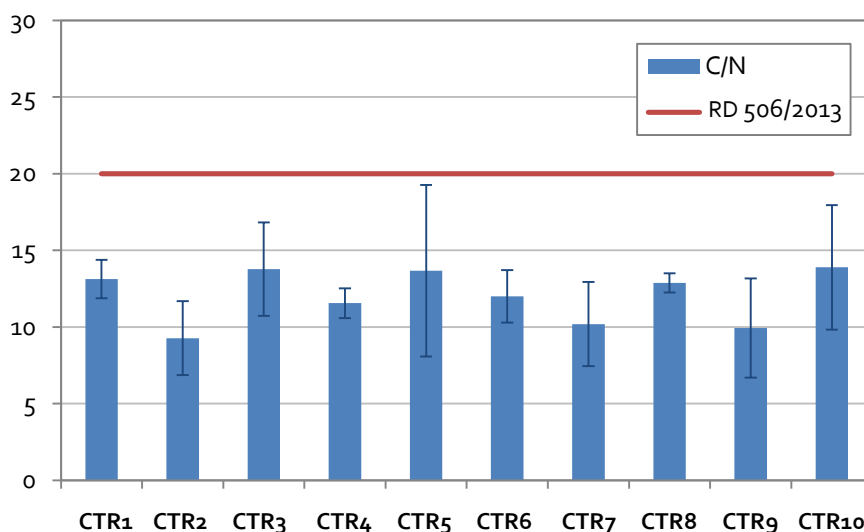


Figura 5.24. Relación carbono/nitrógeno en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

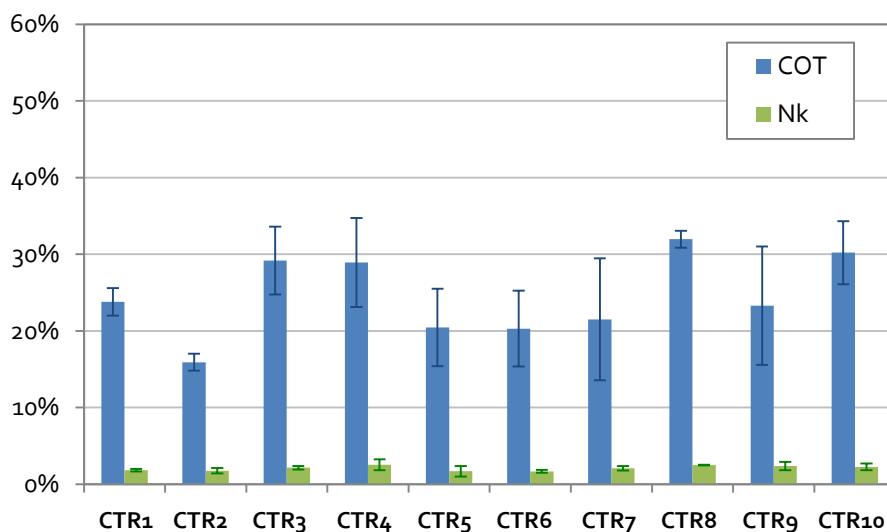


Figura 5.25. Carbono orgánico total y Nitrógeno total en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

#### 5.3.2.4. Impurezas >2mm

Existen grandes diferencias en los requerimientos legislativos respecto a este parámetro. El RD 865/2010 no recoge ninguna limitación de impurezas en el

compost para que pueda comercializarse como sustrato de cultivo. Sin embargo, el RD 824/2005 limitaba hasta en un 3% la cantidad de impurezas tales como plásticos, vidrio, arenas, piedras o metales con tamaño mayor a 2mm presentes en el bioestabilizado. Y, posteriormente, el RD 506/2013 restringía su presencia por completo puesto que, utilizando como materia prima la materia orgánica recogida selectivamente, no cabe esperar la existencia de este tipo de inertes en el producto final.

De todas maneras, esta es la contaminación más visible en las muestras de bioestabilizado y la principal causa de rechazo de este material por parte de los agricultores ya que, si estas impurezas llegan a las tierras de cultivo, permanecen en ellas largo tiempo. Resulta interesante por lo tanto, cuantificar la cantidad de impurezas presentes en los bioestabilizados. De acuerdo con los resultados que aparecen en la figura 5.26, solamente 4 de los 10 bioestabilizados presentaban un porcentaje de inertes menor del 3%, los elaborados en los CTRs 2, 3, 4 y 10; las muestras de los CTRs 1,6, 7 y 8 muestran valores inferiores al 5%, y resultan alarmantes los valores obtenidos en las muestras recogidas en el CTR5 y en el CTR9 con impurezas en proporciones cercanas al 15%.

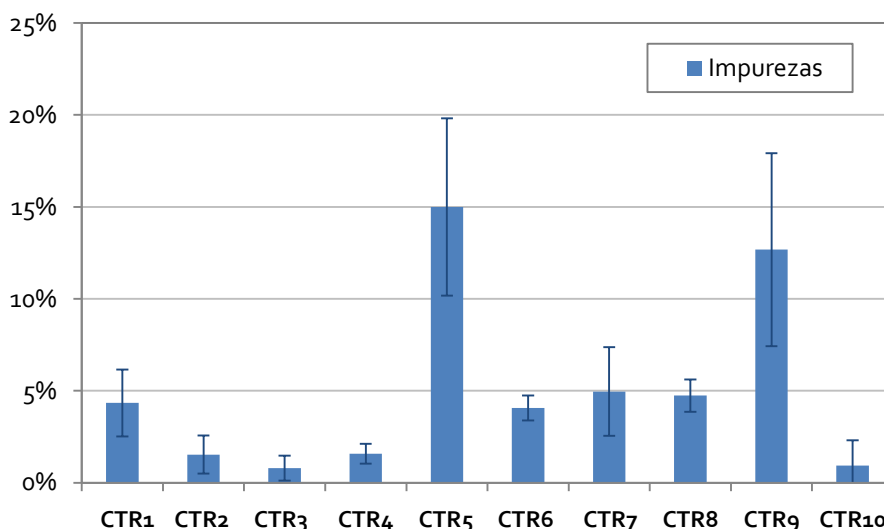


Figura 5.26. Impurezas >2mm en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

Es cierto que, en algunas de las caracterizaciones realizadas a la materia prima del compostaje en los CTRs 5 y 9, se encontraron porcentajes elevados de plásticos y vidrios; sin embargo, en otros centros como los CTRs 2 y 3 se encontraban en la misma proporción durante el compostaje y sin embargo no aparecen en el producto final. La clave debe estar por tanto en el proceso de afino del bioestabilizado.

El proceso de afino es similar en todos los CTRs. En la mayoría de ellos el bioestabilizado sin afinar, una vez madurado, pasa por un trómel de afino entre 10 y 25 mm donde el rechazo, principalmente plásticos y elementos grandes, es llevado a vertedero y el hundido pasa a la siguiente etapa. Ésta puede ser una mesa densimétrica que elimina los elementos de mayor densidad como piedras, arenas, etc. Dentro de los valores de impurezas de los CTRs 5 y 9 el mayor porcentaje corresponde a fragmentos de vidrio. Se puede pensar que una mejora en el triaje manual eliminaría la presencia de este material en el bioestabilizado final; sin embargo, en otros centros el porcentaje de vidrio que llega hasta el compostaje es igual o mayor que el que llega en estos dos CTRs. El punto crítico debe ser, por tanto, el rendimiento de la mesa densimétrica. Se deben ajustar los parámetros de este equipo en todos los centros en los que no se cumple con la cantidad de inertes de un tamaño superior a 2mm, de manera que se obtenga una menor cantidad de producto pero de mayor calidad. Si la densidad elegida para hacer la separación en la mesa densimétrica es muy elevada, partículas como el vidrio permanecerán en el producto final y solamente las piedras y elementos muy pesados serán eliminados. Si la densidad seleccionada es muy baja, la cantidad de rechazo aumentará perdiéndose con él gran parte del producto. Se debe adoptar una situación de compromiso entre ambos parámetros para intentar generar un producto con ciertos niveles de calidad. Aunque en algunos casos no exista limitación en la legislación, este tipo de parámetros son muy importantes en la comercialización del bioestabilizado.

Atendiendo a la densidad del producto final se observan valores altos en el caso del CTR9; sin embargo, el bioestabilizado procedente del CTR5 presenta valores medios a pesar de su alto contenido en impurezas, principalmente vidrio. La presencia de vidrio y arena se debe ver compensada con otro tipo de material,

como plástico o papel, con valores menores de densidad. Los resultados para todas las muestras analizadas se recogen en la figura 5.27.

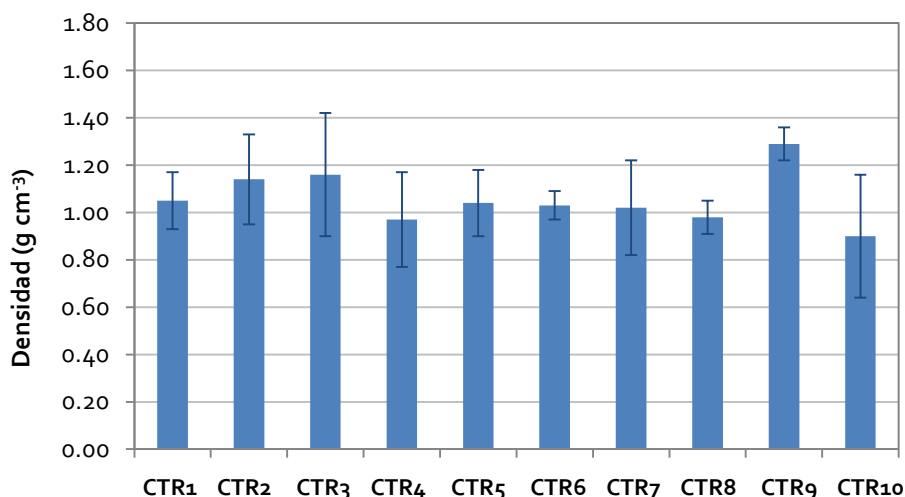


Figura 5.27. Densidad de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León.

#### 5.3.2.5. Distribución del tamaño de partícula

La única condición que fija el RD 506/2013 en lo referente al tamaño de partículas es que, para el bioestabilizado final, el 90% de las partículas tenga un diámetro inferior a 25mm. Este tamaño es común en muestras inmaduras y por tanto muy húmedas de manera que se forman aglomerados de materia que pueden alcanzar ese tamaño como le ocurre, por ejemplo, a los lodos de digestión. Se trata de un valor poco restrictivo por lo que no es raro que el 100% del material en las muestras analizadas haya pasado por el tamiz de 25mm. Además, la eliminación del material de mayor tamaño tiene lugar en la primera etapa del proceso de afino, donde se hace pasar por un trómel que, en el peor de los casos, tiene 25mm.

Sin embargo, la influencia del tamaño de partícula en propiedades del bioestabilizado tales como la mineralización de carbono y nitrógeno, la distribución de nutrientes, metales, etc. es clara de acuerdo con Zennaro et al.(2005), Doublet et al. (2010) y Gómez-Muñoz et al. (2011). Con el fin de

comparar los distintos productos obtenidos en estas instalaciones, se ha realizado la distribución del tamaño de partículas utilizando para ello tamices de 0,5 mm, 1 mm, 2mm y 3,35mm.

A la vista de estos resultados, se puede concluir que, de media, aproximadamente el 70% de las partículas del bioestabilizado final tienen un tamaño inferior a 3,35 mm. Sin embargo, se observan claramente dos tipos de distribuciones:

- Una de ellas muy simétrica en la que, a medida que aumenta el tamaño de partícula, la cantidad de material aumenta de manera progresiva (figura 5.28). Este es el caso de los bioestabilizados elaborados en los CTRs 1, 2, 3, 5, 6, 7 y 10, con ligeras diferencias principalmente en la fracción más pequeña pero con una distribución regular del material entre todos los tamaños.
- Y el otro tipo de distribución, en el que la mayor parte del material tiene un tamaño mayor a 3,35 mm. Este es el caso de los CTR4, CTR8 y CTR9 que, como se puede ver en la figura 5.28, muestran un perfil con una clara descompensación entre la proporción de material que queda retenido en ese tamiz y el resto. Se puede decir que el bioestabilizado de estos tres centros es un material de aspecto menos compacto y desde el que será más difícil la transferencia de nutrientes al suelo.

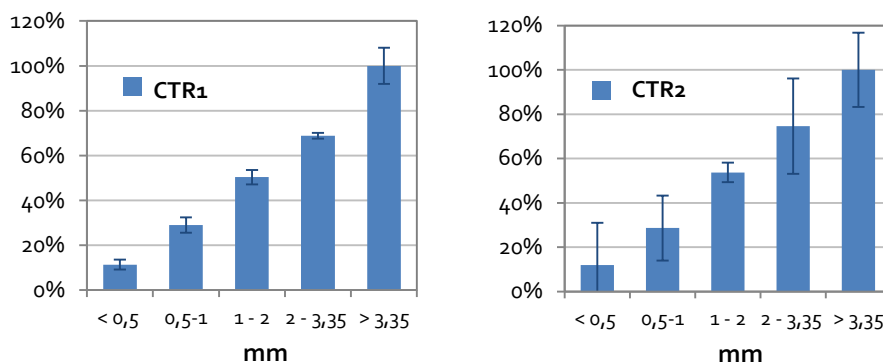


Figura 5.28. Distribución del tamaño de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (% acumulado en base seca).

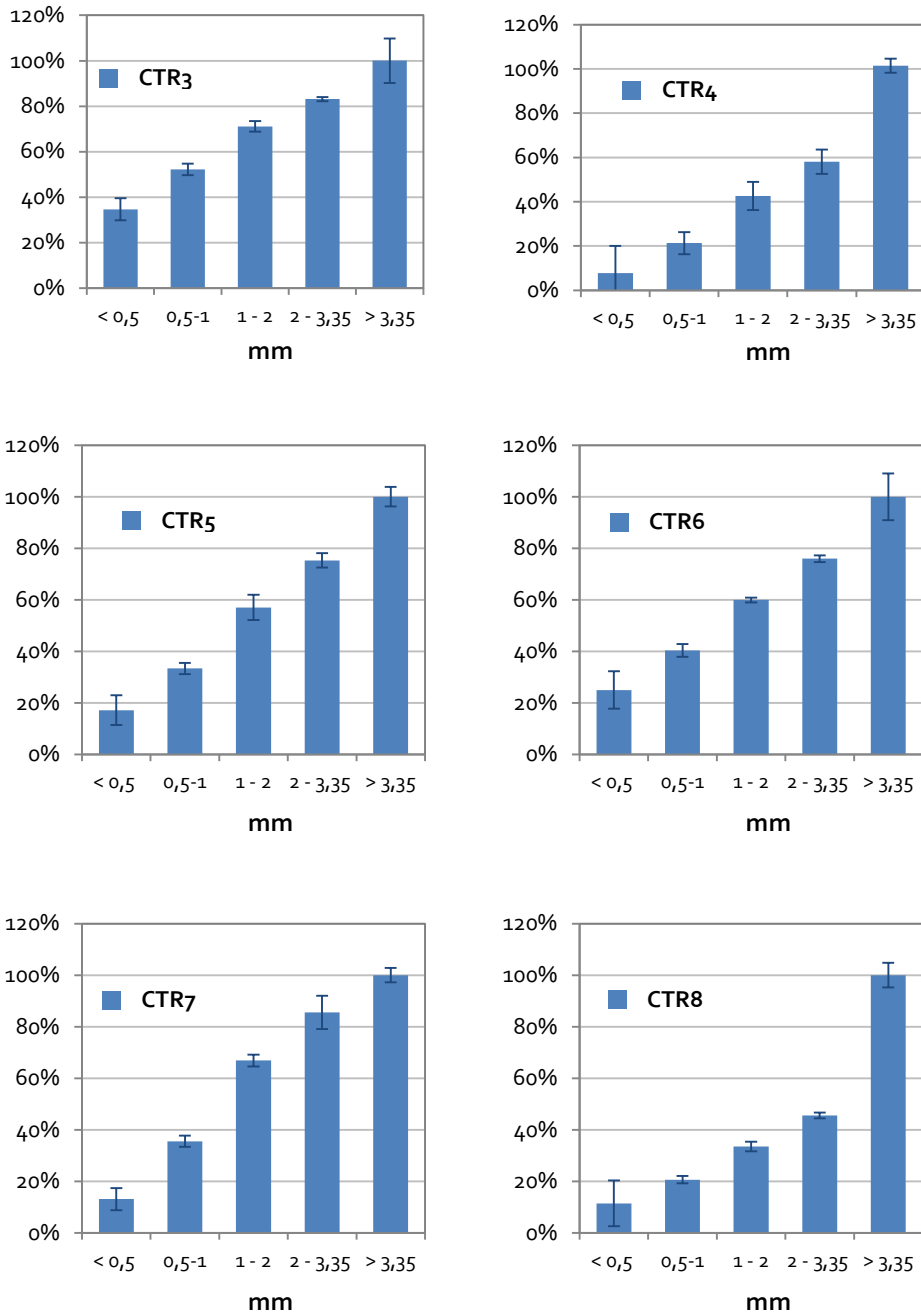


Figura 5.28 (cont.) Distribución del tamaño de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (% acumulado en base seca).



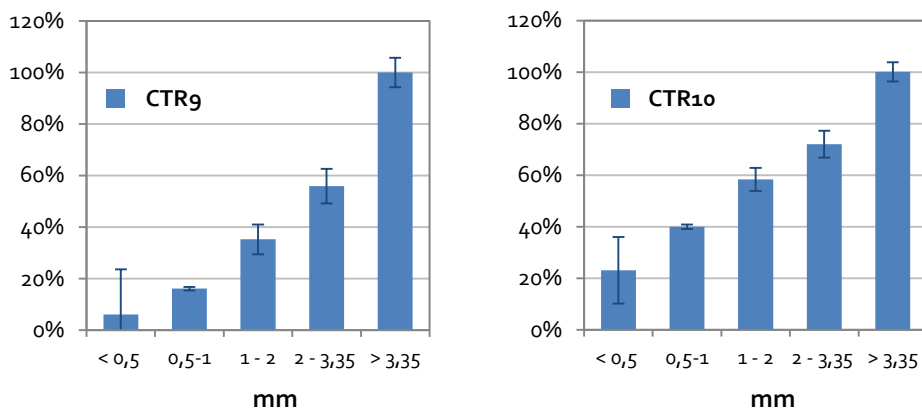


Figura 5.28 (cont.) Distribución del tamaño de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (% acumulado en base seca).

#### 5.3.2.6. pH y temperatura

Durante el compostaje, el control del pH es otro parámetro importante para evaluar el ambiente microbiano y la estabilización de residuos. El valor de pH, como la temperatura de la pila de material, varía con el tiempo durante el proceso de compostaje. El pH inicial de la fracción orgánica de los RU está normalmente entre 5 y 7. En los primeros días de compostaje la masa orgánica se encuentra a temperatura ambiente, comienza la reproducción de organismos mesófilos, y la temperatura se eleva rápidamente. El pH cae a valores de 5 o inferiores a causa de la actividad de los organismos mesófilos y su producción de ácidos orgánicos simples. Después de aproximadamente tres días, la temperatura llega a la etapa termófila y el pH empieza a subir hasta aproximadamente 8 o 8,5 para el resto del proceso aerobio. El valor del pH cae ligeramente durante la etapa de enfriamiento y llega a un valor de 7 a 8 en el bioestabilizado maduro. Si el grado de aireación no es adecuado, se producirán condiciones anaerobias y el pH caerá hasta aproximadamente 4-5 ralentizando el proceso de compostaje. Para lograr una descomposición aerobia óptima, el pH debería permanecer en el rango de 7 a 7,5. Para minimizar la pérdida de nitrógeno en la forma de gas amonio, el pH no debería sobrepasar un valor de 8,5. A la vista de los resultados (figura 5.29), en el pH de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de la región se

observa gran uniformidad con valores entre 7 y 8 típicos del bioestabilizado maduro.

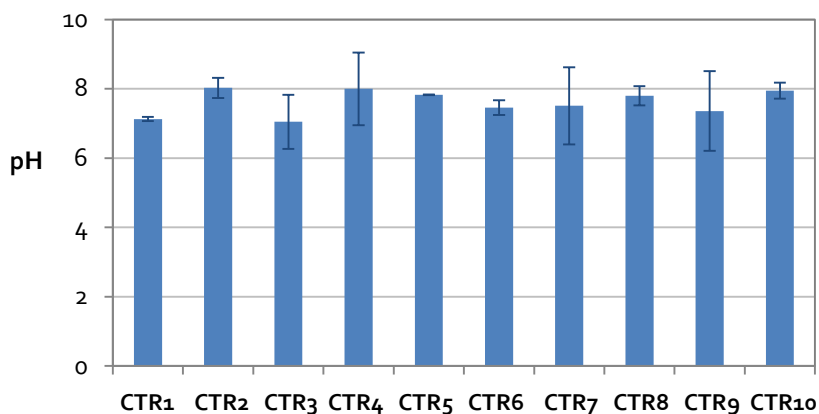


Figura 5.29. pH de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León.

Los sistemas de compostaje aerobio pueden funcionar tanto en la región termófila (55 a 60°C) como en la mesófila (30-38°C). Durante la fermentación de residuos urbanos se observa una subida de la temperatura producida por las reacciones exotérmicas asociadas con el metabolismo respiratorio; una vez oxidado el material orgánico fácilmente degradable, la temperatura desciende. La temperatura en los túneles de compostaje se regula mediante el control de la corriente de aire. En el compostaje en hileras puede variarse mediante la frecuencia del volteo aunque los 5-10°C de descenso que experimenta el material después de cada volteo se recuperan en unas horas. El rango óptimo de temperaturas se encuentra entre 50 y 55°C durante los primeros días y entre 55 y 60°C para el resto del periodo de compostaje activo o primera fase del proceso. Si la temperatura sube por encima de 66°C, la actividad biológica se reduce significativamente (Adani et al., 2002; Miyatake e Iwabuchy, 2005). Terminado el proceso de compostaje la temperatura disminuye de modo que la temperatura del bioestabilizado se iguala a la temperatura ambiente. En ninguna de las muestras analizadas se observó una elevación de temperatura respecto a la atmosférica lo que indicaba su estabilización.

### 5.3.2.7. Nutrientes

Además del C, H y O, las plantas necesitan tomar del suelo nutrientes minerales necesarios para su crecimiento en mayor o menor proporción (macro y micronutrientes). Los macronutrientes normalmente constituyen  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  (0,1 % sólidos totales) o más del peso seco de la planta mientras que los micronutrientes, que se requieren en menores cantidades, constituyen  $500 \text{ mg kg}^{-1}$  (0,05 % sólidos totales) (Hossner, 2008). C, H y O se obtienen en gran medida del aire y el agua, mientras que N, P, K, Ca, Fe y Mg son absorbidos por las plantas del suelo a través de la raíz. Los macronutrientes se encuentran presentes en el suelo en combinaciones complejas orgánicas e inorgánicas que deben ser convertidas en compuestos más simples hasta llegar a las formas iónicas antes de su absorción por las plantas. La ausencia de uno de estos nutrientes puede causar la muerte de los cultivos, por lo tanto, es esencial conocer las cantidades de estos productos químicos en el bioestabilizado de RU con el fin de estudiar su potencial fertilizante. Los resultados obtenidos tras el análisis de nutrientes en las 30 muestras de bioestabilizado se muestran a continuación.

El nitrógeno es uno de los nutrientes esenciales y el valor del nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl ( $N_k$ ). De media el contenido de  $N_k$  en las 30 muestras estudiadas es  $20,8 \pm 3,3 \text{ g kg}^{-1}$  en base seca (2,08 %). Entre el 1 y el 2% del nitrógeno total del suelo está presente en formas inorgánicas (principalmente como amonio o nitrato, ocasionalmente como nitrito) y es en estas formas como puede ser asimilado por las plantas. Se deben producir en el suelo, por tanto, una sucesión de transformaciones bioquímicas. La producción de la agricultura intensiva está limitada por la disponibilidad de nitrógeno y solo la mitad del requerimiento global del nitrógeno es proporcionado por fuentes naturales, el resto es suministrado por los fertilizantes.

El fósforo está presente como constituyente de muchos compuestos inorgánicos así como en combinaciones orgánicas como el ácido fítico y ácidos nucleicos. Está involucrado en el proceso de la fotosíntesis como fosfato que se utilizará por la planta en su crecimiento y reproducción. Existen referencias a la alta capacidad del bioestabilizado de RU para suministrar fósforo a las plantas y a que su concentración tiende a incrementarse con el grado de maduración

(Hargreaves et al., 2008). Sin embargo, de acuerdo con los resultados de la figura 5.30 tanto el valor más alto como el más bajo corresponden a dos de las muestras más maduras, recogidas en los CTRs 6 y 5 respectivamente. Por otro lado, el bioestabilizado obtenido a partir de los RU contiene normalmente mayor fósforo que el obtenido a partir de otros residuos orgánicos como los lodos de depuradora (Pitchel y Anderson, 1997). Tal y como muestran los resultados, de media los bioestabilizados elaborados en el área de estudio contienen  $3,2 \pm 1,0$  g kg<sup>-1</sup> en base seca.

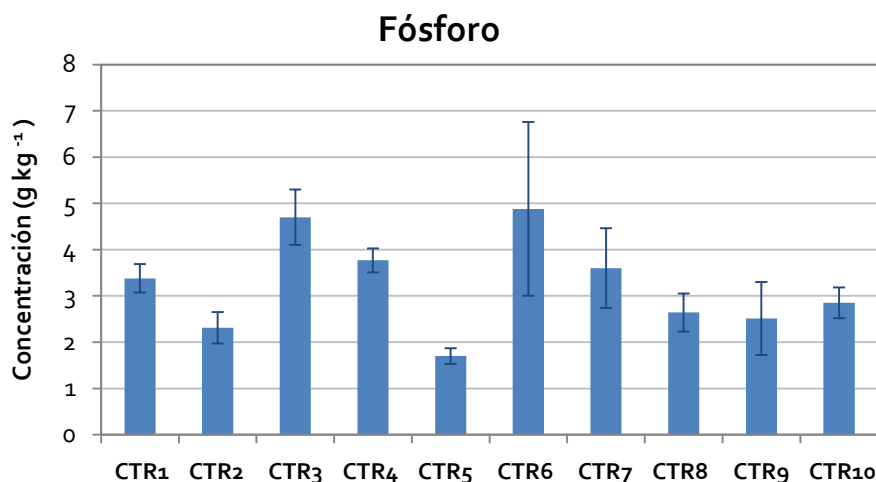


Figura 5.30. Concentración de fósforo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

El potasio se encuentra únicamente en forma de compuestos inorgánicos y está presente, en gran parte, en los minerales primarios feldespato y mica o en arcillas de los suelos. Es uno de los nutrientes más absorbidos por las plantas, ayuda a la fotosíntesis aumentando la absorción de CO<sub>2</sub> y está involucrado en la formación de azúcares. El potasio también está implicado en el crecimiento de las plantas por su poder para activar las enzimas que son catalizadores para muchas reacciones químicas. Según los resultados de la figura 5.31, el potasio está disponible en las muestras estudiadas de bioestabilizados en grandes cantidades con un valor promedio de  $14,7 \pm 4,3$  g kg<sup>-1</sup> de materia seca. Este valor es más alto que los mostrados por otros autores como Farrell y Jones (2010) en bioestabilizado de RSU o Barral et al. (2009) y Warman et al. (2009) en el bioestabilizado de RSU separados en origen. La mayor presencia de impurezas en las muestras analizadas

en este trabajo, procedentes de una separación mecánica, puede ser la causa de estas diferencias.

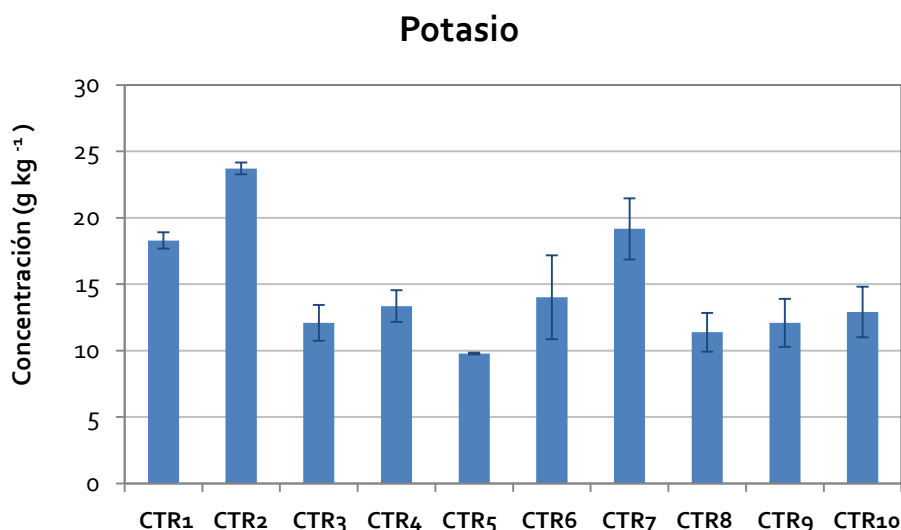


Figura 5.31. Concentración de potasio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

El calcio es siempre uno de los elementos mayoritarios en el bioestabilizado de RU con concentraciones normalmente por encima de  $10 \text{ g kg}^{-1}$  (Hargreaves et al., 2008). Las principales fuentes de Ca en los residuos son fracciones tales como papel y vidrio y, en menor medida, los residuos de alimentos (Riber et al., 2009). El calcio es parte de la estructura celular de las plantas ya que está presente en las paredes de las células que proporcionan la permeabilidad y la integridad, ayuda al transporte y la retención de minerales y contribuye a la formación de proteínas. La presencia de Ca es esencial para contrarrestar los efectos de las sales alcalinas y los ácidos orgánicos. El valor medio obtenido para las muestras de bioestabilizados de RU en el área de estudio fue  $74,1 \pm 11,7 \text{ g kg}^{-1}$  de materia seca. El valor más bajo de calcio fue encontrado en muestras de bioestabilizado del CTR 10, mientras que las más altas fueron las muestras de los CTR1 y CTR2 como se ve en la figura 5.32. Precisamente las caracterizaciones de las materias primas del proceso de compostaje realizadas en los CTR1 y CTR2 presentaban los valores más altos de la fracción papel y cartón, lo que puede derivar en esta mayor proporción de calcio en el bioestabilizado final.

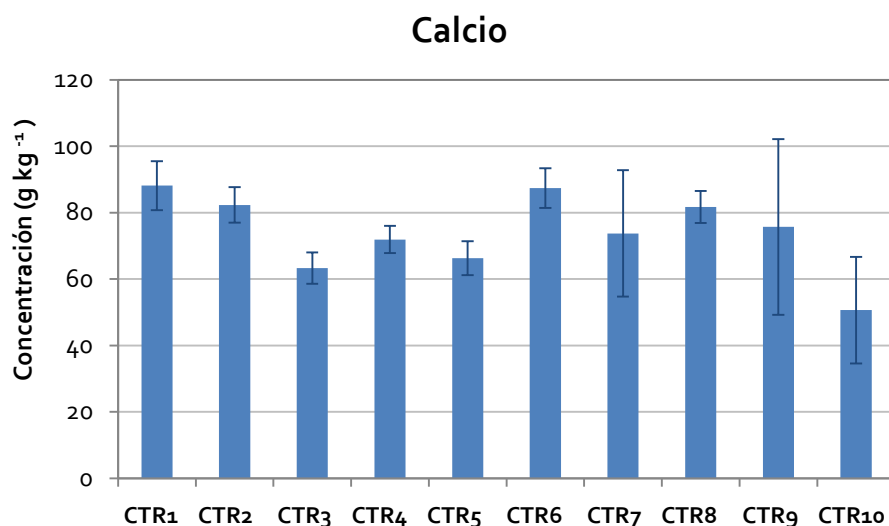


Figura 5.32. Concentración de calcio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

El magnesio es esencial para llevar a cabo la fotosíntesis en las plantas y está implicado en el crecimiento a través de la activación hormonal. De acuerdo con los resultados obtenidos que se muestran en la figura 5.33 la concentración de magnesio en las muestras estudiadas varió entre los  $4,4 \pm 0,2 \text{ g kg}^{-1}$  en el CTR10 y los  $9,8 \pm 0,8 \text{ g kg}^{-1}$  en el CTR6. El valor medio del magnesio en las 30 muestras estudiadas es de  $6,6 \pm 1,6 \text{ g kg}^{-1}$  en base seca, un valor ligeramente superior que el obtenido por Warman et al. (2009) en muestras de bioestabilizado generado a partir de RU seleccionados en origen. El vidrio tiene un gran contenido en magnesio por lo que estas diferencias en la composición del bioestabilizado pueden tener su origen en una mayor presencia de vidrio en la fracción orgánica no seleccionada.

Los óxidos de hierro afectan fuertemente una serie de propiedades del suelo como el color, la adsorción superficial de numerosos iones y moléculas, agregación del suelo y comportamiento redox. La concentración del hierro en las 30 muestras estudiadas en este trabajo es del orden de las que se presentaban en trabajos previos con un valor medio de  $12,0 \pm 4,4 \text{ g kg}^{-1}$  (ver figura 5.34). Sin embargo, al contrario de lo que ocurre con los otros cuatro macronutrientes (K, P, Ca y Mg), la

aplicación de bioestabilizado generado a partir de RU no tiende a incrementar las concentraciones de hierro en el suelo o las plantas (Hargreaves et al., 2008).

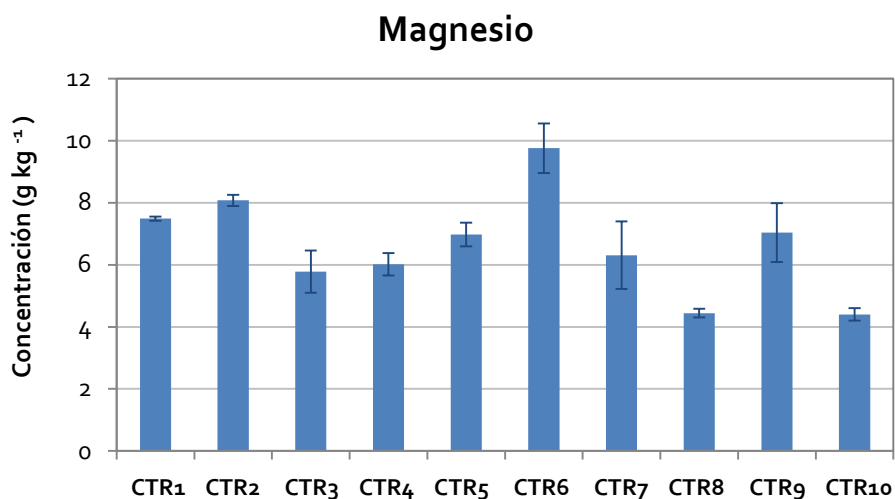


Figura 5.33. Concentración de magnesio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

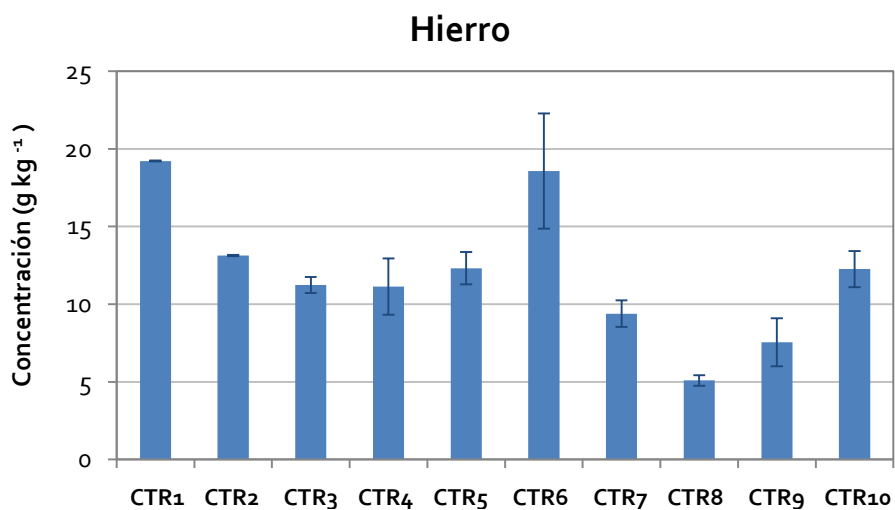


Figura 5.34. Concentración de hierro en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

### 5.3.2.8. Metales pesados

El contenido en metales pesados en el bioestabilizado elaborado a partir de RU es uno de los temas más controvertidos debido a su procedencia. La fracción orgánica utilizada como materia prima en los túneles de compostaje se selecciona mecánicamente y, como se vio en el apartado 5.3.1, existe una presencia notable de materiales impropios y, entre ellos, pilas y baterías. Las pilas contienen metales pesados como el zinc, cadmio, mercurio, etc. que pueden ser liberados durante el proceso contaminando el producto final. A continuación se muestra, para cada elemento químico, la concentración media obtenida para las tres muestras de bioestabilizado recogidas en cada uno de los CTRs de la región. Estos resultados se comparan con los requerimientos de la legislación española para productos fertilizantes del RD 506/2013 (BOE, 2013), que limita la concentración de metales pesados en el bioestabilizado elaborado a partir de RU (tabla 2.2). De acuerdo con este RD, se pueden establecer tres tipos de bioestabilizado procedente de RU en función de su concentración de metales pesados. De esta manera, serán de clase "A" los bioestabilizado que presenten concentraciones de metales pesados bajas, menores que el nivel más restrictivo; mientras que el bioestabilizado que únicamente cumpla los requerimientos del nivel más permisivo se denominará de clase "C". Este nivel no puede excederse, de lo contrario ese material no podría ser utilizado como enmienda orgánica. El tercer tipo de bioestabilizado, según el RD 506/2013, es el de clase "B" y es el que presenta concentraciones intermedias entre los de las otras dos clases. Por el momento, no existe un criterio unificado a nivel europeo respecto a la concentración de metales pesados en el bioestabilizado aunque los valores límite de los distintos países son muy similares. Los valores límite de la legislación española para el bioestabilizado de máxima calidad (clase "A") se basan en el Reglamento del Consejo Europeo No 2092/91 (EC, 1991) como requisito mínimo para la aplicación en agricultura orgánica (Hogg et al., 2002).

A la vista de la figura 5.35, las concentraciones de níquel son en general bajas en todas las muestras, con todos los valores por debajo del nivel establecido para considerarse de calidad "B",  $90 \text{ mg kg}^{-1}$ . El valor medio de la región es de  $41,2 \pm 10,4 \text{ mg kg}^{-1}$  en base seca, estando en el 90% de las muestras por debajo de  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ . A pesar de los daños causados por el Ni cuando sustituye a otros elementos



en metaloproteínas, no se ha observado fitotoxicidad en los cultivos tras la aplicación de bioestabilizado de RU con alto contenido en Ni (Woodbury, 1992).

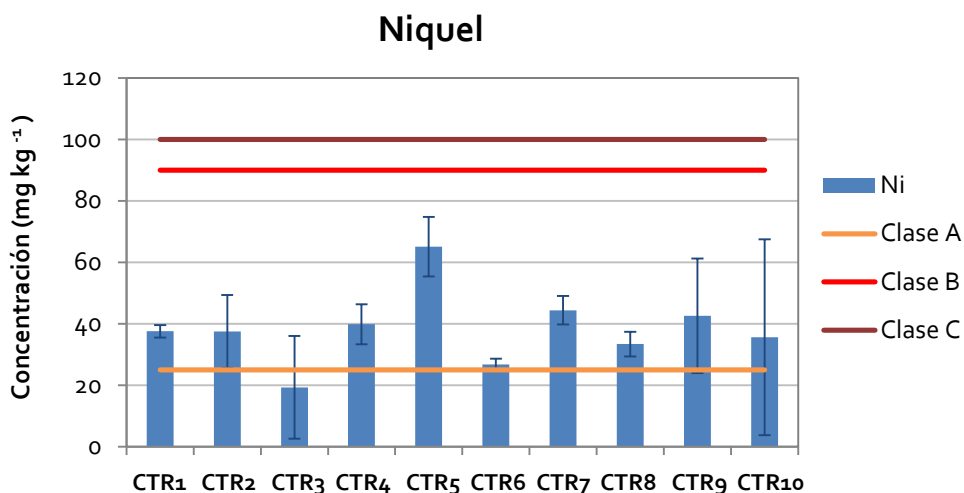


Figura 5.35. Concentración de níquel en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

Por el contrario, el plomo es uno de los metales pesados que se encuentra en mayor proporción en las muestras estudiadas de compost, con un valor medio de  $143,8 \pm 36,7 \text{ mg kg}^{-1}$ . Como se puede ver en la figura 5.36, el 60% de las muestras de bioestabilizado presentan concentraciones de Pb por debajo de  $150 \text{ mg kg}^{-1}$  (límite de la clase B) mientras que las muestras C<sub>3</sub>, C<sub>4</sub> y C<sub>7</sub> únicamente cumplen el requisito de calidad C con concentraciones inferiores a los  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ . Sin embargo, dos de las tres muestras tomadas en el CTR6 mostraron concentraciones de plomo superiores al valor límite permitido por la legislación, siendo la media de  $211,4 \pm 17,3 \text{ mg kg}^{-1}$ . Con esta concentración de plomo, la aplicación en suelos de este bioestabilizado no estaría permitida por la legislación española aunque sí cumpliría la de otros países como Estados Unidos donde su Agencia de Protección Ambiental (US EPA, 2000) fija el límite en  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ . La principal fuente de plomo en los RU son los pequeños aparatos eléctricos o electrónicos que aún se encuentran presentes en los RU en masa que entran a los CTRs como se vio en el apartado 5.2.1, algunos componentes de estos aparatos de menor tamaño pueden llegar a los túneles de compostaje.

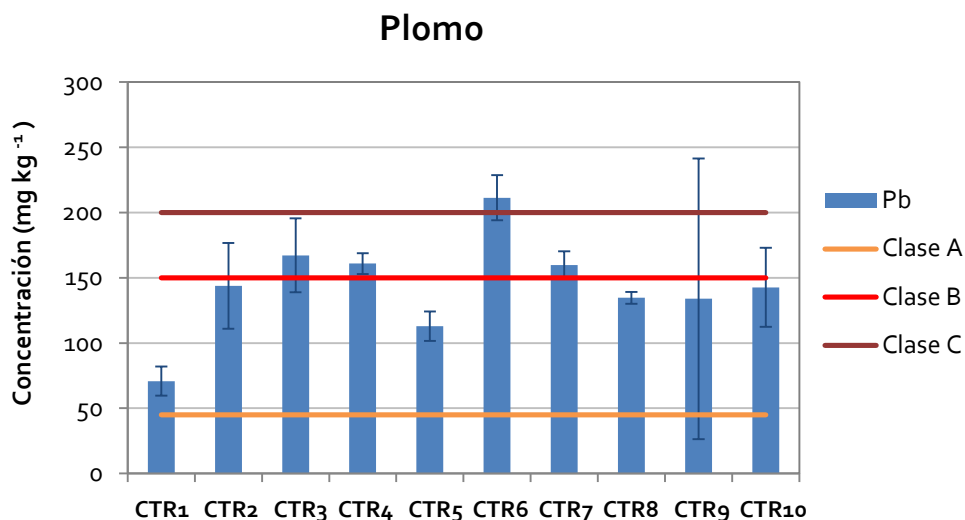


Figura 5.36. Concentración de plomo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

De acuerdo con los resultados de la figura 5.37, el contenido en cromo de las muestras de bioestabilizado elaborado a partir de RU no es muy alto. El valor medio para el bioestabilizado del área objeto del estudio es de  $84,9 \pm 32,6$  mg kg<sup>-1</sup> en base seca. El 80% de las muestras presentan concentraciones inferiores a los 100 mg kg<sup>-1</sup>, un valor cercano a los 70 mg kg<sup>-1</sup> de la clase A y ninguno de ellos excede el límite de la clase B. El Cr en su forma reducida es un requerimiento nutricional para animales y tiene una baja toxicidad sobre plantas, animales y humanos. Sin embargo, el uso de bioestabilizado conteniendo Cr (VI) está prohibido debido a su alta toxicidad para plantas, animales y microorganismos. A pesar de que la principal fuente de Cr en los RU es el vidrio (Riber et al., 2009) y de que la presencia de éste en las materias primas y productos del compostaje era clara en las caracterizaciones realizadas en secciones anteriores, finalmente, la contaminación en el bioestabilizado por este metal no se produce.

En trabajos anteriores, otros investigadores han estudiado la acumulación de cobre en varios cultivos como el maíz, la patata, la calabaza, el trébol y la albahaca tras la aplicación de bioestabilizado de RU (Woodbury, 1992 y Hargreaves et al., 2008). En la mayoría de los casos, las concentraciones de metales se mantuvieron por debajo de los niveles tóxicos y especies como el

tomate o la calabaza no absorbieron Cu del suelo. Por esta y otras razones, las concentraciones límite en el caso del cobre no son muy bajas, con valores de 400 y 300 mg kg<sup>-1</sup> para las calidades C y B respectivamente, las cuales no fueron superadas por ninguna de las muestras analizadas como se observa en la figura 5.38. La media de Cu en los bioestabilizados elaborados en la región es de 111,8 ± 64,5 mg kg<sup>-1</sup>. El contenido en Cu en las muestras de los CTR1, CTR2, CTR3 y CTR9 estuvo incluso por debajo del nivel de clase A, 70 mg kg<sup>-1</sup>.

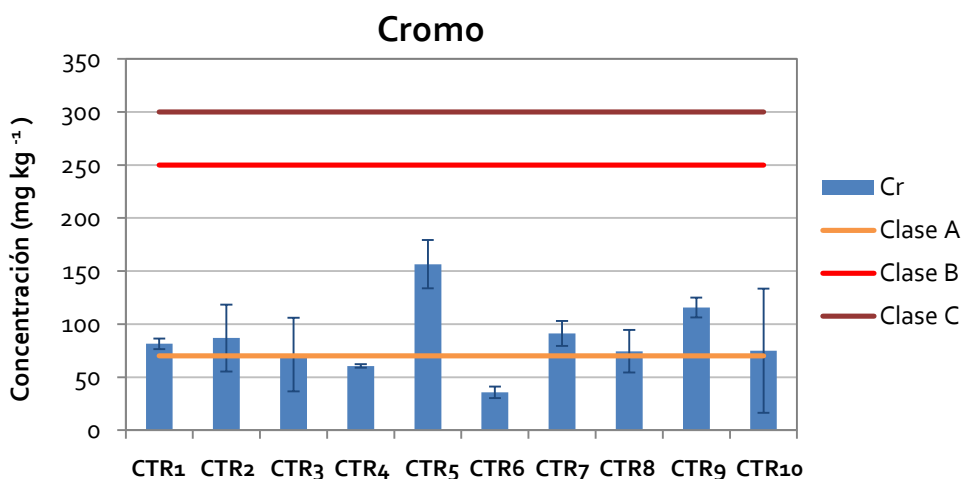


Figura 5.37. Concentración de cromo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

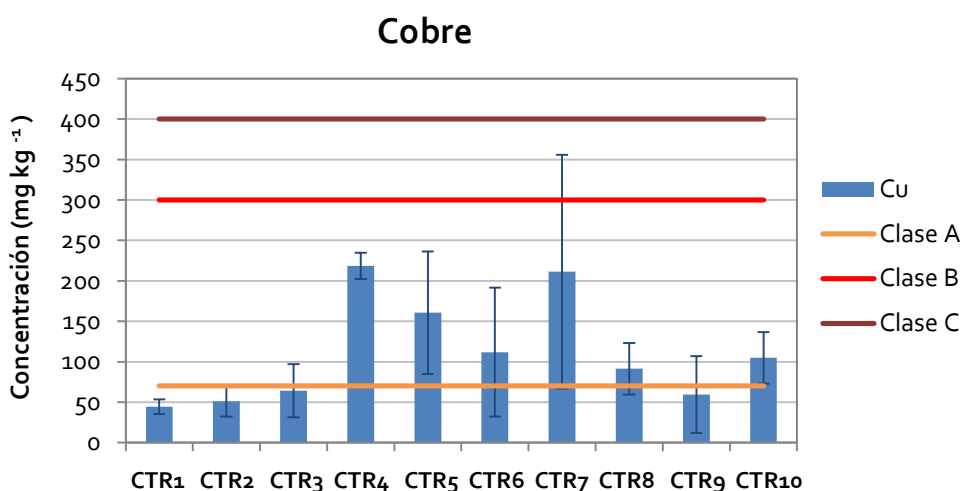


Figura 5. 38. Concentración de cobre en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

La principal fuente de zinc en los RU son las pilas (Riber et al., 2009). A pesar de la probada presencia de estos residuos peligrosos en las materias primas del proceso de compostaje (apartado 5.3.1), la concentración de Zn en las muestras estudiadas no fue excesiva aunque existen grandes diferencias entre unos centros y otros (figura 5.39). La concentración menor corresponde al CTR2 con  $102,4 \pm 9,8$   $\text{mg kg}^{-1}$  cumpliendo con los requerimientos de la calidad A mientras que las muestras de los CTR4 y CTR9 únicamente cumplen con el límite de la clase C con valores de  $600,1 \pm 80,0$   $\text{mg kg}^{-1}$  y  $922,8 \pm 108,4$   $\text{mg kg}^{-1}$  respectivamente. En resumen, 7 de los 10 bioestabilizados deben ser clasificados como calidad B para este elemento en particular, con valores por debajo de  $500 \text{ mg kg}^{-1}$ . El Zn es un elemento esencial para las plantas con bajo potencial para causar fitotoxicidad por lo que el uso de bioestabilizado procedente de RU puede resultar beneficioso en zonas deficientes.

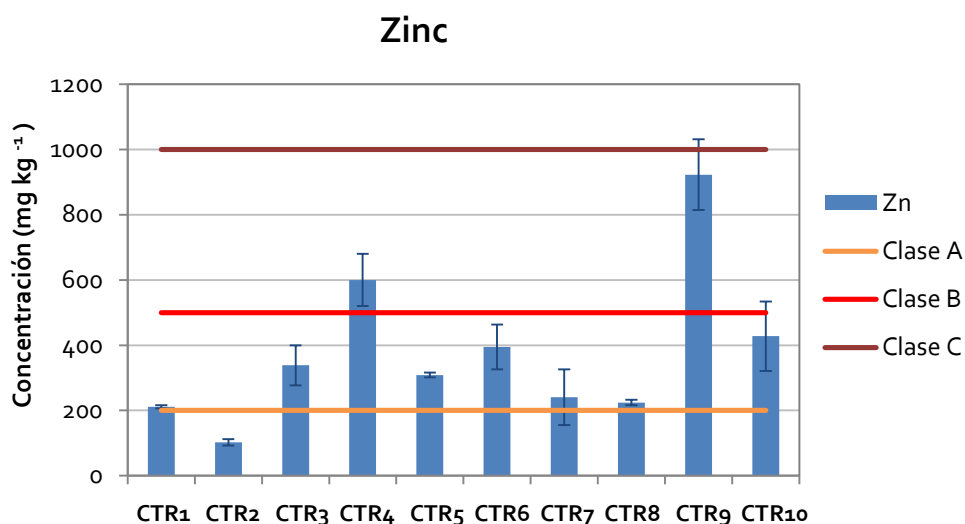


Figura 5.39. Concentración de zinc en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

Además, la presencia de pilas y baterías en los RU podría incrementar la concentración de cadmio y mercurio en el bioestabilizado final. De acuerdo con Woodbury (1992), la mayoría de las especies vegetales pueden acumular Cd e, incluso sin el uso de bioestabilizado de RU, algunas plantas pueden contener de

base valores de Cd sobre el valor recomendado. Por lo tanto, los valores límite de la legislación para la concentración de Cd en el bioestabilizado de RU para que pueda ser considerado enmienda orgánica son muy restrictivos, con valores de 0,7, 2 y 3 mg kg<sup>-1</sup> en las calidades A, B y C respectivamente. Sin embargo, los niveles de Cd en las muestras de bioestabilizado fueron muy bajos en el 90% de los casos, con valores por debajo de 0,7 mg kg<sup>-1</sup>. Solamente la muestra del CTR2 supera el nivel A aunque no el B, ver figura 5.40. Del mismo modo, las concentraciones de mercurio en las muestras estudiadas fueron realmente bajas. Todas las muestras presentaban valores por debajo del límite fijado por el RD 506/2013, 2,5 mg kg<sup>-1</sup> (ver figura 5. 41). El 50% de las muestras mostraban valores por debajo de 0,4 mg kg<sup>-1</sup> (clase A) y se encontró menos de 1,5 mg kg<sup>-1</sup> de Hg en el otro 50% (clase B). Los valores límite para el contenido de Hg en el bioestabilizado son especialmente bajos debido a su alta toxicidad en animales y humanos a relativamente bajas concentraciones.

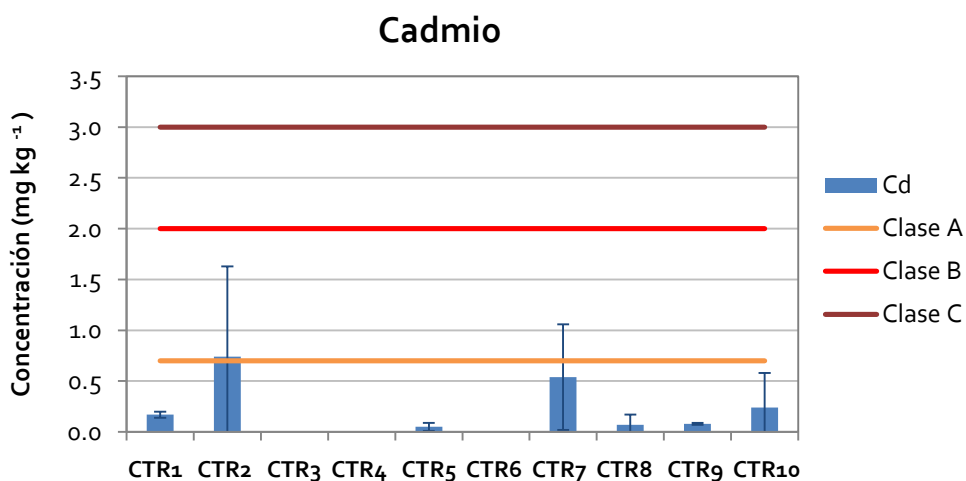


Figura 5. 40. Concentración de cadmio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

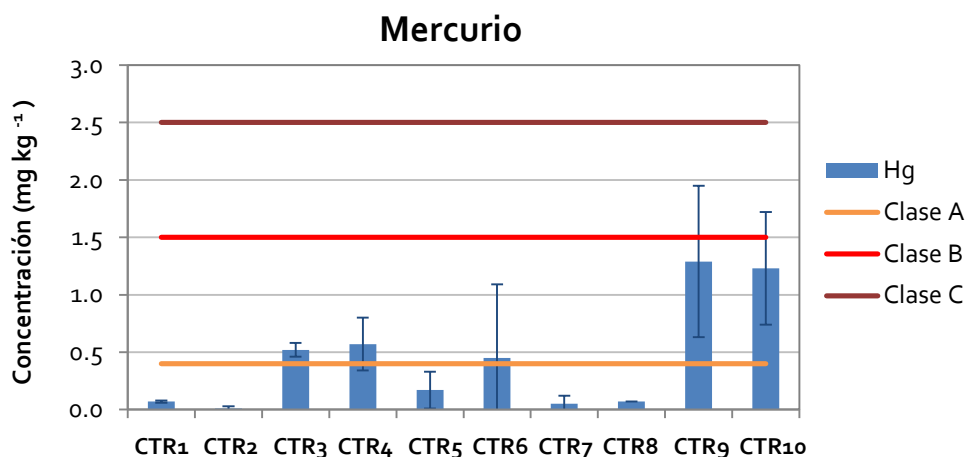


Figura 5.41. Concentración de mercurio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

El RD 506/2013 (BOE, 2013) no limita la concentración de arsénico en el bioestabilizado. Sin embargo, se han presentado casos de suelos contaminados por As por lo que el estudio de su concentración en el bioestabilizado elaborado a partir de RU resulta interesante para completar el estudio. La contaminación por As puede ser causada por procesos naturales y actividades industriales como la minería, fundición de metales o las plantas eléctricas de carbón, así como por la aplicación de pesticidas arsenicales. En general, el valor medio de la concentración de As en el bioestabilizado de RU no es excesivamente alta,  $7,6 \pm 7,7 \text{ mg kg}^{-1}$  aunque existen grandes diferencias entre unos centros y otros como se desprende del alto valor de la desviación estándar. Se encontraron valores de As desde  $1,33 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$  en el CTR8 hasta  $25,4 \pm 7,4 \text{ mg kg}^{-1}$  en el CTR6. Debido a la ausencia de valores límite en la legislación española, los resultados obtenidos (figura 5.42) se han comparado con otras normas internacionales sobre calidad de compost. Así, todas las muestras recogidas en la región de Castilla y León cumplen con los requisitos de la EPA estadounidense,  $41 \text{ mg kg}^{-1}$  (US EPA, 2000) y todas, excepto las del CTR5 y el CTR6 cumplirían con los requisitos de la legislación ambiental canadiense,  $13 \text{ mg kg}^{-1}$  (CCME, 2005).

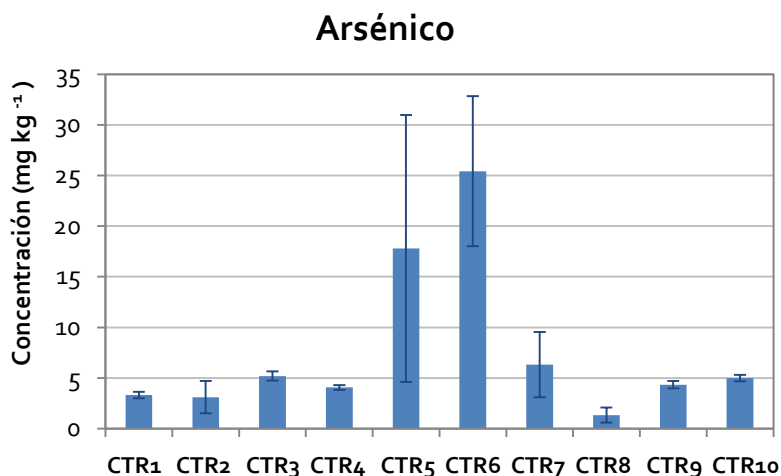


Figura 5.42. Concentración de arsénico en las muestras de bioestabilizado elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).

#### 5.3.2.9. Calidad de los bioestabilizados elaborados en los CTRs de la región

En general, se puede decir que las concentraciones de metales pesados que presentaban las muestras estudiadas fueron menores de lo esperado teniendo en cuenta la composición de las materias primas del proceso de compostaje. Aun así, para que un bioestabilizado elaborado a partir de los RU pueda ser utilizado como enmienda orgánica, debe cumplir con todos los requisitos del RD 506/2013. Para que pueda ser clasificado como clase A (la mejor de las tres), además de cumplir con los requerimientos en cuanto a humedad, materia orgánica, relación C/N e impurezas, las concentraciones de todos los metales pesados deben estar por debajo del valor límite de esa categoría. Del mismo modo para las otras dos clases B y C. A continuación se resumen, para cada bioestabilizado, los valores de los parámetros que son de obligado cumplimiento según el RD 506/2013, de manera que se pueda evaluar de manera individual la calidad de estos productos.

A la vista de la figura 5.43 se puede comprobar que, de todos los requisitos impuestos por el RD 506/2013, el bioestabilizado elaborado en el CTR1 incumple dos de ellos. Tiene una humedad superior a la permitida y su contenido en impurezas es ligeramente superior al 2%. Por su contenido en metales pesados,

este bioestabilizado podría ser clasificado en la categoría B. La contaminación por metales es más difícil de resolver pues viene determinada principalmente por la calidad de las materias primas pero, en el bioestabilizado del CTR<sub>1</sub>, se incumplen dos de los parámetros sobre los que sí puede actuar el CTR. Para reducir la humedad en el producto basta con aumentar el tiempo de residencia en la etapa de maduración mientras que la presencia de inertes puede reducirse con una mejora en el proceso de afino (reducción del tamaño de malla, aumento del tiempo de residencia de los equipos o reducción del caudal, etc.). Una vez realizados estos ajustes y, si el resto de parámetros continúa dentro de los límites establecidos, este bioestabilizado podría resultar un producto atractivo para los agricultores. En la actualidad el bioestabilizado elaborado en el CTR<sub>1</sub> se utiliza para el sellado del vertedero.

De la misma manera, la figura 5.44 resume las características del bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR<sub>2</sub>. Como se observa en la figura, este producto cumple con todos los requisitos excepto uno: el contenido en materia orgánica debe ser mayor al 35% y tiene de media un 33%.

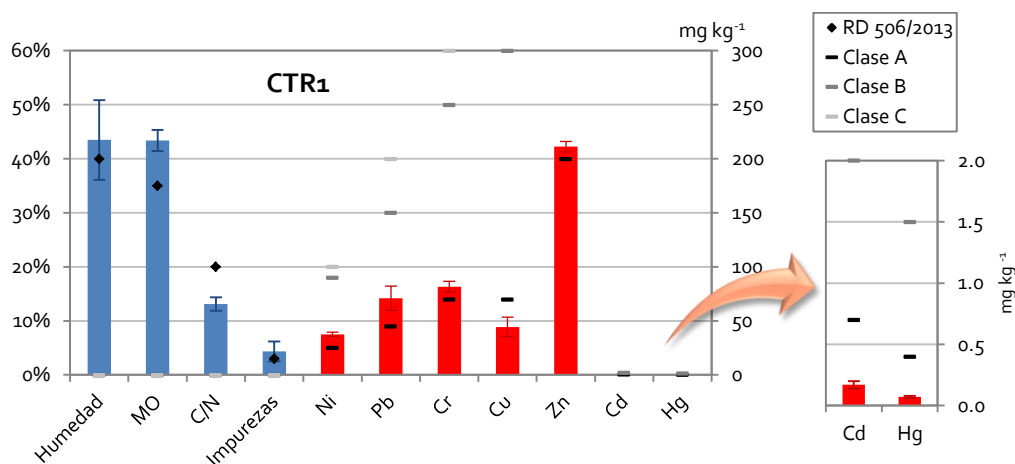


Figura 5.43. Características del bioestabilizado elaborado en CTR<sub>1</sub> vs requisitos del RD 506/2013.

El bioestabilizado elaborado en el CTR<sub>2</sub> tiene gran aceptación entre los agricultores de la zona. A la vista de los resultados, se trata de un bioestabilizado



seguro pues no supera ninguno de los valores establecidos en el RD 506/2013. Sin embargo, no contiene la cantidad de materia orgánica suficiente para considerarse una enmienda orgánica. Desde el punto de vista de la concentración de metales pesados, este producto cumple con los requisitos de la clase B.

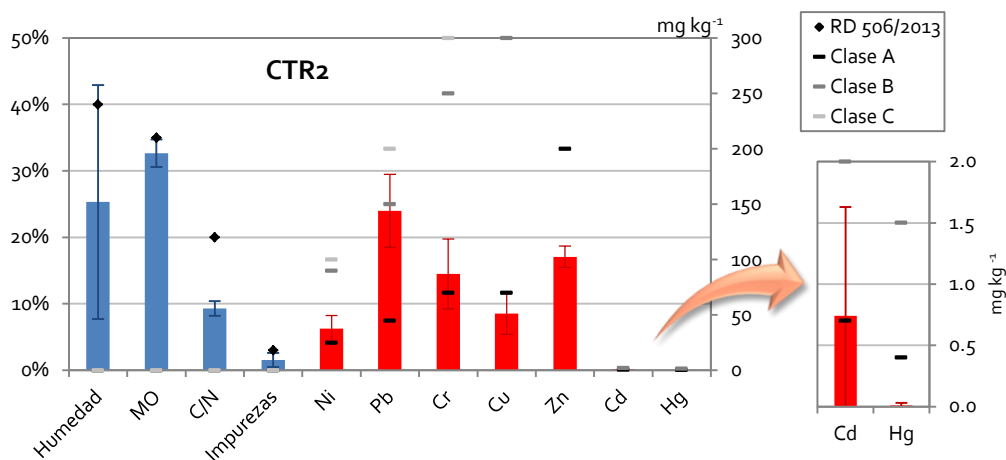


Figura 5.44. Características del bioestabilizado elaborado en CTR2 vs requisitos del RD 506/2013.

El bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR3 cumple con todos los requisitos establecidos en el RD 506/2013 para ser calificado como una enmienda orgánica (figura 5.45). Por su contenido en metales pesados debe ser considerado de clase C, aunque solamente supera el nivel de la clase B en el caso del plomo. Puede aplicarse, por tanto, sobre suelos agrícolas con seguridad pero, por pertenecer a la clase C, no en dosis superiores a 5 toneladas de materia seca por hectárea y año.

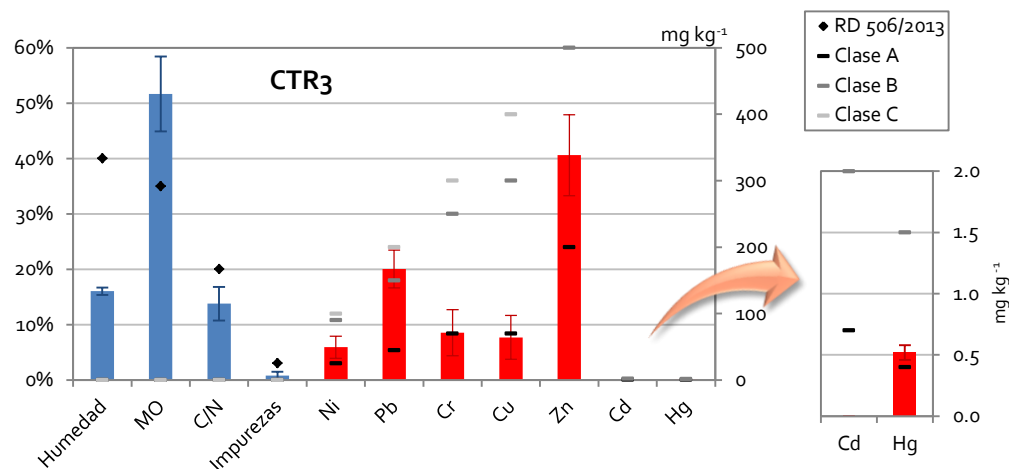


Figura 5.45. Características del bioestabilizado elaborado en CTR3 vs requisitos del RD 506/2013.

También en el CTR4 se produce un bioestabilizado de calidad. Tal y como se muestra en la figura 5.46, cumple con todos los parámetros necesarios para que sea considerado una enmienda orgánica según la legislación española. Se trata de un bioestabilizado maduro de buena calidad y, por este motivo, tiene una gran acogida entre los agricultores de la zona que lo compran al precio de 6€/tm. Las concentraciones de metales pesados son cercanas al límite de la clase A excepto en el caso del Zn y el Pb, por lo que debe ser considerado de clase C. Al igual que en el caso del bioestabilizado del CTR3, su uso está limitado a 5 toneladas por hectárea y año.

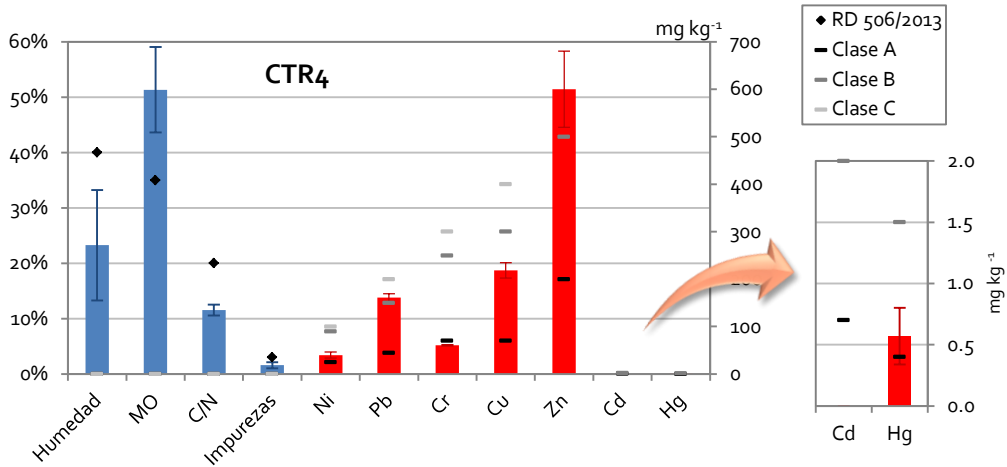


Figura 5.46. Características del bioestabilizado elaborado en CTR4 vs requisitos del RD 506/2013.

El bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR5 cumple con todos los requerimientos del RD 506/2013 excepto el relativo al contenido en impurezas >2mm (figura 5.47). El límite establecido está en el 3% y, de media en este centro, se obtuvieron datos del 15%. Es claro que se deben mejorar los procesos de afino de bioestabilizado en este CTR antes de comercializar el producto que, por otra parte y desde el punto de vista del contenido en metales pesados, es un producto seguro encuadrándose dentro de la clase B (sin limitaciones en la dosificación).

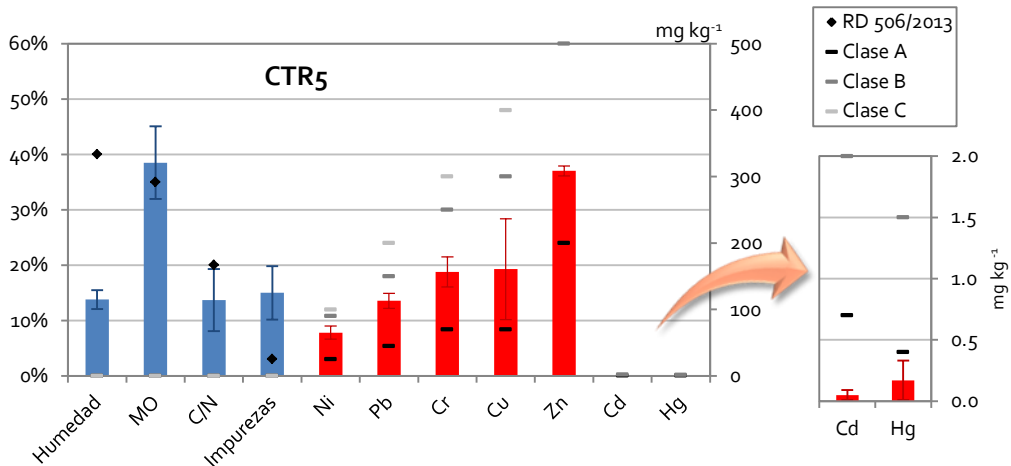


Figura 5.47. Características del bioestabilizado elaborado en CTR5 vs requisitos del RD 506/2013.

Según los responsables de la planta, el bioestabilizado elaborado en el CTR5 además presentaba problemas de contaminación microbiológica por presencia de *Salmonella* que, por ley, debe estar ausente en estas muestras. Los análisis microbiológicos de estas muestras quedan fuera del alcance de este trabajo pero, para asegurar que el producto está higienizado, es conveniente dejar alcanzar la temperatura suficiente durante un tiempo determinado en los túneles de compostaje de acuerdo con la figura 5.48. Esta figura muestra la tasa de mortalidad de algunos patógenos que, como se observa, es función del tiempo y la temperatura. Para el caso concreto de la especie bacteriana *Salmonella* puede ser destruida en 15 o 20 minutos cuando se expone a temperaturas de 70°C, o en 1 hora si la temperatura es de 55°C.

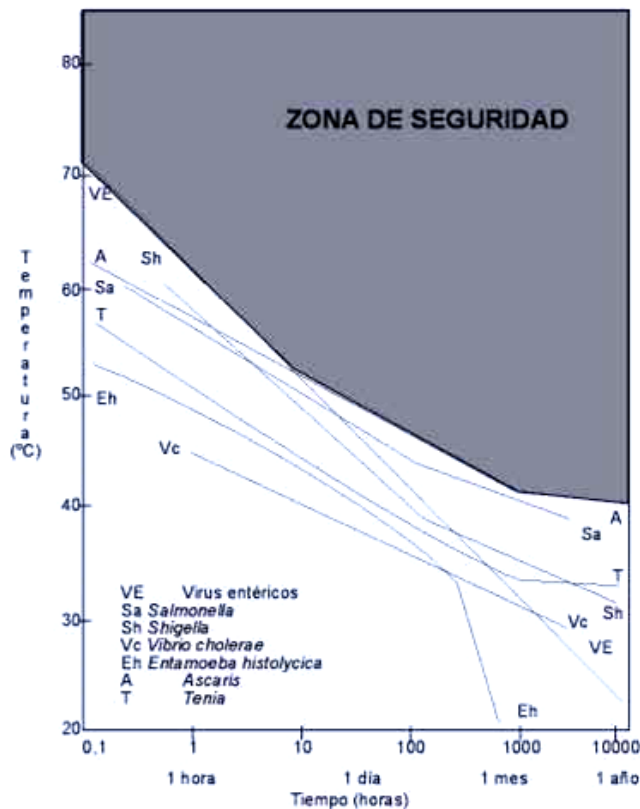


Figura 5.48. Eliminación de patógenos en el bioestabilizado en función del tiempo y la temperatura.

Tal y como muestra la figura 5.48, la mayoría de los patógenos serán destruidos rápidamente cuando todas las partes de la pila de bioestabilizado estén sometidas a una temperatura de 55°C (región termófila). Solamente unos pocos pueden sobrevivir a temperaturas de hasta 67°C un corto periodo de tiempo y se pueden eliminar todos los microorganismos patógenos dejando que el material que está fermentando llegue a una temperatura de 70°C durante 1 ó 2 horas aunque se corre el peligro de reducir la actividad biológica que sí interesa cuando se sobrepasan los 66°C.

La Agencia para la Protección Ambiental estadounidense (EPA) ha fijado normas específicas de tiempo-temperatura para el control de los patógenos en los sistemas de compostaje (Tchobanoglous, 1998): en procesos de compostaje en reactor, pila estática aireada o hilera, en los que se quiera reducir significativamente los patógenos, se deben mantener los RU en condiciones de operación mínimas a 40°C durante 5 días; durante este periodo la temperatura debe exceder los 55°C durante 4 horas. Para una reducción adicional de patógenos en compostaje en reactor o pila estática aireada, los RU deben mantener la temperatura de 55°C durante 3 días. En el caso de compostaje en hilera, esta temperatura debe mantenerse al menos 15 días con un mínimo de 5 volteos a la hilera. Estas condiciones son fáciles de cumplir en los sistemas de compostaje de los CTRs de Castilla y León si se lleva a cabo un control estricto de las condiciones de operación.

Como en el caso anterior, el bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR6 no cumple con los requerimientos de la legislación española (figura 5.49). Por un lado, supera ligeramente el porcentaje permitido en impurezas de un tamaño mayor a 2mm, 4,1% frente al 3% que es el valor límite. Para resolver ese problema se debe mejorar el sistema de afino de compostaje. Resulta más complicado, por otro lado, resolver el problema del alto contenido en plomo de las muestras de bioestabilizado en este centro. Una de las recomendaciones sería aumentar las campañas de concienciación ciudadana para una correcta segregación de los residuos evitando así que lleguen hasta el proceso de compostaje pilas o aparatos electrónicos. Si el problema persiste, otra solución para este producto podría ser la exportación a otras regiones con límites más

permisivos puesto que, en España, el límite de plomo se encuentra entre los más restrictivos.

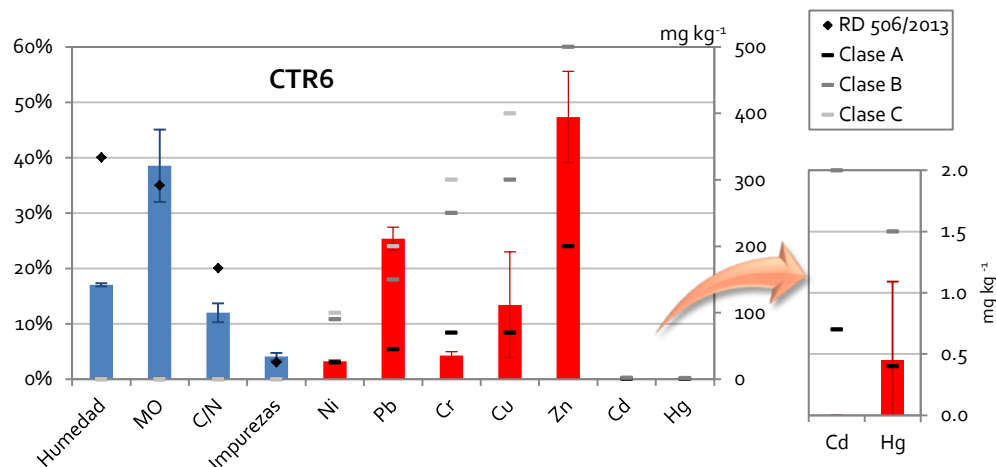


Figura 5.49. Características del bioestabilizado elaborado en CTR6 vs requisitos del RD 506/2013.

El bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR7 tiene gran aceptación y se vende a los agricultores de la provincia y alrededores. Por su contenido en metales pesados debe ser clasificado como “C” aunque únicamente el porcentaje en plomo supera el límite de la clase “B” (figura 5.50). Deben tenerse en cuenta, por tanto, las recomendaciones en cuanto a la dosificación de estos bioestabilizados tipo C. A pesar de su buena acogida, no se trata de una enmienda orgánica de calidad pues, en dos de las tres muestras que se tomaron en este centro, se incumplía el requisito de contener menos de un 3% en impurezas de un tamaño mayor a 2mm. Se debería mejorar el proceso de afino para ofrecer un producto de mayor calidad.

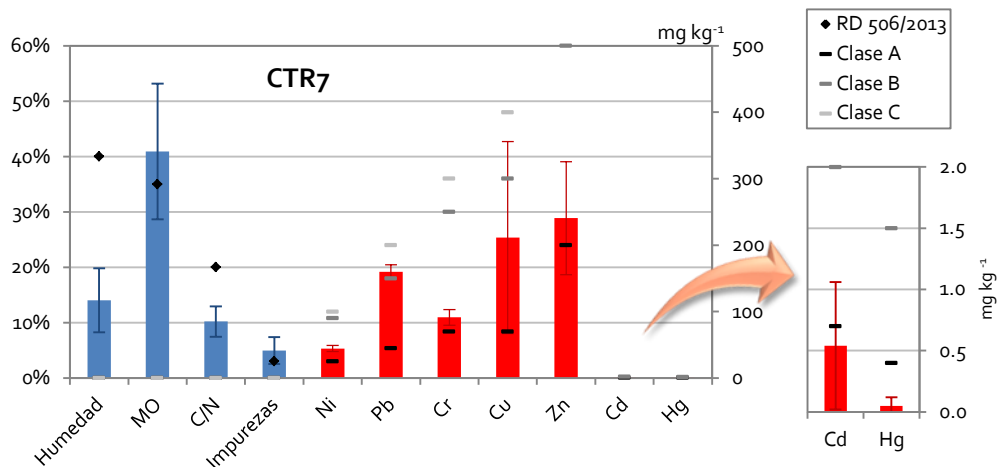


Figura 5.50. Características del bioestabilizado elaborado en CTR7 vs requisitos del RD 506/2013.

De nuevo por causa de las impurezas, los bioestabilizados elaborados en los CTRs 8 y 9 incumplen con los requerimientos de la legislación española (figuras 5.51 y 5.52). Si no fuera por el 5% de impurezas, el bioestabilizado del CTR8 presenta muy buenas características para ser utilizado como enmienda orgánica. Su contenido en materia orgánica es del 58% mientras que ninguno de los metales pesados se encuentra en concentración superior al establecido por la clase B. En el caso del bioestabilizado del CTR9, el contenido en impurezas fue siempre superior al 8% por lo que se debe mejorar necesariamente en el proceso de afino. El contenido en zinc es especialmente elevado con un valor de 922 mg kg<sup>-1</sup> aunque sigue estando por debajo del valor límite para este elemento, 1000 mg kg<sup>-1</sup>.

Si en estos dos centros se mejora el proceso de afino de bioestabilizado y se impide que la concentración de impurezas sea tan elevada, pueden ser utilizados como suplemento en los suelos de manera segura. El bioestabilizado del CTR8 sin límite en la dosificación por tratarse de clase B, y el bioestabilizado del CTR9 con un máximo de 5 toneladas de materia seca por hectárea y año.

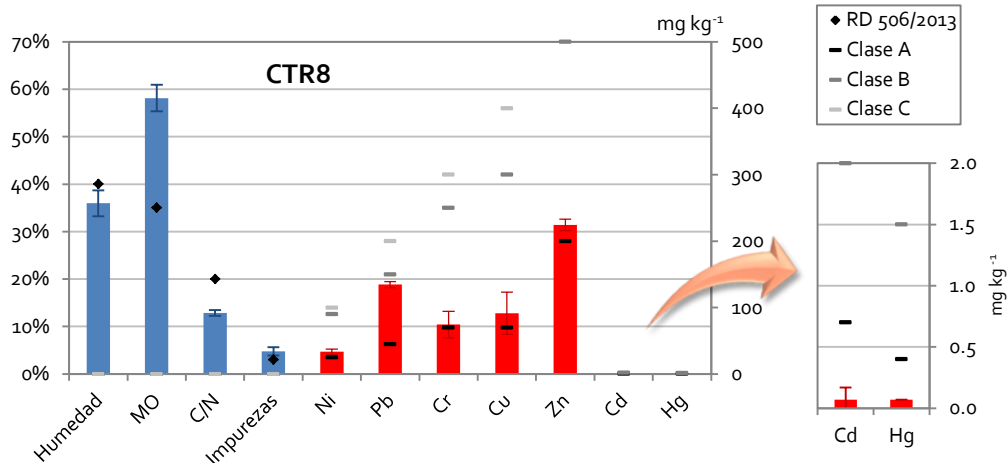


Figura 5.51. Características del bioestabilizado elaborado en CTR8 vs requisitos del RD 506/2013.

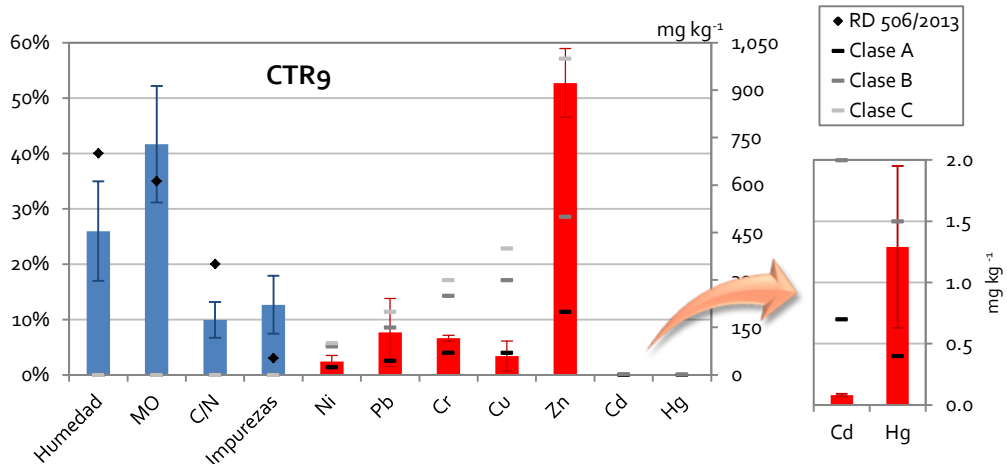


Figura 5.52. Características del bioestabilizado elaborado en CTR9 vs requisitos del RD 506/2013.

El bioestabilizado elaborado a partir de RU en el CTR10 se regala a los agricultores de la zona a pesar de que se trata de un producto de calidad. Al contrario que la mayoría de los bioestabilizados evaluados, su porcentaje de impurezas es muy bajo, menor al 1%. Tiene un gran contenido en materia orgánica, superior al 50%, y la relación C/N es adecuada. La concentración de metales pesados se encuentra para todos ellos por debajo de los límites que



establece la categoría B, por lo que podrá ser utilizado en el campo sin ninguna restricción en la dosis (figura 5.53).

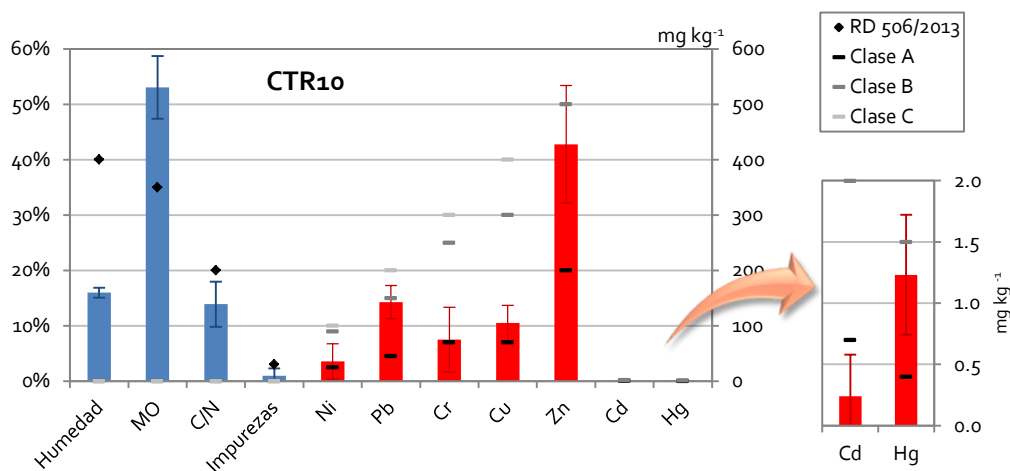


Figura 5.53. Características del bioestabilizado elaborado en CTR10 vs requisitos del RD 506/2013.

De los 10 bioestabilizados evaluados en este trabajo, únicamente 3 de ellos cumplen con todos los requisitos del RD 506/2013: los producidos en los CTRs 3, 4 y 10. De ellos, el bioestabilizado del CTR10 es clase B mientras que los de los CTRs 3 y 4 son clase C y deben cumplir con las limitaciones de dosis.

A la vista de los resultados de este estudio, el principal motivo por el que no se puede utilizar el bioestabilizado elaborado a partir de los RU como enmienda orgánica es la presencia de impurezas inertes como vidrios, piedras o plásticos en proporciones mayores al 3%. En 6 de los 10 productos (los correspondientes a los CTRs 1, 5, 6, 7, 8 y 9) se incumple este requisito. Esto indica un bajo rendimiento generalizado en los sistemas de afino. En la mayoría de los centros el afino se realiza mediante trómeles, mesas densimétricas y ciclones. Cuanto menor sea la malla del trómel de afino, menos material se obtiene pero con menor contenido en impurezas; del mismo modo, la mesa densimétrica puede ser ajustada mejorando la separación a costa de perder material. Es preferible mejorar la calidad del producto reduciendo la producción que acumular toneladas de producto de baja calidad que es lo que ocurre con el bioestabilizado de esos CTRs.

A pesar de lo que cabía esperar en lo referente a la cantidad de metales pesados que pueden acompañar al bioestabilizado de RU, únicamente una de las muestras presentó un valor por encima de lo permitido, el plomo en el bioestabilizado del CTR6. Del resto de muestras, 4 de ellas deben ser clasificadas como tipo C (con limitaciones en la dosis) mientras que las 5 restantes pertenecen a la categoría B. Es decir, si se mejora el rendimiento en el proceso de afino, el bioestabilizado elaborado a partir de RU puede ser una buena enmienda orgánica para suelos deficientes y se puede aplicar sin miedo a estar favoreciendo la acumulación de metales pesados.

Desde el punto de vista de los sustratos de cultivo, cinco de los diez bioestabilizados analizados cumplirían con los requerimientos de la legislación. Todos ellos tienen más de un 20% de materia orgánica pero solamente 5 de ellos tienen calidad B o superior en lo que respecta al contenido de metales pesados. El resto de bioestabilizados tienen concentraciones superiores que superan el límite de la clase B en elementos como el Pb o el Zn lo que impide su comercialización de acuerdo con el RD 865/2010. Los resultados de esta sección se publicarán como parte del trabajo "Influence of feedstock composition and composting systems on physical and chemical properties of compost from municipal solid waste" (ver capítulo 7 V)

#### 5.3.2.10. Estudio de los lodos de digestión

En los CTRs donde se lleva a cabo un tratamiento biológico anaerobio de la materia orgánica, el bioestabilizado se elabora a partir de los lodos de digestión. La salida del reactor se hace pasar por una centrífuga, la fracción líquida se devuelve al proceso y la fracción sólida, denominada lodos de digestión, se lleva a los túneles de compostaje. Gran parte de la materia orgánica contenida en la fracción orgánica de los residuos es degradada durante la digestión anaerobia para producir biogás, el resto se estabiliza en los túneles para obtener el bioestabilizado final. El tiempo de residencia de los lodos de digestión en los túneles es de 15 días; durante este tiempo el objetivo es completar la transformación de la materia orgánica en bioestabilizado e higienizar el material. Sin embargo, debido a la degradación parcial que se produce durante la digestión anaerobia, es posible que el tiempo de residencia en condiciones de compostaje pueda resultar excesivo.

Para optimizar este proceso de compostaje es necesario dar a los responsables de los CTRs la información necesaria; por ello se han analizado tres muestras de lodos de digestión del CTR<sub>1</sub>, mostrándose los resultados obtenidos en la figura 5.54.

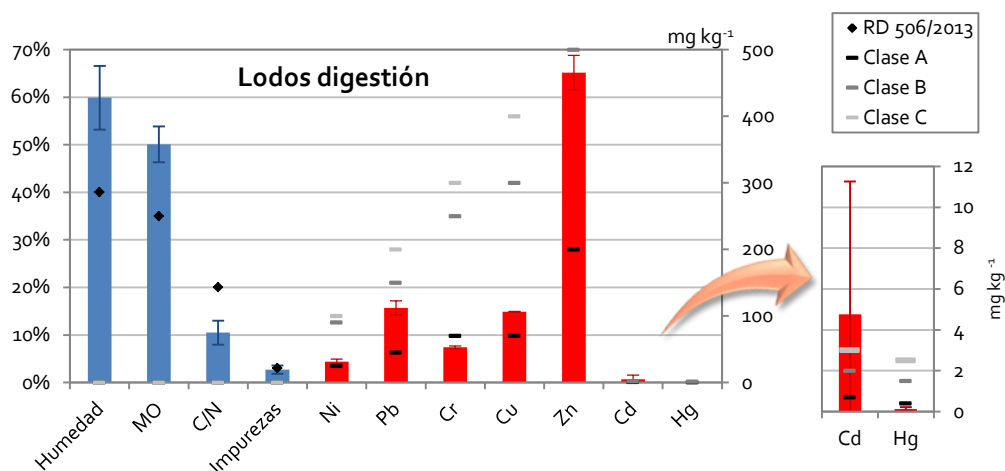


Figura 5.54. Características de los lodos de digestión del CTR<sub>1</sub> vs requisitos del RD 506/2013.

A la vista de las características que presenta el material a la entrada de los túneles se puede concluir que se trata de un material con el potencial suficiente para resultar un bioestabilizado de calidad ya que el contenido en materia orgánica se encuentra por encima del 50% y la relación C/N es la adecuada. No obstante, por su elevado contenido en humedad se forman aglomerados de partículas de unos 5 cm de diámetro como se puede ver en la figura 5.55. Se trata pues de un producto que aún debe pasar por la etapa de maduración para perder la humedad que le sobra. Como se ha visto, el bioestabilizado final elaborado en el CTR<sub>1</sub> no cumplía con el requerimiento de humedad (menor al 40%) por lo que, en cualquier caso, se debe mejorar el proceso de maduración en este centro.

Un inconveniente adicional que tiene esta partida de lodos de digestión es que, aunque para el resto de metales pesados las concentraciones se encuentran incluso por debajo del nivel de la clase B, el contenido en cadmio está por encima del límite permitido lo que impide su uso como enmienda orgánica. Se especifica que es un inconveniente de esta partida de lodos en concreto porque, dado que el contenido en Cd no parece que pueda reducirse en la cantidad necesaria durante el

proceso de compostaje, el contenido del bioestabilizado final tendrá también un contenido excesivo en Cd, cosa que no ocurría en los bioestabilizados analizados en este CTR (ver apartado 5.3.2.8). Por tanto, en cuanto a metales pesados, el bioestabilizado obtenido a partir de esta partida concreta de lodos de digestión no podría utilizarse como fertilizante aunque sí podrían utilizarse los bioestabilizados obtenidos a partir de otras partidas de lodos de digestión.

Tras el análisis de las muestras de lodos de digestión, y dado que el único inconveniente es el exceso de humedad, parece innecesario un ciclo completo de compostaje en los túneles con los mismos valores en los parámetros de proceso que cuando se composta directamente la fracción orgánica de los RU. Sería recomendable subir la temperatura hasta conseguir una higienización completa y ajustar los parámetros de proceso a los de una maduración en lugar de los de la primera fase de compostaje. Se ha comprobado que es suficiente un TRH de 15 días cuando la maduración se lleva a cabo en túneles por lo que, para obtener un bioestabilizado de calidad a partir de los lodos de digestión, se recomienda introducir los mismos durante 15 días en los túneles de compostaje pero manteniendo en ellos una temperatura más elevada y las condiciones correspondientes a la etapa de maduración.



**Lodos de digestión CTR1**



**Bioestabilizado C1**

Figura 5.55. Aspecto de las muestras de lodos de digestión y bioestabilizado final del CTR1.

## **5.4. DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA CONTENIDA EN LOS RU**

La materia orgánica representa más del 50% en peso de los RU, tal y como se observa en los resultados de las caracterizaciones que se muestran en el apartado 5.2.1. Por esta razón, la mayoría de los esfuerzos en los CTRs van dirigidos a la gestión de esta fracción. En la región de Castilla y León el tratamiento de esta corriente se lleva a cabo únicamente por procesos biológicos aerobios (compostaje) o anaerobios (biometanización o digestión anaerobia). Para reducir la cantidad de materia orgánica que se deposita en los vertederos y cumplir así con la legislación (RD 1481/2001), se han instalado en todos los CTRs de la región túneles de compostaje capaces de estabilizar esta fracción por vía aerobia. Sin embargo, a la vista de los resultados de la sección anterior, el bioestabilizado que se obtiene como producto no alcanza, en general, la calidad necesaria para ser considerado una enmienda orgánica.

La otra opción de tratamiento biológico a la materia orgánica con la que cuentan los CTRs es la biometanización o digestión anaerobia. La digestión es un mecanismo natural de degradación de la biomasa a través del cual, las moléculas orgánicas complejas son descompuestas en sus componentes energéticos individuales de forma espontánea por medio de microorganismos. Cuando la digestión transcurre en condiciones rigurosas de ausencia de oxígeno y se prolonga el tiempo necesario, da lugar a una mezcla de productos gaseosos (principalmente metano y dióxido de carbono) conocida como biogás, y a un producto final inerte (lodo o fango) en el que se encuentran los componentes difíciles de degradar junto con el nitrógeno, el fósforo y los elementos minerales inicialmente presentes en la biomasa. La principal ventaja de la digestión anaerobia frente al compostaje es la recuperación energética en forma de biogás. El gas producido durante el proceso se utiliza como combustible en un motogenerador y la energía eléctrica resultante puede utilizarse para abastecer la planta o, si hay excedente, venderse a la red.

En la mitad de los CTRs de Castilla y León existe la posibilidad de tratar la materia orgánica mediante procesos anaerobios. En las últimas décadas se han instalado 5 digestores en la comunidad, 4 de ellos para un régimen de trabajo por vía húmeda (<10% de sólidos totales) y uno más que funciona por vía seca (30% de sólidos totales). Las características técnicas del proceso de biometanización en los CTRs de la comunidad se resumieron en la tabla 5.3. En todos ellos hay un módulo de cogeneración que produce energía eléctrica a partir del biogás. Como ya se ha comentado, una vez transcurrido el TRH en el digestor, la fracción sólida residual denominada lodos de digestión o digesto, es llevada a los túneles de compostaje para llevar a cabo una maduración e higienización y obtener de igual modo un bioestabilizado como producto final.

Durante los dos años en los que se realizaron las distintas visitas a los CTRs, únicamente 3 de estos 5 centros utilizaban de manera habitual el proceso anaerobio para tratar la corriente orgánica. El personal que gestiona estos centros mantiene que se trata de un proceso mucho menos robusto que el compostaje y que difícilmente alcanza el rendimiento que se esperaba para esta tecnología. Una de las principales quejas del personal que opera las plantas es la cantidad de impropios que llegan con esta corriente, que producen bloqueos en las etapas de acondicionamiento como los desarenadores o las cribas. Esto provoca que, por ejemplo, en el CTR1 solamente funcione uno de los digestores mientras el otro se encuentra en proceso de limpieza o en el CTR 5 se estén realizando modificaciones en la parte de pretratamiento previa a los digestores (ensanchamiento del desarenador). Como se ha comprobado a lo largo de este trabajo, aún se puede mejorar en las etapas de separación mecánica mediante las que se obtiene la corriente de materia orgánica, lo que aumentaría el rendimiento no sólo del proceso aerobio sino también del proceso anaerobio.

Otro de los problemas asociados a esta tecnología anaerobia es el bajo rendimiento obtenido en la producción de biogás respecto al valor de diseño. Es por esto por lo que, desde las empresas gestoras, se mantiene la idea de que resulta más costoso el mantenimiento del proceso que el ahorro en energía eléctrica que supone la producción de biogás. Es una excepción el caso del CTR 9, que se autoabastece energéticamente durante la mayor parte del año y en ocasiones vende electricidad a la red. Teniendo en cuenta los resultados obtenidos

en la primera parte de este estudio, es posible que la presencia de impropios en las corrientes de materia orgánica inhiba el proceso de digestión anaerobia. Además, la única planta que se autoabastece energéticamente y parece funcionar de manera continua, alimenta su digestor con materia orgánica seleccionada en origen, lo que refuerza la idea de que el bajo rendimiento en el resto de centros puede estar causado por una peor calidad de los residuos que tratan.

#### ***5.4.1. Influencia de la composición en el rendimiento del proceso***

Existe una gran diferencia en la composición de la fracción orgánica separada en origen frente a la fracción separada mecánicamente en un CTR. De acuerdo con los resultados del apartado 5.3.1, la corriente orgánica que llega a los procesos biológicos puede contener hasta un 35% de impropios mientras que, en los residuos separados en origen, esta fracción no supera los 8.5% (Davidsson et al., 2007). Esta parece ser una de las razones por las que existen grandes diferencias en el rendimiento de la digestión anaerobia entre el CTRg y el resto de centros. Para abordar este problema, se llevaron a cabo en el laboratorio varias experiencias de digestión anaerobia con dos tipos de residuos: por un lado, una corriente de materia orgánica sin seleccionar y, por otro, una corriente de materia orgánica seleccionada, es decir, a la que se le han eliminado los impropios. Para ello, se recogieron muestras de las corrientes reales del proceso en la salida de uno de los trómeles durante una de las visitas al CTR y se fraccionaron en sus distintos componentes. La materia prima "seleccionada" está únicamente compuesta por la fracción materia orgánica de esta corriente real, es decir, simulando los residuos seleccionados en origen. La materia prima "no seleccionada" se generó a partir de las fracciones procedentes de la muestra, en las proporciones en las que cumple con la composición media de esta corriente en la región (tabla 5.33).

La materia orgánica, con un tamaño de partícula menor de 80 mm, se trituró en una batidora de cuchillas para reducir su tamaño de partícula hasta valores inferiores a los 4 mm. En el caso de la materia prima no seleccionada, el resto de materiales se añadieron posteriormente en las proporciones adecuadas reduciendo su tamaño de manera manual mediante mortero o tijera.

	Seleccionada	No seleccionada
<b>Materia orgánica</b>	100,00	64,13
<b>Papel y cartón</b>	--	9,23
<b>Plásticos</b>	--	9,14
<b>Vidrio</b>	--	10,89
<b>Metales</b>	--	1,97
<b>Textiles</b>	--	0,53
<b>Madera</b>	--	1,11
<b>No combustibles</b>	--	3,01

Tabla 5.33. Composición de las corrientes utilizadas en las pruebas de digestión anaerobia en el laboratorio (porcentaje en base seca).

Teniendo en cuenta que los problemas se detectan en los CTRs que llevan a cabo la digestión anaerobia por vía húmeda y en régimen mesófilo (35-37°C), se seleccionarán estas mismas condiciones de proceso para los ensayos en laboratorio. El régimen mesófilo tiene la ventaja frente al régimen termófilo de un menor requerimiento energético y ser más robusto ante los cambios en la alimentación o las condiciones exteriores. Los reactores de las plantas se inoculan con lodos procedentes de la digestión anaerobia de lodos de depuradora, que también trabajan en régimen mesófilo de manera que los microorganismos que se añaden al proceso están completamente adaptados a las condiciones del proceso y el arranque de la digestión anaerobia tiene lugar más rápidamente.

Para comprobar el efecto que tiene la adición de este inóculo, los ensayos con ambos tipos de materia prima se han duplicado de manera que una de ellas será inoculada con lodos de depuradora y la otra no. Para llevar a cabo estas experiencias en las que se van a estudiar dos variables, la necesidad o no de inóculo y la calidad de la materia prima (seleccionada vs no seleccionada), es necesario un estudio en régimen discontinuo en el que se puedan analizar los 4 tipos de fermentaciones de manera simultánea. Para ello se utilizaron una serie de matraces de 250 ml que se llenaron hasta un volumen útil de 150 ml (figura 5.56). En los matraces de las experiencias sin inóculo se añadió un 10% en base seca de materia orgánica seleccionada o no seleccionada y hasta el 90% de agua restando



la que acompañaba a la materia orgánica. En los matraces de las experiencias con inóculo, se añadió el mismo 10% en base seca de materia orgánica seleccionada y no seleccionada, un 30% en volumen de inóculo y el resto agua teniendo en cuenta la que acompaña a la materia orgánica y al inóculo. En todos los reactores se realizó un barrido de nitrógeno para asegurar las condiciones anaerobias y se instaló un cierre que evitara la entrada de oxígeno. Ante la imposibilidad de ir tomando muestras a distintos tiempos sin que se rompan las condiciones de anoxia en estos dispositivos, la masa reaccionante se dividió en varios matraces iguales y cada uno de ellos se abrió a un tiempo tomándose sus valores como representativos del proceso a ese tiempo.

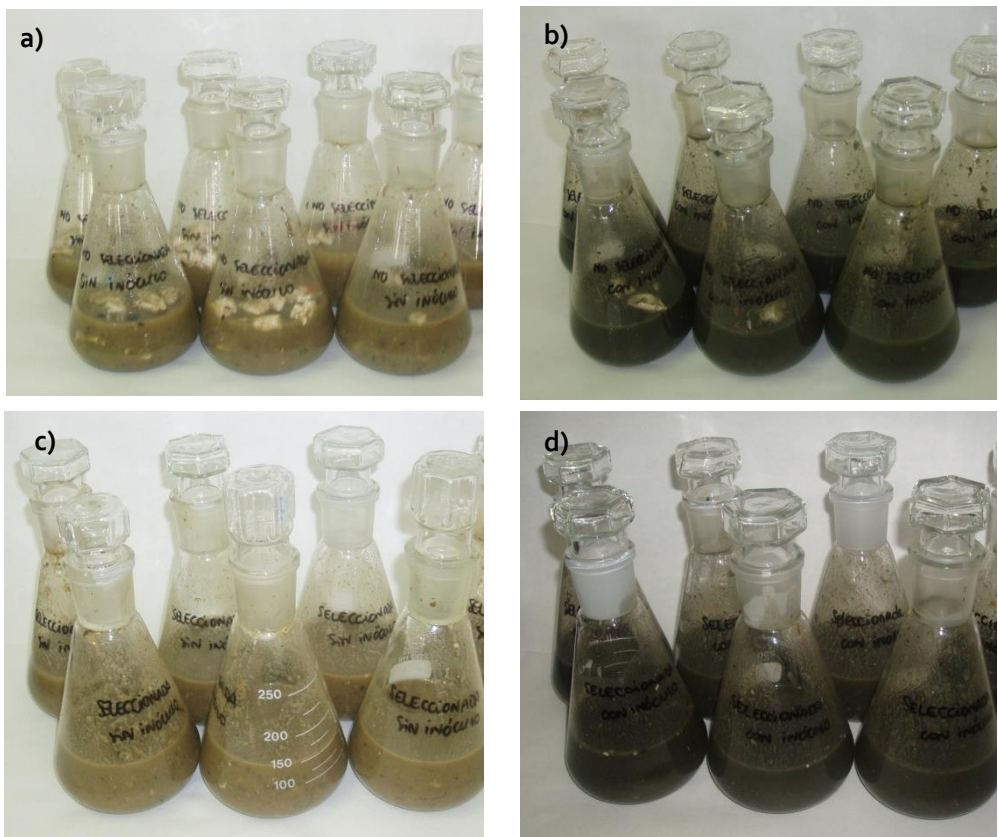


Figura 5.56. Preparación del experimento: a) Materia orgánica no seleccionada sin inóculo b) Materia orgánica no seleccionada con inóculo c) Materia orgánica seleccionada sin inóculo d) Materia orgánica seleccionada con inóculo.

En una primera experiencia se utilizaron 7 matraces de los cuales se abrió uno cada 5 días llegando así hasta 35 días de tiempo total del ensayo. Una vez

analizados los resultados se observó que, aunque ese tiempo era cercano al de estabilización de la materia orgánica, no permitía alcanzar el valor estabilizado de los parámetros más importantes. Por esta razón, en una segunda experiencia se aumentó el tiempo total de experimentación y el número de matraces tomando muestra cada 5 días al inicio del ensayo y cada 10 en los últimos 30 días.



Figura 5.57. Sistema para la salida de gases.

Otra modificación que se realizó en la segunda experiencia fue la de la instalación del sistema de salida de gases. En el primer test se colocó un tapón con septum para poder tomar muestra de los gases que se iban produciendo; sin embargo, debido a la presión generada por esos gases ese tapón saltaba rompiéndose así las condiciones de anoxia. Para solucionar este problema se colocó una salida de gases conectada a una trampa de agua de manera que el gas producido burbujea en el volumen de agua y se impide así que pueda entrar oxígeno en la atmósfera del reactor (figura 5.57). El inconveniente de este sistema para la salida de gases es la falta de un septum para tomar muestras gaseosas, lo que se subsanó realizando un único pinchazo sobre la conducción de silicona que sale del matraz hacia la trampa de agua.

El inóculo utilizado en estas experiencias procede la EDAR de Salamanca y sus características principales se resumen a continuación.

Sólidos totales (mg/l)	26801
Sólidos volátiles (mg/l)	14873
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	22688
pH	7,2
Densidad (g/l)	1004,2
N Kjeldahl (mg/l)	145,7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	152,5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	17,4
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	24,0

Tabla 5.34. Caracterización del inóculo

A continuación se muestran los resultados que se obtuvieron en la segunda experiencia en discontinuo. En primer lugar, los correspondientes a la materia orgánica seleccionada y no seleccionada sin inóculo y, posteriormente, los resultados de esas mismas materias primas inoculadas con los lodos de depuradora hasta un 30% en volumen (Foster-Carneiro et al., 2008b). Para el seguimiento del proceso en discontinuo se realizaron mediciones de: demanda química de oxígeno (DQO), concentración de sólidos totales (ST) y en suspensión (SS), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), amonio, pH, ácidos grasos volátiles (AGVs), metano y dióxido de carbono. Los valores de estos parámetros del proceso se han determinado según la metodología que se explica en el capítulo 4 y se recogen en su totalidad en las tablas del Anejo I.

#### 5.4.1.1. Materia prima seleccionada y no seleccionada sin inóculo

El parámetro más importante del proceso es la DQO pues es una medida directa de la cantidad de materia orgánica presente en el medio. Durante el proceso de la degradación anaerobia, los microorganismos hidrolizan la materia orgánica presente en forma de compuestos orgánicos complejos, como carbohidratos, proteínas o lípidos, en compuestos más pequeños como azúcares de bajo peso molecular, aminoácidos o ácidos grasos de cadena larga. En otras etapas del proceso estas moléculas más pequeñas son transformadas en ácidos grasos volátiles y más tarde en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno para finalmente producir metano. La medida de la DQO y de los ácidos grasos volátiles

será un indicativo de en qué etapa se encuentra el proceso pero es de esperar una degradación neta de materia orgánica. El porcentaje de eliminación de materia orgánica en términos de DQO será la manera de cuantificar la eficiencia del proceso.

La medida de la DQO se realizó tanto en la muestra total como en la fracción soluble y los resultados obtenidos se muestran en la figura 5.58. En la materia no seleccionada la degradación es mayor y más rápida. La primera consigue degradar hasta un 80% de la materia orgánica de partida mientras que la segunda la reduce aproximadamente a la mitad. Es importante observar que la materia prima no seleccionada parte de un valor de DQO inferior, 50000 mg/l frente a los 70000 mg/l de la materia orgánica seleccionada. Es posible que este valor sea excesivamente elevado y, sin la presencia del inóculo, el inicio de la degradación sea posterior.

En el caso de la DQO soluble es notable, principalmente en el caso de la materia prima seleccionada, el incremento observado a partir de los 30 días de proceso debido a la hidrólisis de los compuestos orgánicos complejos que da lugar a compuestos solubles. Transcurrido cierto tiempo, estos compuestos son transformados en los productos finales de la digestión anaerobia (metano y dióxido de carbono) y la materia orgánica soluble disminuye.

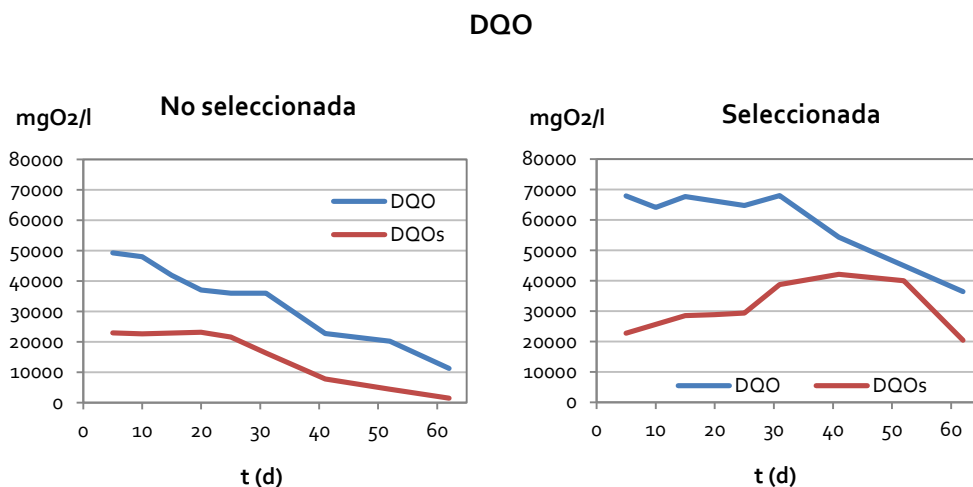


Figura 5.58. Comportamiento de la DQO con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

El comportamiento de la concentración de sólidos totales y volátiles tanto suspendidos como totales se muestra, respectivamente, en las figuras 5.60 y 5.59. Durante los primeros 20 días del proceso se observó una disminución de los sólidos totales tanto fijos como volátiles de entre el 40 y el 50% en la materia no seleccionada y ligeramente inferior 30-35% en la materia seleccionada. La disminución del valor de los sólidos en suspensión totales está relacionada con la pérdida de sólidos en suspensión volátiles que son una medida de la biomasa presente en el proceso. El descenso durante los primeros días de la concentración de microorganismos se debe a la adaptación a las nuevas condiciones de anoxia. Se produce la muerte de los organismos aerobios estrictos mientras que los organismos facultativos llevan a cabo el proceso de degradación por respiración anaerobia. Tanto en la materia seleccionada como en la no seleccionada, al cabo de 60 días, la biomasa prácticamente desaparece del medio debido probablemente a la falta de materia orgánica biodegradable, coincidiendo con los valores más bajos de la DQO tal como muestra la figura 5.58.

### SÓLIDOS TOTALES

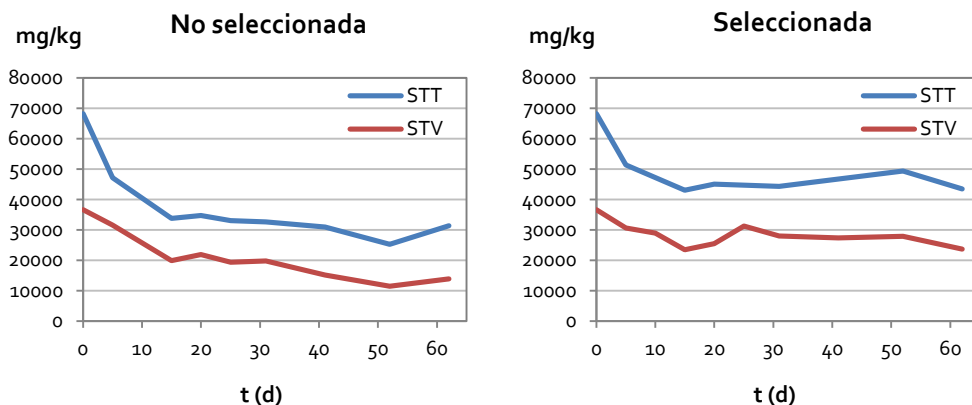


Figura 5.59. Evolución de los sólidos totales con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

### SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

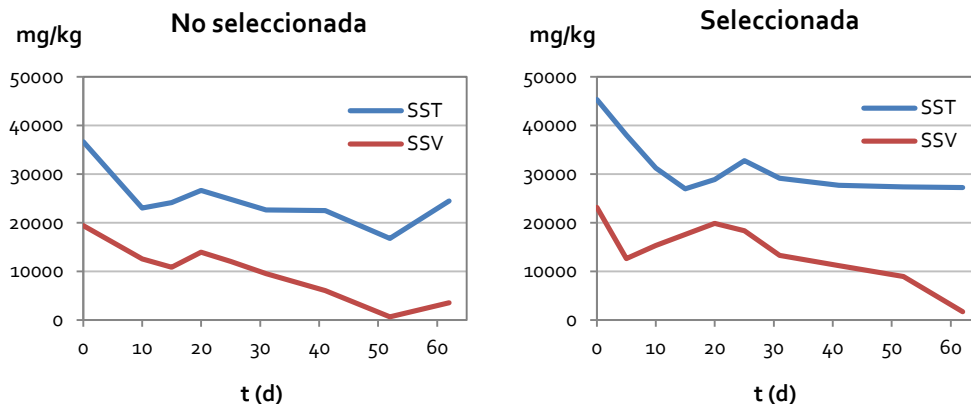


Figura 5.60. Evolución de los sólidos en suspensión con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

El pH se ajustó al inicio del ensayo con  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  hasta valores de 8,5. La primera experiencia se inició a  $\text{pH}=7$  y hubo momentos en los que se alcanzó un  $\text{pH}$  de 5 debido a la producción de ácidos durante el proceso. En esta segunda experiencia discontinua se subió ligeramente el  $\text{pH}$  inicial para asegurar un crecimiento bacteriano óptimo ( $\text{pH}$  entre 6,5 y 7,5). La figura 5.61 muestra la evolución durante el proceso tanto para la materia no seleccionada como para la seleccionada. En ambos casos, a pesar del descenso inicial, el  $\text{pH}$  se mantiene durante todo el proceso en valores entre 6 y 8.

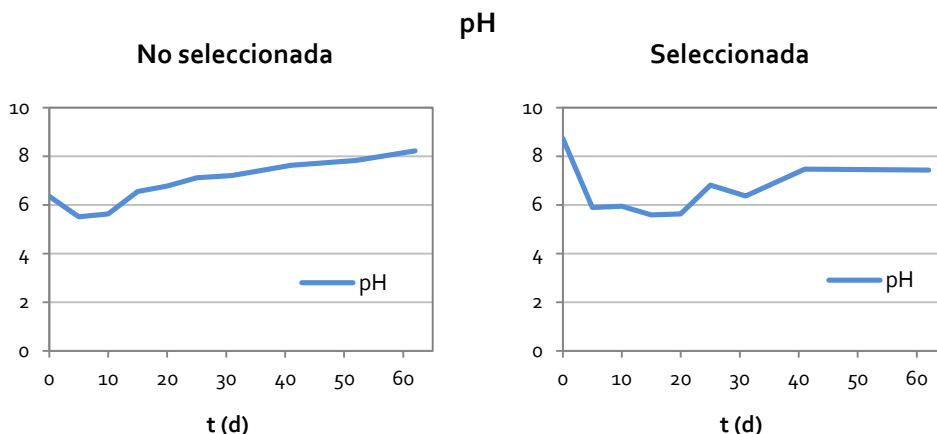


Figura 5.61. Evolución del pH en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

La concentración de amonio se midió sobre alícuotas de la muestra total siguiendo la metodología descrita en el capítulo 4. La figura 5.62 muestra su evolución en la degradación de ambas materias primas. La concentración aumenta en ambos casos como es de esperar en procesos anaerobios, alcanzando como es lógico valores mucho mayores en el caso de la materia seleccionada, hasta 1200 mg/l.

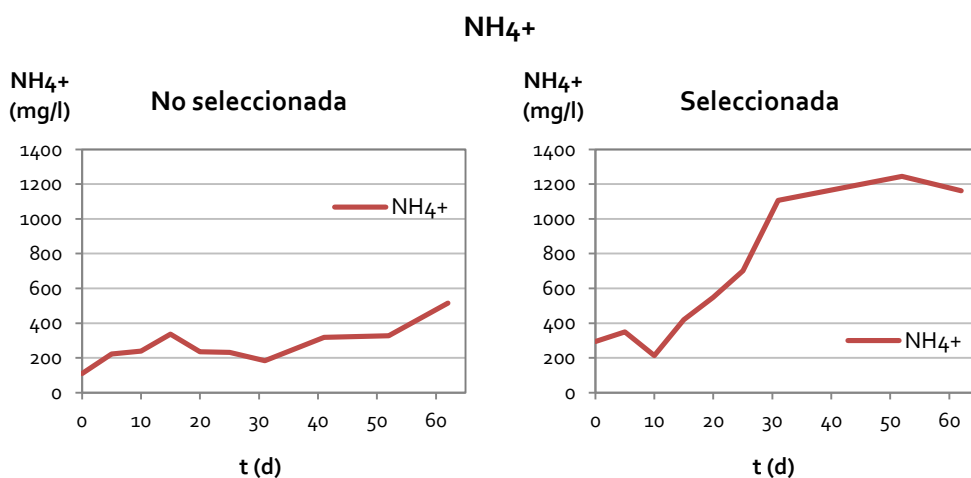


Figura 5.62. Evolución de la concentración de amonio en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

La tendencia del nitrógeno amoniacal sobre la muestra total se refleja también en la tendencia del nitrógeno total de la fracción soluble. De la misma manera, el comportamiento de la DQO es claramente dependiente de la concentración de COT en esa fracción. La tasa de consumo tanto del carbono orgánico total como del nitrógeno total se muestra en la figura 5.63 para ambos tipos de materia prima. Al inicio del proceso se observa un aumento tanto del carbono como del nitrógeno en la fracción soluble por las reacciones de hidrólisis que favorecen la solubilización de parte de la materia orgánica. Se alcanza un máximo en la concentración del COT en ambos casos, siendo prácticamente el doble en la materia seleccionada que en la no seleccionada y, a partir de ese momento, la concentración de COT disminuye. De nuevo parece que existe una degradación más rápida en la materia no seleccionada que en la seleccionada pues el máximo de la primera se alcanza el día 10 mientras que en la segunda no lo hace hasta el día 40.

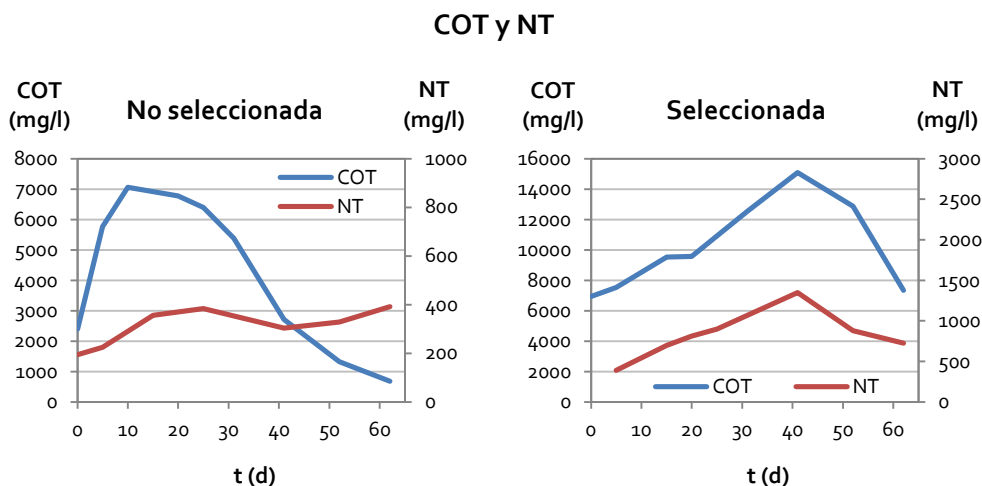


Figura 5.63. Evolución del COT y el NT en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo.

La disminución de los compuestos solubles parece causada por el comienzo de la etapa de acetogénesis previa a la metanogénesis produciéndose  $H_2$  y  $CO_2$  en el medio. Otro de los productos de esa etapa es el ácido acético, por lo que es posible identificar el inicio de esa etapa de la digestión anaerobia mediante la medida de la concentración de los ácidos grasos volátiles. Estos ácidos (excepto el ácido acético) son los productos de la etapa de acidogénesis por lo que un aumento como el que se aprecia en la figura 5.64 durante los primeros 10 días en la materia no seleccionada y en los primeros 50 días en la seleccionada, indica que está ocurriendo esa parte del proceso.

El ácido acético es precursor del metano por lo que la desaparición de este compuesto indica el comienzo de la metanogénesis acetotrófica. En el caso de la materia no seleccionada, la desaparición del ácido acético comienza en los primeros días. A pesar de la dificultad en la toma de muestra gaseosa en los matraces, se observó la presencia de metano y dióxido de carbono en las materia no seleccionada a partir del día 20. En el caso de la materia seleccionada, el ácido acético permanece en ligero ascenso durante los primeros 50 días y los últimos 10 descendiendo hasta valores de 6000 mg/l (expresados como mg de ácido acético/l), que es el máximo que se alcanza para el caso de la materia no seleccionada. En este caso la presencia de biogás se detectó a partir del día 30. Es claro que la degradación de los RU es más lenta en el caso de la materia orgánica seleccionada



cuando no se añade inóculo y que la concentración de partida de materia orgánica a degradar es mucho mayor proporcionalmente que en la materia no seleccionada.

### ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

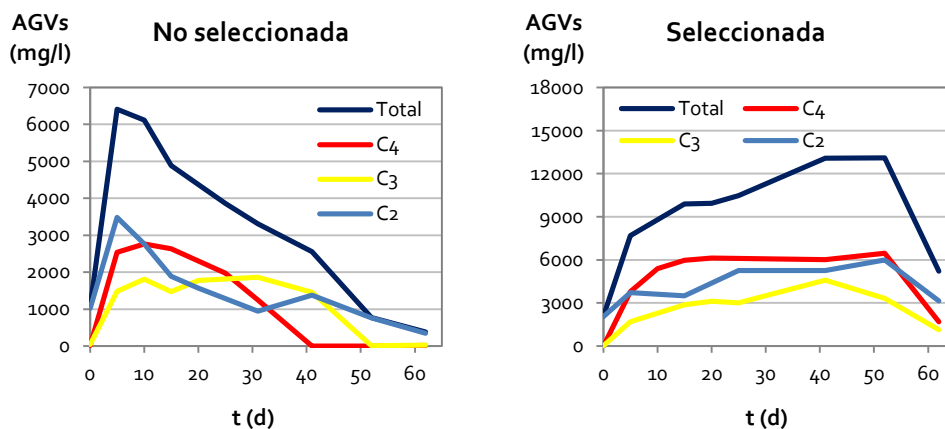


Figura 5.64. Concentración de ácidos grasos volátiles en el medio (C2: ácido acético, C3: ácido propiónico y C4: ácido butírico). Experiencia discontinua sin inóculo.

#### 5.4.1.2. Materia prima seleccionada y no seleccionada con inóculo

En este caso se analiza el comportamiento de la degradación anaerobia de la materia orgánica seleccionada frente a la no seleccionada cuando se realiza una inoculación previa con los lodos de depuradora hasta un 30% en volumen y caracterizados en la tabla 5.34. En primer lugar se ha medido el rendimiento de la degradación por el análisis de la DQO. El comportamiento de ambas muestras resulta similar al que se obtuvo cuando no se realizaba inoculación tal y como muestra la figura 5.65. La materia no seleccionada experimenta una disminución de la DQO y DQO soluble del 70 y el 94% respectivamente. La materia orgánica soluble prácticamente desaparece del medio mientras que, aproximadamente, un 30% de la materia orgánica total inicial permanece en la fracción insoluble. En el caso de la materia seleccionada, la degradación total es menor llegando hasta un 40% a un tiempo final de 60 días. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que se parte de un valor inicial mayor (70000 mg/l frente a los 60000 mg/l de la no seleccionada). La materia orgánica soluble, en este caso, experimenta un aumento

durante los primeros 20 días debido probablemente a la hidrólisis de los compuestos complejos como se vio también en la experiencia anterior. Tras alcanzar un máximo, la materia orgánica soluble es degradada hasta en un 80% al final del proceso.

### DQO

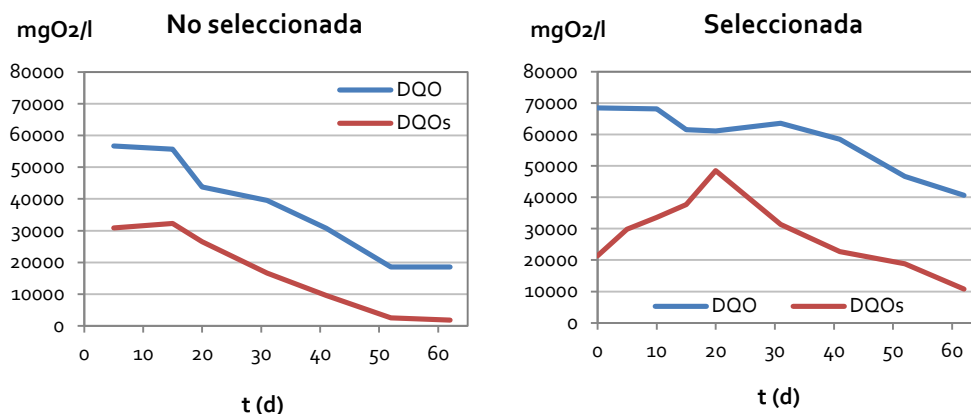


Figura 5.65. Comportamiento de la DQO con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

El comportamiento de la concentración de sólidos totales y volátiles, tanto totales como suspendidos, se muestra respectivamente en las figuras 5.66 y 5.67. A lo largo del proceso de degradación, los sólidos totales (STT) disminuyeron en un 25% en la materia no seleccionada y en un valor ligeramente superior, un 40%, en la materia seleccionada. Esa misma reducción, del 40%, se observa en los sólidos totales volátiles (STV) para ambas materias primas. Estas tasas de eliminación son menores que en el caso de la experiencia sin inocular y además la velocidad también es menor pues tiene lugar de manera más gradual a lo largo de los 60 días.

En esta ocasión, debido probablemente a la presencia de un inóculo con gran cantidad de microorganismos anaerobios y facultativos, no se observa la disminución de sólidos en suspensión tan pronunciada al principio del proceso como en la experiencia anterior. A la vista de la evolución de los sólidos en suspensión volátiles (SSV), la adaptación al medio con la consecuente muerte de organismos aerobios se observa solamente durante los primeros 10 días. Entre el día 10 y el día 30, en ambas materias primas, la concentración de biomasa

permaneció constante mientras que en los últimos 20 días el descenso fue notable. La concentración de biomasa en ambos medios llega a ser prácticamente nula hacia el final del proceso.

### SÓLIDOS TOTALES

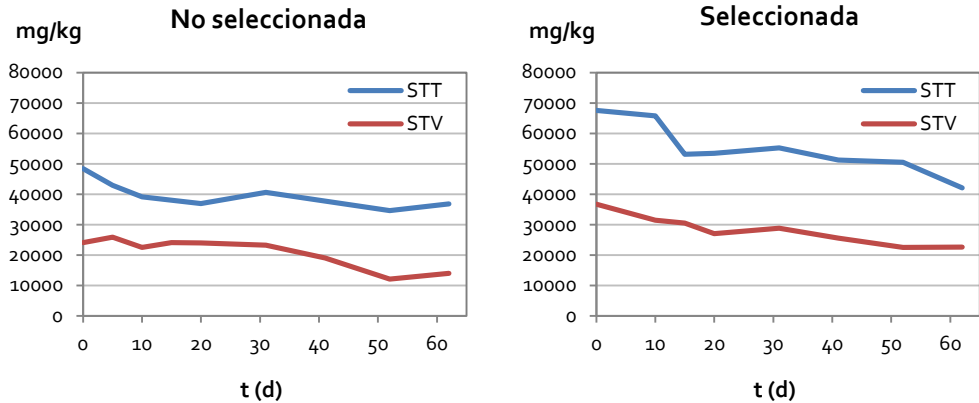


Figura 5.66. Evolución de los sólidos totales (STT) y volátiles (STV) con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

### SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

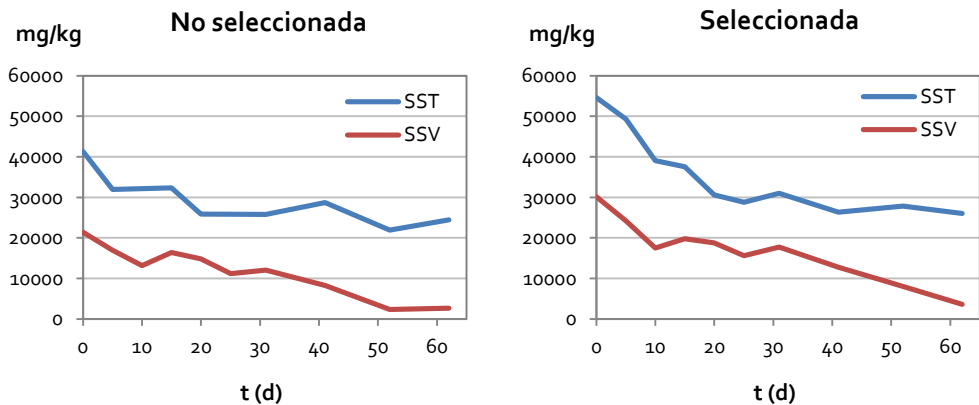


Figura 5.67. Evolución de los sólidos en suspensión (SST) y volátiles (SSV) con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

El pH del inóculo añadido fue de 7,2 por lo que no alteró las condiciones del ensayo respecto a ese parámetro. El pH se ajustó con  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  hasta valores de 8,5 sobre las materias primas iniciales a las que ya se había añadido un 30% en volumen de inóculo. Estas materias primas fueron repartidas en los matraces de

forma homogénea de manera que se minimizaran las diferencias entre unos matraces y otros y pudieran ser considerados representativos del proceso. La figura 5.68 muestra la evolución durante el proceso tanto para la materia no seleccionada como para la seleccionada. En ambos casos, a pesar del descenso inicial, el pH se mantiene durante todo el proceso en valores entre 6 y 8,5.

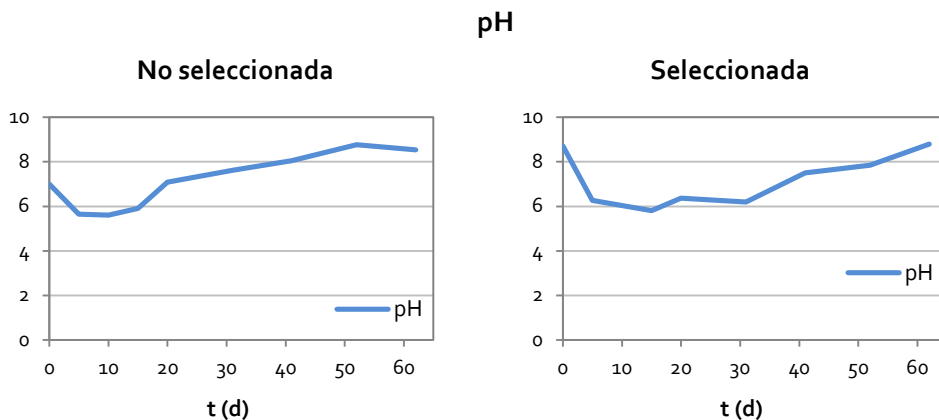


Figura 5.68. Evolución del pH en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

La concentración inicial de amonio proviene del inóculo pues es tres veces superior a la concentración inicial en las experiencias sin inocular. Como se puede ver en la figura 5.69, aumenta ligeramente durante el proceso hasta un mismo valor en ambas materias primas de aproximadamente 900 mg/l.

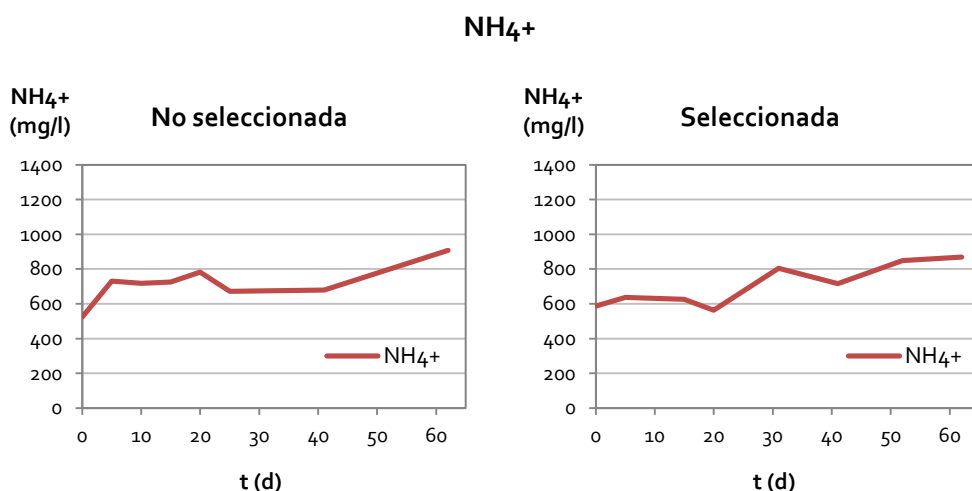


Figura 5.69. Evolución de la concentración de amonio en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

Las concentraciones tanto de COT como de NT en la fracción soluble se han representado en la figura 5.70. En ambos casos, tanto carbono como nitrógeno aumentan su concentración en la fracción soluble hasta alcanzar un valor máximo que tiene lugar a los 15 días en el caso de la materia no seleccionada y a los 25 días en el caso de la seleccionada. El COT máximo alcanzado por la materia prima seleccionada es de 15550 mg/l y de 11000 mg/l en el caso de la no seleccionada. En el caso del NT el máximo valor alcanzado por la materia seleccionada es de 1800 mg/l, ligeramente superior que la no seleccionada, 1300 mg/l. Tras esta primera etapa de hidrólisis, la concentración de ambos disminuye hasta valores mínimos en el caso de la materia no seleccionada y muy bajos también en el caso de la materia seleccionada. La eliminación de COT que tiene lugar en la primera es del 92% frente al 73% de la segunda, al contrario que en el caso del nitrógeno que la eliminación es mayor en el caso de la materia orgánica seleccionada con un 90% frente al 83% de la no seleccionada

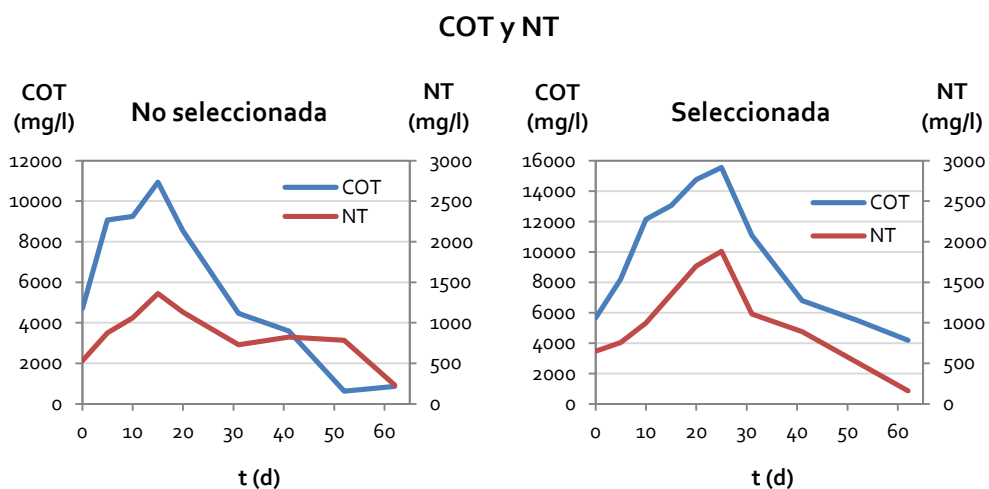


Figura 5.70. Evolución del COT y el NT en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo.

A la vista de la concentración de los ácidos grasos volátiles (figura 5.71) se observa una producción de los mismos durante los primeros 15 días y, a partir de ese momento, una disminución de la concentración tanto del ácido acético como del resto. En el caso de la materia orgánica seleccionada, la presencia del inóculo acelera este proceso que cuando no era inoculada no se iniciaba hasta el día 50. La

concentración de ácidos grasos es muy superior en el caso de la materia seleccionada y la presencia de biogás se detectó a partir del día 20.

### ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

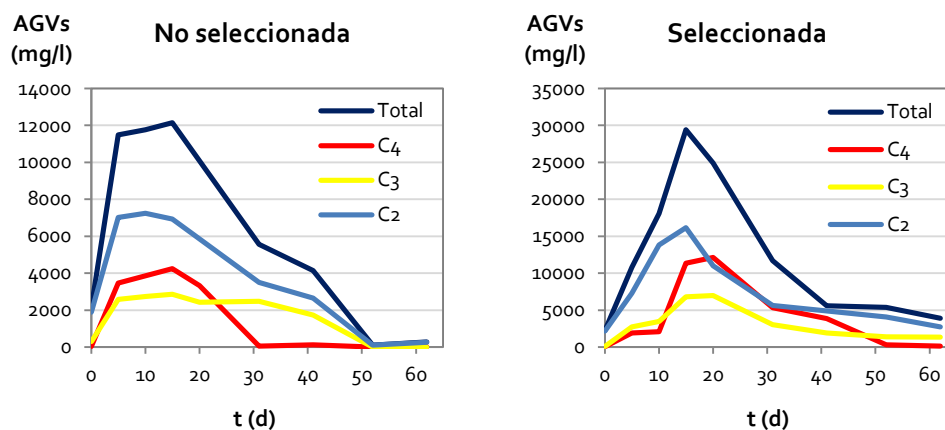


Figura 5.71. Concentración de ácidos grasos volátiles en el medio (C2: ácido acético, C3 ácido propiónico y C4: ácido butírico). Experiencia discontinua con inóculo.

En el caso de la materia orgánica no seleccionada, la presencia de metano y dióxido de carbono se detecta desde el inicio observándose un aumento con el tiempo. Es de esperar una mayor producción de biogás en la materia seleccionada teniendo en cuenta todos los parámetros estudiados en esta sección que hacen indicar una mayor degradación de materia orgánica en términos absolutos.

#### 5.4.1.3. Selección de las condiciones de operación

En ambas experiencias, con y sin inóculo, se observó una degradación de la materia orgánica similar. En el caso de la materia orgánica seleccionada, la degradación alcanzó un 50% en ambos casos. La reducción en términos absolutos de DQO alcanzó los 3 g/l generándose una cantidad de ácidos grasos volátiles (AGVs) de 12 g/l en el caso sin inóculo y de 30 g/l en el ensayo inoculado. Cabe destacar, que la presencia del inóculo aceleró el proceso de degradación anaerobia cuando se utilizó materia orgánica seleccionada, reduciéndose el tiempo del proceso en 20 días. La degradación de la materia orgánica no seleccionada alcanzó

el 80% en ambos casos con una producción de AGVs de 6 g/l cuando no se utilizó inóculo y 12g/l cuando sí se hizo.

A la vista de los resultados, y teniendo en cuenta que el contenido en AGVs está directamente relacionado con la cantidad de biogás producida, es claro que una materia prima con mayor calidad puede tener un mayor rendimiento en la producción de biogás. Cuanto menor sea el porcentaje de impropios y mayor el contenido en materia orgánica de la corriente que se destina a la digestión anaerobia, mayor será la producción de energía eléctrica por kg de sólidos volátiles eliminados. A esta misma conclusión han llegado otros autores como Foster-Carneiro et al. (2007) cuando comparaban la producción de metano en residuos orgánicos seleccionados en origen (residuos de restaurante) frente a los seleccionados mecánicamente en un CTR. En el caso de Foster-Carneiro et al. (2007), las condiciones del proceso eran termófilas (55°C) y por vía seca (20%ST), con resultados similares a los obtenidos en este trabajo. Se produce una mayor generación de metano en el caso de la materia prima seleccionada aunque la producción de biogás comienza antes en el caso de la materia seleccionada mecánicamente.

En los CTRs de la comunidad autónoma no se trata una corriente de materia orgánica seleccionada en origen sino una fracción obtenida de manera mecánica por el trómel y purificada en mayor o menor medida. Una vez caracterizada esta materia prima en las primeras etapas de esta investigación, y conocida su composición, se han estudiado sus rendimientos en la fermentación anaerobia. Se ha visto que el rendimiento es menor que en el caso de la materia seleccionada pero puede ser degradado anaeróbicamente sin necesidad de inoculación con lodos de depuradora. Es posible que el bajo rendimiento que reportan los CTRs, menor que el de diseño, sea debido a una presencia de impropios en la corriente de hasta un 25% (ver tabla 5.33) o quizás por variaciones en el sistema debido a la heterogeneidad de la muestra.

Para estudiar en profundidad el proceso de digestión anaerobia que tiene lugar en los CTRs y evaluar su rendimiento, se llevó a cabo un estudio de biodegradabilidad anaerobia en planta piloto. A pesar de los buenos resultados que la bibliografía presenta para procesos termófilos por vía seca (Fernández et al.,

2008, Fernández-Güelfo et al., 2011a y Foster-Carneiro et al., 2007, 2008a y 2008b), las instalaciones de los CTRs están diseñadas para procesos por vía húmeda y régimen mesófilo (con menor coste energético que el termófilo). Puesto que el objetivo del estudio es evaluar los rendimientos reales de las instalaciones y sus posibilidades, se utilizarán las condiciones mesófilas y la vía húmeda en la planta piloto. Teniendo en cuenta los resultados de las pruebas en discontinuo con la materia orgánica no seleccionada se seleccionó un TRH de 20 días y no se utilizó inóculo. En los CTRs este tiempo varía entre los 17 y los 20 días.

#### **5.4.2. Proceso anaerobio continuo en planta piloto**

##### **5.4.2.1. Alimentación**

Se tomaron muestras de materia orgánica a la salida del trómel de uno de los CTRs objeto de estudio, se separaron las distintas fracciones y se generaron las corrientes de entrada para la planta piloto con las proporciones de la materia orgánica no seleccionada de la región (tabla 5.35). La fracción orgánica se trituró en una picadora doméstica, las fracciones plásticas, papel y cartón, textiles y metales se trocearon en fragmentos pequeños y la fracción vidrio se pulverizó en un mortero de laboratorio. A la mezcla se añadió agua hasta alcanzar un 10% en sólidos totales teniendo en cuenta la humedad que acompaña a la mezcla en el momento de la preparación.

	<b>No seleccionada</b>
<b>Materia orgánica</b>	64,13 %
<b>Papel y cartón</b>	9,23 %
<b>Plásticos</b>	9,14 %
<b>Vidrio</b>	10,89 %
<b>Metales</b>	1,97 %
<b>Textiles</b>	0,53 %
<b>Madera</b>	1,11 %
<b>No combustibles</b>	3,01 %

Tabla 5.35. Composición de la corriente de entrada a la planta en continuo (en base seca)



Para la experiencia completa en continuo, que tuvo una duración final de 95 días, se prepararon un total de 10 alimentaciones. Todas ellas fueron preparadas de igual manera, partiendo de los porcentajes en peso de las distintas fracciones de la tabla 5.35. Sin embargo, a causa de la heterogeneidad en la composición de cada una de estas fracciones, eso se tradujo en 10 composiciones diferentes de la alimentación. La tabla 5.36 muestra la desviación de los parámetros más importantes de la alimentación lo que indica la variabilidad de esta materia prima. Los cambios en la misma se verán mejor en el seguimiento que se hizo a los parámetros fundamentales, tanto del influente como del efluente, y que se mostrarán a lo largo de esta sección. Indirectamente, se ha podido estudiar cómo afectan al proceso estos cambios en la alimentación y la respuesta que da a los mismos.

Como se observa en la tabla 5.36, existe una desviación en la carga de la DQO de hasta un 20% entre las diez alimentaciones. La diferencia en la carga de sólidos es de un 10%, que puede deberse al error en la medida de los sólidos totales en la preparación de la materia prima. Las diferencias en la cantidad de ácidos grasos volátiles vienen determinadas por el grado de degradación de los RU que han dado lugar a cada una de las alimentaciones. Si bien el protocolo de preparación siempre fue el mismo, no se pudo controlar el tiempo que los RU habían permanecido almacenados antes de su tratamiento en el CTR. La desviación de valores más específicos como los aniones presentes en disolución está más afectada por la composición específica de las fracciones que componen la alimentación. Es claro que, a pesar de la preparación sintética a partir de materias primas reales, no se consigue una alimentación constante a la planta piloto. Es de esperar, por lo tanto, una alimentación a la biometanización en los CTRs aún más heterogénea, debido a los cambios en la composición de la corriente que alimenta esta zona.

	<b>Media</b>	<b>Desv. est.</b>
Sólidos totales (mg/l)	21367	2857
Sólidos volátiles (mg/l)	13947	2909
Sólidos en suspensión (mg/l)	8571	2641
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	28266	2641
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	15751	3323
COT (mg/l)	5234	1143
NT (mg/l)	332	131
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	174	41
Ácidos grasos volátiles (mg/l)	2613	1414
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1068	670
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	663	899
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	123	128
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	126	207
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	268	304

Tabla 5.36. Composición de las alimentaciones del proceso en continuo.

#### 5.4.2.2. Descripción de la instalación

El sistema de fermentación controlado por ordenador (BIOSTAT B®) instalado para el estudio en continuo del proceso anaerobio consta de un reactor anaerobio de mezcla completa dotado con un mecanismo de agitación variable, camisa calefactora y sondas de temperatura, pH, presión parcial de oxígeno y nivel, con el fin controlar el proceso. El sistema incluye una serie de bombas peristálticas utilizadas para el suministro del influente, la evacuación del efluente y adición de productos químicos cuyo funcionamiento puede supeditarse a parámetros del proceso como el nivel dentro del reactor o el pH. A la salida del reactor el efluente pasa por un clarificador que elimina los sólidos suspendidos. El volumen en el sistema es siempre el mismo puesto que la salida al clarificador se realiza con el control del nivel del reactor. Si hay un problema en la alimentación, bien por defecto o por exceso, la salida del reactor será siempre igual a la entrada, de manera que no habrá rebosamiento ni disminución del nivel en el reactor. El gas producido se mide por el desplazamiento de agua en un respirómetro volumétrico.

Para el funcionamiento del sistema en discontinuo, se deshabilitan las bombas peristálticas de influente y efluente y el uso del clarificador, mientras que para el funcionamiento en flujo continuo, se ponen en funcionamiento todas las unidades del sistema. La figura 5.72 muestra un esquema con los equipos principales, la figura 5.73 muestra el aspecto real de la instalación.

La alimentación, preparada al 10% en sólidos, se introduce en el homogeneizador donde el tiempo de residencia es de 5 días (ver figura 5.74). El homogeneizador consiste en un vaso de 2l con un agitador de palas que funciona a 100 rpm, el vaso permanece tapado para evitar evaporación pero en esta etapa no existe anaerobiosis. Se ajusta además en este equipo el pH de la muestra desde los 4,98 hasta 7,50 con  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ . La mezcla se hace pasar por un tamiz de 2mm antes de entrar al reactor para no obstruir las conducciones.

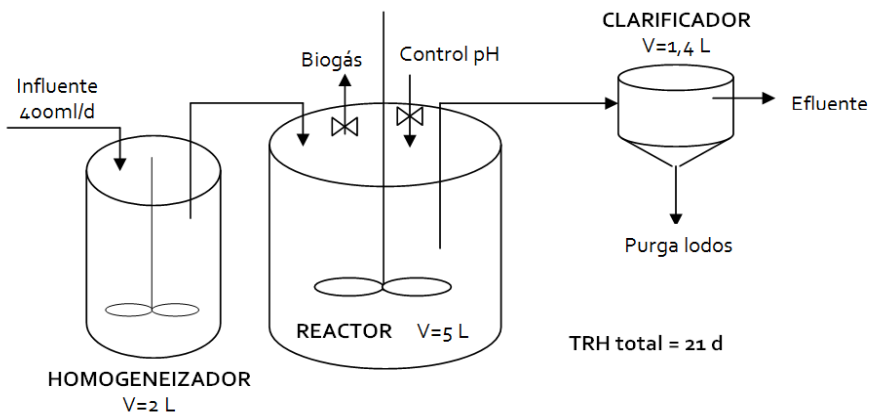


Figura 5.72. Esquema de la instalación anaerobia de laboratorio.



Figura 5.73. Imagen de la instalación durante su funcionamiento en continuo.

El reactor es un tanque cilíndrico de vidrio de borosilicato recubierto por una camisa que mantiene la temperatura en el interior del reactor y soportado sobre una estructura de acero. El diámetro interno es de 160mm y su altura de 345mm, el volumen total es de 6,6L sin embargo el volumen de trabajo no puede superar los 5L (volumen del recipiente cubierto por la camisa calefactora). La tapa es de acero inoxidable y consta de varias entradas para distintos fines como la entrada de efluente, la toma de muestra, la salida de efluente, adición de productos químicos, y para la inserción de las sondas de pH, temperatura, nivel y oxígeno disuelto. A la cubierta también se encuentra unido el sistema de agitación, compuesto por un eje de dos impulsores de seis palas cada uno al cual se acopla, en la parte superior, un motor de velocidad variable.

El BIOSTAT B® tiene un sistema de medición y control integrado en la unidad de control que ofrece una amplio y definido grupo de funciones. Su operación se realiza por medio del teclado y la pantalla ubicados en la parte superior de la unidad de control, y consiste en la medición y control de parámetros, la calibración de electrodos y bombas integradas, y la transferencia de señales hacia equipos externos como el ordenador para el procesamiento de datos y el

control remoto del sistema. Las funciones estándar de medición y control son para la temperatura, espuma, nivel, suministro de sustrato, pH y presión parcial de oxígeno ( $pO_2$ ). La unidad de control es la que contiene el sistema termostatado (resistencia, válvula solenoide y bomba de circulación) y todas las instalaciones requeridas para el suministro de energía, agua, aire y la recogida de muestra. Consta de un panel de cuatro bombas peristálticas que se utilizan para la recogida de muestras y la adición de sustrato y químicos; así como de un medidor de flujo para el control del suministro de aire.

La corriente de salida del reactor se hace pasar por un clarificador de 1,4 l de volumen útil donde las partículas más pesadas, al no haber agitación en el equipo, se depositan en el fondo, mientras que el efluente clarificado (figura 5.75), sale por rebose. El clarificador cuenta con una purga de lodos para eliminar los sólidos acumulados en caso de que sea necesario. El tiempo de residencia en este equipo es de 3,5 días y el flujo de salida del efluente es de 400 ml/d. Teniendo en cuenta que el TRH en el homogeneizador es de 5 días y en el reactor de 12,5, el sistema total cuenta con un TRH de 21 días.



Figura 5.74. Imagen del homogeneizador con la preparación del influente



Figura 5.75. Imagen del efluente de la instalación.

### 5.4.2.3. Puesta en marcha

En esta primera etapa de puesta en marcha, el objetivo es el desarrollo de biomasa en el interior del reactor. Para ello, se alimentó el reactor con la mezcla que previamente pasó por el homogeneizador hasta completar los 5 l de volumen útil, se hizo un barrido con N<sub>2</sub> de manera que todo el oxígeno que pudiera haber en la instalación quede remplazado por la atmósfera inerte y se cerró la salida al clarificador. Se mantuvo abierta la salida del biogás al depósito de agua para aliviar la presión del interior del reactor por el gas que se pueda producir en estos primeros días.

Durante esta fase de desarrollo de biomasa en circuito cerrado se fijó la temperatura en el interior del reactor en  $35 \pm 1^\circ\text{C}$ . La temperatura de la masa reaccionante se controla con el caudal y la temperatura de la corriente de agua que alimenta la camisa del reactor, en función de la señal que se reciba de una sonda de temperatura colocada en el interior del reactor. La instalación también cuenta con una sonda de pH y un sistema de bombeo desde dos disoluciones, una de ácido sulfúrico diluido y otra de hidróxido sódico, de manera que el pH se mantenga en un valor de  $7,5 \pm 0,5$ . Una tercera sonda mide el oxígeno disuelto en el reactor de manera que se pueda controlar la anaerobiosis del proceso. Los registros de estas sondas durante esta primera etapa se muestran en las figuras 5.76, 5.77 y 5.78 respectivamente.

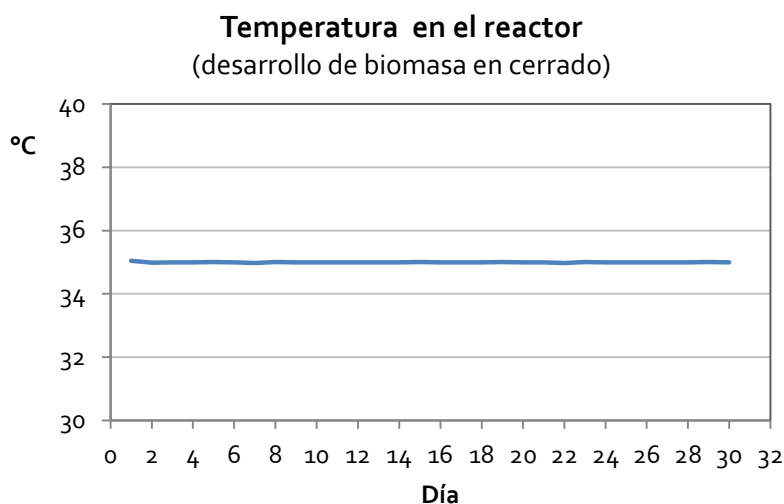


Figura 5.76. Temperatura en el interior del reactor durante la etapa inicial.

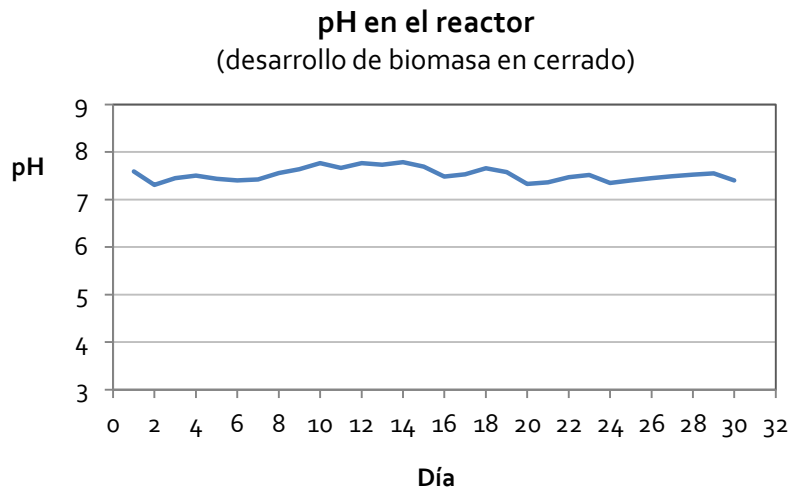


Figura 5.77. pH en el interior del reactor durante la etapa inicial.

El control de la temperatura se hace con un ajuste más sensible de manera que pase el menor tiempo posible desde que se produce la desviación en el valor de temperatura hasta que se corrige gracias a la camisa calefactora. En el caso del pH el ajuste es menos sensible, los tiempos de respuesta son más largos y el margen más amplio para evitar adiciones excesivas de ácido o base.

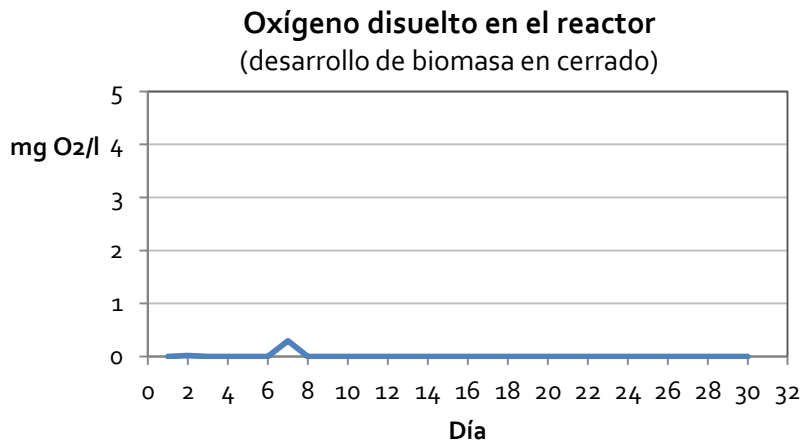


Figura 5.78. Oxígeno disuelto en el interior del reactor durante la etapa inicial.

El oxígeno disuelto se mantuvo en valores de cero durante toda la experiencia a excepción de un valor anómalo en el día 7 que puede deberse a un

mal comportamiento de la sonda. Se puede asegurar que la biomasa que se desarrolle en el reactor durante esta etapa estará compuesta por microorganismos anaerobios o facultativos.

Durante esta etapa inicial el perfil de la DQO, tanto total como soluble, fue el de la figura 5.79. El circuito se mantuvo cerrado durante 30 días que fue el tiempo en el que la biomasa creció en el reactor degradando la DQO como se aprecia en la figura. La diferencia entre la DQO total y la DQO soluble es menor que en las anteriores experiencias. Esto se debe a dos motivos fundamentalmente:

- por un lado, la hidrólisis que tiene lugar durante las primeras etapas de la homogeneización, y que transforma la materia orgánica insoluble en materia orgánica soluble que puede ser aprovechada por los microorganismos en etapas posteriores.
- por otro lado, la etapa de filtrado que tiene lugar entre el homogeneizador y el reactor y que impide que fracciones insolubles de gran tamaño entren al proceso de biometanización.

Es de esperar que en las plantas industriales la diferencia entre ambas DQOs, total y soluble, sea mayor.

El perfil del COT y el NT durante esta primera etapa se muestra en la figura 5.80. El carbono sigue la tendencia de la DQO con una eliminación constante hasta alcanzar un 25-30% del inicial, mientras que el nitrógeno permaneció prácticamente constante en la fracción soluble del medio.



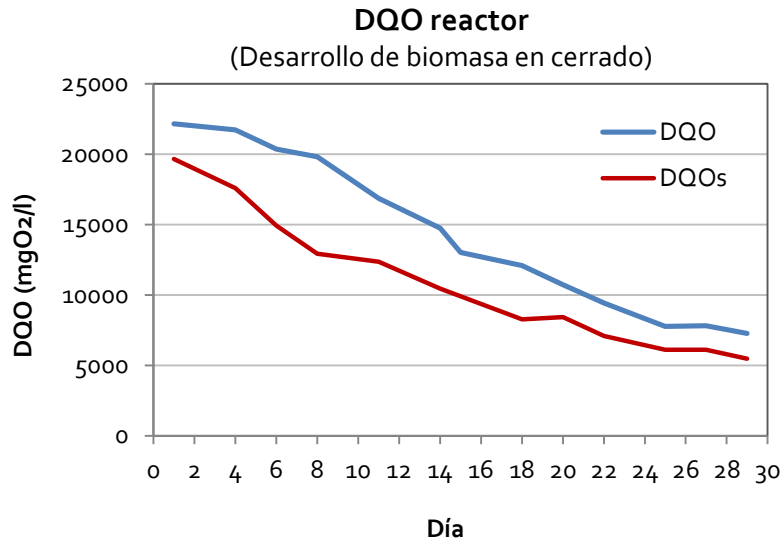


Figura 5.79. DQO total y DQO soluble en el reactor durante la etapa inicial.

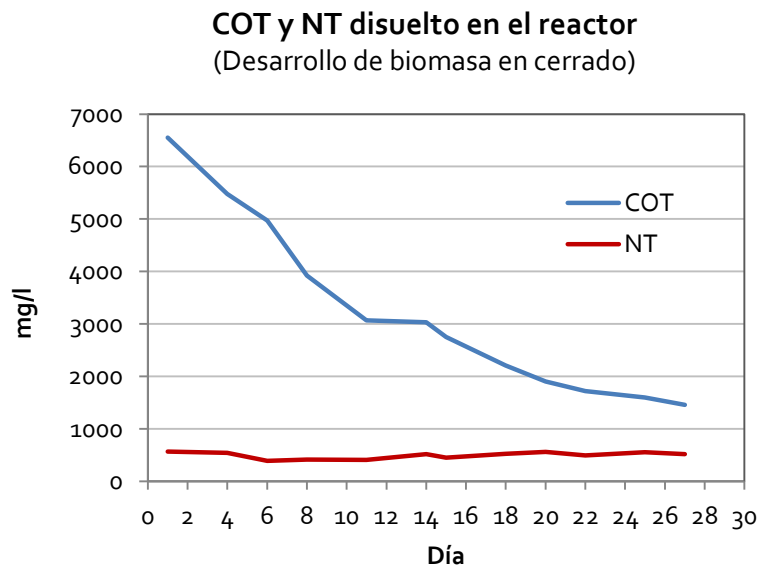


Figura 5.80. Concentración de COT y NT disueltos en el reactor durante la etapa inicial.

Cuando se llegó a un porcentaje de eliminación del 70% en DQO, se abrió el circuito de manera que la instalación comenzó a funcionar en régimen continuo. La caracterización del influente de esta fase así como el efluente del primer día de funcionamiento en continuo (día 30) son los que se muestran en la tabla 5.37.

La eliminación de materia orgánica es de un 70% en DQO y DQO soluble y de hasta un 80% en términos de TOC. La diferencia entre los sólidos totales del influente y el efluente es de un 30 % mientras que parámetros como el nitrógeno total permanecen prácticamente constantes. El aumento notable en la concentración del anión sulfato puede ser debida al ácido sulfúrico que se usa para controlar el pH. El aumento en el anión fosfato puede producirse por la liberación del fósforo orgánico procedente de la materia orgánica contenida en los RU y que en parte permanece en la fracción soluble (Marti et al., 2008). Es importante destacar la reducción de hasta un 60% en la concentración de ácidos grasos volátiles como precursores del biogás.

		Influyente		Efluente (día 30)	
		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Sobre muestra total	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	22164	2 028	7 269	2 368
	STT (mg/l)	19 439	491	12 775	1 036
	STV (mg/l)	8 646	3 284	3767	1160
	$\rho$ (g/dm <sup>3</sup> )	993	16,2	998	7,8
	SST (mg/l)	4 850	3 813	4 900	3 111
	pH	4,98	0,02	7,40	0,19
Sobre fracción soluble	DQO sol (mg O <sub>2</sub> /l)	19 659	2 307	5 472	1 239
	COT (mg/l)	6 550	1,4	1420	2,2
	NT (mg/l)	566	2,3	488	13,0
	AGV's (mg aa/l)	2854		1238	
	Ac. Acético (mg/l)	2 731	330	679	174
	Ac. Propiónico (mg/l)	152	17,1	690	111,3
	Ac. Butírico (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0
	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	853		817	
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	856		195	
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	126			
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,0		3940	
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	231		387	

Tabla 5.37. Caracterización del influente y el efluente de la planta durante el desarrollo de biomasa en cerrado.

#### 5.4.2.4. Resultados en estado estacionario

Una vez finalizado el proceso de desarrollo de la biomasa, se comenzó una alimentación por cargas al homogeneizador permitiendo un funcionamiento en continuo de la instalación. Las condiciones de temperatura, pH y concentración de oxígeno en el interior del reactor se pueden observar en el registro de las sondas representado en las figuras 5.81, 5.82 y 5.83 respectivamente. Tal y como se

muestra, el ajuste de la temperatura fue correcto manteniendo un valor de 35°C durante todo el proceso, el ajuste del pH con disoluciones de NaOH y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> accionado por la unidad de control mantuvo el pH en valores en torno al 7.5 y la ausencia de oxígeno fue total durante la experiencia tal como muestra el registro de la sonda en la figura 5.83.

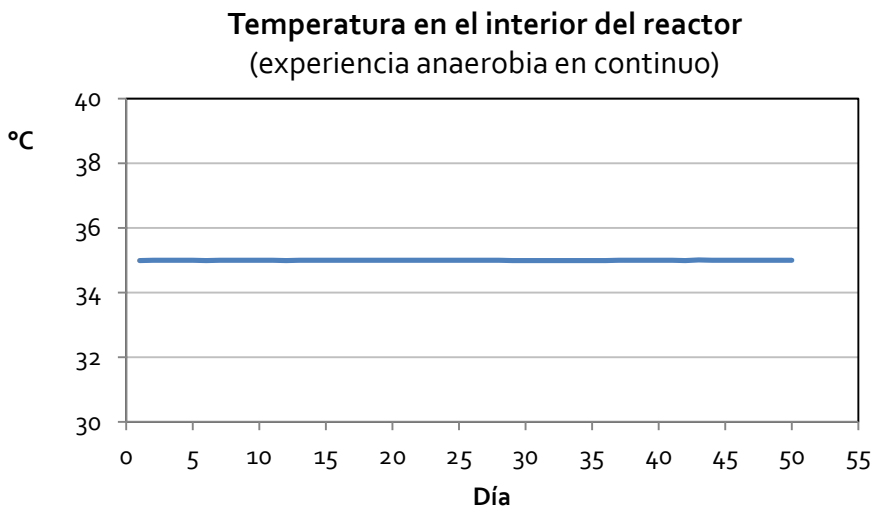


Figura 5.81. Temperatura en el interior del reactor durante su etapa en continuo.

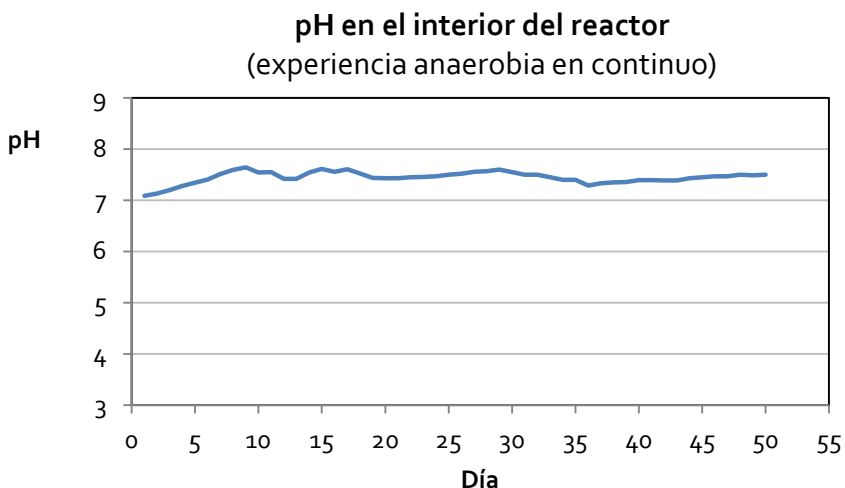


Figura 5.82. pH en el interior del reactor durante su etapa en continuo.



Figura 5.83. Oxígeno disuelto en el interior del reactor durante su etapa en continuo.

A pesar de que todas las alimentaciones se prepararon con la misma metodología, tal y como se ha descrito con anterioridad, los cambios en la composición de las mismas se pueden apreciar en las figuras que se muestran a continuación. Estos cambios en la alimentación durante la experiencia anaerobia en continuo no parecen afectar a la composición del efluente, pues a pesar de los cambios en la entrada, la composición de la salida permanece inalterada.

La figura 5.84 muestra la evolución de la concentración de sólidos totales durante la experiencia anaerobia en continuo tanto en el influente como en el efluente de la instalación. La eliminación de sólidos totales en el proceso tuvo de media un valor del 70,1%, con un mínimo del 64% y un máximo del 78%. La concentración en la entrada fue de 21725mg/l con una desviación estándar de 3113 mg/l, mientras que en la salida el efluente presenta una concentración muy estable de  $5084 \pm 230$  mg/l una vez alcanzado el estado estacionario. La eliminación de sólidos totales en el proceso tiene lugar, en parte, por el proceso biológico y, en parte, por el proceso físico de decantación, puesto que el análisis se realiza a una muestra del efluente de la instalación, una vez que ha pasado por el equipo decantador.

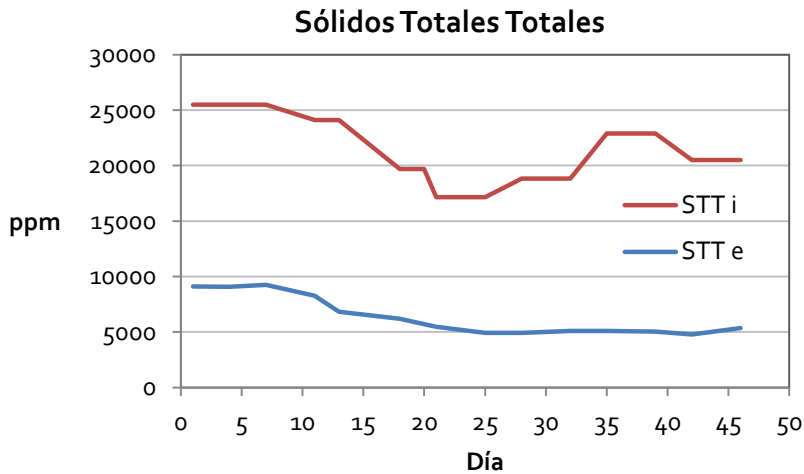


Figura 5.84. Sólidos totales en influente (STT i) y efluente (STT e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

La figura 5.85 muestra la evolución de los sólidos totales volátiles tanto a la entrada como en el efluente. De nuevo se observa una gran desviación en la concentración en el influente con valores de  $14741 \pm 2156$  mg/l y de nuevo se ve como el proceso amortigua estos cambios, manteniendo un valor estable en la salida con una concentración de  $1843 \pm 228$  mg/l una vez alcanzado el estado estacionario. La eliminación en este caso es del 84% de media oscilando entre un valor mínimo del 76% en el caso de cargas más bajas en la alimentación, y un valor máximo del 89% cuando la entrada presenta una mayor concentración.

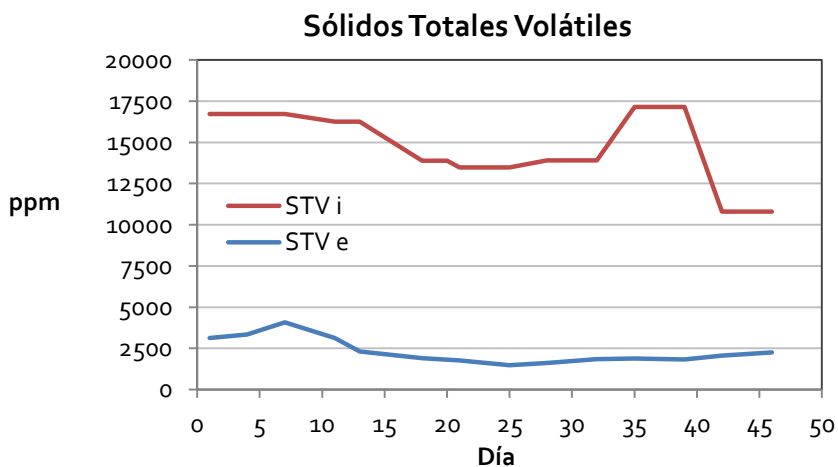


Figura 5.85. Sólidos totales volátiles en influente (STV i) y efluente (STV e) durante la experiencia anaerobia discontinua.

La eliminación de sólidos en suspensión durante el proceso se debe principalmente a los procesos biológicos que tienen lugar en el reactor. Los sólidos en suspensión a la salida del efluente se mantuvieron en un valor constante de 1486 mg/l, con una pequeña desviación estándar de  $\pm 324$  mg/l, a pesar de que la concentración en la alimentación fue aumentando gradualmente como se observa en la figura 5.86. La concentración de estos sólidos en la entrada comenzó en valores de aproximadamente 4000 mg/l para terminar en concentraciones 3 veces superiores, de hasta 12500 mg/l, al final del proceso.

La concentración de microorganismos en el interior del reactor permaneció prácticamente constante a lo largo de todo el proceso, en valores de  $6522 \pm 668$  mg/l tal y como muestra la figura 5.87. Es decir, que a pesar del aumento en la carga de sólidos en suspensión que entran al proceso y teniendo en cuenta que la salida es constante, la población de microorganismos es capaz de adaptarse a los aumentos en la carga de materia orgánica y de degradarla hasta los valores de salida. El porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos fue de un 70% al inicio de la experiencia en continuo y de hasta un 88% al final del mismo.

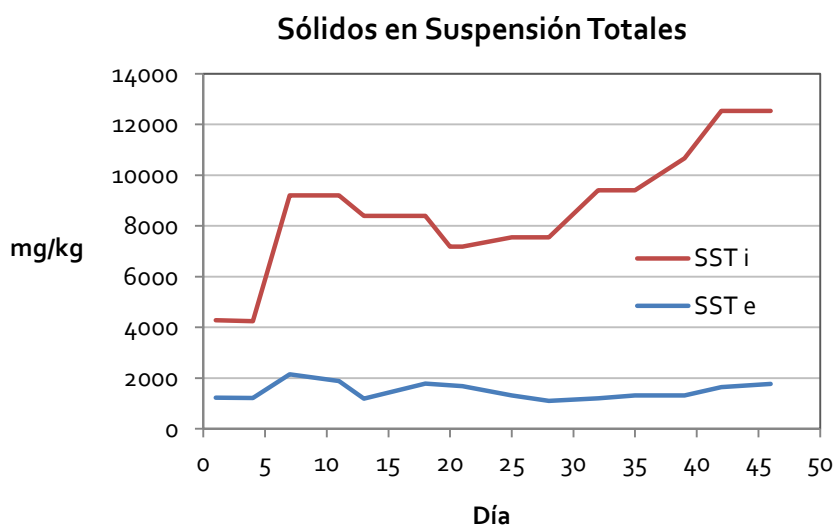


Figura 5.86. Sólidos en suspensión en influente (SST i) y efluente (SST e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

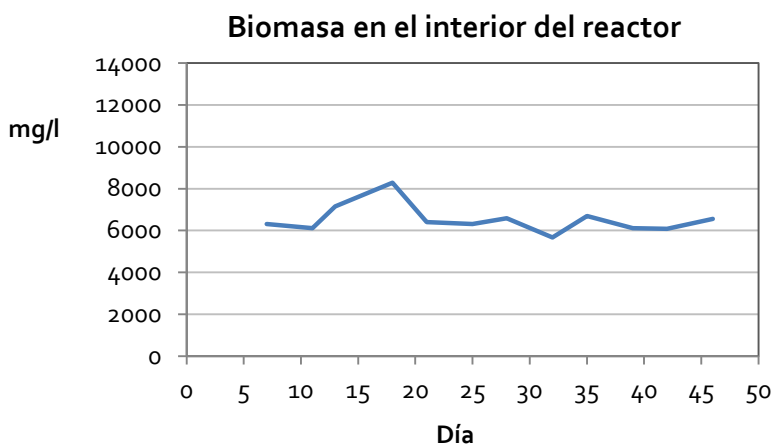


Figura 5.87. Biomasa en el reactor durante la experiencia anaerobia en continuo.

El objetivo del proceso de digestión anaerobia es transformar la materia orgánica contenida en la corriente de entrada en biogás y posteriormente en energía eléctrica. La medida en la que esta materia orgánica es degradada hasta  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  se mide en términos de DQO. La evolución de la DQO total a lo largo del proceso es la que se representa en la figura 5.88. Al igual que en el resto de parámetros existe una variación en el valor de DQO del influente que oscila entre los 37000 y los 22000  $\text{mgO}_2/\text{l}$ , pero estas variaciones no se ven reflejadas en el efluente que mantiene un valor de DQO total de  $3388 \pm 266 \text{ mg/l}$ .

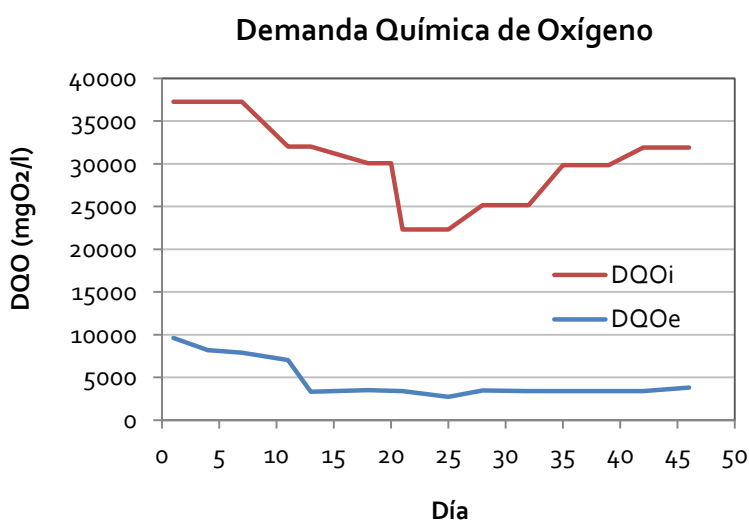


Figura 5.88. DQO en influente (DQO i) y efluente (DQO e) durante la experiencia anaerobia en continuo.



El porcentaje de DQO total eliminada en el proceso durante su funcionamiento en continuo permanece siempre en valores por encima del 80% tal y como muestra la figura 5.89.

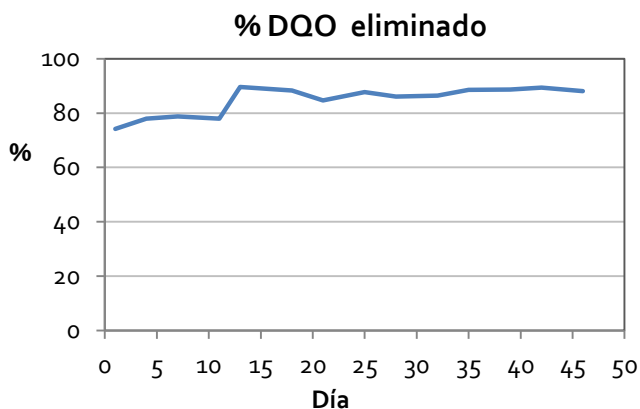


Figura 5.89. Porcentaje de DQO eliminado durante la experiencia anaerobia en continuo.

La DQO soluble representa aproximadamente el 50% de la DQO total en la alimentación y este valor alcanza, de media, el 65% cuando se mide en el efluente. La tendencia que sigue la DQO soluble es la misma que la DQO total tal como muestra la figura 5.90, con variaciones en la alimentación que no repercuten en el valor del efluente. La eliminación de DQO soluble es de aproximadamente un 85% tras la estabilización del proceso (figura 5.91), alcanzando un valor medio a la salida de  $2048 \pm 472$  mg O<sub>2</sub>/l.

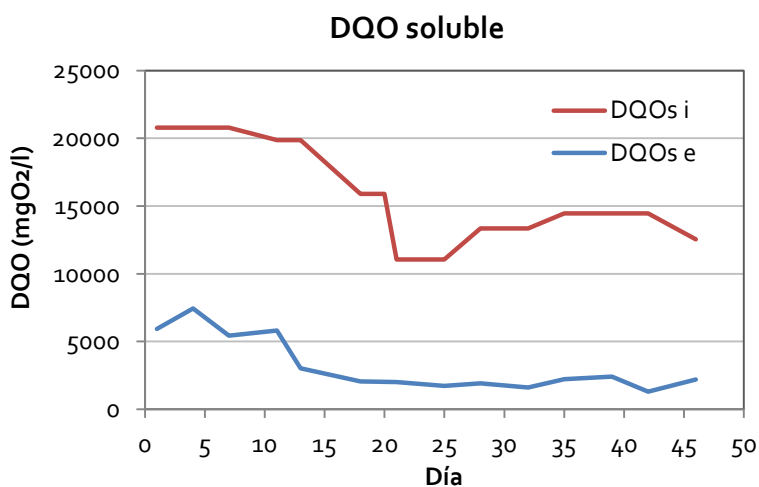


Figura 5.90. DQO soluble en influente (DQOs i) y efluente (DQOs e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

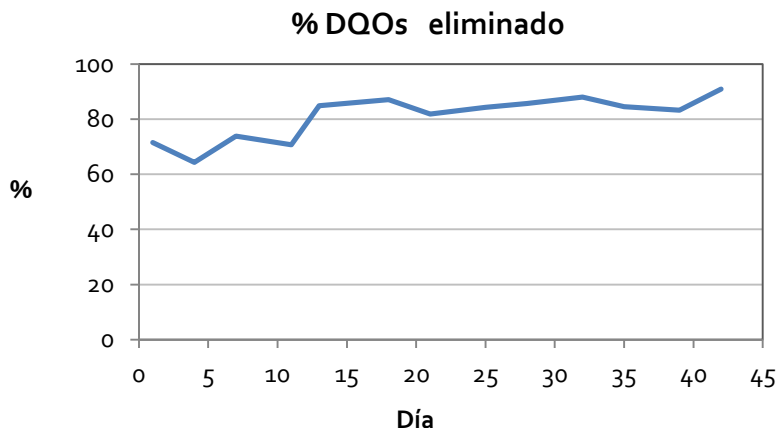


Figura 5.91. Porcentaje de DQO soluble eliminada durante la experiencia anaerobia en continuo.

Uno de los componentes más importantes de la materia orgánica es el carbono orgánico total. La figura 5.92 muestra su evolución durante el proceso de degradación anaerobia en continuo. La eliminación de este elemento alcanzó un 88% de media una vez alcanzado el estado estacionario con un valor en el efluente de 493 mg/l frente a entradas de entre 6500 y 3800 mg/l.

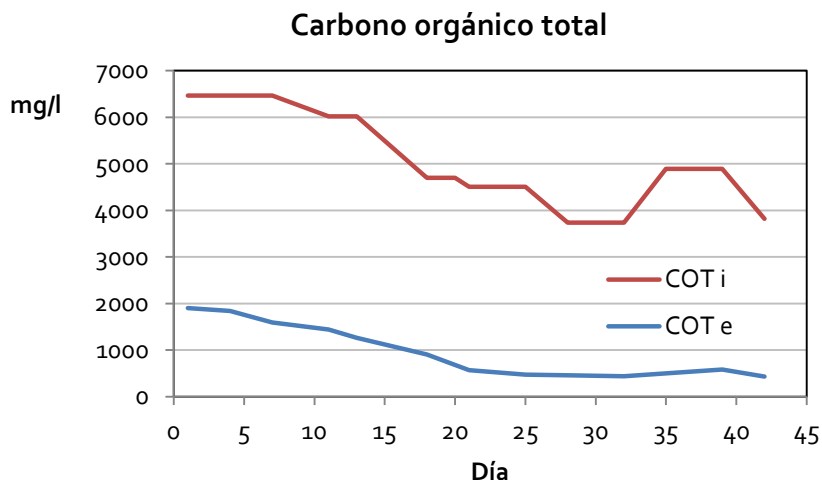


Figura 5.92. Carbono orgánico total en influente (COT i) y efluente (COT e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

Otro de los elementos que se han medido sobre la fracción soluble, tanto del influente como del efluente del proceso, es el nitrógeno total. También se aprecian cambios en su concentración a la entrada pero ésta es similar a la concentración en la salida con una ligera tendencia ascendente como se aprecia en la figura 5.93. Ambos valores se encuentran en torno a los 400 mg/l.

El perfil del amonio medido sobre la muestra total, tanto a la entrada como a la salida del proceso, se muestra en la figura 5.94. Se observan cambios en la concentración a la entrada y un claro ascenso en la concentración a la salida del proceso alcanzando valores de hasta 500 mg/l en los últimos días con una alimentación de 130 mg/l. Este comportamiento es habitual en los procesos anaerobios en los que el amonio se genera por la degradación de los aminoácidos que forman parte de las proteínas presentes en la materia orgánica.

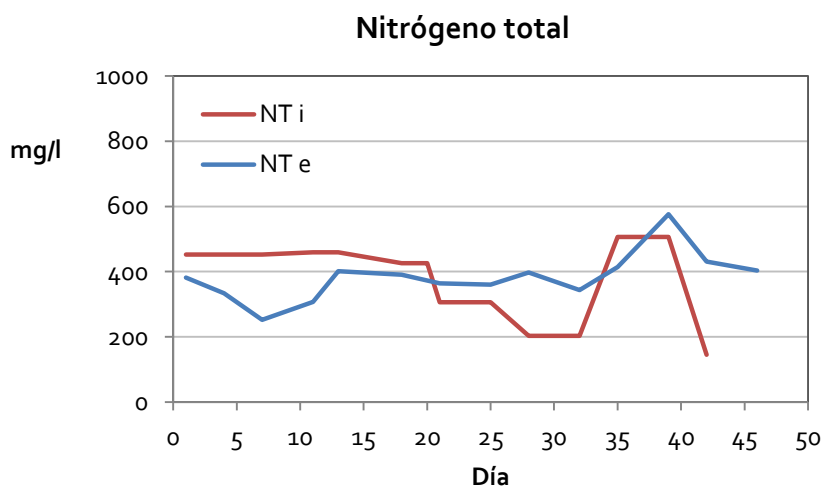


Figura 5.93. Nitrógeno total en influente (NT i) y efluente (NT e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

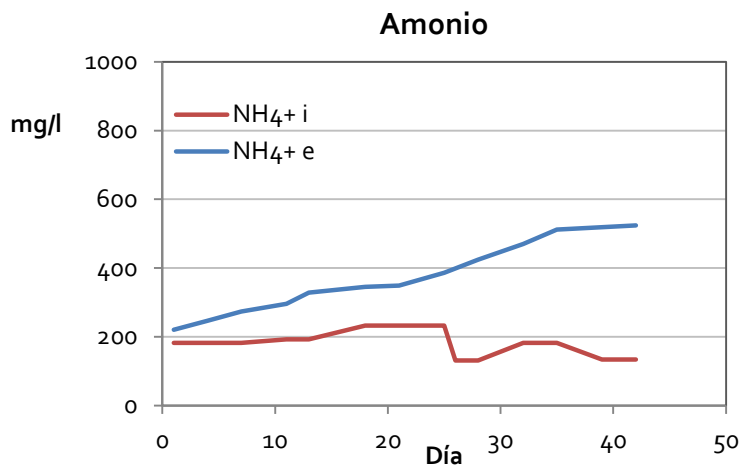


Figura 5.94. Concentración de amonio en influente (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i) y efluente (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

En cuanto a los precursores del biogás, los ácidos grasos volátiles, la concentración de los mismos a la entrada del reactor dependerá en gran medida de las reacciones que tienen lugar en el homogeneizador. Teniendo en cuenta los resultados de las pruebas anaerobias en discontinuo, durante el tiempo que la materia orgánica permanece en este primer equipo tienen lugar las etapas de hidrólisis y acidogénesis produciéndose el máximo en la concentración de los mismos al finalizar esta etapa y durante los primeros días de estancia en el reactor. A la vista de la figura 5.95, es de esperar que la concentración de ácidos grasos volátiles aumente desde su valor en la entrada hasta valores máximos durante su estancia en el reactor. En el reactor tendrán lugar los procesos de acetogénesis y metanogénesis de manera que la concentración de ácidos grasos va disminuyendo para dar lugar al biogás. Finalmente, su concentración en el efluente será prácticamente nula si la transformación ha sido completa.

La concentración de los ácidos grasos volátiles en el efluente se mantuvo en concentraciones muy bajas una vez alcanzado el estado estacionario en el proceso, es decir, desde del día 20 del proceso anaerobio en continuo. A partir de ese momento, y a pesar de que la concentración de ácidos grasos en la alimentación aumentó, la transformación a biogás era prácticamente completa como puede apreciarse en la figura 5.96. La presencia de ácido acético y, principalmente, de ácido propiónico en el efluente durante los primeros días del funcionamiento en

continuo indica que no se habían completado todas las etapas de la degradación anaerobia. Se ha observado en la mayoría de parámetros estudiados un tiempo de estabilización de entre 10 y 20 días desde que la planta se abre y comienza su funcionamiento en continuo hasta que se alcanza el estado estacionario. Durante este tiempo la población microbológica se adapta a los cambios en la alimentación y las condiciones de proceso. Se toman los valores de los últimos 30 días de funcionamiento como característicos del efluente en este proceso para posteriores análisis.

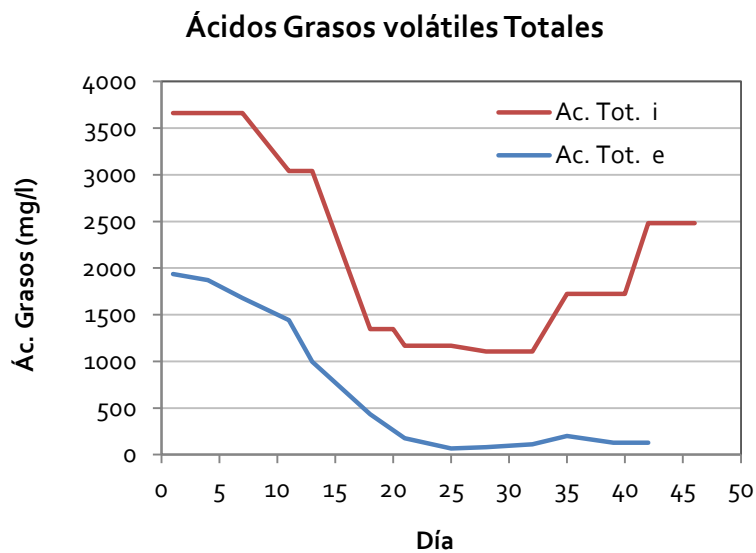


Figura 5.95. Ácidos grasos volátiles totales en influente (Ac. Tot. i) y efluente (Ac. Tot. e) durante la experiencia anaerobia en continuo.

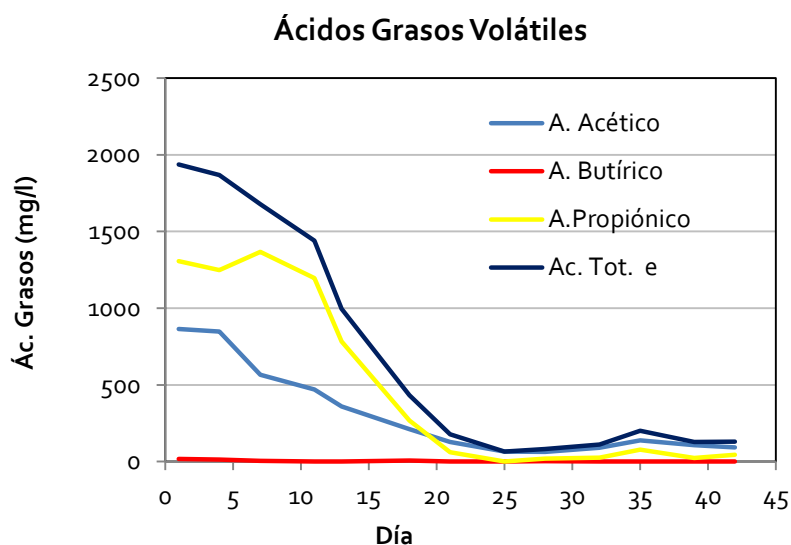


Figura 5.96. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia en continuo.

Se han medido en el efluente además los aniones más importantes tal y como muestra la figura 5.97. La concentración del ion cloruro permanece del orden de los valores de la entrada al proceso que pueden verse en la tabla 5.38. Esta tabla recoge el valor medio de las alimentaciones que se introdujeron en el sistema con la desviación estándar así como la concentración en el efluente una vez alcanzado el estado estacionario. El nitrito también alcanza un valor constante en la salida del proceso de aproximadamente  $342 \pm 24$  mg/l con una entrada en la alimentación de  $411 \pm 157$  mg/l. La presencia del resto de los iones seguidos durante el proceso, nitrato, sulfato y fosfato es prácticamente nula en el efluente como cabe esperar en un proceso anaerobio. Estos aniones son los receptores típicos de electrones en las reacciones bacterianas produciéndose las correspondientes reacciones de desnitrificación y reducción de sulfato y fosfato (Tchobanoglous et al., 1998).

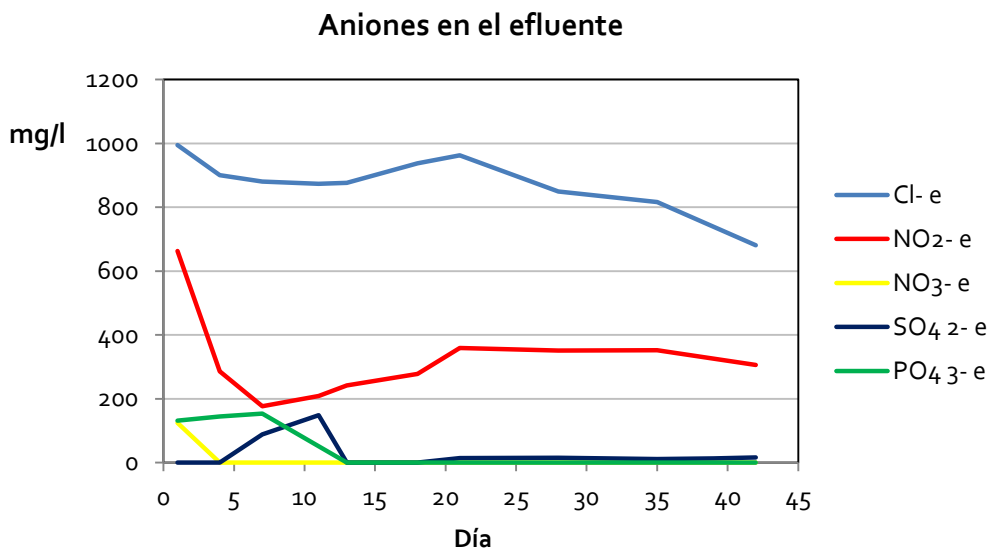


Figura 5.97. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia en continuo.

En la tabla 5.38 se muestran los valores característicos del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica no seleccionada procedente de los RU de Castilla y León llevada a cabo en la instalación de laboratorio. La caracterización del influente corresponde a la media de las distintas caracterizaciones de las corrientes que han alimentado el proceso. A la vista de la desviación estándar en los parámetros más importantes, está claro que ha habido una gran variación en la composición de estas corrientes. Los valores del efluente corresponden a los valores de los últimos 20 días, una vez alcanzado el estado estacionario. La composición de la corriente de salida es mucho más estable que en el caso de la alimentación. El principal objetivo del proceso es la degradación de la materia orgánica y ésta se produce en hasta un 90% con una eliminación de DQO que va desde los 30000 mg/l hasta los 3000 mg/l del efluente. En ese mismo porcentaje se reducen otros de los parámetros principales como son los sólidos totales del proceso, la DQO en la fracción soluble y el carbono orgánico total. Se puede afirmar que el proceso logra un porcentaje de degradación muy elevado y que, una vez alcanzado el estado estacionario, las variaciones en la alimentación no afectan a la población microbiana pues logra mantener los parámetros del efluente en los valores mínimos.

		Influyente		Efluente	
		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
Sobre muestra total	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	<b>30244</b>	4686	<b>3388</b>	266
	STT (mg/l)	<b>21725</b>	3113	<b>5084</b>	230
	STV (mg/l)	<b>14899</b>	2251	<b>1843</b>	228
	$\rho$ (g/dm <sup>3</sup> )	<b>1006</b>	9	<b>1008</b>	9
	SST (mg/l)	<b>9505</b>	1835	<b>1486</b>	324
Sobre fracción soluble	DQO sol (mg O <sub>2</sub> /l)	<b>15305</b>	3431	<b>2048</b>	472
	COT (mg/l)	<b>5013</b>	1030	<b>493</b>	60
	NT (mg/l)	<b>357</b>	130	<b>412</b>	79
	AGV's (mg aa/l)	<b>2193</b>	986	<b>128</b>	49
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>178</b>	42	<b>524</b>	
	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>858</b>	89	<b>827</b>	116
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>411</b>	157	<b>342</b>	24
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>96</b>	54	<b>n.d.</b>	n.d.
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>101</b>	197	<b>14</b>	2
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>208</b>	168	<b>n.d.</b>	n.d.

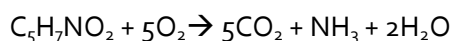
Tabla 5.38. Caracterización del influente y el efluente (en estado estacionario) de la planta durante su funcionamiento en continuo. (n.d.: no detectado)

En cuanto a la producción de biogás, no se observó desplazamiento en el depósito de agua aunque la causa pudo ser alguna fuga en las conducciones por las que el gas se desplazaba hasta borbotear sobre el depósito final. Existen evidencias de su paso a través de una de las trampas de agua por las que pasaba en su camino hasta el depósito final pero no se ha podido calcular experimentalmente la cantidad de biogás producido. Cualitativamente se ha podido detectar la presencia de biogás por la toma de muestras gaseosas a través del septum del reactor, observándose presencia de metano y dióxido de carbono desde los primeros días de la experiencia anaerobia en continuo. Cuantitativamente se ha determinado la cantidad de metano producida como se indica a continuación.



Para un sistema anaerobio, la DQO puede considerarse un parámetro conservativo, es decir, la suma de las DQO de entrada debe ser igual a la suma de las DQO de salida: DQO influente = DQO efluente + DQO biogás. Si se considera un biogás formado exclusivamente por CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, y teniendo en cuenta que la DQO del CO<sub>2</sub> es nula, la DQO eliminada en el residuo se correspondería con la DQO obtenida en forma de metano, lo cual significa 2,857 kg de DQO eliminada por m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>, ó 0,35 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> por kg de DQO eliminada, a P=1 at y T=0°C, ó 0,38 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> a P=1 at y 25 °C. Atendiendo a la potencia calorífica del metano, estos valores corresponderían aproximadamente a 3,5 kW·h/kg DQO eliminada, en unidades de energía primaria. Esto confiere a los sistemas anaerobios una clara ventaja frente a los sistemas aerobios de tratamiento de residuos orgánicos y aguas residuales, para los cuales el consumo de energía para transferir oxígeno se encuentra alrededor de 1 kW·h/kg O<sub>2</sub> consumido (Batstone et al., 2002).

No todo el sustrato consumido se transforma en CH<sub>4</sub> sino que una parte de él se transforma en biomasa (que puede representarse por la fórmula general C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>) cuyo equivalente de oxígeno viene dado por la reacción (Ramalho, 1993):



de modo que por cada gmol de biomasa que reacciona, equivale a 113 g, reaccionan 5 gmol de O<sub>2</sub>, equivalentes a 160 g, o lo que es lo mismo, 160 g de DQO transformados. La relación entre la cantidad de DQO transformada en biomasa y la cantidad de ésta producida será pues 160/113 = 1,42 gDQO/g biomasa.

Si se representa por ΔX<sub>v</sub> la cantidad de biomasa producida diariamente, el volumen diario de CH<sub>4</sub> generado medido en condiciones normales puede estimarse a partir de la diferencia entre la reducción diaria total de DQO y la parte de la misma que se convierte en biomasa, es decir 1,42ΔX<sub>v</sub>, de acuerdo con la expresión:

$$G \left( \frac{\text{ml}}{\text{d}} \right) = \left[ (S_o - S_e) \frac{\text{mg}}{\text{l}} - 1,42\Delta X_v \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \cdot \frac{1\text{g}}{10^3\text{mg}} \cdot Q \frac{\text{l}}{\text{d}} \cdot 350 \frac{\text{ml}}{\text{g}} \quad \text{ec.5.2}$$

Donde G = volumen diario de CH<sub>4</sub> generado  
S<sub>o</sub> = DQO en el influente

$S_e$  = DQO en el efluente

$\Delta X_v$  = cantidad de biomasa producida diariamente

$Q$  = caudal de alimentación

Teniendo en cuenta la degradación que se produce en el sistema de digestión anaerobia desde el primer día (figura 5.98) y la biomasa formada en el reactor (figura 5.87) se obtiene el volumen de metano acumulado durante todo el proceso (figura 5.99).

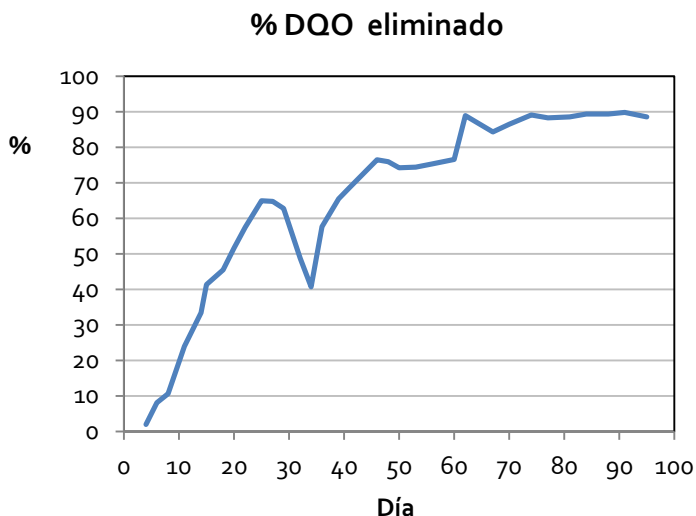


Figura 5.98. DQO eliminada en el proceso global.

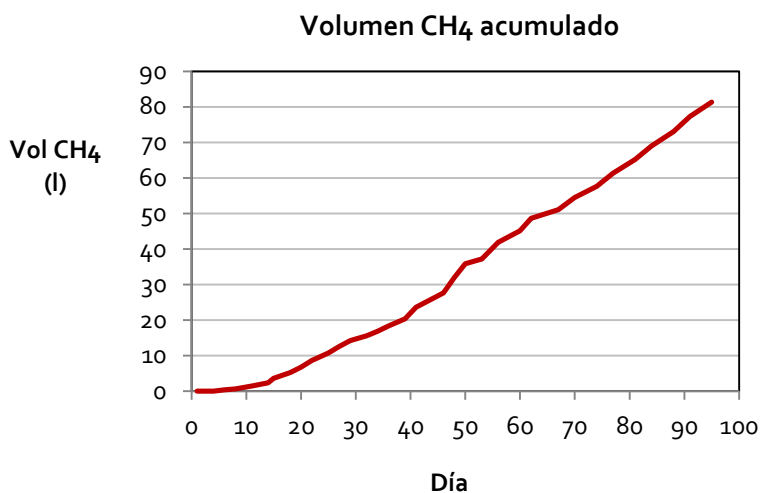


Figura 5.99. Volumen acumulado de metano producido en el proceso de degradación anaerobia.

#### 5.4.2.5. Cinética del proceso

La finalidad de estos estudios llevados a cabo en el laboratorio ha sido poder hacer sugerencias a los CTRs sobre posibles mejoras en el proceso de digestión anaerobia. Por ello se va a concluir la investigación con la determinación de la cinética del proceso con la cual el personal de los CTRs podrá predecir y simular el comportamiento de sus sistemas para determinadas condiciones de operación sin necesidad de hacer ensayos de prueba-error.

Para ello, a partir de los resultados obtenidos durante el funcionamiento en continuo, se ha procedido a realizar el estudio cinético del proceso de degradación anaerobia de la fracción orgánica no seleccionada contenida en los RU. Existen dos tendencias en el modelado de procesos anaerobios para predecir el comportamiento del reactor:

- Modelos no estructurados basados en ecuaciones cinéticas como las de Monod (1949), Contois (1959), Mckinney (1962), Grau (1975), Eckenfelder (1975) o Chen y Hashimoto (1980).
- Modelos cinéticos estructurados para simulaciones dinámicas de la degradación anaeróbica como los modelos de digestión anaerobia IWA (International Water Association) basados en una matriz compleja con constantes cinéticas para las diferentes etapas de degradación anaerobia (Bagley and Brodkorb, 1999; Batstone et al., 2002; Siegrist et al., 2002)

Los modelos no estructurados de masa microbiana son aquellos que consideran que la velocidad específica de crecimiento es sólo función del medio, es decir, una propiedad invariante del sistema microbio-sustrato (Costa y Márquez, 1994). Este tipo de modelos no tiene en cuenta la estructura interna de los microorganismos y, por tanto, la velocidad de crecimiento, sólo es función de las condiciones de operación y de la composición del medio (Romero, 2010). La razón de utilizar este tipo de modelos está en la propia naturaleza del proceso, caracterizado por una convivencia de poblaciones que haría enormemente complicada la aplicación de modelos estructurados (que consideran la composición y fisiología de los microorganismos) o segregados que estudian las características individuales de cada especie. Por ello sólo se van a utilizar modelos

no estructurados para el ajuste de los resultados experimentales obtenidos. Son modelos de este tipo los desarrollados por Monod, Contois, Mc Kinney, Eckfelder, Grau y Chen y Hashimoto.

Dado que las experiencias se han realizado en un sistema perfectamente agitado, el desarrollo cinético se basará en un proceso estacionario en continuo compuesto por un reactor ideal de mezcla completa y un decantador. Se considerará que el sistema tiene un volumen de mezcla completa  $V$ , y que en él entra un caudal de alimentación  $Q$  con una concentración de sustrato  $S$ , saliendo de la instalación dos corrientes: una de efluente con una caudal  $Q_w$ , una concentración de sustrato  $S_e$  y una concentración de microorganismos  $X_e$ , y otra de purga con una caudal  $Q_w$ , una concentración de sustrato  $S_w$  y una concentración de microorganismos  $X_w$  ( figura 5.100):

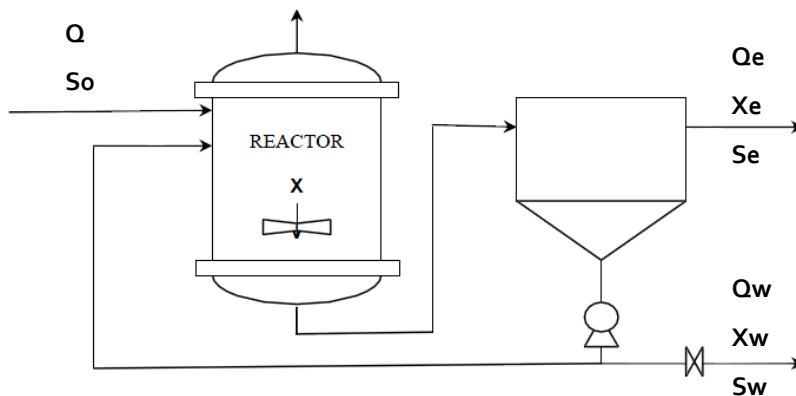


Figura 5.100. Balance a la instalación.

Realizando sobre este sistema un balance a los microorganismos presentes se obtiene que:

$$\left( \begin{array}{l} \text{microorganismos} \\ \text{entran al sistema} \end{array} \right) + \left( \begin{array}{l} \text{microorg.} \\ \text{se generan} \end{array} \right) = \left( \begin{array}{l} \text{microorg.} \\ \text{salen} \end{array} \right) + \left( \begin{array}{l} \text{microorg.} \\ \text{se acumulan} \end{array} \right)$$

Considerando que el proceso es estacionario y, por tanto, no hay acumulación de microorganismos en el sistema, y que la concentración de

microorganismos en el influente es despreciable como es habitual, el balance se simplifica:

$$\left( \begin{array}{l} \text{microorg.} \\ \text{se generan} \end{array} \right) = \left( \begin{array}{l} \text{microorg.} \\ \text{salen} \end{array} \right)$$

La generación de microorganismos se determina por diferencia entre la velocidad de crecimiento y la velocidad de muerte de los mismos, y se puede expresar en función del coeficiente de producción celular o cantidad de microorganismos producidos por unidad de masa de sustrato consumido ( $Y$ ), y del coeficiente de muerte celular ( $k_d$ ). Por su parte, la cantidad de microorganismos que salen de la instalación será la suma de los que salen en el efluente y los que salen en la purga. Teniendo esto en cuenta, el balance se puede escribir de la siguiente forma:  $\left( Y \frac{dS}{dt} - k_d X \right) V = (Q_w X_w + (Q - Q_w) X_e)$  ec. 5.3

En este tipo de instalaciones, el tiempo de retención celular ( $\theta_c$ ) o tiempo que permanecen los microorganismos dentro del reactor biológico, se define como la cantidad de microorganismos presentes en el reactor dividido por la cantidad de microorganismos retirados del sistema en un determinado intervalo de tiempo:

$$\theta_c = \frac{V X}{Q_w X_w + (Q - Q_w) X_e} \quad \text{ec. 5.4}$$

Para un sistema continuo con recirculación en el que la cantidad de purga es muy pequeña, como es el caso, el tiempo de retención celular se reduce a:

$$\theta_c = \frac{V X}{Q X_e} \quad \text{ec. 5.5}$$

Combinando las ecuaciones 5.3 y 5.5 se llega a:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{dS/dt}{X} - k_d \quad \text{ec. 5.6}$$

La variación de la concentración de sustrato con el tiempo se puede formular en función de las concentraciones de sustrato expresadas como DQO en

el influente ( $S_o$ ) y en el efluente ( $S_e$ ) de la instalación, y del tiempo de retención hidráulico ( $T$ ):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{S_o - S_e}{T} \quad \text{ec. 5.7}$$

Con lo que la ecuación 5.6 quedaría del siguiente modo:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_o - S_e}{XT} - k_d \quad \text{ec. 5.8}$$

La representación gráfica de esta ecuación (figura 5.101) corresponde a una línea recta cuya pendiente es el coeficiente de producción celular ( $Y$ ) y cuya ordenada en el origen es el coeficiente de muerte celular ( $k_d$ ).

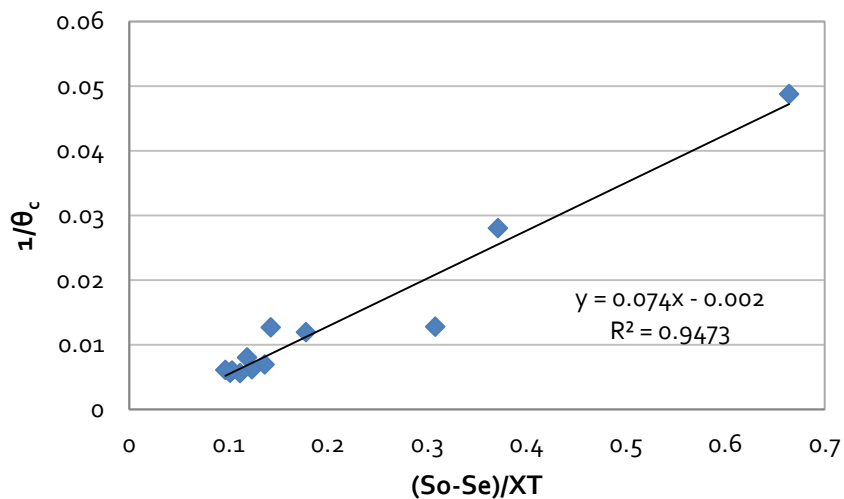


Figura 5.101. Regresión lineal del balance de microorganismos

De acuerdo con el ajuste obtenido:

$$Y = 0.074 \text{ mg SSV/mg DQO}$$

$$k_d = 0.002 \text{ d}^{-1}$$

Los resultados obtenidos muestran que el coeficiente de producción celular (Y) se encuentra dentro del intervalo señalado en la bibliografía (Tchobanoglous et al., 2003) para los procesos de digestión anaerobia (0.05 – 0.10 mgSSV/mgDQO) mientras que el coeficiente de muerte celular ( $k_d$ ) se encuentra por debajo de los valores típicos (0.02 – 0.04 d<sup>-1</sup>). Sin embargo, esto no es de extrañar debido por una parte a la elevada concentración de sustrato, a su fácil disponibilidad por parte de los microorganismos, y a que se tienen buenas condiciones en cuanto al suministro de macro y micro nutrientes para el desarrollo de los mismos lo que hace que se vea favorecido su crecimiento y, por otra, a la ausencia de compuestos tóxicos o inhibidores del crecimiento bacteriano en la fracción orgánica de los residuos sólidos tratados.

El término que acompaña al coeficiente Y en la ecuación 5.8 corresponde a la velocidad específica de degradación del sustrato:

$$v = \frac{S_o - S_e}{X T} \quad \text{ec. 5.9}$$

Con la finalidad de determinar los parámetros cinéticos del proceso que determinan esa velocidad de degradación, se han estudiado siete modelos cinéticos y se han ajustado a los datos reales de funcionamiento de la planta piloto de digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos urbanos una vez alcanzado el estado estacionario. Los modelos ensayados (tabla 5.39) han sido del tipo no estructurado tal y como se indicó al comienzo de este apartado dadas las características del sistema analizado, se citan ampliamente en la bibliografía y diversos investigadores han abordado su estudio en diferentes ocasiones.

Ley de la potencia	$v = k \cdot Se^n$	ec 5.10
Monod	$v = v_{\max} \frac{Se}{k_s + Se}$	ec. 5.11
Contois	$v = v_{\max} \frac{Se}{k_c \cdot X + Se}$	ec. 5.12
Chen y Hashimoto	$v = \frac{v_{\max} \cdot Se}{K \cdot S_o + (1 - K) Se}$	ec. 5.14
Mc Kinney	$v = \frac{k_{mk} Se}{X}$	ec. 5.15
Eckenfelder	$v = k_{ek} \cdot S_e$	ec. 5.16
Grau	$v = v_{\max} \frac{Se}{S_o}$	ec. 5.17

Tabla 5.39 Modelos cinéticos utilizados en la descripción de los procesos anaerobios

La reacción de degradación de la materia orgánica contenida en los RU en condiciones anaerobias puede ajustarse a la Ley de la Potencia (ec. 5.10) siempre que la velocidad dependa de la concentración de los reactivos. En estas reacciones el orden de reacción o el exponente al que se eleva la concentración de reactivos es positivo.

Por su parte, Monod planteó una ecuación cinética para sustratos simples análoga a la enzimática de Michaelis-Menten pero para una reacción microbiana (ec 5.11). Este modelo describe la velocidad de reacción con la concentración del sustrato siempre y cuando la concentración del sustrato sea mayor a la concentración de la biomasa. La velocidad de reacción varía linealmente con la concentración del sustrato a concentraciones bajas, es decir, es de primer orden respecto al sustrato, y se hace independiente de la concentración de sustrato, es decir de orden cero, a concentraciones elevadas. En la ec 5.11, la  $v_{\max}$  corresponde a la velocidad específica de degradación máxima y  $k_s$  a la constante de saturación media. Este modelo ha sido ampliamente aplicado para justificar el comportamiento de reactores de fangos activos, especialmente en el tratamiento



de sustratos simples aunque también puede utilizarse en el caso de sustratos multicomponentes (Romero, 2010).

Una expresión derivada de la ecuación de Monod es el modelo de Contois, que considera que la concentración del sustrato en el efluente ( $S_e$ ) está relacionada con la concentración del mismo en la alimentación ( $S_o$ ) e introduce una relación inversa entre la velocidad de degradación y la concentración de biomasa. En la ec. 5.12  $k_c$  es la constante de la expresión cinética. Para Contois un aumento de la población de microorganismos puede llegar a producir un efecto de disminución de la velocidad de utilización de sustrato.

El modelo de Contois tiene como principal inconveniente para su aplicación el que en los procesos anaerobios es muy difícil medir con precisión la concentración de biomasa en el reactor. Es por ello por lo que Chen y Hashimoto, partiendo del modelo de Contois, desarrollaron un modelo de utilización de sustrato (ec. 5.14) en el que obvian dicho problema mediante la inclusión de un nuevo parámetro cinético adimensional  $K$  que representa un índice de inhibición del proceso por limitaciones en la transferencia de materia (Cecci et al., 1990, Borja Padilla et al., 1992).

De forma análoga a Contois, Mc Kinney sugirió también la relación de la velocidad con la concentración de biomasa en el reactor aunque su expresión matemática ya no parte de la de Monod y es mucho más simple. En la ec 5.15  $k_{mk}$  es la constante de la expresión cinética. Por su parte, Eckenfelder propuso un modelo de una gran sencillez en el cual la velocidad específica de degradación es directamente proporcional a la concentración de sustrato en el efluente, que es la única variable del modelo. En la ec 5.16  $k_{ek}$  es un coeficiente cinético. Tanto Mc Kinney como Eckenfelder no utilizan en sus ecuaciones matemáticas la velocidad máxima de degradación, sugiriendo una cinética de reacción química (lineal) y no bioquímica (hiperbólica) como los modelos de Monod o Contois. Grau, además, desarrolló una modificación de la expresión de Eckenfelder introduciendo una relación inversa entre la velocidad y la concentración de sustrato en la alimentación, pero considerando la velocidad máxima de degradación como parámetro cinético (ec 5.17).

A continuación, se muestra el resultado de la aplicación de estos modelos lineales al proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica no seleccionada de los RU llevado a cabo en la instalación del laboratorio. La tabla 5.40 recoge el valor de los parámetros de cada ecuación y el coeficiente de regresión del ajuste a cada uno de los modelos.

	$y$	$A$	$x$	$B$	$R^2$
Monod	$XT/(S_0-S_e)$	$k_s/v_{max}$ 0,860	$1/S_e$	$1/v_{max}$ 0,314	0,932
Contois	$XT/(S_0-S_e)$	$k_s/v_{max}$ 1,074	$X/S_e$	$1/v_{max}$ 0,881	0,965
Chen y Hashimoto	$XT/(S_0-S_e)$	$K/v_{max}$ 0,277	$S_0/S_e$	$(1-K)/v_{max}$ 0,149	0,932
Mc Kinney	$(S_0-S_e)/XT$	$k_{mk}$ 0,649	$S_e/X$		0,713
Eckenfelder	$(S_0-S_e)/XT$	$k_{ek}$ 9E-05	$S_e$		0,923
Grau	$(S_0-S_e)/XT$	$v_{max}$ 3,227	$S_e/S_0$		0,940

Tabla 5.40. Ajuste a los distintos modelos lineales.

La ley de la Potencia no sirve para describir el comportamiento del proceso. Para ningún número entero como coeficiente se obtiene un buen ajuste obteniéndose parámetros cinéticos que carecen de sentido y coeficientes de regresión inferiores a 0.5 por lo que ni siquiera se muestran dichos ajustes. La cinética del proceso biológico de degradación anaerobia de la materia orgánica contenida en los RU necesita ecuaciones más complejas como muestran los resultados del ajuste de las ecuaciones más simples. El modelo de Mc Kinney presenta un bajo coeficiente de correlación mientras que la constante cinética que se obtiene del ajuste del modelo de Eckenfelder es prácticamente nula como se puede ver en la tabla 5.41. Parece claro que se obtienen mejores ajustes cuando el parámetro  $v_{m\acute{a}x}$  aparece en el modelo.

	<i>k</i>	<i>V</i> <sub>max</sub>
Monod	2,74	3,19
Contois	1,22	1,14
Chen y Hashimoto	0,65	2,35
Mc Kinney	0,28	
Eckenfelder	9·10 <sup>-5</sup>	
Grau		3,23

Tabla 5.41. Constantes cinéticas derivadas del ajuste a los distintos modelos lineales.

Tras el análisis del resto de ajustes se puede concluir que el modelo que mejor predice el comportamiento de la degradación anaerobia que se llevó a cabo en este estudio es el modelo de Contois con un coeficiente de regresión ligeramente mayor al de los modelos de Monod, Grau o Chen y Hashimoto. Un modelo estructurado podría conseguir una ecuación que describa mejor la degradación de la materia orgánica en el reactor específico de este estudio y para las condiciones particulares de la alimentación y la población de microorganismos. Sin embargo, la ventaja de ajustar la cinética de este proceso a modelos no estructurados y utilizados ampliamente en la bibliografía como los analizados con anterioridad es que permite la comparación de sus parámetros cinéticos con estudios similares aunque siempre van a depender de las condiciones experimentales específicas del ensayo, la alimentación y la población microbiana.

El resultado del ajuste al modelo de Contois muestra un valor en la velocidad específica de degradación de 1,14 d<sup>-1</sup> y una constante de saturación media de 1,22 (tabla 5.41). La velocidad específica es ligeramente superior a la encontrada por otros autores en digestiones anaerobias de FORSU como es el caso de Fernández-Güelfo et al. (2012), Fernández Rodríguez (2010) o Cecchi et al. (1990). En todos estos casos la materia orgánica que se introduce en los reactores anaerobios es seleccionada en origen mientras que el estudio en continuo de este trabajo se realizó con materia orgánica no seleccionada. Como ya se pudo ver en la sección anterior en la que se realizaba un estudio paralelo entre la materia orgánica seleccionada y no seleccionada, la primera conseguía una mayor producción de metano pero la velocidad de degradación era menor. Pavan et al. (2000) obtenían

una conclusión similar en su estudio de degradación anaerobia en la que comparaban el rendimiento de ambas materias primas FORSU seleccionada en origen y mecánicamente seleccionada. Definían la biodegradabilidad de la FORSU a partir de la ratio entre los sólidos volátiles y los sólidos totales de manera que para un cociente superior a 0,7, el residuo es fácilmente degradable mientras que para ratios menores la biodegradabilidad es menor. En las materias primas utilizadas en este trabajo la ratio STV/STT fue de 0,60-0,65 en la materia prima no seleccionada y de 0,5 en la materia prima seleccionada. La materia prima no seleccionada presenta mayor biodegradabilidad que la materia prima seleccionada pero, en ningún caso, se alcanzan los valores de 0,78 que presentaba la FORSU del estudio de Fernández-Güelfo et al (2012) por ejemplo. Para un residuo de tan alta biodegradabilidad se pueden presentar problemas de inhibición por acidificación cuando se trabaja con altas velocidades de carga, reduciendo su velocidad específica de degradación.

Existen otras diferencias significativas con el trabajo de Fernández-Güelfo (2012) en el arranque del proceso de digestión anaerobia. En su estudio se utiliza un inóculo procedente de un digestor anaerobio pero, además, el aumento en la carga orgánica que se alimenta al reactor se realiza de manera progresiva aumentando gradualmente el porcentaje de sólidos hasta llegar al valor de diseño en aproximadamente 80 días. En este trabajo el arranque se ha realizado con una puesta en marcha como la que se describe en la sección 5.4.2.3. No se utilizó inóculo sino que se favoreció la adaptación de la biomasa durante 30 días al propio medio que, posteriormente, se establecerá como alimentación continua. Este método además de ser más rápido parece que permite alcanzar velocidades específicas de degradación superiores.

La velocidad de crecimiento específica que resulta del ajuste de los datos experimentales de este trabajo,  $1,14 \text{ d}^{-1}$ , presenta un valor similar a la constante cinética obtenida por Cecchi et al. (1991),  $1,6 \text{ d}^{-1}$ , aunque en este caso se obtenía para un rango termófilo de temperaturas. Se han encontrado valores ligeramente superiores en los trabajos de Lema et al. (1987), quienes calcularon una velocidad específica de degradación de  $2,75 \text{ d}^{-1}$  y una constante de  $0,465$  para el modelo de Contois aplicado al tratamiento anaerobio de lixiviados. Mata-Alvarez et al. (1992), por su parte, obtuvieron un valor de  $3,1 \text{ d}^{-1}$  para la FORSU seleccionada en origen,

concretamente residuos procedentes de un mercado mayorista de frutas y verduras y Biswas et al. (2006) valores de entre 0,5 y 5,17 d<sup>-1</sup> en función de la etapa de la digestión anaerobia estudiada (acidogénesis de carbohidratos, de aminoácidos o grasas, metanogénesis de ácidos grasos volátiles o ácidos grasos de cadena larga, etc). Por otro lado, Van Lier (1993) observó que las diferentes poblaciones microbianas presentaban diferentes velocidades específicas de crecimiento. Así, por ejemplo, en su trabajo las bacterias acidogénicas presentaban una  $v_{max}$  de 0,72 d<sup>-1</sup>, las metanogénicas acetoclásticas entre 0,72 y 1,44 d<sup>-1</sup> y las metanogénicas utilizadoras de H<sub>2</sub> hasta 7,92 d<sup>-1</sup>. Las diferencias en los valores de esta constante cinética entre unos trabajos y otros pueden estar, por tanto, en las diferencias que existen con seguridad en la composición de la materia prima en un material tan heterogéneo como la FORSU o en la existencia de una población microbiana predominante que tiene una mayor influencia sobre el rendimiento global del proceso.



## **5.5. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS EN CASTILLA Y LEÓN**

Para completar el estudio del modelo de gestión de RU en Castilla y León se ha realizado un análisis del ciclo de vida (ACV). Se trata de una herramienta muy útil que permite una evaluación integral y sistemática de los impactos ambientales directos e indirectos de un determinado sistema. El ACV incluye impactos sobre categorías que van desde el cambio climático (gases de efecto invernadero o GEIs) a impactos en la salud del hombre asociados con la liberación de sustancias tóxicas pasando por los impactos ambientales causados por los cambios físicos de la tierra.

El objetivo de este estudio es proporcionar una visión general de los impactos que tiene la operación de los CTRs sobre el medio ambiente. Además, los resultados de este análisis se pueden utilizar como apoyo en los procesos de toma de decisiones en la estrategia de gestión de RU, que no puede basarse únicamente en un análisis económico.

El enfoque del ACV llevado a cabo en este capítulo permitirá, por un lado, evaluar el impacto ambiental actual de los CTRs objeto de estudio con el fin de identificar los procesos que contribuyen con cargas ambientales significativas (positivas) o beneficios (negativas). Por otro lado, permitirá evaluar el papel que desempeña la composición de los RU sobre el impacto global de la operación de los CTRs y por último, podrán evaluarse desde el punto de vista medio ambiental las mejoras propuestas en el sistema de gestión incluyendo tanto la tecnología de los CTRs como los procesos downstream asociados como, por ejemplo, el destino del CDR.

### ***5.5.1. Escenarios evaluados***

En Castilla y León existen dos tipos de CTR en función del tratamiento que se hace de la fracción orgánica como se deduce del apartado 5.1. Para el ACV de la gestión de RU en esta comunidad autónoma se han seleccionado cuatro centros de cada uno de los dos tipos. Por un lado los CTRs tipo I donde se utiliza la

digestión anaerobia para producir electricidad y se compostan los lodos de digestión, y por otro lado los CTRs tipo II donde toda la materia orgánica es estabilizada mediante compostaje. Para un mejor análisis se han agrupado los centros objeto de estudio bajo esta clasificación de manera que se dan las equivalencias recogidas en la tabla 5.42.

CTR I-1	CTR 5
CTR I-2	CTR 6
CTR I-3	CTR 1
CTR I-4	CTR 9
CTR II-1	CTR 2
CTR II-2	CTR 7
CTR II-3	CTR 8
CTR II-4	CTR 10

Tabla 5.42. Nomenclatura en el ACV de los CTRs estudiados.

Dentro de este capítulo se han evaluado dos conjuntos de escenarios, en el primero (a) se han evaluado 8 escenarios en los que se han calculado los impactos de cada uno de los CTRs seleccionados con la composición real de cada centro obtenida en el estudio que se recoge en el apartado 5.2 En el segundo (b) se han evaluado estos mismos 8 escenarios correspondientes a los 8 CTRs pero eliminando la variable de la composición de los RU. En todos ellos se utilizó como materia de partida una corriente de RU con composición igual a la media de la región (tabla 5.13).

Además, se han evaluado desde el punto de vista medioambiental las siguientes mejoras identificadas durante la investigación en materia de gestión:

- i) Incineración del CDR en lugar de su depósito en el vertedero.
- ii) Optimización del tratamiento biológico anaerobio. Una vez identificado cuál es el CTR que mejor utiliza el módulo de la digestión anaerobia, se utilizará el modelo para cuantificar los beneficios medioambientales que tendría optimizar esta parte del proceso en el resto de escenarios.



iii) Optimización de la recuperación de materiales reciclables. Se cuantificarán los posibles ahorros de emisiones de GEIs asociados a una mayor recuperación de estos materiales. Para ello se asumió que cada CTR mejoraría con la instalación adicional de las siguientes unidades de selección automática: separador óptico de PEAD (4,7 kWh/ tm residuo húmedo o ww), de PET (1,5 kWh/tm residuo en base húmeda), de PEBD (4,7 kWh/tm residuo húmedo), de vidrio (roturador y clasificador óptico de vidrio) (20 kWh/tm residuo húmedo), de aluminio (separador de Foucault) (0,88 kWh/tm residuo húmedo) y de metales férreos (2,4 kWh/tm residuo húmedo), Combs (2010). Se incluyeron también el papel y el cartón asumiendo una mayor separación manual. Los resultados de este análisis deben ser tomados como los potenciales superiores pues un aumento en la recogida de estos materiales puede arrastrar una mayor contaminación por materia orgánica.

Además en todos los escenarios analizados se ha realizado un análisis de sensibilidad asociado con la elección del tipo de energía marginal, todos ellos se han evaluado desde el punto de vista en el que el gas natural es la energía que será remplazada por la electricidad asociada a los distintos procesos del CTR (tal y como se describe en el apartado 4.21.1) y además se ha incluido el análisis en el que la energía marginal fuese el carbón. De esta manera ambas opciones quedan cubiertas ante posibles cambios en el sector energético español.

### ***5.5.2. Alcance y definición de la unidad funcional***

La unidad funcional utilizada es el tratamiento de 1 tm de RU en masa (en base húmeda). Estos RU en masa son el resultado de la segregación de residuos que se lleva a cabo en los hogares de la comunidad autónoma. En ella se separan, por un lado, los materiales reciclables llevándolos hasta los contenedores destinados a este fin (aproximadamente un 12% en peso de los RU totales generados) y, por otro, una fracción mayoritaria (88% en peso), que es la denominada RU en masa y es la que se lleva a los CTRs de la comunidad para su tratamiento. El ámbito temporal del análisis es próximo a 2012-2015, que es la época para la que son válidos los datos utilizados en cuanto a eficacias de las tecnologías, cantidad y composición de los residuos, distancias en el transporte y

energía marginal (no se ha hecho ninguna predicción futura en estas variables). Los impactos ambientales se evaluaron para un horizonte temporal de 100 años desde el momento en el que la tm de RU en masa es recogida. Se ha utilizado la aproximación “carga cero” para todas las emisiones asociadas a la generación de residuos “aguas arriba”, es decir, antes de la recogida de los contenedores de RU en masa. Siendo este el límite del sistema, impactos o ahorros asociados a los procesos downstream como la utilización de la electricidad producida (biogás o combustión del rechazo), el vertido de los rechazos (rechazo del CTR, cenizas de incineración, etc.) han sido tenidos en cuenta por la expansión del sistema siguiendo los principios del ACV consecuencial (Finnveden et al., 2005; ISO 2006a, ISO 2006b). Esto implica que los productos generados por el sistema (electricidad, materiales reciclables, etc.) sustituyen los productos marginales relativos en el mercado. En el caso particular de la electricidad, se asumió que la tecnología marginal eran las centrales eléctricas alimentadas con gas natural en función de lo publicado por el MITYC (2011) y el IDAE (2010). Estos informes indican una tendencia en el aumento de la provisión de energía mediante la ampliación de la capacidad de producción con gas natural, mientras que se mantienen en tasas constantes el carbón y el petróleo. Esta asunción es la que hacen otros autores de ACV como Meneses et al. (2012) para sistemas de gestión de RU en España. La influencia de esta decisión fue evaluada mediante un análisis de sensibilidad para el caso de considerar el carbón como energía marginal para producción de electricidad. Para el depósito en vertedero, el sistema considera el ahorro de emisiones asociado al secuestro del carbón durante el horizonte temporal de 100 años.

### **5.5.3. Evaluación de impactos**

La evaluación de los impactos se llevó a cabo de acuerdo con el método de ACV EDIP 1997 (Wenzel et al., 1997). Se incluyen varias categorías de impacto cubriendo todas las cargas potenciales sobre aire, suelo, aguas superficiales y subterráneas y posibles peligros para seres humanos. Estas categorías se dividieron en tres grupos principales:

- categorías de impacto ambiental no tóxico: calentamiento global (GW), formación fotoquímica de ozono (POF), agotamiento del

ozono estratosférico (SOD), acidificación (AC) y enriquecimiento de nutrientes (NE)

- categorías de impacto ambiental tóxico: ecotoxicidad en suelo (ETs), en agua (crónico) (ETw), toxicidad en humanos vía suelo (HTs), vía agua (HTw) y vía aire (HTa)
- categoría específica: recursos de agua subterránea en mal estado (SGR) con el fin de incluir en la evaluación los impactos potenciales asociados a la contaminación de las aguas subterráneas. El SGR se calcula en función de la cantidad de agua subterránea que pueda estar contaminada por una entrada de lixiviados mediante la dilución de los lixiviados a las normas de agua potable según las directrices establecidas por la OMS en 2006. Esto supone que el agua subterránea se utiliza como recurso de agua para consumo en la región bajo evaluación.

En el modelo del ACV se asumió que las emisiones de dióxido de carbono biogénico son neutras con respecto a GW (es decir, factor de emisión del calentamiento global igual a 0). Respecto al depósito en vertedero, de acuerdo con el trabajo de Christensen et al. (2009b), se ha resuelto que el carbón biogénico que permanece en el vertedero después del horizonte temporal (100 años) sea considerado como un ahorro de emisiones de dióxido de carbono y, por tanto, se le asigna una contribución negativa.

La evaluación se ha realizado con el software dedicado al ACV de los sistemas de gestión de RU, EASEWASTE (Kirkeby et al, 2006). Los resultados se expresan en valores característicos como por ejemplo, kg CO<sub>2</sub>-eq por tonelada de ww (wet waste o residuo húmedo) y, además, con el fin de comparar los valores entre las diferentes categorías de impacto, se han utilizado las referencias de normalización de la UE-15 (tabla 5.43) donde el impacto se evalúa en mPE/tm residuo. Un PE corresponde a la carga ambiental causada por un ciudadano medio de la Unión Europea-15 en un año, cubriendo todas sus actividades cotidianas. La composición química de cada fracción material de los RU en EASEWASTE se tomó de Riber et al. (2009).

Categoría	Base física	Normalización EU-15	Unidad
Calentamiento global	GW Global	8700	kg CO <sub>2</sub> -eq./persona y año
Formación fotoquímica de ozono	POF Regional	25	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq./persona y año
Agotamiento del ozono estratosférico	SOD Global	0,103	kg CFC-11-eq./persona y año
Acidificación	AC Regional	74	kg SO <sub>2</sub> -eq./persona y año
Enriquecimiento de nutrientes	NE Regional	119	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -eq./persona y año
Ecotoxicidad en suelo	ETs Regional	964000	m <sup>3</sup> suelo /persona y año
Ecotoxicidad en agua (crónico)	ETwc Regional	352000	m <sup>3</sup> agua /persona y año
Toxicidad en humanos vía suelo	HTs Regional	127	m <sup>3</sup> suelo/persona y año
Toxicidad en humanos vía agua	HTw Regional	50000	m <sup>3</sup> agua/persona y año
Toxicidad en humanos vía aire	HTa Regional	6090000000	m <sup>3</sup> aire /persona y año
Recursos de agua subterránea en mal estado	SGR Regional	130	m <sup>3</sup> agua subterránea /persona y año

Tabla 5.4.3. Referencias de normalización en el método de ACV EDIP97 (Stranddorf et al., 2005).

## 5.5.4. Inventario

### 5.5.4.1. Recogida y transporte

La recogida de RU en masa fue incluida en el modelo con su consumo en diesel por tonelada de residuo en base húmeda (3,27 l diesel/tm residuo) de acuerdo con Larsen et al., (2009a). Cada fracción reciclable separada mecánicamente en los CTRs se considera embalada, almacenada por separado y enviada a las instalaciones de reciclaje. El consumo de combustible para el transporte de estas fracciones incluido en el modelo se basa en Eisted et al. (2009), variando entre los 0,04 l diesel/tm residuo del rechazo de planta hasta los 0,2 l diesel/tm residuo para la tonelada de plástico. Las distancias se basaron en el

destino actual de los productos recuperados que son, de media, 200 km para el vidrio, 250 km en el caso del papel, 300 km para los metales, 700 km en el transporte tanto de plásticos como de bricks y 2 km para el transporte de bioestabilizado y rechazo hasta el vertedero adyacente a cada CTR.

#### 5.5.4.2. CTR

Cada CTR se ha modelado como una combinación de una separación mecánica y un tratamiento biológico. Se introdujeron en el modelo las eficiencias de recuperación en función de los resultados experimentales mientras que los consumos de energía de cada máquina y operación llevados a cabo en el CTR se basaron en lo indicado por Combs (2012). El consumo medio de electricidad de las plantas evaluadas se estimó en 15 kWh/tm residuo. Los tratamientos biológicos para cada tipo de CTR se modelaron de acuerdo con Boldrin et al. (2011) en lo que respecta a las emisiones de  $N_2O$ ,  $CH_4$  y  $NH_3$ . Se ha considerado que el propósito de los tratamientos biológicos (aerobio, anaerobio o en combinación) es la estabilización de la materia orgánica degradable con el fin de obtener un material bioestabilizado final con un bajo potencial de metano ( $<20 Nm^3/tm$  residuo) que permita el depósito en vertedero con un bajo impacto ambiental, especialmente con respecto al gas y la generación de lixiviados (Stegmann, 2010; Cossu et al., 2003). Se asumió un potencial del metano residual de la materia orgánica estabilizada de  $15 Nm^3/tm$  residuo de acuerdo con estudios previos (Manfredi et al., 2010a). Las correspondientes emisiones de  $CH_4$  en el vertedero también se contabilizan en el ACV.

El tratamiento biológico de los CTR tipo I se modeló como una combinación de una digestión anaerobia y un compostaje. La materia orgánica seleccionada en los trómeles, después de un pretratamiento basado en la adición de agua, alimenta un reactor anaerobio en continuo. La producción neta de electricidad a partir del biogás se basó en los datos proporcionados por los centros (tabla 5.44) asumiendo un porcentaje de metano en el biogás del 65% en volumen. Las emisiones fugitivas de metano en el reactor se fijaron en un 1% del metano producido sobre la base de estudios recientes (Böriesson and Berglund, 2006; Jungbluth et al., 2007; Hamelin et al., 2011) y se consideraron  $434 g CH_4/MJ$  no quemado en el motor de acuerdo con el estudio de Nielsen (2010). Después de aproximadamente 20 días, los lodos

de digestión se envían a compostaje donde permanecen 20 días más (ver sección CTR tipo II) y a una fase de maduración posterior de aproximadamente 2 meses para conseguir la estabilidad final. La degradación del carbono durante el compostaje se calculó realizando un balance de materia al proceso. Las emisiones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{NH}_3$  se consideraron los principales productos de degradación. El modelo se ajustó a las prácticas actuales en las que el producto final (bioestabilizado) se utiliza como cobertura del vertedero por lo que en el modelo tanto el bioestabilizado como el rechazo final son depositados en el vertedero.

Escenario	Producción $\text{CH}_4$ ( $\text{Nm}^3/\text{tm DM}$ )	Producción $\text{CH}_4$ ( $\text{Nm}^3/\text{tm ww}$ )	Electricidad ( $\text{kWh}/\text{Nm}^3$ )	$\eta_{ei}$ (%)
CTR I-1	110	43	2,4	37
CTR I-2	130	52	2,3	36
CTR I-3	140	58	0,91	14
CTR I-4	110	46	0,83	13

Tabla 5.44. Metano, producción de electricidad neta y eficiencia neta a electricidad ( $\eta_{ei}$ ) en los CTRs de tipo I. En CTRI-3 y CTRI-4 parte del biogás se utiliza para calentar el reactor.

El tratamiento biológico del CTR tipo II se modeló como túneles de compostaje basados en los datos de una planta real localizada en Italia (Boldrin et al., 2011). La degradación de cada fracción material introducida en el modelo se calculó en función de la degradación de los sólidos volátiles del material a la entrada. Así, se consideró una degradación del 70% de los SV en la fracción orgánica tanto animal como vegetal, un 60% en los restos de poda, un 10-20% en las fracciones de papel y cartón y un 5% en los bricks y los textiles. La fracción orgánica de los RU y el consumo de electricidad (entre 20 y 25 kWh/tm residuo dependiendo de la planta) fueron los principales inputs del proceso de compostaje mientras que el bioestabilizado, el rechazo del proceso de refinado y las emisiones de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{NH}_3$  se consideraron los principales productos. De acuerdo con lo indicado por Boldrin et al. (2011), las emisiones de  $\text{CH}_4$  fugitivo se fijaron en un 0,2% del carbono degradado y las de  $\text{N}_2\text{O}$  en un 1,4% del nitrógeno degradado. Alrededor del 98,5% del nitrógeno degradado lo fue en forma de  $\text{NH}_3$  del cuál, el 99% se asume que es oxidado en los biofiltros instalados en los CTRs (Boldrin et al., 2011). En el modelo se considera que el bioestabilizado y los rechazos de afino y de planta se depositan en el vertedero como ocurre actualmente.

### 5.5.4.3. Reciclaje

A cada fracción individual recuperada en los CTRs se le ha asignado una tecnología específica de reciclaje. El proceso de reciclaje en el modelo se simuló implementando una combinación de dos parámetros: sustitución técnica y sustitución de mercado. El porcentaje de sustitución técnica representa el material perdido durante el procesamiento de los materiales recuperados, el porcentaje de sustitución de mercado está relacionado con la aceptación en el mercado del producto reciclado. La sustitución por parte de materiales reciclados de productos originales evita los impactos generados por la industria original, la sustitución de mercado se estima, de esta manera, como el porcentaje de producción que se evita por la reutilización de los materiales recuperados.

Para las tecnologías de reciclaje del papel y el aluminio los datos se fijaron unas pérdidas de material durante el proceso de 18% y 21% respectivamente y una sustitución de mercado del 100% para ambos materiales de acuerdo con Schmidt and Strömberg (2006). Las tecnologías para el reciclaje del plástico se basaron en datos reales de plantas instaladas en Dinamarca y Suecia incluidos en la base de datos del programa EASEWASTE. PEAD y PEBD sustituyen materiales similares producidos a partir del material original con una eficiencia del 90% y la pérdida de material alcanza el 10%. En el caso del PET, el material reciclado evita en un 100% la producción original mientras que la sustitución técnica es del 97%, es decir, se pierde un 3% de material durante su reciclado. Para el vidrio se seleccionó una tecnología de reciclaje basada en la fundición de fragmentos de vidrio para la fabricación de nuevas botellas. En esta tecnología ambos parámetros, sustitución técnica y de mercado, se pueden fijar en un 100%. Los materiales férricos recuperados en los equipos magnéticos de los CTRs se trituran y a partir de los fragmentos se fabrican nuevas láminas, el procesamiento y el consumo se basaron en una planta sueca. Las pérdidas de acero son del 13% y la sustitución del mercado del 100% (López-Delgado et al., 2005). Los valores de consumo de energía y emisiones de GEIs de estas tecnologías de reciclaje se basaron en las publicaciones de Merrild et al. (2009) para papel y cartón, Astrup et al. (2009a) y Bernstad et al. (2011) para los distintos materiales plásticos, Damgaard et al. (2009) para metales y Larsen et al. (2009b) para el vidrio.

En el caso de los bricks se asumió una composición de un 74% en peso de cartón, un 22% polietileno y un 4% de aluminio (Tetra Pak, 2004). El primer paso en la tecnología de reciclaje de este tipo de materiales es separar sus componentes. Con este propósito se lleva a cabo un proceso similar al pulpado del papel recuperando el cartón disuelto en una corriente de agua. La eficacia es menor que en el proceso de pulpeo por la presencia de láminas de aluminio y plástico por lo que la sustitución de mercado de esta fracción se fijó en un 90%. La corriente restante que contiene aluminio y polietileno se somete a un proceso de pirolisis recuperando polvo de aluminio, cuya sustitución de mercado es del 100%, y utilizando el calor producido para secar la corriente que contiene el cartón. La pérdida de material global de esta tecnología es del 22% que corresponde al contenido de polietileno en los bricks. El consumo de energía se fijó en 75 kWh/tm de bricks de acuerdo con el inventario del estudio de Franklin (2006).

Con respecto al ahorro de emisiones de GEI, el ahorro neto de emisiones de CO<sub>2</sub>-eq asociadas con el reciclaje de 1 tm de, respectivamente, aluminio, metales férricos, papel y cartón, PEAD, PEBD, PET y bricks es de 8200, 5800, 720, 1200, 2400, 680, 260 and 1000 kg CO<sub>2</sub>-eq./ tm residuo (asumiendo gas natural como energía marginal).

#### 5.5.4.4. Depósito en vertedero

En el ACV se utilizará el depósito en vertedero como caso base de los escenarios analizados pues es el destino actual de varias de las corrientes de salida de un CTR. Para este módulo se ha seleccionado un vertedero convencional como el descrito en Manfredi y Christensen (2009). Esta tecnología incluye sistemas de recogida de los lixiviados generados como consecuencia de la degradación, un tratamiento a estos lixiviados, sistemas de canalización de gas, antorcha y cobertura en la parte superior de los residuos. El horizonte temporal evaluado de los 100 años se ha dividido en cuatro periodos para que las condiciones operativas del vertedero se vean mejor representadas en el modelo. Se asumió que el 80% del gas generado en el vertedero se produce durante el segundo y el tercer periodo (con duraciones de 8 y 35 años respectivamente) puesto que durante la primera no se ha cerrado ninguna celda (2 años de duración) y en la última se considera que todo el material se ha degradado completamente (55 años). El 100% del gas



recogido se considerará que es quemado en una antorcha puesto que ésta es la práctica habitual en la región evaluada. La composición de los lixiviados y del gas de vertedero utilizada en el modelo es la descrita por Manfredi et al. (2009).

#### 5.5.4.5. Incineración

Una de las posibles optimizaciones que se plantean en materia de gestión de RU en Castilla y León es la incineración de ciertas corrientes generadas en los CTRs, es por ello por lo que es necesario introducir la tecnología de incineración en el modelo. El incinerador del modelo se basará en la tecnología descrita por Tonini y Astrup (2012a) con un incinerador de parrilla equipado con un sistema de limpieza del gas de combustión en húmedo con reducción no catalítica de NO<sub>x</sub> y Hg y dioxinas eliminados mediante carbono activado. La eficiencia neta de electricidad en el módulo de incineración se supuso en un 30% respecto al poder calorífico inferior de la entrada de RU en base al estado del arte de incineradoras que queman materiales con alto contenido energético y con condensación de gases de combustión (DEA, 2012; ISWA, 2006). Los inputs del módulo de incineración son el consumo eléctrico interno en la planta de 65 kWh/tm residuo, 0.42 l/tm residuo de combustible auxiliar y 0.66 kg NaOH/tm residuo y 7.9 kg CaCO<sub>3</sub> /tm residuo para la limpieza de los gases (Astrup et al., 2009b; Fruergaard and Astrup, 2011). Las emisiones a la atmósfera se dividieron en específicas del proceso (independientes de la composición de los residuos como por ejemplo NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> y CO) y específicos del residuo (determinados por los coeficientes de transferencia, es decir, la recuperación de material en el módulo del CTR). Las emisiones a la atmósfera seleccionadas se basaron en las dadas por Tonini y Astrup (2012a). Se ha supuesto una reutilización de las cenizas como material de construcción sustituyendo la grava sobre la base del enfoque de Birgisdottir et al. (2007) y de los residuos del control de la contaminación atmosférica en el relleno de viejas minas de sal en función de lo indicado por Fruergaard et al. (2010) de manera que la optimización en la gestión de esta tecnología fuera completa.

#### **5.5.5. ACV del modelo actual de gestión**

A continuación se muestran los resultados del ACV para los ocho escenarios evaluados en este trabajo. En las figuras 5.102 y 5.103 se muestran los resultados

para ambos conjuntos de escenarios; las gráficas denominadas(a) incluyen los datos recogidos en cada centro incluyendo la composición específica de los residuos a la entrada y las denominadas (b) utilizan la composición media. Los impactos se han agrupado por los procesos que los originan, de esta manera se tiene el impacto neto que genera el transporte (recogida de los residuos y transporte de los materiales recuperados y los rechazos), el tratamiento mecánico (recuperación mecánica del material), los procesos biológicos (digestión anaerobia en los CTR tipo I y compostaje en los CTR tipo II), el reciclaje (plantas en las que se procesan los materiales reciclados) y el depósito en vertedero (de todos los rechazos producidos y el bioestabilizado final). El resultado neto de los impactos para cada escenario de tratamiento de RU se obtiene como la suma de los impactos positivos y negativos de cada proceso y para cada centro se representa en las figuras con un rombo. Un valor neto negativo indica una mejora medioambiental respecto a la referencia de combustible fósil (en el que la electricidad se obtiene a partir de gas natural y los materiales se producen a partir de los recursos originales). Además se muestra también el valor global del ACV en el caso de que el carbón sea la energía marginal para la producción de electricidad (indicador en forma de cruz en las figuras).

La evaluación de los impactos se llevó a cabo de acuerdo con el método previamente descrito incluyendo varias categorías de impacto divididas, como ya se ha indicado, en tres grupos: categorías de impacto ambiental no tóxico (calentamiento global (GW), formación fotoquímica de ozono (POF), agotamiento del ozono estratosférico (SOD), acidificación (AC) y enriquecimiento de nutrientes (NE)); categorías de impacto ambiental tóxico (ecotoxicidad en suelo (ETs), en agua (crónico) (ETw), toxicidad en humanos vía suelo (HTs), vía agua (HTw) y vía aire (HTa)), y por último una categoría específica: recursos de agua subterránea en mal estado (SGR) con el fin de incluir en la evaluación los impactos potenciales asociados a la contaminación de las aguas subterráneas. La tabla 5.45 muestra los resultados para todas las categorías en valores normalizados, mientras que las figuras 5.102 y 5.103 comparan para todos los CTRs de la región las categorías más importantes entre las no tóxicas y tóxicas respectivamente.

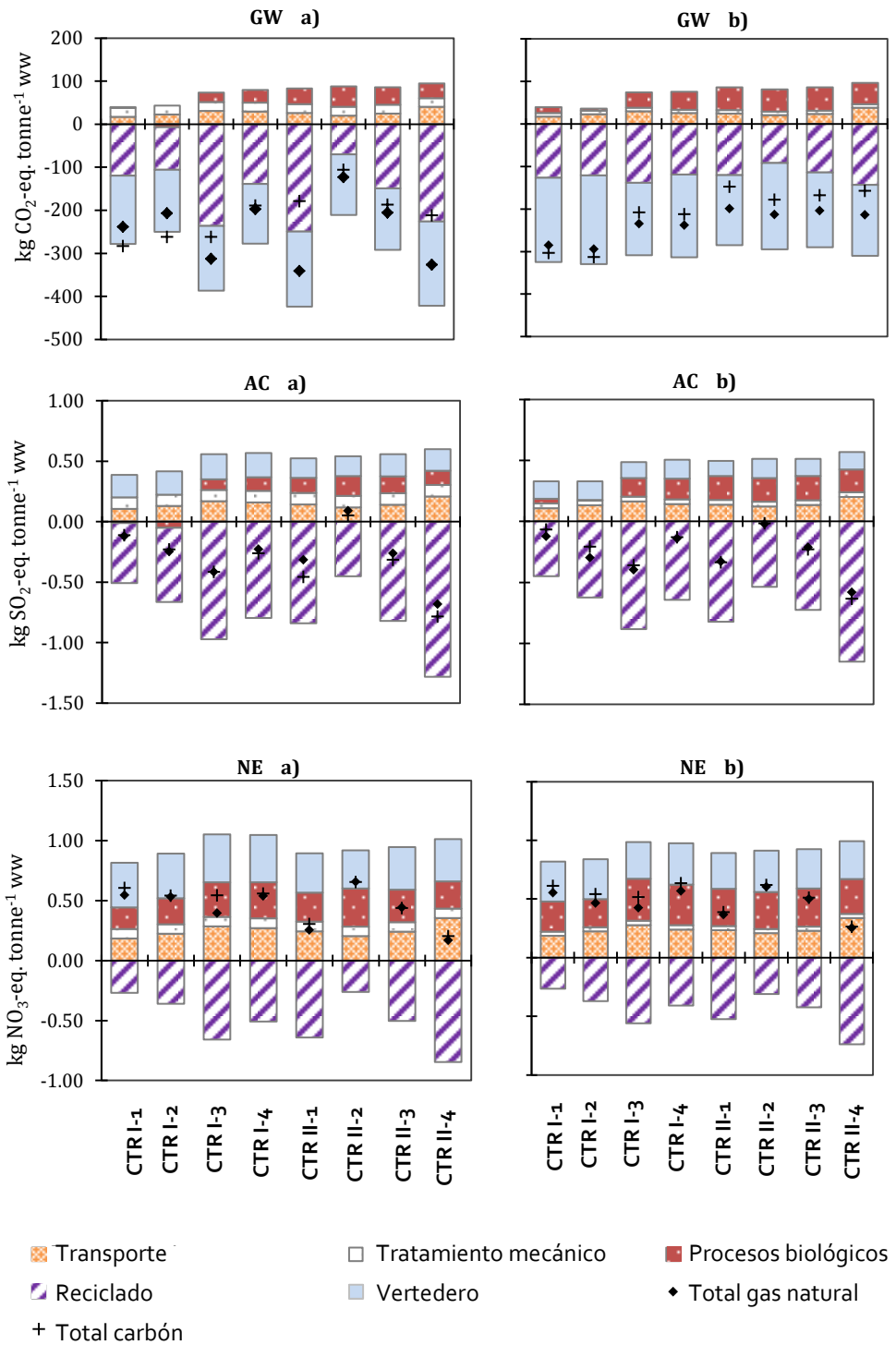


Figura 5.102. Impactos caracterizados en las categorías no tóxicas: contribución de los procesos. a) Composición específica b) Composición media.

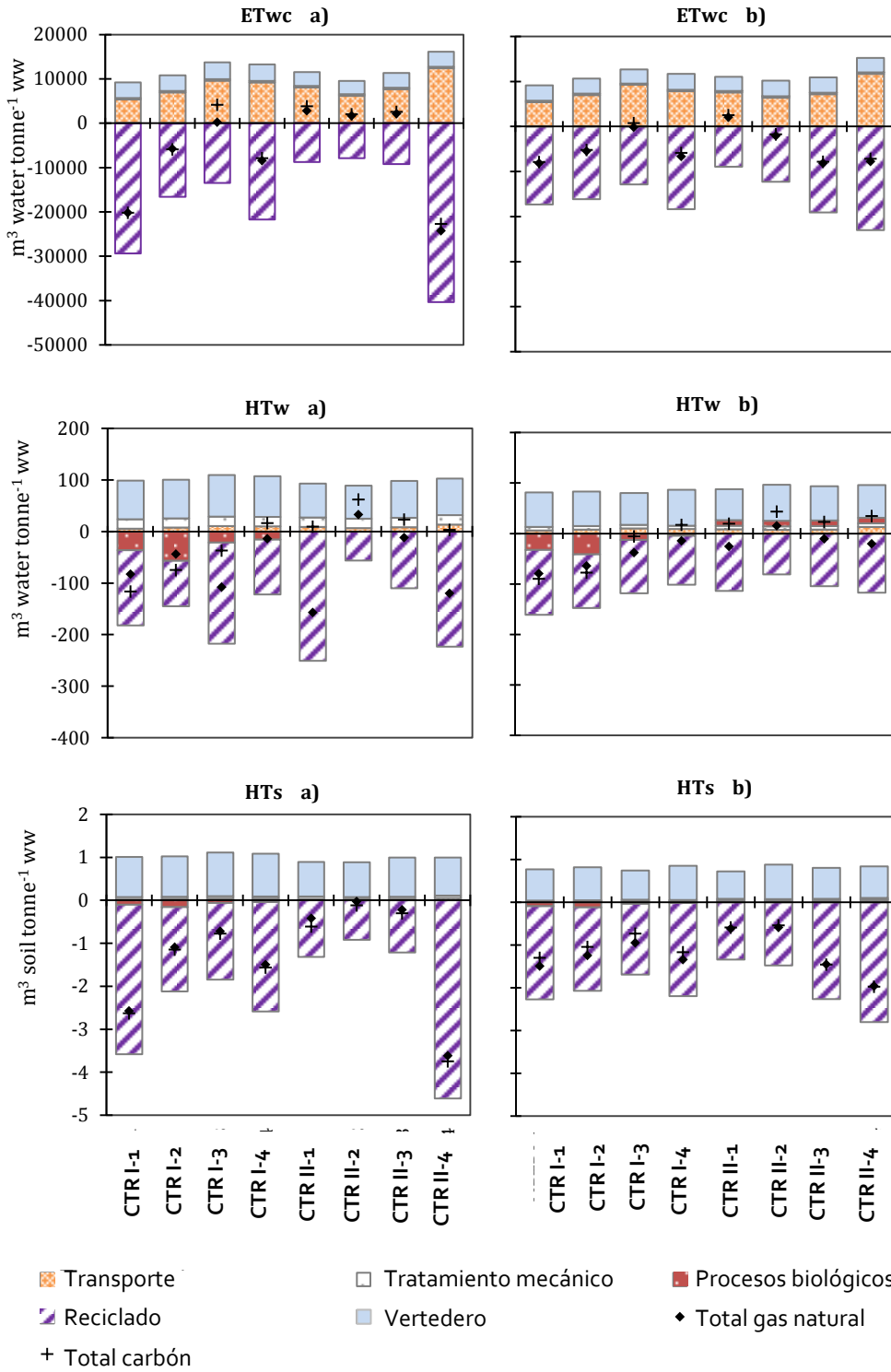


Figura 5.103. Impactos caracterizados en las categorías tóxicas: contribución de los procesos. a) Composición específica b) Composición media.

		GW		AC		NE		POF		SOD		SGR ( $\cdot 10^3$ )		ETwc		HTa		HTs		HTw	
		a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
CTRI-1	GN	-27	-33	-1,6	-1,7	4,6	4,7	1,2	0,9	2,3	1,2	3,0	3,1	-57	-23	2,0	2,1	-20	-12	-1,7	-1,6
	C	-33	-35	-1,5	-0,9	5,1	5,1	0,7	0,7	1,4	1,3	3,0	3,1	-58	-22	2,0	2,2	-21	-10	-2,3	-1,8
CTRI-2	GN	-24	-34	-3,4	-4,0	4,5	3,9	1,7	1,2	2,4	1,5	3,0	3,1	-16	-16	2,5	2,5	-8,6	-10	-0,88	-1,3
	C	-30	-36	-3,1	-2,8	4,5	4,5	1,1	1,1	1,4	1,7	3,0	3,1	-17	-15	2,4	2,5	-9,0	-8,2	-1,5	-1,6
CTRI-3	GN	-36	-27	-5,6	-5,4	3,3	3,6	1,7	1,6	2,6	1,2	3,1	3,0	0,6	-0,6	3,0	2,9	-5,7	-7,4	-2,2	-0,76
	C	-30	-24	-5,6	-4,9	4,6	4,3	2,1	1,7	1,6	1,4	3,1	3,0	12	2,1	4,2	3,1	-6,1	-5,8	-0,74	-0,12
CTRI-4	GN	-23	-27	-3,1	-1,9	4,5	4,8	2,0	1,5	2,5	1,6	3,1	3,1	-24	-19	2,9	2,7	-12	-11	-0,31	-0,29
	C	-22	-24	-3,5	-1,8	4,7	5,3	1,7	1,6	1,6	1,8	3,1	3,1	-22	-17	3,1	2,9	-12	-9,2	0,32	0,34
CTRII-1	GN	-39	-23	-4,3	-4,5	2,1	3,1	1,3	1,3	1,9	1,0	2,4	2,3	7,8	5,7	2,3	2,6	-3,3	-4,8	-3,1	-0,52
	C	-21	-17	-6,2	-4,6	2,6	3,3	1,7	1,4	1,2	1,1	2,4	2,3	11	7,1	2,8	2,7	-4,8	-4,6	0,19	0,39
CTRII-2	GN	-14	-25	1,2	-0,3	5,5	5,1	1,6	1,3	2,1	1,6	2,3	2,6	4,6	-5,9	2,5	2,5	-0,2	-4,6	0,65	0,31
	C	-12	-20	0,7	-0,2	5,5	5,2	1,3	1,4	1,4	1,7	2,3	2,6	5,6	-5,0	2,6	2,6	-0,9	-4,3	1,2	0,86
CTRII-3	GN	-24	-23	-3,5	-2,9	3,7	4,2	1,4	1,1	2,3	1,2	2,6	2,6	5,9	-23	2,7	2,6	-1,7	-11	-0,23	-0,21
	C	-22	-19	-4,3	-3,1	3,7	4,3	1,2	1,2	1,4	1,4	2,6	2,6	7,1	-22	2,8	2,6	-2,4	-11	0,46	0,45
CTRII-4	GN	-38	-25	-9,2	-7,9	1,4	2,1	1,9	2,0	2,2	1,4	2,6	2,4	-69	-22	3,1	3,3	-28	-15	-2,4	-0,41
	C	-24	-18	-11	-8,6	1,7	2,2	2,2	2,1	1,6	1,5	2,6	2,4	-65	-20	3,5	3,5	-30	-16	0,06	0,69

Tabla 5.45. Resultados del ACV normalizados (mPE/tm residuo húmedo) para todas las categorías considerando gas natural o carbón como energía marginal.

### 5.5.5.1. Resultados para la composición específica de cada centro

#### Impactos de categorías no tóxicas

En términos de calentamiento global (GW) todos los escenarios contribuyen con cargas ambientales negativas (o beneficios). Sin embargo, la magnitud de estos beneficios varía en función del escenario (relacionado con el tipo de centro: tipo I o II) y del tipo de energía marginal considerada (gas natural o carbón). La elección del carbón como energía marginal en los procesos con recuperación de energía es más beneficiosa en términos de calentamiento global que el gas natural ya que el factor de emisión de GEI es significativamente mayor (en este estudio 1,1 frente a 0,49 kg CO<sub>2</sub>-eq/kWh). Esto implica que, cuando el gas natural es la energía marginal, la mayoría del ahorro en GEIs proviene de otros procesos como el reciclaje o el secuestro de carbón en el vertedero. Los impactos netos del calentamiento global se encuentran entre los -340 en el CTR II-1 y los -120 kg CO<sub>2</sub>-eq/tm residuo húmedo o ww del CTR II-2, ambos de tipo II. En esta categoría no se ven diferencias en los impactos entre los CTRs de tipo I y tipo II. De hecho, al contrario de lo que presentan otros trabajos como los de Manfredi et al. (2011) o Boldrin et al. (2011) donde ambos veían favorable la digestión anaerobia frente al compostaje, en este caso no se aprecian diferencias de beneficio ambiental entre ambos tratamientos biológicos. No hay un tipo de planta que presente un mejor valor global debido a las grandes diferencias de rendimiento actuales tanto en la eficiencia energética como en la recuperación de materiales reciclables. Por ejemplo, los centros CTR I-1 y CTR I-2 tienen una alta recuperación energética pero la recuperación de materiales reciclables es muy baja. Por otro lado, en los trabajos mencionados anteriormente se consideraba el carbón como energía marginal lo cual lleva asociados mayores beneficios para los procesos con recuperación energética como la digestión anaerobia.

Para todos los escenarios se calcularon los impactos ambientales asociados a los procesos que se llevan a cabo en los CTRs. Destacan entre los demás, desde el punto de vista del ACV, los asociados con el reciclaje, el depósito en vertedero (secuestro de carbono) y los procesos biológicos (sustitución de combustibles fósiles a través de la energía producida durante la digestión anaerobia). El reciclaje

produce beneficios ambientales significativos en todos los escenarios siendo fuertemente dependientes de la cantidad total de materiales recuperados y ésta, a su vez, depende de la cantidad inicial que llega al centro y la eficiencia del mismo en la separación, principalmente para papel, plásticos y metales. Los mayores beneficios se encontraron en los centros CTR II- 1, CTR II-2 y CTR II-4 (-250, -240 y -230 kg CO<sub>2</sub>-eq./tm residuo, respectivamente) que son los centros que también mostraron mayores eficiencias en la recuperación de materiales reciclables. Estos resultados coinciden con los presentados en otros estudios basados en el reciclaje de distintos materiales (Damgaard et al., 2009; Manfredi et al., 2011; Merrild et al., 2009; Merrild et al., 2012; Tonini et al., 2012a).

El depósito en vertedero del material bioestabilizado procedente del compostaje y del CDR de los centros se traduce en importantes beneficios desde el punto de vista del calentamiento global (GW), con valores entre los -200 (CTR II-4) and -140 (CTR I-4) kg CO<sub>2</sub>-eq./ tm residuo. Estos impactos negativos están asociados con el secuestro de carbono mientras que algunos impactos positivos menores (alrededor de 15-25 kg CO<sub>2</sub>-eq./tm residuo) son consecuencia de las emisiones residuales de metano y el consumo energético de las operaciones. Entre el 84 y el 91% del carbono biogénico secuestrado está asociado al CDR mientras que el resto pertenece al material bioestabilizado y los rechazos que provienen de los tratamientos biológicos. Los trabajos de Manfredi et al. (2009), (2010b) y (2011) coinciden en esta asociación de los ahorros de emisiones asociados al secuestro de carbono para distintos tipos de residuos.

Únicamente se vieron impactos negativos sobre el calentamiento global asociados a los procesos biológicos, cuando el gas natural es la energía marginal, en el CTR I-2, gracias a una gran recuperación energética. Cuando el carbón es considerado energía marginal también el CTR I-1 consigue un ahorro neto en emisiones de GEI. Para todos los escenarios, las emisiones de GEI (kg CO<sub>2</sub>-eq./tm residuo) se encontraban entre los -7 y 48 kg en el caso del gas natural y entre los -48 y 75 kg en el caso del carbón. Como muestran los resultados de los CTR I-3 y CTR I-4, una eficiencia eléctrica de 13-14% no es suficiente para asegurar neutralidad en las emisiones de GEI en el tratamiento biológico (es decir, para compensar los impactos debido a las emisiones y consumos) en ninguno de los dos casos ni con gas natural ni con carbón. Sin embargo, una optimización en el uso del

biogás y la energía a través, por ejemplo, de la maximización en la producción de electricidad y el uso posterior del calor residual del generador para calentar el proceso de digestión, podrían incrementar drásticamente los beneficios ambientales asociados a este proceso. Los impactos causados por el resto de procesos que tienen lugar en los CTRs se asocian al tratamiento mecánico que se utiliza para separar la materia orgánica de los materiales reciclables (aproximadamente 8,5 kg CO<sub>2</sub>-eq./tm residuo debido a consumos energéticos) y al transporte (entre 17 y 40 kg CO<sub>2</sub>-eq./tm residuo dependiendo de la cantidad de materiales reciclables transportados).

Los resultados para las categorías de acidificación (AC) y enriquecimiento de nutrientes (NE) siguen una tendencia similar en los escenarios evaluados. En ambas categorías el reciclaje aporta la mayor contribución a los beneficios ambientales. El resto de procesos tienen impactos ambientales asociados (por orden de relevancia) a las emisiones de NH<sub>3</sub> en el compostaje (procesos biológicos), NH<sub>3</sub> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> por el depósito en vertedero (lixiviados) y NO<sub>x</sub> (transporte). En el enriquecimiento de nutrientes (NE) las emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub> excedían a las emisiones de nitrógeno evitadas por el reciclaje, obteniendo como resultado un impacto global positivo en esta categoría para todos los escenarios. Este no es el caso de la acidificación donde únicamente un escenario presentó un impacto neto positivo debido a la baja recuperación de materiales reciclables (CTR II-2 o CTR7) como ya se vio en apartados anteriores. Podría evitarse aumentando, por ejemplo, la recuperación de metales y en concreto de aluminio.

Respecto al resto de categorías no tóxicas, como se puede ver en la tabla 5.45, no existen diferencias significativas entre los distintos escenarios en las categorías de agotamiento del ozono estratosférico (SOD) y recursos de agua subterránea en mal estado (SGR). Aquí los impactos están completamente ligados al depósito en vertedero, por las emisiones de amonio y CFCs (clorofluorocarburos) de los lixiviados. En la categoría de formación fotoquímica de ozono (POF) los impactos están en su mayoría causados por el transporte (COVs o compuestos orgánicos volátiles) y, en menor medida, por el depósito en vertedero y los procesos biológicos (emisiones de CH<sub>4</sub>).



### Impactos de categorías tóxicas

Tal y como muestra la columna a) de la figura 5.103, los resultados en las categorías de ecotoxicidad en agua (crónico) (ETwc), toxicidad en humanos vía suelo (HTs) y vía agua (HTw) muestran beneficios ambientales asociados al reciclaje en todos los escenarios evaluados. Como consecuencia, los escenarios con mayor eficiencia en la recuperación de materiales reciclables consiguen los mejores rendimientos ambientales. Particularmente, la eficiencia en la recuperación del aluminio influye directamente en los resultados sobre la ETwc y HTs, cuanto mayor es la recuperación (tabla 5.14) mejor resultado en estas categorías. Los impactos positivos se deben principalmente al transporte y el depósito en vertedero como consecuencia de la emisión de metales (en los lixiviados) e hidrocarburos no quemados (transporte). En la categoría ETwc solo los escenarios con eficiencias en la recuperación de aluminio superiores al 60% consiguen beneficios ambientales (CTR I-1, CTR I-2, CTR I-4 y CTR II-4), los impactos asociados al transporte y al depósito en vertedero son similares en todos los escenarios. En la categoría de HTw, el valor final está relacionado principalmente con la recuperación energética pero también con la recuperación del aluminio (con el consecuente ahorro de emisiones por la combustión del combustible fósil y la producción de material virgen). Los escenarios con compostaje y eficiencias de recuperación bajas (CTR II-2, CTR II-3 y CTR II-4) obtuvieron los peores resultados en esta categoría. Todos los escenarios evaluados presentan impactos positivos en la HTa (ver tabla 5.45) principalmente por las emisiones de COVs derivadas del transporte. Los impactos en la ETs resultaron despreciables en comparación con el resto de categorías y no se muestran.

### 5.5.5.2. Resultados para una composición media de la región

Las figuras 5.102 b) y 5.103 b) permiten comparar los escenarios sin tener en cuenta los efectos asociados a las diferencias en la composición del residuo; de esta manera se pueden calcular los impactos asociados únicamente a la operación de los CTRs objeto de estudio. Los resultados en la categoría de calentamiento global (GW) indican que, generalmente, el rendimiento de los escenarios de tipo I es mejor que en los de tipo II debido a la recuperación energética (como por ejemplo CTR I-1 y CTR I-2). Como consecuencia de la utilización de una

composición media, se incrementa el ahorro de GEI entre el caso a y el b para los 8 escenarios en un 22% de media. La mayor variación corresponde al CTR II-2 con un 40% de aumento en el beneficio neto por el incremento en la entrada del contenido en papel y cartón y metales férricos respecto a su entrada específica.

Los resultados para la acidificación reflejan la eficiencia en la recuperación de materiales y, por consiguiente, el reciclaje. El CTR II-4 presentó el mejor rendimiento a causa de una alta recuperación, en comparación con el resto de escenarios, de aluminio, plástico, papel y cartón. Sin embargo, al contrario que en AC, en NE todos los escenarios contribuyen con impactos positivos como consecuencia de unas mayores emisiones de nitrógeno desde el compostaje y el vertedero en comparación con las evitadas relacionadas con el reciclaje. Los impactos en el resto de categorías no tóxicas (POF, SOD y SGR) se debían principalmente al depósito en vertedero y el transporte aunque las magnitudes son comparables entre todos los escenarios como se puede ver en la tabla 5.45.

En las categorías de ETwc y HTs los resultados se ven muy afectados por la cantidad de aluminio recuperado, que determina los beneficios más significativos en estas categorías como se vio anteriormente. Los escenarios que tienen las menores eficiencias en la recuperación (CTR 1-3, CTR II-1 y CTR II-2) presentan los peores rendimientos. El valor global para los CTR I-1 y CTR II-4 disminuye en el caso de la composición media debido a la disminución en el contenido de aluminio a la entrada respecto a su composición específica. En HTw los mayores beneficios están asociados con el reciclaje de papel y cartón y aluminio y también, aunque en menor medida, a la recuperación energética (cuando el gas natural es la energía marginal). La combinación de no recuperar la energía con una baja recuperación de materiales determina los impactos netos positivos en el caso del CTR II-2, esto se aplica también al CTR I-4 y todos los escenarios tipo II cuando el carbón es considerado como energía marginal. Todos los escenarios evaluados contribuyen con impactos comparables en la categoría HTa, ver tabla 5.45, que se atribuyen al transporte como se vio con anterioridad.

### **5.5.6. Potenciales mejoras del modelo actual de gestión**

Después de analizar los impactos asociados a los distintos procesos que tienen lugar con el actual modelo de gestión y, una vez eliminada la variable de la composición específica de los RU que llegan a cada centro, se han identificado aquellos procesos en los que una mejora en su rendimiento provocaría un mayor impacto ambiental. De esta manera se han seleccionado dos escenarios optimizados que incluyen estas potenciales mejoras. Las propuestas son i) el CDR de los CTRs es incinerado en lugar de ser llevado a vertedero y ii) la materia orgánica es tratada mediante digestión anaerobia en todos los casos pero con el rendimiento de la planta en la que este proceso funciona de manera más optimizada. Para estos escenarios se han obtenido los valores del modelo y lo que se presenta a continuación es la diferencia entre los impactos del modelo actual (caso base) respecto al escenario mejorado (es decir,  $\Delta$ beneficio o  $\Delta$ impacto = valor mejorado - valor del caso base). En el caso base se utilizarán los resultados obtenidos con los datos de composición específica de cada centro.

La figura 5.104 i) muestra la variación en las emisiones ambientales en el caso de que el CDR sea incinerado en lugar de llevado a vertedero. Las barras indican la diferencia neta del impacto o los beneficios entre este escenario y el caso base para los supuestos de gas natural o carbón como energías marginales. Tal y como se observa en la categoría de calentamiento global, la incineración del CDR resulta beneficiosa solamente si el carbón es la energía marginal. El ahorro de emisiones de CO<sub>2</sub>, que proviene de la combustión de gas natural equivalente para obtener la energía que genera la incineración del CDR, es menor que la evitada con el secuestro de C que tiene lugar en el vertedero. El ahorro de emisiones del C secuestrado proviene principalmente del plástico, que en la mayoría de los casos supone aproximadamente un 25% de la composición del CDR. En el caso del carbón, como las emisiones son mayores, sí resulta beneficioso sustituir el depósito en vertedero por una incineración en la que la energía generada sustituya a una producción de energía más contaminante como es la producida a partir de carbón.

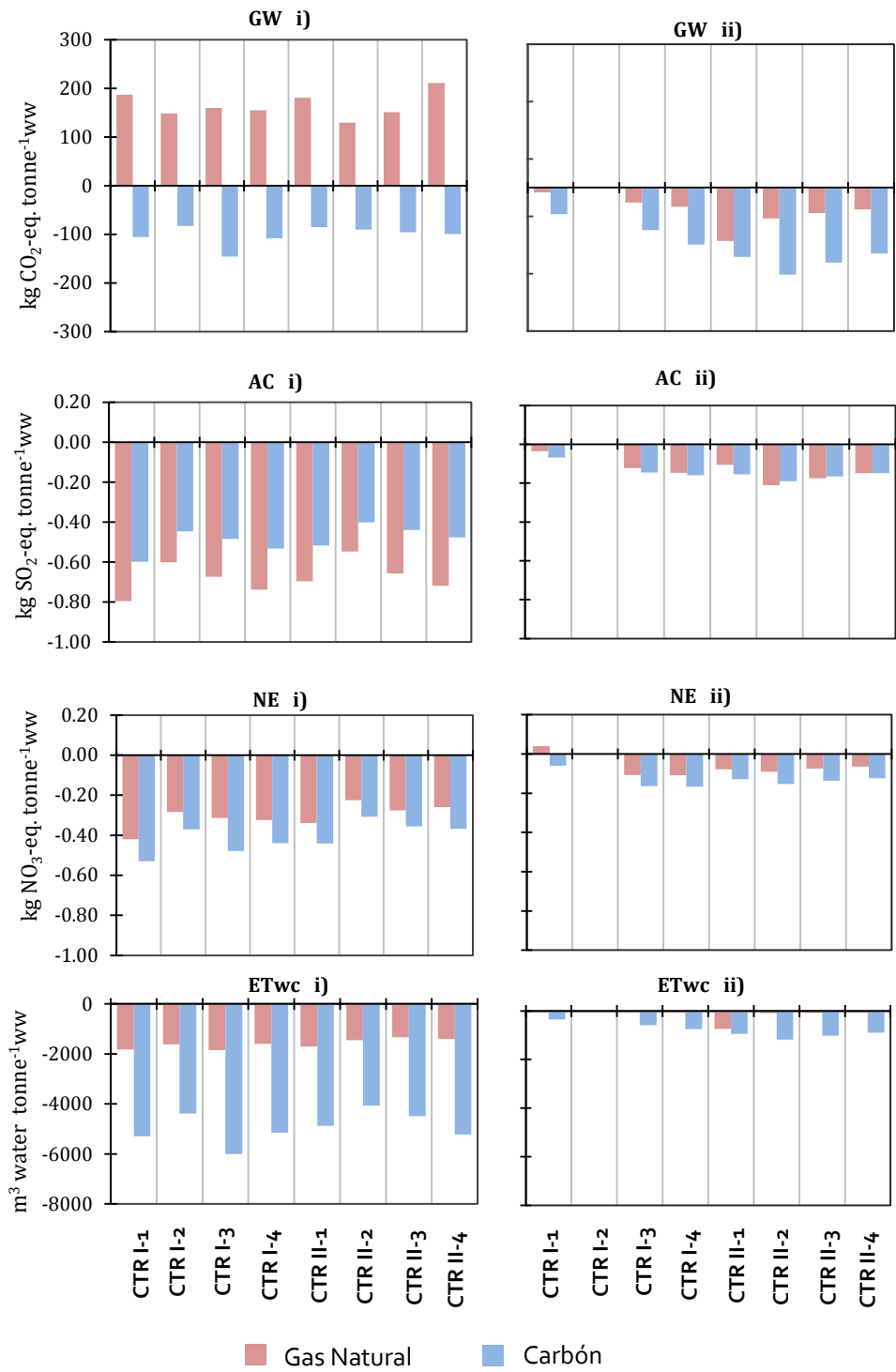


Figura 5.104. Consecuencias ambientales asociadas con los escenarios mejorados: i) CDR incinerado en lugar de llevado a vertedero y ii) Materia orgánica tratada mediante digestión anaerobia en condiciones óptimas.

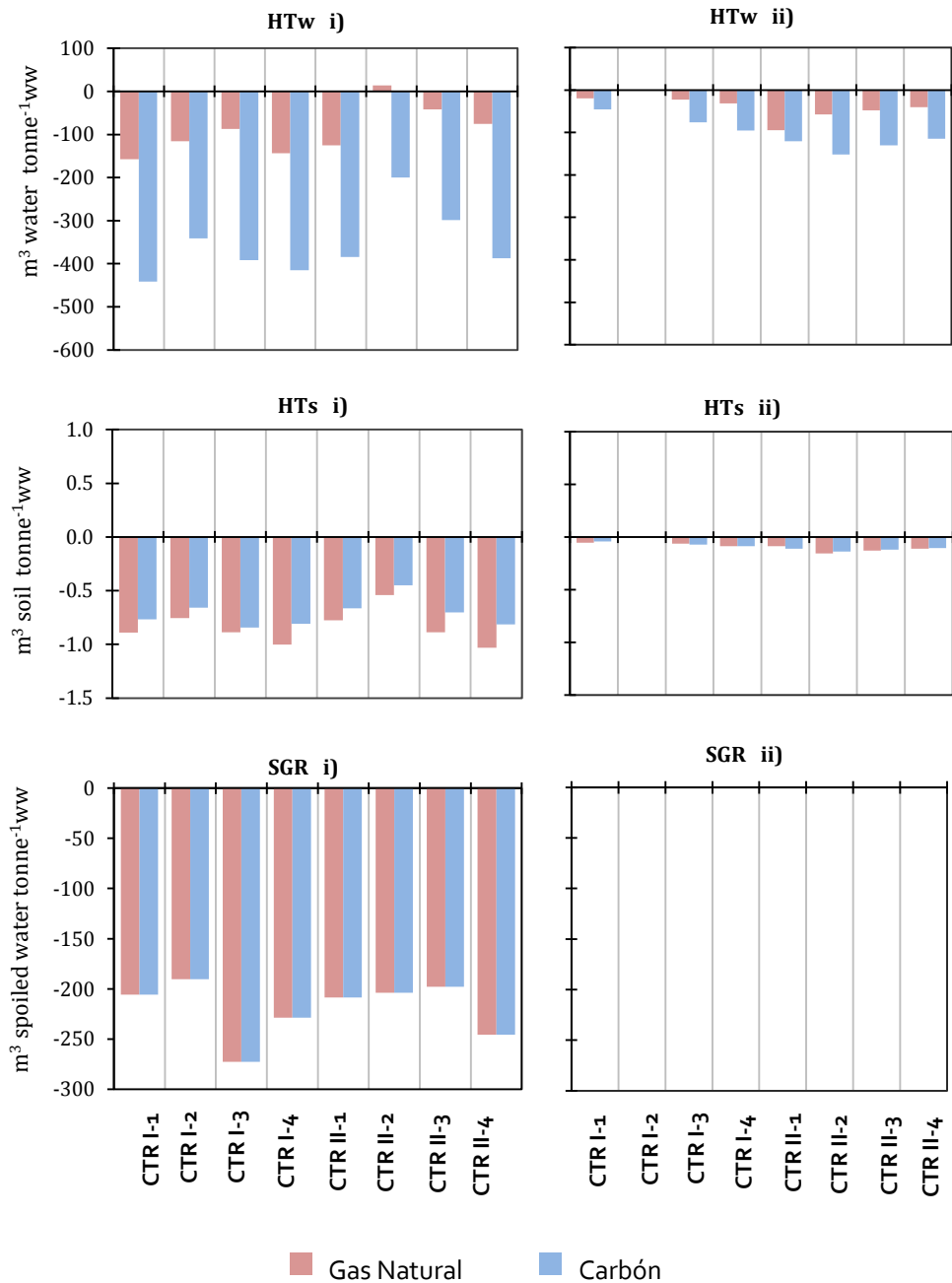


Figura 5.104 (cont.) Consecuencias ambientales asociadas con los escenarios mejorados: i) CDR incinerado en lugar de llevado a vertedero y ii) Materia orgánica tratada mediante digestión anaerobia en condiciones óptimas.

El resto de categorías muestran que la incineración del CDR en lugar de su depósito en vertedero sí resulta ambientalmente beneficiosa. Se producen ahorros de emisiones en todas ellas y para ambas energías marginales, especialmente en SGR donde, de media, se reduce el impacto potencial en 1/3 aproximadamente.

La figura 5.104 ii) muestra la variación en las emisiones ambientales en el caso de que la materia orgánica sea tratada en todos los escenarios mediante digestión anaerobia con el rendimiento del CTR I-2 que es el que mejor eficacia presenta. Las barras indican la diferencia neta del impacto o los beneficios entre este escenario y el caso base para los supuestos de gas natural o carbón como energías marginales. Como se aprecia, para la categoría de calentamiento global, la optimización del tratamiento biológico supondría un ahorro de emisiones adicional de entre -8 y -93 kg CO<sub>2</sub>/tm de residuo en base húmeda. En el resto de categorías, la diferencia entre los casos optimizados y el caso base es menor que en el caso de incineración. Sin embargo, la diferencia es mayor en los CTRs tipo II en los que en el caso base la materia orgánica se trataba mediante compostaje y ahora es llevada a una digestión anaerobia.

La tabla 5.46 muestra el ahorro de emisiones de GEI que tendría lugar en cada escenario respecto al caso base (con composición específica para cada uno de ellos), en el caso de reciclar el 100% del material que llega al CTR, o bien, en caso de incinerar el 100% de ese mismo material. Así, un valor negativo representa un ahorro de emisiones respecto al caso base y viceversa. La figura 5.104 muestra el valor medio para los ocho escenarios y teniendo en cuenta además el carbón como energía marginal.

El caso del reciclado del 100% del material, en todos los escenarios y para todos los materiales excepto el vidrio, representa una mejora ambiental respecto al caso base. Además esta mejora es ligeramente superior cuando el gas natural es la energía marginal. En el caso de la incineración, únicamente se observa un ahorro de emisiones en el caso de la incineración del PEBD y del papel y cartón. En este último caso la diferencia en la elección de carbón como energía marginal es muy significativa. Además, para el papel y el cartón, se ha calculado adicionalmente la diferencia con el caso base sin tener en cuenta el secuestro de C (marcada con un

cuadrado en la figura 5.105), siendo aún mayor el beneficio de la incineración de esta corriente.

Los resultados de esta sección fueron publicados en el trabajo "Mechanical and biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization" (ver capítulo 7 IV)

CTR	Papel y cartón		PEAD		PEBD		PET		Vidrio		Aluminio		Hierro	
	Rec	Inc	Rec	Inc	Rec	Inc	Rec	Inc	Rec	Inc	Rec	Inc	Rec	Inc
I-1	-17	-4	-4,9	8,5	-61	-24	-27	20	4,0	2,0	-17	58	-17	99
I-2	-1,1	8	-8,7	20	-49	-16	-30	35	0,5	4,7	-19	31	-30	69
I-3	-34	-13	-4,8	16	-44	-5	-19	25	2,3	3,0	-21	20	-100	145
I-4	-9,7	2	-8,2	13	-55	1	-34	21	2,0	3,1	-13	36	-38	114
II-1	-42	-15	-3,2	7,5	-50	-18	-16	27	5,6	6,6	-27	14	-44	55
II-2	-3,3	7	-4,8	8,5	-38	-15	-21	33	3,5	2,5	-14	11	-41	58
II-3	-42	-25	-4,6	8,7	-57	-19	-24	48	-2,7	5,6	-4,2	12	-82	129
II-4	-18	0	-5,4	18	-26	16	-21	22	0,5	4,3	-3,3	71	-67	38
Media	-25	-7	-5,2	12	-45	-7	-22	29	1,9	4,2	-14	27	-62	90

Tabla 5.46. Potenciales ahorros en emisiones GEI (kg CO<sub>2</sub>-eq/tm residuo) asociadas al reciclado o la incineración del 100% del material para cada escenario respecto al caso base (gas natural como energía marginal)

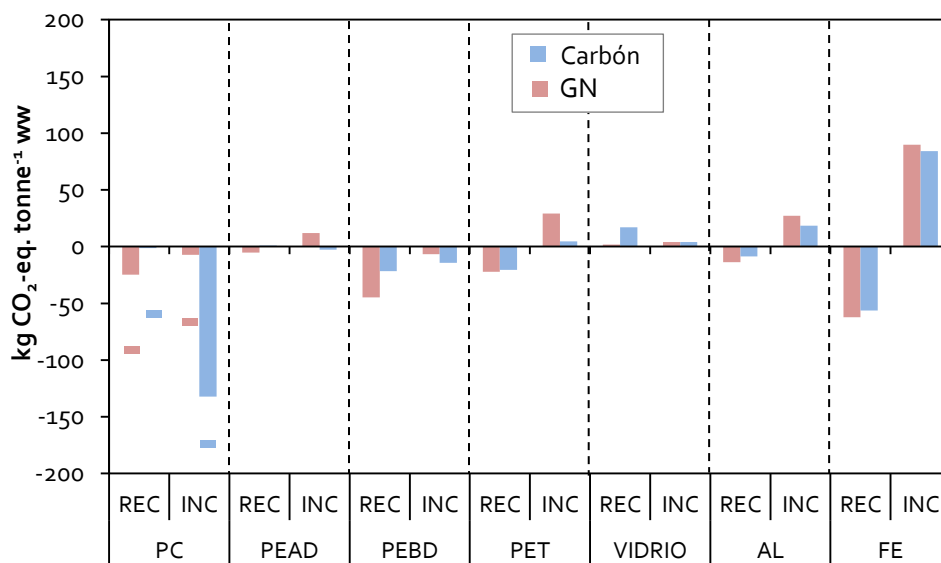


Figura 5.105. Ahorro de emisiones GEI asociadas al reciclado o la incineración del 100% del material que llega hasta el CTR (media de los ocho escenarios para ambos gas natural y carbón como energías marginales)

### 5.5.7. Consideraciones medioambientales

A la vista de los resultados del ACV realizado al actual modelo de gestión de los RU en la Comunidad Autónoma de Castilla y León se pueden extraer las siguientes consideraciones desde el punto de vista medioambiental. En función de los rendimientos alcanzados en los CTRs de la región, se puede decir que el objetivo principal de estos centros es la eliminación de los residuos de forma segura. Así lo demuestra el depósito en vertedero del CDR y del bioestabilizado. Con esta perspectiva existen grandes potenciales para optimizar el rendimiento de estos centros desde el punto de vista ambiental cambiando así la percepción de que el residuo debe ser eliminado a la del residuo como recurso y como portador de energía.

La tabla 5.47 muestra el resultado del ahorro de emisiones de GEI para cada CTR en el caso de optimizar por un lado la recuperación de materiales reciclables y por otro, utilizando la materia orgánica para obtención de energía (biogás) mediante digestión anaerobia en lugar de una simple bioestabilización previa al depósito en vertedero. Para el CDR, después del análisis anterior y en vista de que



su incineración no muestra un beneficio ambiental neto en cuanto a emisiones de CO<sub>2</sub>, se ha mantenido su depósito en vertedero como alternativa de gestión. En total, para el millón de toneladas que se tratan al año en estas ocho plantas evaluadas, existe un potencial de reducción de emisiones GEI de entre 180000 y 190000 tm de CO<sub>2</sub>-eq al año, dependiendo de si la suposición como fuente de energía marginal es gas natural o carbón.

El hecho de que los mayores ahorros estén relacionados con la recuperación de material y su posterior reciclaje, junto con la escasa mejora mostrada por la incineración del CDR (bajo las suposiciones de gas natural como energía marginal y el secuestro de carbono), destacan que la optimización en la recuperación de los materiales reciclables es crucial si el objetivo es mitigar las emisiones de GEI. Por esta razón, las mejoras en la gestión de RU en estos centros deberían centrarse en las opciones que maximicen la recuperación de materiales tales como la inclusión de nuevos equipos o una mayor automatización de los sistemas. Para el modelo global de gestión de residuos se debe considerar la estrategia del fomento de la separación en origen como vía para reciclar el material por separado de manera que pueda aumentar la cantidad total recuperada. Estas estrategias se deben combinar con un tratamiento biológico optimizado a la vez que se continúan evaluando las alternativas para la valorización energética del CDR, incluyendo por ejemplo la co-combustión en cementeras.

CTR	RU tratados (tm/año)	Recuperación material		Tratamiento biológico		Ahorro emisiones GEI (tm CO <sub>2</sub> -eq./y)	
		GN	Carbón	GN	Carbón	GN	Carbón
I-1	310000	-140	-74	-8	-46	-47000	-37000
I-2	86000	-140	-78	0	0	-12000	-6700
I-3	84000	-220	-150	-26	-74	-21000	-19000
I-4	280000	-160	-92	-33	-100	-53000	-53000
II-1	28000	-180	-110	-93	-120	-7600	-6400
II-2	106000	-120	-67	-54	-150	-19000	-23000
II-3	47000	-210	-140	-45	-130	-12000	-13000
II-4	95000	-140	-89	-38	-120	-17000	-19000
<b>TOTAL</b>	<b>1000000</b>					<b>-190000</b>	<b>-180000</b>

Tabla 5.47. Ahorros en emisiones GEI asociadas a las potenciales mejoras de los escenarios evaluados.

Desde la perspectiva del ACV, los resultados muestran que las emisiones de GEI son completamente dependientes de la cantidad de materiales recuperados, el carbono secuestrado en vertedero y la energía recuperada a través de la digestión anaerobia de la materia orgánica. La composición de los RU afecta principalmente a la magnitud de los beneficios asociados con el reciclaje. Estos varían significativamente en función de la eficiencia de recuperación de los CTRs.

En general, las instalaciones que cuentan con una recuperación eficiente de la energía obtenida a partir de la combustión del biogás han obtenido mejores resultados. Una gran eficiencia en la recuperación de papel, plástico y metales va ligada a un ahorro significativo de emisiones en las categorías no tóxicas mientras que la recuperación de aluminio produce beneficios en las categorías tóxicas.

Por estos motivos, las recomendaciones para la mejora de los CTRs y para la instalación de nuevas plantas son la optimización en la recuperación de materiales a través de una mayor automatización y dar prioridad a la producción de biogás frente al compostaje con mayor reutilización del calor residual en el proceso de digestión anaerobia. La estrategia óptima para la gestión del CDR depende de la categoría ambiental que deba ser priorizada y del tipo de energía marginal del sistema. Teniendo en cuenta el contexto energético existente se considera el gas natural como energía marginal y, como prioridad, la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub>, por lo que no sería recomendable desde el punto de vista ambiental la incineración del CDR en las condiciones actuales.

---

---

## ***6a. Conclusiones***

---

---



- ✓ El tratamiento de los residuos sólidos urbanos (RU) en la región de Castilla y León consiste, principalmente, en tratamientos mecánico-biológicos llevados a cabo en los centros de tratamiento de residuos (CTRs) existentes en todas las provincias de la región. En este trabajo de investigación se presenta un análisis completo de estas instalaciones y sus rendimientos.
- ✓ Con el fin de analizar sus características técnicas y las condiciones de operación, se visitaron 10 de los 11 CTRs de Castilla y León durante un periodo de dos años. El proceso principal es similar en todos ellos con una recuperación de la materia orgánica como primer paso seguida de la recuperación de materiales reciclables (manual en 9 de ellos) y el depósito en vertedero del rechazo. Aproximadamente, el 70% de los RU que llegan a los CTRs son llevados al vertedero como parte de los rechazos generados durante el proceso.
- ✓ Se realizaron 32 caracterizaciones a muestras finales de 250 kg tanto de la entrada como del rechazo de los CTRs. A pesar de la heterogeneidad esperada para este tipo de corrientes y lo amplia que resulta el área de estudio, la desviación estándar de la composición de ambas corrientes no resultó muy elevada.
- ✓ De acuerdo con los resultados obtenidos, los RU en Castilla y León están compuestos principalmente por materia orgánica (56%), papel y cartón (14%) y plásticos (11%). Es claro, por tanto, que la gestión de los RU en esta región debe centrarse principalmente en el tratamiento de la materia orgánica.
- ✓ A pesar de los esfuerzos realizados para aumentar las tasas de reciclaje por parte de la población, más del 30% de los RU son aún materiales reciclables como plásticos, papel y cartón, vidrio o metales.
- ✓ Existen algunas diferencias entre las tasas de recuperación que se obtienen en los 10 CTRs de la región. La tasa de recuperación más alta corresponde a los metales férricos y no férricos con valores cercanos al 62% en todas las plantas, demostrando la alta eficiencia de los separadores magnéticos y los separadores de Foucault. El papel y el cartón realmente solamente se recupera en 3 de los 10 CTRs de manera manual con un alto porcentaje de

recuperación (32-39%). En el resto de los CTRs esta fracción, a pesar de ser biodegradable, termina en el rechazo que es enviado a vertedero.

- ✓ El porcentaje de recuperación de los materiales reciclables está claramente influenciado por el precio de dichos materiales. De esta manera, se encuentran los valores más altos de recuperación para el PET (politereftalato de etileno) y los tetrabricks en la mayoría de centros, con ratios del 60 y el 40% respectivamente. Los porcentajes de recuperación más elevados se obtienen en el CTR8, el único con sistema de recuperación automatizado, mostrando así los buenos rendimientos de estos sistemas al menos para caudales bajos como los que se tratan en este CTR.
- ✓ Como resultado de estos porcentajes de recuperación, el rechazo de los CTRs está compuesto principalmente por papel y cartón (28%), plásticos (24,5%) y materia orgánica (24%) así como otros materiales no reciclables como pañales, textiles, etc.
- ✓ Teniendo en cuenta su composición, con más de un 50% de fracciones combustibles como el papel y cartón o los plásticos, se ha investigado la alternativa de la incineración del rechazo como CDR (combustible derivado de residuos). Se determinó el poder calorífico superior para cada material en muestras reales obteniéndose valores superiores a los 40 MJ/kg para las fracciones celulosa, polietileno y plástico mezcla. El PET, los tetrabricks y los textiles mostraron valores intermedios de aproximadamente 23 MJ/kg y los valores más bajos correspondieron a la materia orgánica y, sorprendentemente, al papel y cartón con 15 MJ/kg. El resultado del PCI para la corriente de CDR es de 16,7 MJ/kg, un valor elevado que junto al 22% de humedad, le dan las características de un buen combustible.
- ✓ Se determinaron las principales propiedades de las corrientes de RU en masa y de CDR en función de su composición y de las características fisicoquímicas de las fracciones individuales. Desde el punto de vista energético, la incineración del CDR es más rentable que la incineración de los RU en masa puesto que el poder calorífico es superior y la humedad de la corriente menor, sin embargo, el porcentaje en cenizas del CDR es ligeramente superior. Además, la incineración de los RU en masa contradice la jerarquía de tratamiento de residuos ya que se deben priorizar la reutilización y el reciclado

sobre la recuperación energética. Dicha jerarquía sí se cumple en el caso de la incineración del CDR.

- ✓ Los resultados obtenidos en este trabajo permiten conocer el grado de cumplimiento de la legislación europea en materia de residuos. En la actualidad, aproximadamente el 68% del CDR está compuesto por residuos biodegradables (materia orgánica, papel y cartón, etc.) lo que representa un 43% de la cantidad que se llevaba a vertedero en 1995. Esta reducción no es suficiente puesto que no cumple con el objetivo del RD 1481/2001 que se fijaba en un 50% para el año 2009. Además, si continúan las tendencias en generación de RU y rendimientos de los CTRs, el objetivo del año 2016 no podrá cumplirse tampoco. Es claro que se deben incrementar los porcentajes de papel y cartón y materia orgánica que son reutilizados y/o reciclados en los CTRs de la región.
- ✓ La materia orgánica se recupera en un trómel rotatorio con altos rendimientos (88%) aunque deberían ser mayores para poder cumplir con la legislación europea. Un tamaño mayor en la luz de malla del trómel podría incrementar la cantidad de materia orgánica que se lleva a los tratamientos biológicos pero también incrementaría el porcentaje de materiales impropios.
- ✓ Las principales diferencias entre los CTRs de esta región se encuentran en el tratamiento de la materia orgánica. En cinco de ellos (aquellos con la mayor capacidad) la materia orgánica se envía a los digestores para producir biogás mientras que en los otros cinco, la materia orgánica es compostada.
- ✓ Los gestores de los CTRs señalan problemas en las áreas de digestión anaerobia. Únicamente el CTR #4, donde la materia orgánica es seleccionada en origen y además la biometanización se realiza por vía seca, ha conseguido buenos rendimientos en generación de electricidad. El CTR#4 tiene el módulo de digestión anaerobia parado y el CTR#5 estaba instalando nuevos sistemas para eliminar los inertes de la corriente con la que se alimenta al digestor anaerobio. En las otras dos plantas que cuentan con módulos de digestión anaerobia también se mencionó el problema de un alto contenido en inertes y materiales impropios.

- ✓ El digesto que se obtiene tras la digestión anaerobia se estabiliza en los túneles de compostaje por lo que todos los CTRs producen compost (o bioestabilizado de acuerdo con la legislación española teniendo en cuenta el origen de las materias primas, no seleccionadas en origen). Este producto no es muy popular entre los agricultores de la zona por la presencia de vidrio y otras impurezas, por lo que solamente 3 CTRs son capaces de vender el producto. En el resto de plantas el bioestabilizado se usa como cobertura de vertedero o se regala.
- ✓ Todas las plantas cuentan con sistemas de compostaje bien para tratar directamente la fracción orgánica obtenida como huido de trómel o bien para la estabilización del digesto tras la digestión anaerobia. Este proceso se ha estudiado en 9 de los 11 CTRs. La primera etapa del compostaje se lleva a cabo en túneles en todos los centros con tiempos de residencia entre los 15 y los 20 días, donde variables como la temperatura, la concentración de oxígeno y la humedad son controladas mediante la aireación y el riego con los propios lixiviados. La etapa de maduración se lleva a cabo en hileras durante dos meses en todos los CTRs excepto en uno donde se realiza en túneles durante 15 días. Las principales diferencias entre unos centros y otros se encuentran en la etapa de refinado del compost, con varias opciones como trómeles o mesas densimétricas y distintos tamaños de luz de malla.
- ✓ En una de las ciudades de Castilla y León la fracción orgánica es recogida de manera selectiva, sin embargo, esta fracción es tratada por digestión anaerobia por lo que no es posible analizar la influencia de este parámetro sobre el rendimiento del proceso de compostaje o sobre la calidad del producto final.
- ✓ Se realizaron 30 caracterizaciones a ambas corrientes, entrada y salida de los procesos de compostaje en 10 de los 11 CTRs. La corriente de entrada está compuesta principalmente por materia orgánica (65%) y por papel y cartón, plásticos y vidrio en aproximadamente la proporción, 9%, 9% y 11% respectivamente. Los plásticos y los restos de poda se añaden en algunas plantas como estructurante para facilitar la aireación. Tras el compostaje, el 78% es materia orgánica, el 6% papel y cartón, el 6% plásticos y el 6,5% vidrio.



Todos los materiales impropios deben ser eliminados en el proceso de refino así como las pilas que aún se encuentran en las caracterizaciones de los RU.

- ✓ Se analizaron 30 muestras del producto final del compostaje, el bioestabilizado, para conocer los rendimientos de este proceso en los CTRs de la región así como la calidad del producto. El RD 506/2013 establece los límites en la concentración de materia orgánica, nitrógeno, humedad, metales pesados, impurezas como metales, vidrio o plásticos, etc. en el bioestabilizado para que sea considerado una enmienda orgánica segura y pueda ser aplicada a los suelos.
- ✓ Solamente 5 de los 10 centros evaluados están produciendo bioestabilizados que cumplen con todos los requerimientos del RD 865/2010 y pueden ser utilizados como sustratos de cultivo. En 3 de los 10 centros evaluados se cumplen además los requerimientos del RD 506/2013. De acuerdo con su concentración en metales pesados, uno de ellos debe ser clasificado como tipo B mientras que los otros dos son clase C debido a su relativamente alta concentración de Zn y Pb. Los bioestabilizados tipo C tienen limitada su dosis en agricultura a 5 tm por hectárea y año (base seca).
- ✓ En el resto de bioestabilizados se observaron elevadas concentraciones de impurezas mayores de 2 mm como vidrios, plásticos, etc. Los sistemas de refino instalados en todos esos CTRs utilizan equipos de limpieza por vía seca con lo que los rendimientos del proceso de eliminación de inertes pueden ser menores a los esperados cuando el producto está demasiado húmedo. La mayoría de los bioestabilizados mostraban una humedad por debajo del 30% aunque podía ser mayor en el momento del refino puesto que la muestra final se toma de los montones de compost acumulado. Parece claro que se debe mejorar la etapa de refino en todos los CTRs de la región.
- ✓ Los resultados de este estudio muestran que la demanda del bioestabilizado en esta Comunidad Autónoma no está relacionada directamente con la calidad. Algunos productos con niveles de calidad por debajo de los requerimientos legislativos son muy apreciados por los agricultores mientras que otros productos con mayor calidad se utilizan como cobertura de vertedero.

- ✓ El digesto procedente de la digestión anaerobia también es sometido a un ciclo completo de compostaje en los CTRs de la región donde se dispone de ambos procesos biológicos. Tras el análisis de muestras de digesto procedentes de uno de ellos, los valores de materia orgánica, nitrógeno o metales pesados parecían similares a los de las muestras de bioestabilizado. Existe cierta capacidad de mejora en este proceso mediante el diseño de un proceso de higienización y maduración optimizado. Se puede reducir el tiempo y el coste de estas etapas de maduración aumentando la temperatura y disminuyendo el tiempo de residencia.
- ✓ Durante meses, se llevó a cabo un análisis de la digestión anaerobia de la fracción orgánica contenida en los RU, a escala piloto, simulando en el laboratorio las condiciones en las que se realiza en los CTRs.
- ✓ Se investigó la influencia de la composición de las materias primas en el rendimiento de la digestión anaerobia. Se realizaron test a escala de laboratorio con dos materias primas, fracción orgánica seleccionada en origen (100% materia orgánica) y fracción orgánica separada mecánicamente o no seleccionada, con la composición real obtenida en las caracterizaciones realizadas a las corrientes de entrada a los procesos biológicos en los CTRs. La materia orgánica seleccionada mostró un 60% de reducción de DQO (demanda química de oxígeno) mientras que la no seleccionada consiguió un 80%. Sin embargo, la producción de biogás fue mayor en el caso de la materia orgánica seleccionada. Todos los ensayos se realizaron por vía húmeda, con un porcentaje en sólidos del 10% en peso, con y sin adición de inóculo y los resultados mostraron mayor rapidez en el proceso cuando se añadió el inóculo procedente de otro digestor anaeróbico mesófilo (de una planta de tratamiento de aguas residuales) aunque el mismo rendimiento final.
- ✓ Las condiciones de operación seleccionadas para la planta piloto intentaron reproducir en la medida de lo posible las condiciones reales del proceso en los CTRs de la región. Estas fueron, temperatura mesófila, tiempo de residencia hidráulico de 20 días, vía húmeda y materia orgánica separada mecánicamente como materia prima. El influente se preparó a partir de muestras reales tomadas en un CTR y su composición ajustada a la composición media de la región para cada uno de los 10 lotes que se

necesitaron a lo largo de la prueba. Se incluyó un homogeneizador de 2 l como etapa previa al digester continuo de mezcla completa (CSTR) de 5 l, un tanque de agua para recogida del biogás y finalmente una etapa de clarificación (1,4 l). Parámetros como la temperatura, la agitación, el nivel de la masa reaccionante, el pH y la presión parcial de oxígeno fueron monitorizados y controlados por el sistema BIOSTAT B. La planta piloto trabajó correctamente durante 95 días en continuo.

- ✓ Durante 30 días, la planta trabajó como sistema cerrado para favorecer el crecimiento de la biomasa en el interior del reactor en condiciones anaerobias y mesófilas. Una vez que la reducción de DQO alcanzó el 70%, la planta fue alimentada con un nuevo lote de materia prima, tras aproximadamente 20 días se alcanzó el estado estacionario.
- ✓ Aunque se preparó el influente por lotes presentando ligeras diferencias en su composición, no se observaron diferencias en la composición del efluente para una concentración constante de biomasa de 6500 mg/l durante el proceso (en abierto). La población de microorganismos retenida en el reactor parece asumir perfectamente los cambios en la composición del influente y mostró rendimientos de degradación de DQO constantes por encima del 80%. Este ratio de degradación resulta en una producción de metano de hasta 80 l en 90 días.
- ✓ Los valores de los coeficientes de producción ( $Y$ ) y muerte ( $k_d$ ) celular en el proceso anaerobio fueron 0.074 mg SSV/mg DQO y 0.002 d<sup>-1</sup>, respectivamente. Mientras que el valor del coeficiente de producción celular está dentro del intervalo de valores dados en la bibliografía, el valor coeficiente de muerte celular es inferior a los habituales dados en la bibliografía lo que indica la ausencia, en la fracción orgánica de los residuos sólidos tratados, de compuestos tóxicos o inhibidores del crecimiento bacteriano.
- ✓ De acuerdo con los resultados, la digestión anaerobia de la fracción orgánica separada mecánicamente se ajusta al modelo cinético de Contois con la ecuación final:  $XT/(S_o - S_e) = 1.074 X/ S_e + 0.881$ . La ratio de degradación y por tanto, la producción de biogás, pueden predecirse a partir de parámetros como la concentración de biomasa ( $X$ ), el tiempo de residencia ( $T$ ) y la DQO

del influente ( $S_0$ ). Los parámetros cinéticos indican una velocidad específica de degradación ligeramente superior a la encontrada por otros autores para describir el proceso de la digestión anaerobia de materia orgánica seleccionada en origen.

- ✓ La formación de biomasa en el reactor en cerrado y la posterior apertura y alimentación directa del efluente, ha demostrado ser un método más rápido para el arranque de un reactor anaerobio reduciendo los tiempos en hasta un 60% respecto a la alimentación en abierto aumentando progresivamente la carga.
- ✓ Finalmente, se ha evaluado el efecto sobre el medio ambiente de la gestión de RU en Castilla y León mediante un análisis del ciclo de vida (ACV). La evaluación se realizó mediante el software EASEWASTE de acuerdo con la metodología EDIP 1997. Se modelaron ocho CTRs para los que se habían obtenido datos experimentales en este trabajo de investigación.
- ✓ Los resultados de la evaluación mostraron que el rendimiento ambiental del actual modelo de gestión de RU está directamente relacionado con la recuperación de material, el secuestro de carbono en vertedero y la recuperación de energía a través de la digestión anaerobia de la materia orgánica.
- ✓ Los altos valores en la recuperación de papel, plásticos y metales generan ahorros ambientales en las categorías no tóxicas mientras que la alta recuperación de aluminio produce beneficios considerables en las tóxicas.
- ✓ Los CTRs con digestión anaerobia como tratamiento biológico de la fracción orgánica y recuperación de energía eficiente a partir del biogás mostraron mejor rendimiento que los que utilizan compostaje aeróbico.
- ✓ Se modelaron algunos escenarios hipotéticos para conocer las consecuencias ambientales de las potenciales mejoras identificadas en la gestión de RU tales como la incineración en lugar del depósito en vertedero, digestión anaerobia con alta recuperación de energía en lugar del compostaje, etc. Se realizó en todos los casos un análisis de sensibilidad para ambas fuentes de energía marginal, carbón y gas natural, aunque ésta última parece ser la mejor consideración en España.

- ✓ Los beneficios ambientales de la incineración del CDR en lugar de su depósito en vertedero no están claros ya que los ahorros en el calentamiento global solamente se alcanzan cuando el carbón es la fuente de energía marginal. Sin embargo, la incineración es claramente favorable en el resto de categorías.
- ✓ Por otro lado, para todos los materiales reciclables excepto el papel y el cartón, maximizar su recuperación y reciclaje parece ser más beneficioso ambientalmente que la incineración. Además, en el caso del papel y cartón la incineración produce ahorro solamente en el caso de que el carbón sea la fuente de energía marginal.
- ✓ La optimización de los tratamientos biológicos también produciría ahorros adicionales en el calentamiento global mostrando que todos los CTRs, incluso aquellos donde la fracción orgánica se somete a digestión anaerobia, pueden incrementar su rendimiento.
- ✓ Las recomendaciones para futuras mejoras o comisionados de nuevas plantas son, por tanto, optimizar la recuperación de material a través de un incremento en la automatización de la selección y priorizar la producción de electricidad a partir del biogás frente al compostaje directo. El rendimiento de la digestión anaerobia debe mejorarse también por medio de una mayor reutilización del calor residual y un mejor control del proceso. En el caso del bioestabilizado, la calidad debe incrementarse para que pueda ser utilizado como enmienda orgánica principalmente mediante mejoras en la etapa de refino



---

---

## ***6b. Conclusions***

---

---





- ✓ Waste treatment in the region of Castilla y León mainly consists in mechanical and biological treatments carried out in the MBT plants located in all the provinces of this region. A complete analysis of these facilities and their performance has been presented in this research work.
- ✓ 10 of the 11 MBT plants in Castilla y León were visited for two years and their technical characteristics and operating conditions have been analysed. The main process is similar in all of them with recovery of the organic matter as a first step followed to recovery of the recyclable materials (manually in 9 of them) and landfilling of the reject. Approximately, 70% of the waste input of the MBT plant is landfilled as part of the rejects generated during the process.
- ✓ 32 characterizations were performed to final samples of 250 kg of both input and reject of MBT plants. In spite of the heterogeneity expected for this kind of material and the wide area under study, standard deviation in the composition of these streams was no very high.
- ✓ According to the results, municipal solid wastes (MSW) in Castilla y León are mainly composed of organic matter (56%), paper and cardboard (14%) and plastics (11%). It is clear that waste management in this region should focus primarily on the treatment of the organic matter.
- ✓ Despite the efforts to increase the recycling rates, above 30% of the MSW are still recyclable materials such as plastics, paper and cardboard, glass or metals.
- ✓ There are some differences in the recovery ratios between the 10 MBT plants. The higher recovery ratios correspond to ferrous and non-ferrous metals with values around 62% in all the plants showing the high efficiency of magnets and eddy current separators. In the case of paper and cardboard, there are only three MBT plants where it is manually recovered with high yields (32-39%) while, in the rest of them, this biodegradable fraction is finally sent to the landfill.
- ✓ Price of materials clearly influences the rate of recovery with high values for PET and beverage cartons. Recovery of beverage cartons showed values around 60% and for PET were above 40%. The highest values were found in

the MBT plant #8, the only one with automated recovery showing the good yields of this kind of systems at least for this low feed rate.

- ✓ As result of these recovery ratios, the reject fraction of the MBT plants is mainly composed of paper and cardboard (28%), plastics (24.5%) and organic matter (24%) as well as for other not recyclable materials as cellulose, textiles, etc.
- ✓ Due to its composition, with more than 50% of combustible fractions like paper and cardboard or plastics, the possibility of incineration of reject as RDF (refuse derived fuel) has been investigated. The high heating value (HHV) was determined for each material in real samples and values above 40 MJ/kg were found for cellulose fraction, polyethylene and mix plastic. Polyethylene terephthalate, beverage cartons and textiles showed intermediate values around 23 MJ/kg and the lowest values corresponded to organic matter and, surprisingly, paper and cardboard (15 MJ/kg). Finally, the HHV of the RDF is 16.7MJ/kg and its moisture is 22%, both values make this RDF can be considered a good fuel.
- ✓ Based on the physicochemical characterization of the individual fractions and the composition of RDF and MSW, main properties of both streams have been determined. From the energetic point of view, RDF incineration is more profitable than MSW incineration due to its higher HHV and lower moisture although the amount of ashes will be slightly higher. In addition, MSW incineration contradicts the waste hierarchy since reuse and recycling should be prioritized over energy recovery as RDF incineration does.
- ✓ Results obtained in this work provide insight into the degree of compliance with EU legislation on waste. Currently, approximately 68% of the RDF is biodegradable wastes (organic matter, paper and cardboard) which means 43% of the amount landfilled in 1995. This reduction is not enough since does not meet the requirement of RD 1481/2001, 50%. Besides, if these trends in waste generation and performance of the MBT plants persist, target for 2016 will not be achieved either. Clearly, recycling of paper and cardboard and organic matter should be increased in the MBT plants of this region.

- ✓ The organic matter is recovered by a rotary trommel with high yields (88%) although they should be even higher in order to meet the EU legislation. Higher mesh size in the trommel could increase the amount of organic matter carried to biological treatments but also improper materials.
- ✓ Main differences in these MBT plants are in the biological process chosen as treatment for the organic matter. In five of them (those with the highest capacity) the organic matter is sent to digesters to produce biogas whereas in the other five, the organic matter is composted.
- ✓ Anaerobic digestion showed several problems in the MBT plants, only the facility where the organic matter is source-sorted and dry anaerobic digestion is performed (MBTP#10) reported good yields in the electricity generation. MBT plant #4 has the anaerobic digestion module stopped and #5 was installing new systems to remove the inert material. The problem of excessive content of inert and improper materials in the organic matter was also remarked in the other two facilities with anaerobic digestion modules.
- ✓ Digestate obtained after the anaerobic digestion is stabilized in the composting tunnels also so, all the MBT plants produce compost ("biostabilized" according to the Spanish regulation due to the origin of the raw material, not source-sorted). This product is not very popular among the farmers of the region because of the presence of glass and other impurities so only three of the MBT plants are able to sell the product. Rest of them used it as landfill cover.
- ✓ Composting process was studied in 9 of the 11 MBT plants. In all these plants a composting system had been installed, either for the organic fraction directly from the trommel or for digestate stabilization after anaerobic digestion. The first stage of composting is carried out in tunnels in all of them with residence times between 15 and 20 days; variables like temperature, oxygen concentration and moisture are controlled by aeration and irrigation with leachates. The maturation stage is carried out in windrows for 2 months in all the facilities except one where is performed in tunnels for 15 days. Main differences were found in the refinement stage with several options like trommel or densimetric table and different mesh size.

- ✓ In one of the cities of Castilla y León the organic fraction is collected after source separation however this fraction is treated by anaerobic digestion so it has not been possible to analyse the influence of this parameter in the composting process or in the quality of the final product.
- ✓ 30 characterizations were performed to both input and output samples of the composting process in 10 of the 11 MBT plants. Input stream is mainly composed by organic matter (65%) along with paper and cardboard, plastics and glass in approximately same proportion, 9%, 9% and 11% respectively. Plastics or pruning fractions are added in some facilities as structurants to facilitate aeration. After composting 78% is organic matter, 6% paper and cardboard, 6% plastics and 6.5% glass. All these improper materials should be removed in the refinement process as well as the household batteries still found in the MSW.
- ✓ 30 samples of the final product of composting, "biostabilized", were analysed in order to know the performance of this process in the MBT plants of the region as well as the quality of this product. RD 506/2013 establishes limits on concentration of organic matter, nitrogen, moisture, heavy metals, impurities as metals, glasses or plastics, etc, which should not be exceeded by this product to be applied to soils as organic amendment.
- ✓ Only 5 of the 10 evaluated plants are producing a biostabilized in accordance with all the requirements of RD 865/2010 and can be used as agricultural substrates. In addition, 3 of the 10 bioestabilized met also with the requirements of RD 506/2013 for organic amendments. According to their heavy metals concentration, one of them should be classified as class B whereas the other two are class C due to their relatively high concentration of Zn and Pb. Biostabilized class C cannot be applied to soils in doses higher than 5 dry tm ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>.
- ✓ In the rest of biostabilized, high percentage of impurities larger than 2mm like glass, plastics, etc. was found. Refining systems installed in all these MBT plants use dry cleaning equipment so the inert removal yields can be lower when the product is too wet. Most of the products showed moisture below 30% although it could be higher when the refinement was performed. It seems clear that yields of the refining stage must be improved.

- ✓ Results of this study showed that the demand for biostabilized products in this region is not directly related to quality. Some products with quality levels below legislation requirements are very appreciated by farmers while other products with high quality are used as landfill cover.
- ✓ Digestate from anaerobic digestion is also subjected to a complete composting cycle in the MBT plants of this region where both biological processes are performed. After the analysis of digestate samples from one of them, results of the organic matter percentage, nitrogen or heavy metals content showed similar values than the biostabilized samples. An optimized process of sanitization and maturation of the digestate can be designed, higher temperatures and lower composting times followed by the maturation stage can reduce the time and cost of the entire process.
- ✓ A thorough analysis of the anaerobic digestion of the organic fraction from MSW as is performed in the MBT plants was carried out in a pilot plant at laboratory scale for months.
- ✓ Influence of composition of the input material in the anaerobic digestion yield was investigated. Tests at flask scale were performed with two raw materials, source separated organic fraction (SSOF), 100% organic matter, and mechanically separated organic fraction (MSOF), with the real composition obtained after the characterizations performed on the inputs of biological processes in the MBT plants. SSOF showed 60% of COD (chemical oxygen demand) reduction whereas MSOF achieved 80%, however biogas production was higher in the case of source selected material. Wet digestion with 10% weight of total solids was performed and another variable (inoculum addition) was tested. Results showed faster processes but similar yields when inoculum from another mesophilic anaerobic digester (from a sewage plant) was added.
- ✓ Operating conditions selected for the pilot plant were as similar as possible to the real conditions of this process in the MBT plants of this region. That is, mesophilic temperature, residence time of 20 days, wet route and MSOF as raw material. The influent was prepared from real samples taken in one MBT plant and the composition was adjusted to the average composition of the region for each one of the 10 batches needed. A homogenizer of 2 l was included as previous stage before the continuous stirred tank reactor (CSTR)

of 5 l, biogas was collected in a water tank and finally a clarification stage taken place in a clarifier of 1.4 l. Temperature, agitation, reaction mass level, pH and partial pressure of oxygen were monitored and controlled by system BIOSTAT B. The pilot plant worked properly for 95 days continuously.

- ✓ For 30 days, the pilot plant worked as closed system to stimulate the biomass growth inside the reactor at anaerobic and mesophilic conditions. Once the COD reduction reached 70%, the pilot plant was fed with a new batch of raw material. Steady state was reached after 20 days more approximately.
- ✓ Although influent was prepared by batches and slight differences were obtained in their composition, no differences were observed in the composition of the effluent for a constant biomass concentration of 6500 mg/l during the whole process (open system). The microorganism population retained in the reactor seemed to be perfectly adapted to the influent changes and showed similar degradation yields above 80% in COD. This degradation rate for the organic matter results in a production of methane up to 80L in 90 days.

For anaerobic process, growth yield factor (Y) and rate of cell death ( $k_d$ ) were 0.074 mg VSS/mg COD y  $0.002 \text{ d}^{-1}$ , respectively. While the value of the growth yield factor is within the normal range of values given in the literature, the value of the rate of cell death is lower than usual values in the literature indicating the absence of inhibitors or toxic compounds for bacterial growth in the organic fraction of waste treated.

- ✓ According to the results, the anaerobic digestion of the mechanically separated organic fraction fits the Contois kinetic model with the final equation:  $XT/(S_o - S_e) = 1.074 X/ S_e + 0.881$ . The degradation rate and therefore the biogas production can be predicted from parameters as the biomass concentration (X), residence time (T) and COD in the influent ( $S_o$ ). Kinetic parameters were obtained and compared to other authors. The specific degradation rate was found slightly faster than that used to describe the anaerobic digestion of source selected organic fraction.
- ✓ The start-up of the anaerobic reactor in this study was carried out by a first stage of biomass growing inside the closed reactor for 30 days and the

subsequent feeding with the final effluent, reaching high degradation rates. This method reduces the start-up time by up to 60% compared to progressive increase of the solids loading.

- ✓ Finally, environmental performance of the waste management in Castilla y León was evaluated by means of life cycle assessment. The evaluation was facilitated by the software EASEWASTE according to the LCA method EDIP 1997. Eight MBT plants for which experimental data were obtained in this research work were modelled.
- ✓ The results of the assessment showed that the environmental performance of the current waste management is primarily connected with material recovery, carbon sequestration in landfill and energy recovery through anaerobic digestion of the organic matter.
- ✓ High recovery efficiency for paper, plastics and metals provided significant environmental savings on the non-toxic categories whereas high recovery efficiency for aluminium induced considerable benefits on the toxic ones.
- ✓ MBT plants with anaerobic digestion as biological treatment for the organic fraction and efficient energy recovery from the biogas showed better performance than those using aerobic composting.
- ✓ Several hypothetical scenarios were modelled showing the environmental consequences of potential improvements in the waste management such as incineration instead of landfilling, anaerobic digestion with energy recovery instead of composting, etc. Sensitivity analyses were performed for both marginal energy sources coal and natural gas although the latter seems to be the best consideration for Spain.
- ✓ Environmental benefits when RDF is incinerated instead of landfilled are not clear, savings in global warming are only achieved if coal is the marginal energy source. However, incineration is clearly favourable in the rest of categories.
- ✓ On the other hand, for all the recyclable materials except paper and cardboard, material recovery maximization and recycling seem to be more environmentally beneficial than incineration. Moreover in the case of paper

and cardboard incineration resulted in savings only if coal is the marginal source.

- ✓ Optimization of the biological treatment also induced additional global warming saving showing that all the MBT plants, even those where the organic fraction is already undergone to anaerobic digestion, can increase their performance.
- ✓ The recommendation for upgrading and/or commissioning of future plants is therefore to optimize material recovery through increased automation of the selection and to prioritize biogas electricity production from the organic fraction of the MSW over direct composting. Performance of the anaerobic digestion should be improved also by further re-use of the waste heat and better control of the process. In the case of the biostabilized product of these plants, quality should be increased to be used as organic amendment mainly by improvements in the refinement stage.



---

---

## ***7. Articles***

---

---



## ARTICLES

- I. Montejo, C., Costa, C., Ramos, P, Márquez, M.C., 2010. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants. *Bioresource Technology*, 101, 8267-8272.
- II. Montejo, C., Martín, R., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.C., 2010. Energy recovery of reject fraction of municipal solid waste resulting from the mechanical-biological treatment plants. *Chemical Engineering Transactions*. 21, 751-756.
- III. Montejo, C., Costa, C., Ramos, P, Márquez, M.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering*. 31, 2135-2140.
- IV. Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M.C., Astrup, T.F., 2013. Mechanical and biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of Environmental Management*, 128, 661-673.
- V. Montejo, C., Costa, C., Márquez, M.C., Influence of feedstock composition and composting systems on physical and chemical properties of compost from municipal solid waste. *Journal of Environmental Management*, *submitted*.





**ANALYSIS OF THE PRESENCE OF IMPROPER  
MATERIALS IN THE COMPOSTING PROCESS PERFORMED IN  
TEN MBT PLANTS**

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P, Márquez, M.C., (2010)

Bioresource Technology, 101, 8267-8272.





## Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants

C. Montejo, P. Ramos, C. Costa, M.C. Márquez \*

Department of Chemical Engineering, University of Salamanca, Faculty of Chemistry, Plaza de los Caídos 1-5, 37008 Salamanca, Spain

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 11 February 2010  
Received in revised form 28 May 2010  
Accepted 4 June 2010  
Available online 1 July 2010

#### Keywords:

Municipal solid waste  
Organic fraction  
Biodegradable waste  
Composting facilities  
Aerobic post-treatment

### ABSTRACT

Composting of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) reduces the amount of biodegradable waste landfilled. However, the final product or compost used as organic soil amendment shows a large presence of improper materials and alarming concentrations of heavy metals. In this work, 30 samples of OFMSW before and after composting have been characterized to determine qualitatively and quantitatively this contamination and its origin. In addition, technical features of the equipment installed in 10 waste treatment plants have been assessed because of their influence on the streams involved in the composting process.

Results show 78.2% of the samples stabilized by composting to be organic matter and the rest corresponds to improper materials, mainly paper, plastic and glass. Origin is due to the composting feedstocks, the OFMSW obtained by size separation in trommels which, due to non-source separation and poor selectivity, contains one third of impurities. In seven of the 30 samples household batteries were found.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

In the last decades several studies dealing with the waste generation problem in Europe have been carried out. A direct relation between the quality of life and municipal solid waste (MSW) generation has been proven, being both in constant increase at present time. Resources are transformed into consumer goods becoming waste once they have been used, exhausted or spent and they will be indefinitely deposited in nature instead of another way to recovery or reuse. Earth capacity to assimilate them is not limitless and when this assimilation capacity is exceeded, waste will remain accumulated reducing the capability of reception and the environmental quality. Moreover when concentration of those wastes remains, a high level can be reached which causes injurious to human health or nature, and the undesirable phenomena of pollution come out.

More than 258 million metric tons of MSW are generated in Europe every year with more than 25% of organic matter (EIONET, 2009). Waste management policy in the European Union follows a three hierarchically ordered strategy options; primary emphasis is focused on waste prevention, followed by promotion of recovery (i.e. recycling, reuse and energy recovery) and lastly by disposal of waste. According to this strategy the European Directive 1999/31/CE, one of the most ambitious and important waste policies in

the EU, was enacted with the purpose of reducing the amount of biodegradable waste disposed on landfills. A biological decomposition takes place when organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is deposited on landfills, with the consequent negative impacts as gases emission (with explosion risk), plagues proliferation, bad odors production, leachate generation, etc. Hence, an efficient management of this organic fraction presents an important challenge.

Over the past years waste management in Europe has evolved toward sustainable processes allowing an organic matter reduction for landfilling, however there are significant differences in the Spanish case. A substantial production of organic matter takes place in Spain, where the rate of municipal waste generation is 588 kg per capita (12% above European average) with close to 50% of OFMSW. In 1994 the total registered volume of generated waste was approximately 15 million metric tons when only a small quantity of recyclable waste were collected separately (1.85% of MSW), 12.96% were subjected to mechanical and biological treatments (MBT) and most of them (81.49%) were landfilled. Nevertheless in 2004, more than 23 million metric tons of MSW were generated in Spain, 31.55% were treated in MBT plants whereas close to 50% were landfilled (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). This reduction was possible due to the pretreatment of MSW that takes place in MBT facilities before landfilling, 51 new plants were installed in this decade increasing by 5 million metric tons their treatment capacity (Ministerio de Medio Ambiente, 2006). Eleven of these facilities are situated in the region targeted

\* Corresponding author. Tel.: +34 923 294 479; fax: +34 923 294 574.  
E-mail address: [mcm@usal.es](mailto:mcm@usal.es) (M.C. Márquez).

by this work; with a total surface of 94.224 km<sup>2</sup>, Castilla y León is the Spain's largest Region and has 2.5 millions of inhabitants. This low population density affects the structure of waste management what entails long transportation distances or numerous treatment plants.

In MBT plants, OFMSW is stabilized by means of two biological treatment processes, anaerobic digestion and aerobic composting. These techniques are used in combination with the objectives of recovering materials, producing energy and minimizing the amount of waste to be landfilled. Aerobic treatment offers a sustainable waste treatment strategy that combines waste stabilization and nutrients recovery where the product is used for soil application. On the other hand, anaerobic digestion has the advantage of energy generation, however, it produces a solid waste (digestate) which is conducted to aerobic composting at least during forty days with intermittent aeration for 5 h daily (Abdullahi et al., 2008).

According to Haug (1993), composting is defined as the biological decomposition and stabilization of organic substrates, under thermophilic conditions as a result of biological activity, to obtain a final stable product, free of pathogens and plant seeds, and which can be beneficially applied to land. The treatment should be efficient enough to assuring a minimum quality of the compost for its application in soils. Chemical and physical properties of the final product depend on several factors such as the composting facility design, the nature of the feedstock, operation conditions, length of maturation, etc. (Hamoda et al., 1998; Hargreaves et al., 2008). Actually, in MBT plants compost is obtained from the OFMSW, an extremely heterogeneous in composition, size, moisture and nutrient content feedstock; this fraction may be contaminated with non-compostable and possibly hazardous wastes (Richard, 1992). Benefits of compost uses in agriculture have been reported (Allievi et al., 1993; Liang et al., 2003), however excessive supply of soluble salts, phytotoxic phenomena or heavy metals level increment appear when MSW are the process feedstock (Déportes et al., 1995; Domingo and Nadal, 2009; Shiralipour et al., 1992; Woodbury, 1992). Because of this pollution and the most obvious one, the presence of plastics, metals or glass fragments, nowadays popularity of MSW compost has decreased among the Spanish farmers and tons of this product remain stored around MBT plants.

The cause of this pollution is the fact that OFMSW in this region is not collected separately. Materials like paper and cardboard, glass, cans and plastic packaging are source separated, so theoretically most of the garbage bag must be organic matter although not exclusively, it depends on the degree of recycling. Due to the smaller size of organic matter, 8.7 cm as modal value (Tchobanoglous et al., 1998), it can be mechanically removed by means of trommel screens in the MBT plants. A trommel is, basically, a rotary cylindrical grate laid down horizontally through which fine materials fall and larger materials (or coarse fraction) spiral through and leave it toward following treatments. The composting tunnels are fed by the fine fraction whose real composition, despite its importance to design the process, has not been researched in the studied area yet. Considering that the composition of this fraction is often highly variable both in time and space, MBT equipment were designed, among other purposes, to select such feedstocks and, once obtained compost, to its refinement attempting to avoid the presence of inappropriate materials in the final product.

Consequently one of the objectives of the present work is to determine qualitatively and quantitatively these improper presences in the final product by characterizing the output materials from the composting tunnels. On the other hand, to find the causes of this pollution, samples of the feedstocks (OFMSW) have been characterized as well, both of those in 10 of the 11 MBT plants sited

in the region of Castilla y León, Spain. Simultaneously, the performance of the equipment installed in these facilities has been analyzed attending to the technical features which can influence the streams involved in the aerobic treatment.

## 2. Methods

Experiments were performed on two different samples: the OFMSW obtained as fine fraction from the principal trommel which constitutes the feedstock for the composting process, and the product of this aerobic biological treatment before the maturation stage and named stabilized fraction (SF). OFMSW and SF samples were collected simultaneously during two visits carried out in 10 MBT plants at different seasons and working days (excluding Mondays since MSW are not collected on Sundays). Samples were formed by four representative subsamples taken in piles or conveyor belts according to the plant system. In plants where the material is piled up before and after composting procedure, subsamples were extracted from material at 0.40–0.50 m deep. In automated plants with conveyor belts for filling and emptying the composting tunnels, subsamples were taken at four different positions from those belts. Approximately 50 kg were sampled after homogenization of subsamples by shoveling; this material was spread to form a circle and was divided into quarters. Two opposite sectors were taken and a new circle was formed which was again divided into quarters; the final sample (approximately 12.5 kg) was composed of two opposite sectors once more. Samples for moisture analysis were obtained after sequential fractioning from 1 kg of OFMSW or SF following this procedure. Moisture was measured separately on each category by weight lost after oven drying, at 105 °C for 24 h or at 70 °C for 1 week in the case of plastics. All experiments were carried out in triplicate.

Fractions from OFMSW and SF samples were manually sorted and weighed *in situ*. Due to the fact that a European or Spanish standard methodology has not been established, fractions were characterized basing on the MODECOM™ procedure. MODECOM™ is a sampling and manual sorting methodology developed by the French Environmental Protection Agency (ADEME, 1998) which results in the classification of waste materials into 13 categories. In this work in order to simplify the results, the 13 categories from the MODECOM procedure were grouped together into eight categories:

- Biodegradable matter (mainly food waste) usually named organic matter
- Paper and cardboards
- Plastics (plastics, diapers, sanitary towels, etc.)
- Glasses
- Metals
- Textiles
- Wood
- Non-combustible materials (Ceramic, sand, building waste)

The rejection of data (crossed out in Tables 2 and 3) for obtaining average and standard deviation has been made in accordance with the Student's *t*-distribution for 95% as confidence interval.

## 3. Results and discussion

Since the purpose of this study is to determine the influence of the composting process variables on the final product, looking for alternatives to best performance and not to determine failures or malfunction in waste treatment plants, in this chapter the results without identities designating are submitted with discretion and respecting the right to confidentiality of the MBT facilities.



**Table 1**  
Specifications relating to compost obtained in each one of MBT plants from Castilla y León.

Technical features	MBTP 1 80,000	MBTP 2 25,400	MBTP 4 70,000	MBTP 5 150,000	MBTP 6 70,000	MBTP 7 60,000	MBTP 8 35,000	MBTP 9 210,000	MBTP 10 80,000
Trommel	12	12	3	12	15	12	12	12	12
Length (m)	2	2	90	1.5	2.5	2	2	2	2
Diameter (m)	90	80	300, 80, 40	300, 80, 40	80	80	80	80	80
Holes diameter (mm)	Anaerobic digestion	Composting	Composting	Composting and anaerobic digestion	Anaerobic digestion	Composting	Composting	Composting and anaerobic digestion	Composting
OFMSW treatment	Anaerobic digestion	OF < 80 mm	OF < 90 mm	40 mm < OF < 80 mm	Anaerobic digestion	OF < 80 mm	OF < 80 mm	OF < 80 mm	OF < 80 mm
Feedstock to composting	Anaerobic digestate	Yogurt containers	Yard trimmings	Yard trimmings	Anaerobic digestate	Yard trimmings	Yard trimmings	Yard trimmings	Yard trimmings
Bulking agent	6 (15 × 5 × 6)	3 (25 × 5 × 4)	6 (30 × 4.5 × 5)	20 (33 × 5 × 6)	8 (25 × 5 × 5)	6 (25 × 5 × 5)	4 (20 × 4.7 × 3)	22 (20 × 5 × 6)	4 (20 × 5 × 6)
Tunnels: number and (dimensions in m)	15	15	15–20	15	15	15	15	15	15
HRT (days)	Manually	Manually	Manually	Automatic	Manually	Manually	Manually	Automatic	Manually
Filling	Windrows	Windrows	Windrows	Tunnels	Windrows	Windrows	Windrows	Windrows	Windrows
Maturation	Screen	Gravity separator	1 Turn/week	HRT = 14 days	1 turn/3 weeks	1–1.5 months	Trommel 25 mm	Gravity separator	Trommel
Final refinement	Screen	Gravity separator	Trommel 10 mm	Trommel 16 mm	Screen 15 mm	Trommel 20 mm	Trommel 25 mm	Gravity separator	Trommel

### 3.1. MBT plants

Firstly, main features of equipment that was supplied to these facilities will be described paying particular attention to variables that can influence the composting feedstock, the process and consequently the stabilized product, which will be summarized in Table 1 (with the exception of MBT plant #3 where this information was not provided). Most MBT plants in Castilla y León can be classified into two types according to their waste treatment procedures as shown in Fig. 1; differences are mainly in the biological process. Waste management begins when MSW are collected and deposited in the nearest MBT plant where are subjected to a pre-treatment before landfilling with the purpose of recovering organic matter and recyclable materials such as paper, plastic containers, cans, etc. First step entails a manual removal of bulky elements from the mixed waste stream to avoid possible subsequent blockages and, immediately afterwards, waste stream will be led towards the trommel where a size separation will be performed. Coarse fraction is sent to the second manual selection where recyclable materials are recovered, the reject is landfilled after passing it through a series of separators thus withdrawing ferrous and non ferrous metals. Fine fraction from the trommel (OFMSW) can be treated by means of either biological treatment after removing ferrous and non ferrous metals using similar equipment. In Fig. 1, the two possible ways for OFMSW treatment, named "a" and "b", are represented by double line (MBT plants usually have one of these processes although in the cases of MBT plant #5 and #9 both systems have been implemented). Following the way "a" OFMSW is mixed with water and sent to an anaerobic reactor after being subjected to a conditioning stage to avoid blockage problems in pipes and in which materials like sand, glass fragments, etc. are removed in similar processes to those used in sewage treatment. In the facilities where both systems are available, the more selective OFMSW (smaller than 40 mm in MBTP #5 and source separated in MBTP #9) is treated by anaerobic processes, more sensitive than composting ones, with the aim of obtaining biogas. The hydraulic residence time (HRT) most commonly used in OFMSW digestion is 20 days, after this treatment and centrifugation, a solid product named digestate is obtained. Digestate is introduced in composting tunnels with the purpose of reducing both moisture and phytotoxicity and will be subjected to the same processes of compost: maturation and refinement. On the other hand when way "b" is chosen (more popular in MBT plants from Castilla y León) OFMSW is sent directly to composting tunnels where it remains at least for twelve days, occasionally the waste is mixed with a bulking agent such as grass waste or yogurt containers allowing a more homogeneous aeration. All studied plants opted for closed reactors or tunnels as composting systems despite having no mechanical agitation, since it has numerous advantages such as strict control of process variables and operational flexibility. Usually, maturation process of the product from composting tunnels (SF) is performed within indoor windrows for 2–3 months, although tunnels with forced aeration are used in one of the facilities (MBTP #5) to minimize the required time. Although the compost is obtained once the maturation stage has finished, a refinement process is essential in order to ensure the product quality on account of glass fragments and plastics presence. For this purpose further trommels or gravity separators have been installed, along with cyclones, in order to removing heavy and light particles respectively.

As shown in Table 1, technology used to obtain OFMSW is similar in all MBT plants of this Region and is based on physical separation by size with trommels. The smaller the trommel holes size the greater the organic matter amount in the stream obtained as fine fraction which will be more selective. Nevertheless, an excessively small size causes an undesirable presence of organic matter in landfills, so it was necessary to reach a compromise situation

**Table 2**  
Characterizations performed on SF samples. All numbers are percentages of the total sample weight = 12.5 kg each (on a dry matter basis).

MBT plant Categories	MBTP 2		MBTP 3		MBTP 4	MBTP 5	MBTP 7		MBTP 8		MBTP 9		MBTP 10		Average	Standard deviation
	Jul	May	Nov	Sept	Sept	Mar	Aug	Apr	Jul	Sept	Aug	Jun	Dec			
Biodegradable matter	41.67	81.77	63.26	83.21	73.05	80.37	83.75	76.72	81.65	79.71	83.37	83.47	76.44	78.18	3.53	
Paper and cardboards	12.25	5.73	8.71	4.87	11.15	7.06	4.22	1.23	3.44	4.35	5.61	5.08	4.89	5.88	3.07	
Plastics	8.82	3.65	13.64	5.84	7.06	4.29	2.66	12.01	5.28	2.90	4.57	3.60	4.89	5.93	3.44	
Glasses	16.67	4.17	12.50	2.92	0.00	4.60	6.72	4.66	5.05	10.51	3.53	4.66	11.11	6.52	4.64	
Metals	7.35	2.60	0.00	0.49	1.49	0.00	0.78	0.00	0.46	1.81	0.83	1.27	0.00	0.79	0.84	
Textiles	0.49	2.08	0.00	0.73	0.37	1.53	0.78	0.00	0.46	0.72	0.00	0.21	0.00	0.43	0.46	
Wood	0.49	0.00	1.14	1.22	2.04	0.00	0.00	1.23	0.46	0.00	0.42	0.00	0.00	0.36	0.46	
Non-combustible	12.25	0.00	0.76	0.73	4.83	2.15	1.09	4.17	3.21	0.00	1.66	1.69	2.67	1.90	1.53	

between the process performance and the quality of biological treatment feedstock. For this purpose, the chosen diameter of the sieve holes in most of the MBT plants is 80 mm, also in the MBT plant #5 despite have two trommels in series to obtain the OFMSW; the fine fraction from the former (with a screen size of 40 mm) is sent to anaerobic process and the fine fraction from the latter (80 mm as holes diameter) is used as feedstock of composting tunnels. Trommel length and diameter are very similar at all plants despite the differences in terms of treatment capacity ranging between 24,500 and 210,000 MSW tons/year. MBT plants in Spain usually are larger than in the rest of Europe where there are a greater number of them, but smaller (Adani et al., 2004; De Araújo Morais et al., 2008). Once separated from the rest, OFMSW can be mixed with a bulking agent to promote the aeration and increase the percentage of biodegradable organic matter; this is particularly important in MBT plants where anaerobic digestate is the composting input. Digestate has low organic matter content due to the degrading nature of anaerobic digestion and, sometimes, the required temperature for sanitation is not reached; when organic bulking agents are added this temperature increase is promoted.

Attending to the results presented in Table 1, dimensions of the composting tunnels installed in MBT plants of Castilla y León are similar, approximately 600 m<sup>3</sup>, although usually filled to 2/3 of their capacity. The height of the material pile is limited by the aeration requirements, an excessive height requires an increase of the air supply that would cause extreme cooling in the mass bottom and on the contrary, the top is often inadequately ventilated. For this reason over 3 m in height is not recommended (Pichtel, 2005). The number of composting tunnels installed is determined by the total treatment capacity, resulting in an invariable ratio between treated MSW per year and tunnels volume. In MBT plants #1 and #10 the tunnels number seems more limited reducing HRT for composting process. An excessively low HRT possibly involves an incomplete degradation with the consequent problems: pathogens presence, low nutritional content, not stabilized organic matter and larger volume of compost obtained.

The composting process itself is exactly the same in all MBT plants of the Region: the tunnels have a perforated floor allowing aeration and leachate collection and a pipelines distribution on the top for both irrigation and removal of the gases produced during composting process. The process variables controlled are usually three, temperature (measured with a probe inserted inside the material in composting process), moisture and oxygen supply (usually fixed as a function of average temperature or of the oxygen concentration in the exhausted gases (De Guardia et al., 2008)). Exhaustive control on temperature is very important to obtain high performance in the composting process because above 66 °C the biological activity is significantly reduced (Tchobanoglous et al., 1998). This control can be achieved by means of forced aeration, in non-ventilated piles temperature reaches 70–80 °C while in ventilated ones temperature around 55 °C can be main-

tained. In addition, moisture content is an essential requirement for growth of microorganisms; for most biodegradable organic waste once the moisture content reaches an adequate level (50–60%) and enough aeration, microbial metabolism is activated. For this purpose, irrigation by means of leachate recirculation is used and thus the final volume of leachate is minimized.

Compost maturation takes place in windrows inside maturation buildings (in nine of the 10 studied plants) or tunnels in order to avoid the unpleasant odors that are produced during the turning. Windrows usually have a triangular or trapezoidal shape with dimensions 1.5 m high, 2–3 m wide and 20 m long and remain there at least for one month or longer, if there is available space, being recommended 10 weeks (Haug, 1993). The aeration is facilitated by mechanical turning of the windrows which in the most effective centers is performed weekly. In MBT plant #5, where tunnels similar to the composting ones are used in the maturation stage, aeration is forced from the bottom through the material pile. The maturation stage is essential for the final compost refinement because wet material can form agglomerates; the refinement is carried out with sieves once more and these compost agglomerates may be conducted to the reject. Again, the smaller the holes size the greater the presence of organic matter in landfills. In this case the equipment specifications are slightly different among the studied plants, the size of the screens (rotary or fixed horizontal) ranges from 10 to 25 mm moreover, in MBT plants #2 and #9, the separation is not based on particle size, but on their density.

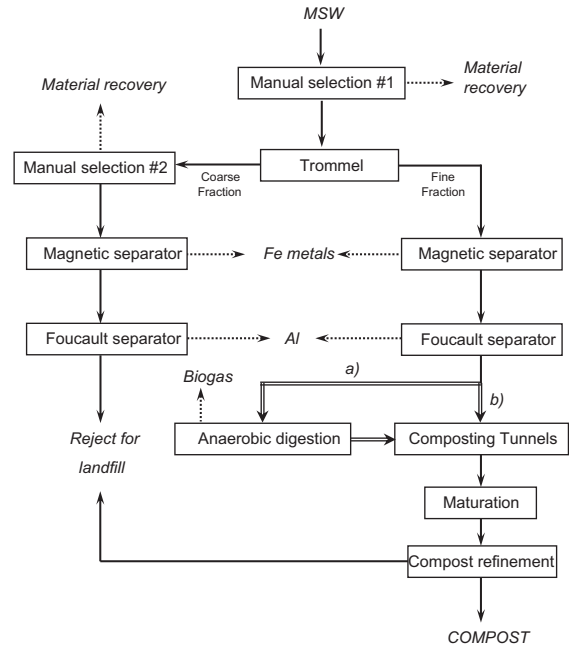
### 3.2. Characterization of SF and OFMSW samples

On the other hand, the sorting results of SF and OFMSW samples, carried out in all the MBT plants of Castilla y León, where was possible, are shown in Tables 2 and 3, respectively. Despite working with such heterogeneous samples in composition, attending to the results summarized in Tables 2 and 3, standard deviations are not as substantial as it could be expected, being lower in SF samples. Considering the results obtained for these samples it can be asserted that the product of the composting tunnels contains 78.18 ± 3.53% of biodegradable matter, 5.88 ± 3.53% of paper and cardboard, 5.93 ± 3.44% of plastics and 6.52 ± 4.64% of glass fragments as main components. Approximately 1/5 of the SF samples correspond to improper materials; a refinement stage will be essential to guarantee the final compost quality. The origin of this contamination is in the feedstocks of composting process, the OFMSW, shown in the results of characterizations summarized in Table 3 and which will be discussed below; however, their presence in this raw material could be reduced with higher performances of equipment designed for this purpose in MBT plants as will be shown as well.

Composting feedstocks in this Region contains about 64.13 ± 9.83% of biodegradable matter whose main sources are

**Table 3**  
Summary of characterizations performed on OFMSW samples. All numbers are percentages of the total sample weight = 12.5 kg each (on a dry matter basis).

MBT plant categories	MBTTP 1		MBTTP 2		MBTTP 3		MBTTP 4		MBTTP 5		MBTTP 6		MBTTP 7		MBTTP 8		MBTTP 9		MBTTP 10		Average	Standard deviation
	Jul	May	Jul	May	Nov	Sept	Sept	Sept	Aug	Aug	Nov	Aug	Apr	Apr	Jul	Sep	Aug	Aug	Jun	Dec		
Biodegradable matter	71.69	54.37	63.35	53.20	76.06	56.76	68.52	68.52	42.28	73.68	57.42	58.47	69.69	69.09	66.16	54.04	59.39	59.39	79.73	59.39	64.13	9.83
Paper and cardboard	3.58	15.23	8.40	11.92	0.76	16.27	5.12	16.27	19.25	8.14	19.97	8.68	3.46	3.22	3.99	16.20	7.71	2.69	7.71	2.69	9.23	6.23
Plastics	6.36	8.52	10.21	2.19	7.20	11.29	11.00	11.41	11.84	10.86	11.84	10.86	7.11	8.77	4.73	10.29	6.40	9.20	6.40	9.20	9.14	2.14
Glasses	9.62	14.72	9.46	0.00	6.42	13.42	7.66	6.62	13.56	6.62	8.27	14.94	12.38	9.97	20.36	10.76	5.43	18.80	10.89	10.89	10.89	5.04
Metals	3.77	0.92	4.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.51	1.32	0.83	6.10	0.00	0.90	3.50	3.42	0.72	2.18	1.97	2.00	2.00	
Textiles	1.23	0.82	1.59	32.69	0.00	2.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00	0.81	1.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	0.72
Wood	1.32	2.65	2.27	0.00	2.57	0.00	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	0.65	0.00	0.87	0.00	2.35	0.00	0.00	3.78	1.11	1.27	
Non-combustible	2.42	2.77	0.00	0.00	6.99	0.00	7.70	7.70	6.82	1.33	1.66	0.00	7.36	6.38	0.00	2.95	3.96	3.01	0.00	3.96	3.01	2.99



**Fig. 1.** Operation diagram of MBT plants from Castilla y León.

food waste; using only the values for samples smaller than 80 mm (10 of the 17 total samples) a content of  $63.05 \pm 8.25\%$  is found. This percentage results in a higher value compared with other studies on OFMSW, for example 52.6% obtained in samples from trommels with 30 mm in size in Cádiz (Spain) (Forster-Carneiro et al., 2008); the 50% obtained in the Thailand case (Nguyen et al., 2007) or the 35.4% found sorting residual MSW in Mende (France) where plastics and papers are not source separated (Bayard et al., 2010). As it was mentioned, the size of the trommels holes directly influences the amount of organic matter present in this fraction. This is confirmed by the lowest percentage obtained for MBT plant #5 with material size upper to 40 mm. Low content in organic matter is also observed in MBT plants receiving mainly MSW from rural population (MBTTP #2) due to habits in this field like animal feed, household composting, etc. Concerning the characterization dates, different organic matter contents have been obtained for the different seasons finding a value of 66.64% for winter samples, slightly higher than these for summer samples with 63.01% of biodegradable matter. Ten characterizations to composting feedstock were performed in summer and four during winter thus the total average is closer to summer composition; in this Region a remarkable increase in population occurs in summer, requiring a greater waste treatment capacity, so these results can be taken as the most unfavorable situation.

Fractions of paper and cardboards, plastics and fragments of glass are widely present, reaching approximately 1/3 of the total amount of wastes and causing an oversizing of the equipment for OFMSW treatment. A high percentage of paper can difficult the composting process due to lignin high content found in newspapers (de Bertoldi et al., 1996); lignin is a polymer which is very slowly biodegradable so it will reduce the rate of the whole process. On the other hand, presence of plastics is not an obstacle since it has a practically inert behavior on composting, provides more porosity to material and favors aeration although it must be removed before final use of compost in soils. Similarly this happens with glass content by about 11%; it may represent a serious prob-

lem in the final product if is not removed. Both are the most visible contamination of compost obtained from MSW although not the most dangerous. Concerning the metals contained in OFMSW, some differences between the MBT plants have been observed. High percentages up to 6% have been obtained but not in facilities with the biggest trommel holes; this is the result of a greater efficiency in magnetic separators counteracting the lower selectivity towards the organic matter found in these centers. However, generally the presence of metals during the composting process, with an average 2%, is not very important providing to be removed from the final product.

However, the most unexpected result obtained in this work was to find at least one battery, occasionally even two, in five OFMSW samples and in two of SF samples (all of them AA batteries). Since batteries in SF samples were firstly in the composting feedstocks it can be concluded that 23.3% of samples, with 12 kg randomly taken as was previously described, contained household batteries. These portable generators, because of their high content of heavy metals such as zinc, cadmium, mercury, etc., are considered highly hazardous. The protective layer overlying each battery may break releasing the metals and final compost can be contaminated; if this compost is applied in soils assigned for food cultivation could result harmful. Among the consequences of metals intake by humans or animals are nervous system damages, kidney failure, gastrointestinal disorders and, depending on the amount ingested, even death. Ensuring the absence of heavy metals is therefore, essential before the use of MSW compost as fertilizer. This problem is not new but is persistent and difficult to eradicate.

#### 4. Conclusions

Although OFMSW composting reduces the amount of biodegradable waste landfilled, techniques used in MBT plants show an inadequate separation of inert waste in OFMSW and SF fractions which exhibit high levels of improper materials like paper, plastics and glass fragments. Batteries are not recycled either properly and their presence in the organic fractions may cause hazardous levels of heavy metals in compost. Composition of OFMSW not source separated but obtained by mechanical separation from MSW using trommels, is now available from this study that can be used in future works designed to improve or suggest treatments to this fraction.

#### Acknowledgement

The authors gratefully acknowledge the financial support from the Junta de Castilla y León (Spain).

#### References

- Abdullahi, Y.A., Akunna, J.C., White, N.A., Hallett, P.D., Wheatley, R., 2008. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresource Technology* 99, 8631–8636.
- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A., 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management* 24, 775–783.
- ADEME, 1998. MODECOM TM: Method for Characterization of Domestic Waste. Paris, p. 61.
- Allievi, L., Marchesini, A., Salardi, C., Piano, V., Ferrari, A., 1993. Plant quality and soil residual fertility six years after a compost treatment. *Bioresource Technology* 43, 85–89.
- Bayard, R., de Araújo Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Gourdon, R., 2010. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. Review. *Journal of Hazardous Materials* 175, 23–32.
- De Araújo Morais, J., Achour, F., Ducom, G., Bayard, R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. *Waste Management* 28, 1791–1800.
- De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., 1996. *The Science of Composting*. Blackie Academic and Professional, Glasgow.
- De Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., 2008. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste Management* 28, 73–84.
- Dépotes, I., Benoit-Guyod, J.L., Zmirou, D., 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *The Science of the Total Environment* 172, 197–222.
- Domingo, J.L., Nadal, M., 2009. Domestic waste composting facilities: a review of human health risks. *Environment International* 35, 382–389.
- EIONET, 2009. European Environment Information and Information Network. <<http://scp.eionet.europa.eu/themes/waste/#7>>.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.L., 2008. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology* 99, 6763–6770.
- Hamoda, M.F., Abu Qdais, H.A., Newham, J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling* 23, 209–223.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123, 1–14.
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. CRC Press, Boca Raton.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology* 86, 131–137.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2006. *Medio Ambiente en España 2005*, Centro de publicaciones, Secretaría General Técnica.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2007. *Perfil Ambiental de España 2006*, Centro de publicaciones, Secretaría General Técnica.
- Nguyen, P.H.L., Kuruparan, C., Visvanathan, C., 2007. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource Technology* 98, 380–387.
- Pichtel, J., 2005. *Waste Management Practices: Municipal, Hazardous and Industrial*. CRC Press, Boca Raton.
- Richard, T.L., 1992. Municipal solid waste composting: physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy* 3, 163–180.
- Shiralipour, A., McConnel, D.B., Smith, W.H., 1992. Uses and benefits of MSW compost: a review and an assessment. *Biomass and Bioenergy* 3, 267–279.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1998. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill, Madrid.
- Woodbury, P.B., 1992. Trace elements in municipal solid waste compost: a review of potential detrimental effects on plants, soil biota and water quality. *Biomass and Bioenergy* 3, 239–259.



**ENERGY RECOVERY OF REJECT FRACTION OF  
MUNICIPAL SOLID WASTE RESULTING FROM THE  
MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT PLANTS.**

Montejo, C., Martín, R., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.C., (2010).

Chemical Engineering Transactions. 21, 751-756.



## Energy Recovery of Reject Fraction of Municipal Solid Waste Resulting from the Mechanical-Biological Treatment Plants

Cristina Montejo, Rafael Martín, Carlos Costa,  
Pedro Ramos, María del Carmen Márquez\*

Chemical Engineering Department, University of Salamanca  
Plaza de los Caídos 1-5, 37008, Salamanca, Spain  
mcm@usal.es

In the order of 2/3 of MSW (Municipal Solid Waste) generated in Europe are disposed on landfills after mechanical and biological treatments. Composition of this reject from 10 MBT (Mechanical-Biological Treatment) plants in the area of Castilla y León, Spain, has been studied during two years and gross caloric value of each fraction has been measured in a calorimeter system IKA C200. Attending to the obtained results, this fraction is mainly composed by combustible materials such as paper and plastics (above 50 %), textiles (8.65 %) or cellulose (5.76%) and organic matter by 23.71 %. Finally, net caloric value of this fraction (22,802 J/g) can be compared with some widely used fuels.

### 1. Introduction

More than 258 Mt of municipal solid waste (MSW) is generated in Europe every year. Waste management policy in the European Union follows a three hierarchically ordered strategy options; primary emphasis is focused on waste prevention, followed by promotion of recovery (i.e. recycling, reuse and energy recovery) and lastly by disposal of waste.

Following these criteria hundreds of waste treatment plants (mechanical-biological treatment plants or MBT plants) have been installed in Europe in the last decades. In these facilities the organic fraction of MSW is removed and stabilized by means of biological treatments (composting or anaerobic digestion) and recyclable materials such as paper, plastic containers, cans, etc., are recovered as far as possible.

The rest, known as reject fraction, represents 2/3 of the initial amount of waste, and is usually disposed on landfills (De Araújo et al., 2008). With the purpose of solving the consequent problems of space, incineration of the reject fraction with energy recovery has been suggested.

Incineration can reduce the waste volume up to 95 % although is not a very popular process. Nevertheless, the more stringent requirements on air pollution can be controlled using correctly the existing technology (Porteous, 2001). Japan is the country

with the highest number of waste incineration plants followed by the European Union, mainly France, and the United States.

According to previous works on integrated waste management, MSW have a high caloric value allowing the incineration with great energy recovery (Consonni et al., 2005).

However, none studies of the caloric value of the reject fraction are available in the literature. Accounting for the current management strategies, incineration should be done once recovered recyclable materials, i.e. to reject fraction from MBT plants. Considering the high performance on material recovery reached in these facilities, composition of reject fraction could be very different from MSW before the treatment as well as energy production.

The aim of this work is, therefore, to investigate the caloric value of reject fraction in order to study the process effectiveness. For this purpose, the unknown composition of this fraction, named Refuse Derived Fuel when is used for incineration, has been determined.

## 2. Materials and Methods

Experiments were performed by triplicate on 18 different Refuse Derived Fuel samples collected in 10 MBT plants sited in the area of Castilla y León, Spain. Visits were conducted in different seasons and working days (excluding Mondays since MSW are not collected on Sundays).

Approximately 1,000 kg were taken by mechanical shoveling at the end of the material recovery process carried out in these plants.

Samples were spread to form a circle and divided into quarters, two opposite sectors were taken and a new circle was formed which was again divided into quarters; the final sample (approximately 250 kg) was composed of two opposite sectors once more.

In order to determine the Refuse Derived Fuel composition, these samples were manually sorted and weighed *in situ*.

Because the Spanish or European standard methodology has not been established, waste materials present in Refuse Derived Fuel fraction were divided into 19 categories:

- Biodegradable matter (mainly food waste) usually named organic matter
- Paper and cardboard
- Plastics, divided into:
  - (a) HDPE,
  - (b) LDPE
  - (c) ET
  - (d) PVC
  - (e) and mix
- Glass
- Ferrous metals
- Non ferrous metals
- Cellulose



- Tetrabricks
- Textiles (used clothes)
- Wood
- Rubber
- Batteries
- Garden waste
- Electronics
- Building waste

For the gross caloric value determination, 3 samples of each category were taken from each MBT plant. Moisture was measured by the weight lost after oven drying at 105 °C for 24 h or at 70 °C for five days in the case of plastics, cellulose and tetrabricks. After drying, approximately 1 g sample was prepared and inserted into a calorimeter system IKA C200, analyses were carried out by triplicate.

### 3. Results and Discussion

Results obtained in the characterization of 18 different samples of Refuse Derived Fuel from MBT plants are summarized in the second column of Table 1.

Percentage data are shown as the average of weight percentage from each category  $\pm$  the standard deviation. Caloric values obtained for combustible materials from the Refuse Derived Fuel fraction appear in the third column with the same format; these results are in concordance with other values previously available in literature (Tchobanoglous, 1993).

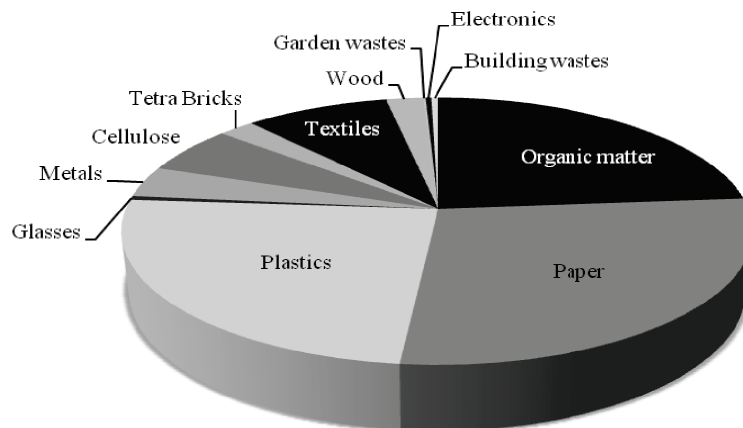


Figure 1: Composition of Refuse Derived Fuel

*Table 1: Weight percentage and caloric value of each fraction from Refuse Derived Fuel.*

<i>Categories</i>	<i>Percentage (%)</i>	<i>Caloric Value (J/g)</i>
Organic matter	23.71 ± 7.84	14,905.0 ± 57.1
Paper	27.91 ± 4.73	14,739.9 ± 2654.7
Plastics	24.50 ± 4.25	
HDPE	0.99 ± 0.73	45,670.4 ± 443.6
PET	1.87 ± 0.85	22,995.0 ± 16.1
LDPE	10.93 ± 3.29	41,269.5 ± 3,043.3
Mix	10.62 ± 3.41	41,203.8 ± 2,820.9
PVC	0.08 ± 0.19	
Glass	0.48 ± 0.45	
Ferrous metals	3.10 ± 1.99	
Non ferrous metals	0.61 ± 0.51	
Cellulose	5.76 ± 2.33	45 552.0 ± 84.6
Tetrabricks	2.16 ± 1.77	23 557.1 ± 154.5
Textiles	8.65 ± 3.76	21 298.2 ± 5 226.0
Wood	2.18 ± 1.37	18 825.0 ± 20.3
Rubber	0.03 ± 0.10	
Batteries	0.00 ± 0.00	
Garden wastes	0.14 ± 0.37	
Electronics	0.34 ± 0.50	
Building wastes	0.48 ± 0.45	

Refuse Derived Fuel contains organic matter, paper, and plastics as main components, approximately 1/4 each one (Figure 1). Attending to the obtained results, valuable information about recycling and effectiveness of waste management can be extracted.

Once known the present real composition of Refuse Derived Fuel, gross caloric value has been calculated from individual values of each combustible fraction. Materials with caloric values above 40000 J/g such as high or low density polyethylene (HDPE and LDPE), mix plastics and cellulose are widely present in Refuse Derived Fuel. Low density polyethylene always will be present in large proportions since is used in garbage bags. In a lower level with caloric values around 20000 J/g, materials like tetrabricks and textiles represent 2.16 % and 8.65% respectively, wood appears in low proportion 2.18 % contributing with 18,825 J/g as well as polyethylene terephthalate (PET) with 1.87 % and 23000 J/g. Finally, the lowest caloric value (15,000 J/g approximately) corresponds to paper and organic matter which both constitute the half of Refuse Derived Fuel fraction.

On the other hand, non-combustible materials appear in low proportions. Metals percentage (mainly cans) does not reach 4 % and glass less than 1%, proving the high performance of mechanical recovery carried out by magnets in the MBT plants.

During the experiment at least one battery was found in each of the samples although, because of its small size is not showed in the weight percentages. Ashes produced in the incineration process by these non-combustible materials are disposed in a security dump, however according to this work a large amount is not expected.

In addition, dioxins and furans should not arise since presence of halogenated compounds in this fraction is practically void as shown by the percentage of polyvinyl chloride (PVC).

The net caloric value for Refuse Derived Fuel fraction is 22,802 J/g, approximately twice than caloric value of MSW before mechanical-biological treatment, 10,600 J/g according to Porteous (2005). Moreover, Refused Derived Fuel caloric value is higher than values of some types of wood such as pine, 20,583 J/g, or ilex, 18,475 J/g (Vignote and Martínez, 2006) hence, incineration of Refused Derived Fuel could be a profitable process from energy standpoint under these conditions.

Furthermore, an increase in the energy recovery can be achieved by improvement in removal system of the organic matter as this fraction usually contains 50 % moisture. Despite of the mechanical removing that takes place in MBT plants by means of trommel screens (Richard, 1992), it still appears in Refused Derived Fuel high proportions but, if this fraction is deposited in landfills may violate the European Directive 1999/31/CE about biodegradable wastes.

Since organic matter is non-source separated in the area under study, the performance of recovery systems in MBT plants should be increased.

#### 4. Conclusions

Attending to the obtained results after analyzing 18 different samples of Refused Derived Fuel from 10 MBT plants of the region of Castilla y León, some conclusions can be extracted. Average composition of Refused Derived Fuel shows a high percentage, above 50 %, of combustible materials such as paper or plastics.

Considering the high calorific value of these components, final value for Refused Derived Fuel is higher than some types of wood and similar to fuels currently used in biomass boilers. Incineration with energy recovery performed under safety conditions can be a viable strategy to reduce the amount of waste deposited in landfills.

#### References

- Consonni, S., Giugliano, M. and Grosso, M., 2005. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part A: Mass and energy balances. *Waste Management* 25, 123-135.
- De Araújo Morais, J., Achour, F., Ducom, G. and Bayard, R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. *Waste Management* 28, 1791–1800.
- Porteous, A., 2001. Energy from waste incineration – a state of the art emissions review with an emphasis on public acceptability. *Applied Energy* 70, 157-167.

- Porteous, A., 2005. Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management. *Waste Management* 25, 451-459.
- Richard, T. L., 1992. Municipal solid waste composting: Physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy*. 3, 163-180.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S., 1993. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York, USA.
- Vignote, S. and Martínez, I., 2006. *Wood technology*, Mundi-prensa. 3<sup>rd</sup> edition. Madrid, 133ps. (in Spanish).



**ANALYSIS AND COMPARISON OF MUNICIPAL SOLID  
WASTE AND REJECT FRACTION AS FUELS FOR  
INCINERATION PLANTS.**

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P, Márquez, M.C., (2011)

Applied Thermal Engineering, 31, 2135-2140.





## Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants

Cristina Montejo, Carlos Costa, Pedro Ramos, María del Carmen Márquez\*

Chemical Engineering Department, University of Salamanca – Plaza de los Caídos 1-5, 37008 Salamanca, Spain

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 14 November 2010  
Accepted 31 March 2011  
Available online 16 April 2011

#### Keywords:

Municipal solid waste  
Mechanical-biological treatment  
Refuse derived fuel  
Energy recovery  
Incineration

### ABSTRACT

Municipal solid waste, before (MSW) and after (RDF) the material recovery carried out in mechanical-biological treatment plants (MBT plants), have been analyzed in order to compare the efficiency of incineration of both fractions. RDF of MBT plants is about 67% by volume of the initial MSW and is usually landfilled; in order to minimize the amount of landfilled waste, incineration with energy recovery has been suggested so main energy properties of both streams, MSW and RDF, have been determined. Current data for MSW and RDF compositions have been obtained from 36 samples of 250 kg, taken in 10 different MBT plants, in the area of Castilla y León (Spain). Gross and low calorific values, non-combustible material percentage and water content of MSW and RDF have been measured for each fraction in which waste was classified. Obtained results show high percentages of combustible materials such as plastics or cellulose, which raise the energy content to 10160 kJ/kg for MSW and to 18281 kJ/kg for RDF. The highest low calorific value (similar to that for some types of wood) corresponds to RDF, so its incineration will be more profitable than using MSW as fuel.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

Nowadays one of the most important challenges for chemical engineering is to convert wastes into raw materials for other processes. This is the case of municipal solid waste (MSW), continuously increasing with more than 260 million of metric tons generated last year in Europe [1]. For this reason waste management policies in the European Union evolve towards generation minimization and promotion of recycling, reuse and energy recovery prior to disposal on landfills. In this way hundreds of waste treatment facilities (mechanical-biological treatment plants or MBT plants) have been installed in European countries in the last decades [2–6].

The main objective of these facilities is to divide the received MSW stream into its different fractions in order to subject them to specific treatments. Organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and recyclable materials such as paper, plastic containers, cans, etc. are removed; the rest of the waste stream, known as reject fraction, is usually disposed on landfills [7]. In general, landfills are placed beside MBT plants and are designed to accommodate the reject fraction generated over 10–15 years.

However, according to the mass balances, nowadays the reject fraction represents 2/3 of the initial volume of waste, an amount slightly higher than expected. Consequently, the dumps are full even 5 years ahead the schedule and new locations should be sought. In order to solve these problems of space and the loss of a lot of material that might be a good fuel, incineration with energy recovery has been suggested.

Incineration can reduce the waste volume up to 95% although is not a very popular process. Nevertheless, the more stringent requirements on air pollution can be controlled using correctly the existing technology [8]. Incineration of MSW is the most implemented treatment option in populous countries such as China [9]. Japan is the country with the highest number of waste incineration plants, about 1900 facilities, 190 of them with power generation [10]; it is followed by the European Union's countries, mainly France, and the United States. According to previous works on integrated waste management, MSW have a high calorific value allowing the incineration with great energy recovery although, in accordance with the current strategies [11], incineration should be done once recyclable materials have been recovered, i.e. to the reject fraction from MBT plants also named refuse derived fuel (RDF).

The main advantages of RDF incineration over using MSW as fuel are better efficiency of energy recovery and better quality of flue gases by significant reduction of heavy metals in the fly ashes [12]. Both advantages are closely related to the composition of

\* Corresponding author. Tel.: +34 923 294 479; fax: +34 923 294 574.  
E-mail address: [mcm@usal.es](mailto:mcm@usal.es) (M. del Carmen Márquez).

incinerator feedstocks, however, the latest data of MSW characterizations in Spain were published in 1999 [13] and for RDF have never been available.

The aim of this work was, therefore, to investigate the unknown composition of the reject fraction from MBT plants as well as the updating of MSW data, in order to prove the advantages of RDF incineration over MSW incineration in function of the composition. The most important properties from the energy standpoint such as calorific values, combustible fractions or water content, were measured for this purpose. By means of the establishment of these values for the two streams used as incinerator fuels, MSW and RDF, combustion effectiveness might be assessed in future.

On the other hand, once the qualitative and quantitative composition of MSW and RDF has been accurately determined, waste treatments performed in MBT plants could be modified and adapted to them, with the purpose of improving the overall performance.

## 2. Experimental procedure

### 2.1. Description of MBT plants

Experiments were performed by triplicate on 36 different samples, 18 of RDF and 18 of MSW, collected in 10 MBT plants sited in the area of Castilla y León, Spain. Castilla y León is the Spain's largest Region with a total surface of 94,224 km<sup>2</sup>, and 2.5 million of inhabitants. Main technical features of these facilities were described in a previous work [14] and the operating diagram is shown in Fig. 1. In the first step, a manual removal of bulky elements, mainly cardboard, is performed to avoid blockages. Due to the small size of the organic matter, it is removed as the fine fraction of rotary screens called trommels with 80–90 mm as holes size. This organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is stabilized by means of biological treatments, composting or anaerobic digestion, to produce a soil fertilizer (compost) or biogas for energy generation respectively. In 6 of the 10 studied MBT plants, composting is used as OFMSW treatment; in 2 of them use anaerobic reactors and both treatments are simultaneously used in the rest of MBT plants. Coarse fraction from

the first trommel, upper than 80 mm, is carried to the second manual selection where recyclable materials such as paper, plastic containers and glass are recovered. After passing through magnetic and Foucault separators, ferric metals and aluminium are removed. The remaining material, known as reject fraction, is sent to the adjoining landfill.

### 2.2. Waste sampling and characterization

Visits were conducted in different seasons and working days (excluding Mondays since MSW are not collected on Sundays). Approximately 1000 kg for each analysis were taken by mechanical shoveling at the beginning and end of the mechanical-biological treatment process. Samples were spread to form a circle and divided into quarters; two opposite sectors were taken and a new circle was formed which was again divided into quarters; the final sample (approximately 250 kg) was composed of two opposite sectors once more. In order to determine the composition, these samples were manually sorted and weighted *in situ*; plastics were differentiated by their characteristic plastic identification number (PIN) printed on them. Because the Spanish or European standard methodology has not been established, waste materials present in MSW or RDF samples were divided into 19 categories according to the MODECOM procedure [15]:

- Biodegradable matter (mainly food waste) usually named organic matter
- Paper and cardboard
- Plastics, divided into: PET (polyethylene terephthalate) PIN 01  
HDPE (high density polyethylene) PIN 02  
PVC (polyvinyl chloride) PIN 03  
LDPE (low density polyethylene) PIN 04  
Mix (the rest of kinds) PIN 05, 06 and 07
- Glass
- Ferrous metals
- Non ferrous metals
- Cellulose
- Tetrabricks
- Textiles (used clothes)
- Wood
- Rubber
- Batteries
- Garden wastes
- Electronics
- Building wastes

### 2.3. Analytical methods

For moisture and gross calorific value (GCV) determination, 3 samples of each category were taken from each MBT plant. In order to obtain reliable values for each category, different samples were taken, i.e. different containers for each plastic fraction or different fabrics for textile one. Homogeneous samples of organic matter were obtained by means of above mentioned method, in this case initial sample was 1 kg.

Moisture was measured on 250 g of sample approximately, by the weight lost after oven drying at 105 °C for 24 h or at 70 °C for 5 days in the case of plastics, cellulose and tetrabricks. All analyses were carried out by triplicate.

After drying, approximately 1 g of each fraction perfectly homogenized was crushed and inserted into a calorimeter system IKA C200 for GCV determination. Periodic calibrations with benzoic acid (GCV = 26460 kJ/kg) were performed. All analyses were carried out by triplicate as well.

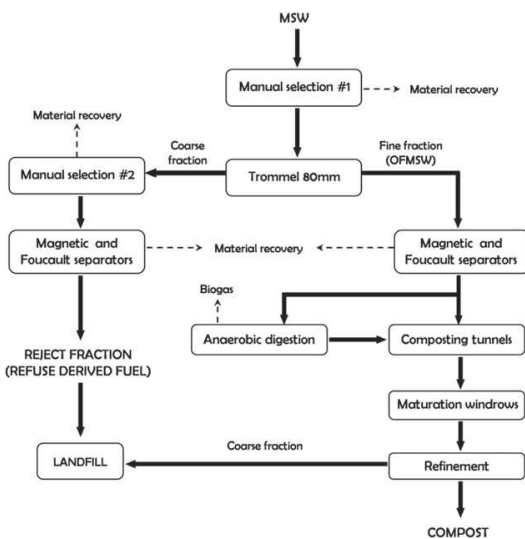


Fig. 1. Typical operating diagram of the studied MBT plants.



Low calorific value (LCV) was obtained from GCV by means of the equation:  $LCV = GCV - K \times W$  [16]; where  $W$  is the mass fraction of water formed during combustion of the fuel and  $K$  is the evaporation latent heat of water at 20 °C, which is 2453.5 kJ/kg of water [17]. Gross and low calorific values of each of the combustible categories of waste (organic matter, paper and cardboard, plastics, cellulose, tetrabricks, textiles and wood) were measured and calculated respectively so that, using the composition data of MSW and RDF, calorific value of each stream can be determined.

Experimental results obtained for GCV and LCV in this way are measured as kJ/kg of dry waste. GCV and LCV expressed as kJ/kg of waste (including water as component of the waste) were calculated by multiplying experimental results by  $(1 - \text{kg water/kg waste})$ . GCV and LCV expressed as kJ/kg of dry-ash free waste (excluding water and ashes as component of the waste) were calculated by dividing experimental results by  $(1 - \text{kg ashes/kg dry waste})$ .

Considering the sample size,  $n = 18$ , the rejection or acceptance of data for obtaining average and standard deviation, have been made in accordance with the Student's  $t$ -distribution for 95% as confidence interval and  $p$ -value (two-tailed) = 0.023.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Composition of fuels

After data processing, average compositions for both, MSW and RDF streams, in the area which is target of this work have been obtained. Weight percentage averages of each fraction forming MSW and RDF are summarized in Table 1. Standard deviations for these data are also shown in Table 1. Despite working with such heterogeneous samples, attending to composition results, standard deviations of majority constituents are not as substantial as it could be expected. However, standard deviation and average of less abundant fractions have approximately the same values and must be taken carefully in the mass balances.

According to data provided by MBT plants, RDF represents 66.7% of the initial MSW volume. Once individual percentage of each fraction has been found, the specific weight of both streams can be obtained by means of the fraction specific weights [18]. Then, RDF is approximately 42% by weight of the initial amount of wastes and its

specific weight is 130.8 kg/m<sup>3</sup> which is lower than achieved for MSW, 208.0 kg/m<sup>3</sup>.

A comparison between weight composition of MSW and RDF (Fig. 2) shows that the most significant difference is related to biodegradable matter presence: while it is the main constituent in MBT plants inputs (56.26%), it is only 23.71% of the outputs. A substantial recovery is carried out in trommels; approximately 82% of organic matter and 97% of garden wastes are removed from MSW stream and they are taken to bioreactors or tunnels where they will be stabilized biologically. However, despite the efforts made in waste management aimed at minimizing the presence of biodegradable wastes in landfills in recent years, the amount of organic matter disposed in landfills is still important. Therefore, levels required by the EU directive 1999/31/CE for year 2016 (a reduction of 65% of the total amount by weight of biodegradable wastes produced in 1995 [19]) will be hardly achieved.

MSW composition provides valuable information about the population behavior. In the past, a higher paper percentage in MSW, i.e. a high consumption, used to be considered a good indicator of the country industrialization. However, nowadays in developed countries, paper consumption has decreased and the plastics one has increased, regarding last decade data. Moreover, paper, plastics and glass percentages in MSW are not strictly proportional to their consumption since they are selectively collected. According to data collected in Table 1, this selective collection is far from being complete and recyclable materials, mainly paper and plastics, are widely present in MSW. On the other hand, despite the recovery taking place in MBT plants, 15.24% and 10.20% for paper and plastics respectively, they are the main components of RDF along with organic matter: each one of them represents approximately 25% (Fig. 2). It should be noted that the recovery of these materials is manually performed and the tons of MSW, treated per year and worker, ranges from 2500 to 10,000. Therefore, as said previously, some standard deviations of the materials composition are high values, mainly in the less abundant fractions.

Low density polyethylene (LDPE) always will be present in large proportions since is used in garbage bags. Greater amounts of high density polyethylene (HDPE) and polyethylene terephthalate (PET), both above 40%, are recovered in MBT plants because they are usually found with container form making the manually collection easier. A low percentage of polyvinyl chloride (PVC) appears in both fractions showing a tendency to give up its use according to European recommendations (EU Directive 78/142/EEC) [20].

Although glass appears in low proportion in the input, its retrieval in MBT plants is over 90% and the output percentage is even lower. Likewise, 47% of metals are removed from MSW by means of magnets and Foucault separators and 23.31% of tetrabricks are manually removed. Considering data from Table 1, ferrous and non ferrous metals have practically the same recovery yield.

Used clothes (textiles fraction) are not recycled by population, containers for this purpose have not been installed in the studied area and they are not recovered in MBT plants either, so the same amount that is in the MSW will be at the RDF. However, despite of having specific containers to batteries recycling, during the experiment at least one battery was found in each of the samples. Because of its small size, weight percentages are not very high unlike its pollutant effect. Their presence in MSW might cause high levels of heavy metals in compost whose application to soils could be dangerous [21].

#### 3.2. Fuel moisture

In addition, water content of wastes is relevant information from incineration standpoint; some studies show a decrease in the

**Table 1**  
Composition of MSW and RDF, weight percentages.

Categories	MSW composition		RDF composition	
	Average (%)	Std. Dev. (%)	Average (%)	Std. Dev. (%)
Organic matter	56.26	7.44	23.71	7.84
Paper and cardboard	13.80	5.52	27.91	4.73
Plastics	10.67	3.08	24.50	4.25
HDPE	0.75	0.39	0.99	0.73
PET	1.46	0.52	1.87	0.85
LDPE	5.56	1.72	10.93	3.29
Mix	2.90	2.07	10.62	3.41
PVC	0.00	0.01	0.08	0.19
Glass	3.28	1.45	0.48	0.45
Ferrous metals	2.46	1.35	3.10	1.99
Non ferrous metals	0.50	0.46	0.61	0.51
Cellulose	4.06	1.90	5.76	2.33
Tetrabricks	1.18	0.37	2.16	1.77
Textiles	3.57	2.03	8.65	3.76
Wood	1.33	1.06	2.18	1.37
Rubber	0.24	0.62	0.03	0.10
Batteries	0.01	0.04	0.00 <sup>a</sup>	0.00
Garden wastes	1.84	2.10	0.14	0.37
Electronics	0.12	0.23	0.34	0.50
Building wastes	0.69	1.04	0.48	0.45

<sup>a</sup> Batteries were found in RDF but weight percentage is <0.01%.

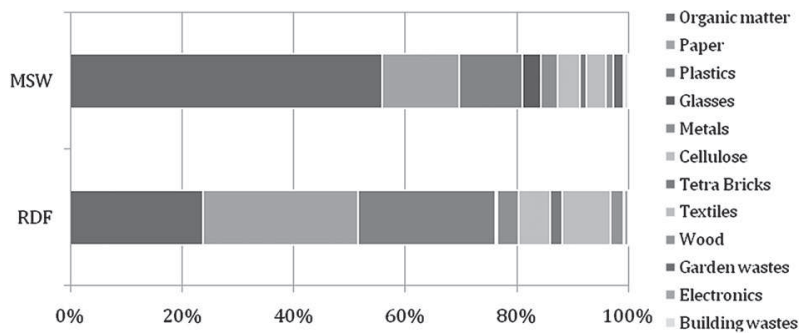


Fig. 2. Present composition of MSW (MBT plant input) and RDF (MBT plant output).

combustion efficiency due to the increase of the moisture in waste as well as its influence on gases emission such as CO, SO<sub>2</sub>, NO, and NO<sub>2</sub> [22]. Average and standard deviation of moisture data for main categories are summarized in Table 2. Significant differences between both streams have been found: each MSW fraction contains more water than the same category in RDF, as result of moisture losing in mechanical processes of MBT plants. Organic matter, paper and textiles are the materials containing more water in received MSW; however, moisture datum of paper in the output is not so high. This fact is explained by the greater recovery of cardboard over paper since the former is wetter. According to experimental data and considering 60% of water for garden waste reported in literature [18], total moisture percentage of both streams have been calculated resulting 46.46% for MSW and 22.07% for RDF. Humidity loss during the mechanical treatment is 52.51%.

### 3.3. Fuel calorific values

Gross calorific values obtained for combustible materials from RDF and MSW streams are summarized in Table 3. Non-combustible materials in fuels determined as combustion ashes were also weighed; data are shown in Table 3.

HDPE and cellulose have the highest energy content above 45,000 kJ/kg, LDPE and the fraction of plastics named "mix", with 40,000 kJ/kg follow them closely. In a lower level, with calorific values around 20,000 kJ/kg, are materials such as tetrabricks, textiles, PET and wood. Finally, paper and organic matter have the lowest calorific value, 15,000 kJ/kg approximately. Although the calorific value of fractions such as cellulose, tetrabricks, HDPE,

LDPE, PET, and PVC have been measured for the first time in this work, the rest of the obtained values are slightly higher than calorific values previously available in literature [18] and [23].

Regarding the amount of ashes generated after combustion of waste fractions, Table 3, the cases of tetrabricks and paper are worth mentioning. Cardboard and aluminium are the main constituents of tetrabricks so high metal content is reflected in the ashes percentage of this fraction, 10.21%. Ashes from paper fraction (9.56%) have a metal nature as well, because of the high quantity of inks in newspaper and magazines. Assuming metals, glass and building waste are incombustible materials, and considering the data composition previously shown, non-combustible fraction (weight percentage on dry basis) was 15.23% for MSW and 10.10% for RDF. The lower production of ashes is, therefore, one of the advantages of RDF incineration: ashes amount generated in MSW incineration thus higher space requirements in the security dumps are necessary for MSW ashes.

Heavy metals such as zinc, cadmium or mercury may appear in the ashes of the combustion process due to the batteries presence although, according to this work, a large amount of them is not expected. Nevertheless, they should be disposed in a security dump.

### 3.4. Comparative assessment of MSW and RDF as fuels

Once known the current real composition of MSW and RDF, and given the individual qualities of each fraction, the main properties, from energy standpoint, might be calculated (Table 4).

Table 2  
Water content in weight percentages.

Categories	Water content in MSW		Water content in RDF	
	Average (%)	Std. Dev. (%)	Average (%)	Std. Dev. (%)
Organic matter	58.33	1.43	42.26	8.20
Paper and cardboard	55.59	3.18	16.72	1.31
Plastics	22.31		15.14	
HDPE	17.07	1.46	25.56	2.74
PET	8.27	0.75	7.31	0.10
LDPE	34.57	6.58	24.58	15.69
Mix	7.23	2.91	5.84	0.10
Glass	1.12	0.58	1.05	1.61
Metals	2.64	2.54	2.52	1.73
Cellulose	6.64	3.19	5.10	2.21
Tetrabricks	32.87	2.69	29.74	16.52
Textiles	46.00	2.39	28.45	9.86
Wood	5.55	4.90	4.70	3.80
Building wastes	0.12	0.58	0.13	0.08

Table 3  
Calorific value and non-combustible material weight percentage of individual combustible fraction (dry basis).

Categories	Gross calorific value		Non-combustible material	
	Average (kJ/kg)	Std. Dev. (kJ/kg)	Average (%)	Std. Dev. (%)
Organic matter	14,905.0	282.8	1.82	0.45
Paper and cardboard	14,739.9	2654.7	9.56	3.06
Plastics				
HDPE	45,670.4	443.6	0.65	0.42
PET	22,995.0	16.1	0.20	0.25
LDPE	41,269.5	3043.3	2.09	1.43
Mix	41,203.8	2820.9	2.87	2.53
Cellulose	45,552.0	330.9	0.15	0.02
Tetrabricks	23,557.1	154.5	10.21	2.53
Textiles	21,298.2	5226.0	2.84	1.61
Wood	18,825.0	20.3	1.25	0.04

**Table 4**

Summary table of the main properties of fuels.

	MSW	RDF
Gross calorific value (kJ/kg of waste)	10,159.8	18,280.8
Gross calorific value (kJ/kg of dry waste)	18,973.1	23,444.6
Gross calorific value (kJ/kg of dry-ash free waste)	26,518.9	26,948.7
Low calorific value (kJ/kg of waste)	8325.9	16,660.7
Low calorific value (kJ/kg of dry waste)	17,677.1	22,061.2
Low calorific value (kJ/kg of dry-ash free waste)	24,990.2	25,409.9
Moisture (%)	46.46	22.07
Non-combustible material (% weight dry basis)	15.23	10.10
Specific weight (kg/m <sup>3</sup> )	208.0	130.8

With the aim of comparing calorific data with those previously reported in the literature, low calorific values for both streams, MSW and RDF, have been calculated. Low calorific value gives very useful information about the theoretical maximum energy that could be obtained from the combustion real process since, as previously said, the latent heat of vaporization of water formed during combustion should be subtracted. Taking into account waste characterizations obtained in this work (Table 1) and elemental composition of each fraction which constitutes them [18], approximate chemical formula was obtained for each stream which is summarized in Table 5. Water as combustion product can be calculated from hydrogen amount in waste: kg of water as combustion product = kg of hydrogen per unit weight of the fuel burnt  $\times$  9, because, according to the water formation reaction, 1 part by weight of hydrogen gives 9 parts by weight of water. Water as combustion product will be, therefore, 0.623 kg/kg burned MSW and 0.627 kg/kg burned RDF; results for LCV are shown in Table 4.

According to their energy content, both streams, MSW and RDF, could be used as incinerator fuels since both LCVs are higher than 7000 kJ/kg [9]. However, incineration of RDF will be more profitable than incineration of MSW because of the higher water content of this stream, gross calorific value in kJ per kg of waste is 79.9% greater for RDF than for MSW. Considering gross calorific value in kJ per kg of dry waste, RDF value is still 23.6% higher than MSW value because of the greater percentage of materials with high calorific value such as LDPE, plastic mix and cellulose in RDF stream.

Low calorific value of analyzed MSW, 8326 kJ/kg, is higher than values previously reported in literature for Taiwan 7568 kJ/kg [12] and China, which results ranging from 2855 kJ/kg to 6710 kJ/kg [9]. On the other hand, the highest values have been found in countries such as U.S.A 11,575 kJ/kg [18], United Kingdom 10,600 kJ/kg [24] or India 9999 kJ/kg [25]. Low calorific value for RDF, 16,661 kJ/kg, is certainly higher than calorific value of the same fraction in Italian MBT plants 10,110 kJ/kg [23] and in Taiwanese ones 13,733 kJ/kg [12]. Differences could be due to the different composition of MSW and RDF in the studied countries.

Therefore, RDF is better combustible than MSW because of its low calorific value is double. In addition, an increase in the energy recovery for RDF can be achieved by improvement in removal systems of the organic matter in MBT plants, because this fraction has one of the lowest calorific values and shows approximately 50% of moisture, which means RDF is more suitable for using in

**Table 5**

Elemental composition of MSW and RDF.

		C	H	O	N	S	Ashes
Weigh percentage (dry basis)	MSW	41.37	5.36	29.01	1.40	0.21	22.65
	RDF	45.09	5.78	30.94	0.94	0.15	17.11
Chemical formula (dry-ash free basis)	MSW	3.45	5.36	1.81	0.10	0.01	
	RDF	3.76	5.78	1.93	0.07	0.00	

incinerators than MSW again. In fact, GCV of RDF is on the order of values of some types of wood such as pine 20,583 kJ/kg, or ilex, 18,475 kJ/kg [26].

### 3.5. Environmental impact of MSW and RDF incineration

In the studied area, waste incineration is not carried out at the moment; this work proves that might be a profitable process from energy point of view although public acceptance of such facilities is always difficult.

However, it has been demonstrated that by using adequate technology, concentration of pollutants at incinerator stacks can meet the European requirements [27] as shown the work of Consonni et al. [28]. In the case of the most unpopular pollutants, dioxins and furans, an appropriate system design and an end-of-pipe treatment can make these compounds disappear from the final flue gases [29]. According to Kuo et al. [30], technology installed in Taiwan for flue gases treatment, especially for NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO, HCl and heavy metals (Pb, Cd and Hg) is obtaining good results in the gaseous pollution control. Moreover, energy recovered in waste incineration may contribute to reduce the emission of greenhouse gases by the primary energy saving when it is combined with other processes [31,32]. According to Chang et al. [12], the quality of flue gas in RDF incineration is better than using MSW as fuel, since the presence of heavy metals in the fly ash is lower as well.

Therefore, although a more detailed study is necessary; in this work RDF incineration is suggested as the best alternative to landfilling in the studied area subject to compliance with the environmental requirements.

## 4. Conclusions

Attending to the obtained results after analyzing 36 different samples of MSW and RDF from 10 MBT plants, some conclusions can be extracted. Composition of both streams is now known and any property can be determined by measurement of individual values. In this work properties related to energy recovery have been calculated in order to establish the advantages of RDF incineration over MSW incineration. RDF obtained after processes carried out in MBT plants has a higher low calorific value, greater content of combustible fractions and less moisture than MSW. Besides these values means that RDF is better fuel than MSW; burning MSW entails a loss of the recyclable materials recovered in MBT plants which contradicts the European waste policies.

Additionally, incineration of waste has the advantage of volume reduction that in this case involves less space requirement in landfills. Moreover, despite of the mechanical removing that takes place in MBT plants by means of trommel screens, organic matter still appears in RDF in high proportions and, if this fraction is deposited in landfills may violate the European Directive 1999/31/CE about biodegradable wastes; incineration of RDF could solve this problem as well.

Results reported in this work provide very useful information for the MBT plants design which is facilitated by the complete characterization of the fractions involved. Facilities that are already installed can improve their performance with minor modifications adapted to these results.

## Acknowledgement

The authors gratefully acknowledge the financial support from the Junta de Castilla y León (Spain).

## References

- [1] EIONET, European Environment Information and Information Network Municipal Waste generation 2011. [www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators#c7=all&c5=waste&c0=10&b\\_start=0](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators#c7=all&c5=waste&c0=10&b_start=0) (last update 09.02.2011).
- [2] R. Bayard, J. de Araújo Morais, G. Ducom, F. Achour, M. Rouez, R. Gourdon, Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste, *Review. J. Hazard. Mater.* 175 2010 23–32.
- [3] R. Barrena, G. d'Imporzano, S. Ponsá, T. Gea, A. Artola, F. Vázquez, A. Sánchez, F. Adani, In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste, *J. Hazard. Mater.* 162 2009 1065–1072.
- [4] R. Lornage, E. Redon, T. Lagier, I. Hébé, J. Carré, Performance of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting, *Waste Manag.* 27 2007 1755–1764.
- [5] S. Ponsá, T. Gea, A. Sánchez, The effect of storage and mechanical pretreatment on the biological stability of municipal solid wastes, *Waste Manag.* 30 2010 441–445.
- [6] J. Tintner, E. Smidt, K. Böhm, E. Binner, Investigations of biological processes in Austrian MBT plants, *Waste Manag.* 30 2010 1903–1907.
- [7] J. De Araújo Morais, F. Achour, G. Ducom, R. Bayard, Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment, *Waste Manag.* 28 2008 1791–1800.
- [8] A. Porteous, Energy from waste incineration – a state of the art emissions review with an emphasis on public acceptability, *Appl. Energy* 70 2001 157–167.
- [9] Z.Q. Liu, Z.H. Liu, X.L. Li, Status and prospect of the application of municipal solid waste incineration in China, *Appl. Therm. Eng.* 26 2006 1193–1197.
- [10] New Energy Foundation, New and renewable energy in Japan 2011. <[www.nef.or.jp/english/new/present.html](http://www.nef.or.jp/english/new/present.html)> (last update 09.02.2011).
- [11] European Parliament and the Council, directive 2006/12/EC of 5 April 2006 on waste, *Off. J. Eur. Communities* 49 2006 9–21 L114.
- [12] Y.H. Chang, W.C. Chen, N.B. Chang, Comparative evaluation of RDF and MSW incineration, *J. Hazard. Mater.* 58 1998 33–45.
- [13] Ministerio de Medio Ambiente, Environmental profile of Spain 2009 (Perfil ambiental de España 2009) Centro de publicaciones. Secretaría Técnica, Madrid, 2010.
- [14] C. Montejo, P. Ramos, C. Costa, M.C. Márquez, Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants, *Bioresour. Technol.* 101 2010 8267–8272.
- [15] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, MODECOM TM: method for characterization of domestic waste. ADEME, Paris, 1998, 61 pp.
- [16] D.W. Green, R.H. Perry, Perry 's Chemical Engineers' Handbook, eighth ed. McGraw-Hill, Inc., 1997, 24–25.
- [17] E.W. Lemmon, M.O. McLinden and D.G. Friend "Thermophysical Properties of Fluid Systems", NIST Chemistry WebBook, NIST Standard Reference Database Number 69, Eds. P.J. Linstrom and W.G. Mallard, June 2005, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg MD.
- [18] G. Tchobanoglous, H. Theisen, S. Vigil, Integrated solid waste management (Gestión integral de residuos), McGraw-Hill, Inc, Madrid, 1998, 1107.
- [19] European Parliament and the Council, Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste, *Off. J. Eur. Communities* 42 1999 1–19 L182.
- [20] European Parliament and the Council, Directive 78/142/EEC of 30 January 1978 on the approximation of the laws of the Member States relating to materials and articles which contain vinyl chloride monomer and are intended to come into contact with foodstuffs, *Off. J. Eur. Communities* L044 1978 15–17.
- [21] J.C. Hargreaves, M.S. Adl, P.R. Warman, A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture, *Agric. Ecosyst. Environ.* 123 2008 1–14.
- [22] K. Suksankraisorn, S. Patumsawad, B. Fungtammasan, Co-firing of Thai lignite and municipal solid waste (MSW) in a fluidized bed: effect of MSW moisture content, *Appl. Therm. Eng.* 30 2010 2693–2697.
- [23] S. Consonni, M. Giugliano, M. Grosso, Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part A: mass and energy balances, *Waste Manag.* 25 2005 123–135.
- [24] A. Porteous, Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management, *Waste Manag.* 25 2005 451–459.
- [25] K.N. Kumar, S. Goel, Characterization of municipal solid waste (MSW) and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India, *Resour. Conserv. Recy* 53 2009 166–174.
- [26] S. Vignote, I. Martínez, Tecnología de la madera pp 133, 3ª edición. Mundi-prensa, Madrid, 2006.
- [27] European Parliament and the Council, Directive 2000/76/EC of 4 December 2000 on the incineration of waste, *Off. J. Eur. Communities* L332 2000 91–111.
- [28] S. Consonni, M. Giugliano, M. Grosso, Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part B: emission and cost estimates, *Waste Manag.* 25 2005 137–148.
- [29] G. McKay, Dioxin characterization, formation and minimization during municipal solid waste (MSW) incineration: review, *Chem. Eng. J.* 86 2002 343–368.
- [30] J.-H. Kuo, H.-H. Tseng, P.S. Rao, M.-Y. Wey, The prospect and development of incinerators for municipal solid waste treatment and characteristics of their pollutants in Taiwan, *Appl. Therm. Eng.* 28 2008 2305–2314.
- [31] M. Pavlas, M. Touš, L. Bebar, P. Stehlík, Waste to energy – An evaluation of the environmental impact, *Appl. Therm. Eng.* 30 2010 2326–2332.
- [32] K. Qiu, A.C.S. Hayden, Performance analysis and modelling of energy from waste combined cycles, *Appl. Therm. Eng.* 29 2009 3049–3055.

# IV

## **MECHANICAL AND BIOLOGICAL TREATMENT: PERFORMANCE AND POTENTIALS. AN LCA OF 8 MBT PLANTS INCLUDING WASTE CHARACTERIZATION**

Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M.C., Astrup, T.F., (2013).

Journal of Environmental Management, 128, 661-673.





Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

## Journal of Environmental Management

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/jenvman](http://www.elsevier.com/locate/jenvman)

## Mechanical–biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization



Cristina Montejo<sup>a,\*</sup>, Davide Tonini<sup>b</sup>, María del Carmen Márquez<sup>a</sup>,  
Thomas Fruergaard Astrup<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Department of Chemical Engineering, University of Salamanca, Plaza de los Caídos 1-5, 37008 Salamanca, Spain

<sup>b</sup> Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Miljøvej, Building 115, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark

## ARTICLE INFO

## Article history:

Received 1 January 2013

Received in revised form

19 May 2013

Accepted 25 May 2013

Available online

## Keywords:

MBT

LCA

Waste composition

Biological treatment

Material recovery

RDF

## ABSTRACT

In the endeavour of avoiding presence of biodegradable waste in landfills and increasing recycling, mechanical–biological treatment (MBT) plants have seen a significant increase in number and capacity in the last two decades. The aim of these plants is separating and stabilizing the quickly biodegradable fraction of the waste as well as recovering recyclables from mixed waste streams. In this study the environmental performance of eight MBT-based waste management scenarios in Spain was assessed by means of life cycle assessment. The focus was on the technical and environmental performance of the MBT plants. These widely differed in type of biological treatment and recovery efficiencies. The results indicated that the performance is strongly connected with energy and materials recovery efficiency. The recommendation for upgrading and/or commissioning of future plants is to optimize materials recovery through increased automation of the selection and to prioritize biogas–electricity production from the organic fraction over direct composting. The optimal strategy for refuse derived fuel (RDF) management depends upon the environmental compartment to be prioritized and the type of marginal electricity source in the system. It was estimated that, overall, up to ca. 180–190 kt CO<sub>2</sub>-eq. y<sup>-1</sup> may be saved by optimizing the MBT plants under assessment.

© 2013 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

From 1990 to 2010, about 180 MBT plants have been installed in Europe (ECN, 2009) with the aim of avoiding the presence of biodegradable waste in landfills, according to the European Directive 1999/31/CE (CEC, 1999). These plants combine mechanical separation of different fractions contained in household waste with stabilization of organic matter by means of biological processes such as anaerobic digestion or composting. According to Bilitewski et al. (2011), two main types of MBT technology exist: A) mechanical–biological pretreatment (MBP), where the organic fraction is separated and biologically stabilized prior to landfilling and recyclables as well as RDF are recovered from the residual coarse fraction, and B) mechanical–biological stabilization (MBS) or bi-drying, which first composts the waste for drying prior to extraction of a larger RDF fraction. MBP aims at stabilizing the organic to minimize gas as well as leachate emissions in landfill while MBS

maximizes the RDF and materials recovery. Within this general classification, multiple variations can be found and it can be stated that probably there are no two identical plants.

The proliferation of these facilities was particularly remarkable in Spain where the waste treatment capacity was increased by 5 million tonne by installation of 50 new MBT plants (MMA, 2006). Particularly, in the region of Castilla y León (Spain), where more than 1.2 million tonne of waste are generated annually, 11 MBT plants have been built serving a population of 2.5 million of inhabitants within 94,223 km<sup>2</sup>. It should be noticed that selective source-segregation (separate collection of metals and plastic containers along with glass and paper) corresponds to only 12% (as for 2009) of the total collected waste (MMA, 2010), the remaining 88% being residual MSW. All the residual MSW generated in this region is sent to MBT prior to landfilling.

Over the last ten years these plants have been in service, no specific assessments on their environmental performances have been performed. To this respect life cycle assessment (LCA) is a useful tool allowing for a holistic and systematic assessment of both direct and indirect environmental impacts of a selected system. LCA includes impact categories ranging from climate change (greenhouse

\* Corresponding author. Tel.: +34 923 294 479; fax: +34 923 294 574.  
E-mail address: [cmontejo@usal.es](mailto:cmontejo@usal.es) (C. Montejo).

Nomenclature			
AC	Acidification	MBS	Mechanical–biological stabilization
ECS	Eddy current system	MBT	Mechanical–biological treatment
ETs	Ecotoxicity in soil	MBTP	Mechanical–biological treatment plant
ETwc	Ecotoxicity in water (chronic)	MSW	Municipal solid waste
GHG	Greenhouse gas	NE	Nutrient enrichment
GW	Global warming	OFMSW	Organic fraction of municipal solid waste
HDPE	High density polyethylene	PET	Polyethylene terephthalate
HTa	Human toxicity via air	POF	Photochemical ozone formation
HTs	Human toxicity via soil	RDF	Refuse derived fuel
HTw	Human toxicity via water	rMSW	Residual municipal solid waste
HRT	Hydraulic retention time	SGR	Spoiled groundwater resources
LCA	Life cycle assessment	SOD	Stratospheric ozone depletion
LDPE	Low density polyethylene	VOCs	Volatile organic compounds
MBP	Mechanical–biological pretreatment	VS	Volatile solids
		WEEE	Waste electrical and electronic equipment
		ww	wet waste

gas (GHG) emissions) to human health impacts associated with the release of toxic substances, and to environmental impacts caused by physical changes of the land. In the literature a few LCA studies specifically focusing on MBT plants exist: for example Abeliotis et al. (2012) assessed the environmental profile of a MBT plant located in Athens; a MBTP sited in Liossia (Greece) was included in the study of Papageorgiou et al. (2009); Bovea et al. (2010) considered this option as one of the MSW management scenarios in their Spanish case study and Juniper Consultancy Services Ltd (2005) reviewed a number of MBT plants in Europe and reported associated environmental performances. In these studies, however, the input waste as well as the RDF composition was not experimentally determined and in the case of Juniper Consultancy Services Ltd (2005) the focus was specifically on the UK waste management system. What was generally missing was an assessment taking into account plant-specific (and experimentally investigated) waste compositions as well as local conditions including actual plant efficiencies (i.e. materials and energy recovery) and type of marginal energy source replaced. These may significantly affect the LCA results as was reported by De Feo and Malvano (2009) when several waste management scenarios were analyzed and MBT plants were one of them.

Bearing in mind these grey areas of the research, the objective of the present is to provide an insight into the impacts that the current operation of these waste treatment plants has on the environment. LCA results can be used as technical support for decision-making processes since, frequently, appropriate modifications in the management strategy can induce significant environmental savings. Therefore, the aims of this study were: i) to assess the current environmental performance of eight selected MBT plants with different operational system and waste input in order to illustrate the processes contributing with significant environmental burdens or benefits; ii) to compare the environmental performances of the eight MBT plants provided they treated the same waste input and to illustrate the role played by the waste composition and the technical performance of the individual plants (i.e. disregarding the effects of the different waste compositions); iii) to highlight potential environmental improvements which could be induced by changes in the management system (including both the MBT technology and the associated downstream processes, e.g. RDF landfilling).

## 2. Methodology

### 2.1. The geographical region assessed: Castilla y León

The region of Castilla y León (Spain) covers an area of 94,223 km<sup>2</sup> and has a population of 2.5 million of inhabitants. More

than 1.2 million tonne of waste are generated annually. In the last decade 11 MBT plants have been built to treat source-segregated and residual MSW (the second being 88% of the generated as mentioned earlier). Eight out of these 11 plants were operating at full capacity when this research was conducted and, therefore, were included in this study representing at least 80% of the residual waste treatment capacity of the region. These plants can generally be classified as MBP: the organic fraction is biologically stabilized after recovery of recyclables and RDF. Two types of waste are received and independently treated in these facilities: i) a mix of plastic and metal containers collected in separate bins (i.e. derived from household source-segregation) are manually divided into a number of fractions such as ferrous metals, aluminium containers, beverage cartons, LDPE (low density polyethylene), HDPE (high density polyethylene) and PET (polyethylene terephthalate). ii) Residual waste from households, hereinafter called 'residual MSW' (rMSW), is screened in rotary sieves (trommels); the fine fraction from trommels mostly consists of organic matter and is sent either to anaerobic digestion or to composting; selected recyclable materials are recovered from the coarse fraction after separation of the organic. The remaining fraction (RDF), representing about 40% by weight of the input rMSW, is currently baled and sent to landfill. The focus of this study is on the treatment of the rMSW only.

### 2.2. MBT plants in Castilla y León: general description

In Castilla y León the rMSW is collected and transported by collection trucks to the local MBT plant. Here a first manual selection station removes bulky items to avoid possible subsequent blockages. The waste stream is then conveyed to the trommel where a size separation is performed. The coarse fraction is conveyed to the second manual selection station where recyclable materials such as beverage cartons, LDPE, HDPE and PET are separated and recovered. The residual (or RDF) is baled and sent to landfill after removal and recovery of ferrous and aluminium metals by magnets and eddy current systems (ECS). The fine fraction from the trommel (hereinafter named organic fraction of MSW, i.e. OFMSW) is conveyed to biological treatment after removal of ferrous and aluminium metals similarly to RDF. The biological treatment may be of two types: I) combined anaerobic digestion and post-composting and II) direct composting. Since the main difference among the plants is the biological treatment, the eight MBT plants under assessment can be classified according to two groups: i) *MBT type I*, where the OFMSW from the trommels is anaerobically digested (hydraulic retention time, i.e. HRT, of about 20 days) and the produced biogas combusted in natural gas engines



(now on simply called biogas engines) to generate electricity and (in two cases) partly used for heating the process, and ii) *MBT type II*, where the OFMSW is composted in tunnels (about 20 days) and further sent to maturation windrows. In plants *type I* the digestate is also further introduced into composting tunnels for about 15 days in order to stabilize the undegraded organic matter and to later dry the product in maturation windrows.

### 2.3. Waste characterization

Eight MBT plants operating at full-capacity were investigated for a period of two years. Several technical visits were conducted in different seasons, main technical features inspected and samples of inputs and outputs collected and analyzed. As a result, global material balances were developed for each individual MBT plant and recovery efficiencies, i.e. distribution of the selected waste material fractions among the output streams (i.e. transfer coefficients) were calculated.

The first step was to characterize the rMSW input to each plant so to define the eight individual waste compositions (in terms of waste material fractions). For each individual MBT plant, 16 samples (each of about 1000 kg rMSW) were taken from the reception ditch. The samples were divided into quarters and two opposite sectors were taken; the subsample was mixed and divided again into quarters, two of which selected to compose the final sample (ca. 250 kg). This was manually sorted into 19 waste material fractions according to MODECOM procedure (ADEME, 1998) and weighted *in situ*.

In order to define an overall mass balance for the MBT plants the RDF and the OFMSW were also characterized. The RDF composition was determined using the same approach as for the input rMSW (16 samples were collected; 19 waste material fractions were sorted and weighted from the final sample of 250 kg). For the OFMSW, due to the smaller size, (smaller than 90 cm), 16 samples of 50 kg were collected. Once all these streams were analyzed, the amount of recyclable materials recovered in the mechanical processes can be calculated by means of a global mass balance. Similarly, transfer coefficients (i.e. distribution of the waste material fractions among the output streams) for selected waste materials were calculated for each individual MBT plant.

### 2.4. Functional unit definition

The functional unit of the LCA was the treatment of 1 tonne of wet rMSW (i.e. residual MSW left-over after source-segregation at the household) with the purpose of stabilizing the organic matter in order to achieve a final stabilized compost material (BOE, 2005; Hogg et al., 2002). The geographical scope was Spain (Castilla y Leon). The temporal (and related technological) scope can be approximated with '2013–2020' as technologies efficiencies, waste composition and amount, transport distances, and marginal energy sources refer to current knowledge and practices (in other words, no forecasting has been made). The environmental impacts were assessed for a time horizon of 100 years, from the moment when the rMSW was collected. The 'zero burden' approach was applied: all upstream emissions associated with generating the waste were omitted from the LCA. The chemical composition of each waste material fraction was assumed from Riber et al. (2009). The boundary of the system was set at the point of rMSW collection; further impacts and savings associated with downstream utilization of produced electricity (e.g. from biogas or RDF combustion) and landfilling of residuals (e.g. rejects, RDF, eventual incineration residuals, etc.) was accounted for by system expansion following the principles of consequential LCA (Finnveden et al., 2009; ISO, 2006a,b). This implied that the products generated by the system (e.g. electricity and recycled materials) substituted the relative marginal products in the market. In the

particular case of electricity, the marginal technology was assumed to be natural gas-fired power plants based on MITYC (2011) and IDAE (2010). These indicate a trend on increasing the energy provision by expanding the capacity of natural gas-based power production while keeping coal and fuel oil steady. This assumption is also in accordance with other recent LCA studies having Spain as geographical scope (e.g. Meneses et al., 2012). The influence of this choice was tested by assessing the LCA results also for the case of coal as marginal source for electricity production. For landfilling, the system was credited with the savings associated with carbon sequestration over the considered 100 years horizon.

### 2.5. Impact assessment

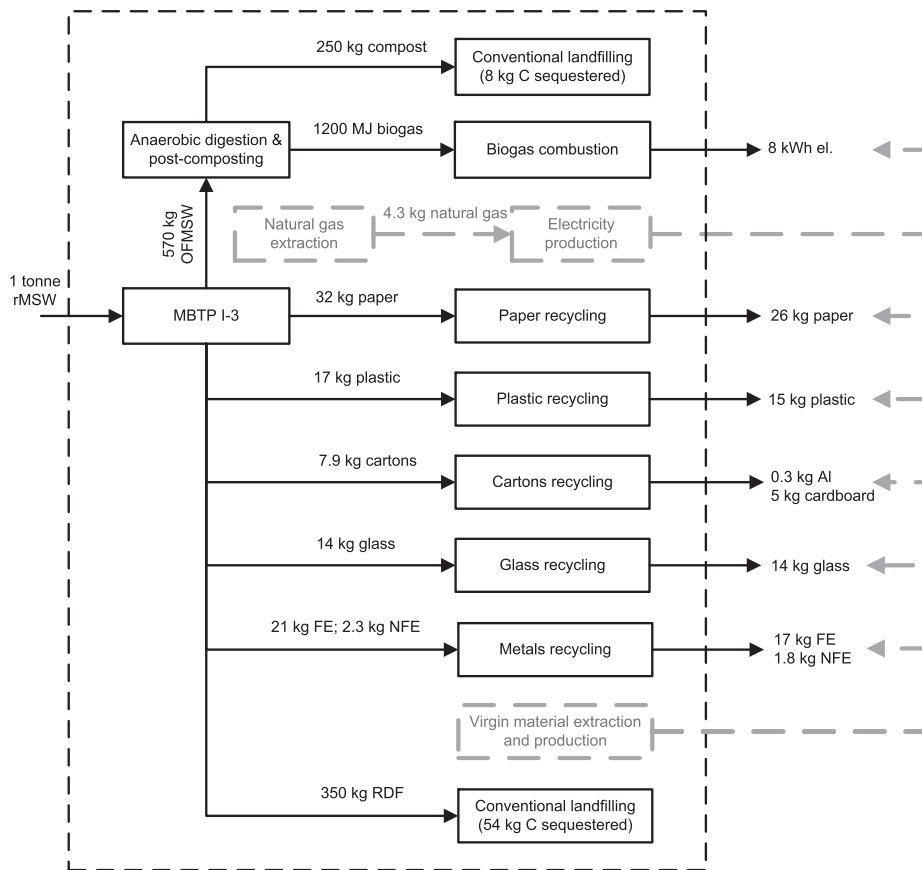
The assessment was carried out according to the LCA method EDIP 1997 (Wenzel et al., 1997). The assessment included several impact categories covering potential burdens to air, soil, surface and groundwater, and potential hazards to humans. These categories were divided into three main groups: non-toxic environmental impact categories (global warming – GW, photochemical ozone formation – POF, stratospheric ozone depletion – SOD, acidification – AC, and nutrient enrichment – NE) and toxic environmental impact categories (ecotoxicity in soil – ETs and in water (chronic) – ETwc, human toxicity via soil – HTs, via water – HTw, and via air – HTa). To these, another specific category (spoiled groundwater resources – SGR) was added in order to include in the assessment the potential impacts associated with contamination of groundwater. The SGR is calculated based on the amount of groundwater that may be contaminated from an input of leachate by diluting the leachate to the drinking water standards, as described by the guidelines provided by WHO (2006). This assumes that groundwater is used as drinking water resource in the region under assessment.

In the LCA-modelling it was assumed that emissions of biogenic carbon dioxide are neutral with respect to GW (i.e. global warming emission factor equals 0). With respect to landfilling, this dictates that biogenic carbon left in the landfill after the LCA time horizon considered (100 years) is considered as an avoided emission of carbon dioxide and therefore a negative contribution (i.e. a saving) was assigned (Christensen et al., 2009).

The assessment was facilitated by the waste management-dedicated LCA software EASEWASTE (Kirkeby et al., 2006). The results were expressed as characterized values (e.g. kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww).

### 2.6. LCA scenarios

For each type of MBT (*I* and *II*), four corresponding waste management scenarios (based on the eight MBT plants investigated) were assessed: MBTP I-1, MBTP I-2, MBTP I-3 and MBTP I-4 corresponding to *type I* and MBTP II-1, MBTP II-2, MBTP II-3 and MBTP II-4 corresponding to *type II*. The LCA included two sets of scenarios: the first set (a) consisted of the selected eight waste management scenarios (i.e. MBTP I-1, MBTP I-2, MBTP I-3, MBTP I-4, MBTP II-1, MBTP II-2, MBTP II-3, MBTP II-4) where the waste composition was specific for each individual plant (as investigated). The second (b) consisted of the same eight waste management scenarios with the difference that the waste input to the individual MBT plants was the same (average waste composition for the region, see Section 3). The latter allows for comparing the technical performance of the individual MBT plants (including further treatments for RDF, OFMSW, and recyclables) disregarding the effects of different waste compositions. The system boundary is exemplified in Fig. 1 for the case of scenario MBTP I-3 (a). A total of 16 scenarios were therefore assessed: 8 (scenarios, i.e. I-1 to II-4) × 2 waste compositions (i.e. a and b) = 16.



**Fig. 1.** Illustration of the LCA system boundary for the case of MBTP I-3 (a) (*MBT type I*). rMSW: Residual municipal solid waste. MBTP: Mechanical–biological treatment plant. OFMSW: Organic fraction of MSW (i.e. fine fraction screened by trommels). RDF: Refuse derived fuel. FE: Ferrous metals. NFE: Non-ferrous metals. C sequestered refers to the carbon stored in landfill after the considered 100 years horizon. Values rounded to 2 significant digits. Waste composition and energy recovery based on experimental data. Recycling efficiencies and C sequestration based on model results.

In addition, the potentials for optimizing the environmental performance of the assessed waste management scenarios were evaluated by analyzing the following changes in the management system: i) RDF incineration instead of landfilling. ii) Optimization of the biological treatment: this consisted on modelling the biological treatment in all the scenarios conforming with the best performing digestion process (i.e. MBTP I-2, see Table 1). iii) Optimization of materials recovery: the potentials for GHG savings associated with improved materials recovery at the MBT plants were quantified. It was assumed that the MBT plants were upgraded with additional installation of the following automatic selection units: optical

separator for hard plastic (4.7 kWh tonne<sup>-1</sup> ww), PET (1.5 kWh tonne<sup>-1</sup> ww), soft plastic (assumed as for hard plastic), glass (glass breaker and optical glass sorting, 20 kWh tonne<sup>-1</sup> ww), aluminium (ECS, 0.88 kWh tonne<sup>-1</sup> ww) and ferrous metals (magnet, 2.4 kWh tonne<sup>-1</sup> ww). Data were based on Combs (2012). Paper and cardboard were included in the analysis (manual separation was assumed). However, improved recovery of these may be limited by the contamination with organic and the results have to be regarded only as upper potentials.

Notice that in the present study no sensitivity analysis-dedicated section is presented as the main scenario uncertainties associated with choices about type of marginal energy source, carbon sequestration in landfills, variation of the waste composition, and changes in the management systems were tested and integrated within the results section (3.1–3.3 and related Figs.).

**Table 1**

Net methane and electricity production at the MBT plants in the LCA scenarios with *MBT type I*. In MBTP I-3 and MBTP I-4 a share of the biogas is combusted in boiler to heat the reactor. MBTP I-1 and I-2 use waste heat from the biogas engine. Values rounded to two significant digits. Data provided from plant operators.

Scenario	CH <sub>4</sub> production (Nm <sup>3</sup> tonne <sup>-1</sup> DM)	CH <sub>4</sub> production (Nm <sup>3</sup> tonne <sup>-1</sup> ww)	Electricity production (kWh Nm <sup>-3</sup> )	η <sub>el</sub> (%)
MBTP I-1	110	43	2.4	37
MBTP I-2	130	52	2.3	36
MBTP I-3	140	58	0.91	14
MBTP I-4	110	46	0.83	13

## 2.7. Waste treatment technologies

### 2.7.1. MBT plants

Each individual MBT plant was modelled as a combination of mechanical separation and biological treatment. The recovery efficiencies of the selected waste material fractions were calculated based on the experimental data. The consumption of energy of each machine and operation occurring at the plant under assessment



**Table 3**  
Recovery efficiencies (percent in wet basis, kg ww recovered kg<sup>-1</sup> ww input): percent of individual waste materials (e.g. hard plastic, paper and cardboard, etc.) recovered at the assessed MBT plants. Values rounded to two significant digits. Experimental data.

Waste material fraction	MBTP I-1	MBTP I-2	MBTP I-3	MBTP I-4	MBTP II-1	MBTP II-2	MBTP II-3	MBTP II-4
Organic matter	93	90	87	85	89	90	87	81
Paper and cardboard	1.1	0.2	17	1.0	39	0.5	2.2	32
Hard plastic (HDPE)	0.7	24	34	2.7	8.7	1.5	4.6	36
Plastic bottles (PET)	11	28	33	4.9	43	40	48	24
Soft plastic (LDPE)	0.4	10	31	39	6.0	1.4	8.8	60
Glass	12	12	4.7	4.6	49	5.0	8.0	9.3
Ferrous metals	84	68	58	74	54	57	60	35
Aluminium metals	77	61	47	72	33	42	72	95
Beverage cartons	9.6	60	65	57	56	65	71	65

materials as highlighted in previous studies (Montejó et al., 2010). Paper, cardboard, glass, beverage cartons and the different types of plastic are recovered manually in these MBT plants hence recovery efficiencies varied widely. Ferrous and aluminium metals were mechanically separated, therefore the relative recovery efficiencies were generally higher compared with the remaining waste materials. The residual (named RDF) was mainly composed of organic matter (about 25%), paper and cardboard (about 30%) and plastic (about 25%). This fraction is currently landfilled (Montejó et al., 2011) despite its high calorific value (up to 18 MJ kg<sup>-1</sup> ww). For the scenarios under assessment a biogenic carbon balance is also reported (Table S1).

The LCA results for the eight scenarios are shown in Figs. 2 and 3. These included the a) 'waste-specific' results (i.e. environmental impacts associated with the individual scenarios provided the waste input is specific for each individual MBT plant) and b) 'waste-average' results (where the waste input is the average for 'Castilla y León' for all the scenarios). The latter allows for comparing the technical performance of the individual MBT plants disregarding the effects associated with differences in the waste compositions. The impacts of the principal processes involved have been detailed in the charts. The processes were grouped into: i) Transportation (waste collection and transport of recovered materials and rejects), ii) Mechanical treatment (mechanical material recovery), iii) Biological processes (composting or combined process with anaerobic digestion and post-composting), iv) Recycling (facilities where recovered materials are reprocessed) and v) Landfilling (of all the compost, rejects, and RDF generated). Impacts/savings for the individual waste management scenarios were obtained by subtracting the avoided impacts (negative values in the figures) from the induced impacts (positive values). Any net value below the zero axes thus indicates an environmental improvement as compared with the fossil fuel reference (in which electricity is provided by natural gas and materials are produced from virgin resources; no environmental burden is assumed embedded in the waste input). In addition, the overall LCA results in the case of coal being the marginal source for electricity production are also displayed ('cross indicator'). Notice that the discussion in Section 3.1–3.3 (e.g. numerical LCA results reported) focuses on the case where natural gas is the marginal energy source, unless otherwise specified. Normalized LCA results were also calculated and can be found in the SD.

### 3.1. 'Waste-specific' results (current performance)

#### 3.1.1. Non-toxic impact categories

On GW all the scenarios contributed with environmental savings. This was expected as a zero-burden approach is assumed. However, the magnitude of the savings varied depending on the scenario (which relates to the type of MBT plant, i.e. I or II) and on the type of marginal energy source considered, i.e. natural gas or

coal. The choice of natural gas determines that the energy recovery processes are less beneficial on GW compared with choosing coal. This is also expected as coal has a significantly higher GHG emission factor than natural gas (in this study: 1.1 vs. 0.49 kg CO<sub>2</sub>-eq kWh<sup>-1</sup>). This finally implicates that, when natural gas is the marginal energy source, most GHG savings are provided by other processes than energy recovery's, for example recycling or carbon sequestration in the landfill. The overall GW savings ranged from –340 for MBTP II-1 (*type II*) to –120 kg CO<sub>2</sub>-eq.tonne<sup>-1</sup> ww for MBTP II-2 (*type II*). There was no clear evidence that scenarios with *type I* were better than *II* or vice versa. In fact, as opposed to previous studies on similar subjects (e.g. Manfredi et al., 2011; Boldrin et al., 2011) where anaerobic digestion of the organic matter was concluded to be favourable over direct composting, in the present this was not the case. The primary reason for this was the wide variation of energy and materials recovery efficiencies across the eight scenarios. For example, MBTP I-1 and MBTP I-2 had high electricity recovery but low material recovery efficiencies. In addition, methane production was lower than in the other *MBT type II*. Second, in the aforementioned studies coal was generally assumed as marginal energy source; this provided significantly higher benefits associated with the energy recovery processes.

For all the scenarios the environmental savings were primarily associated with (Fig. 2a): (1) recycling, (2) landfilling (carbon sequestration) and (3) biological processes (substitution of fossil fuel through energy produced during anaerobic digestion). (1) Recycling determined significant savings in all scenarios; these were largely dependent on the total amount of recovered materials (i.e. product of plant separation efficiency and input material amount) particularly with respect to i) paper, ii) plastic and iii) metals. The greatest savings were found for MBTP II-1, MBTP II-2 and MBTP II-4 (–250, –240 and –230 kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww, respectively) which also showed the highest recovery efficiencies for these recyclables (Table 3). These results are in agreement with previous studies focused on recycling of different materials (Daugaard et al., 2009; Manfredi et al., 2011; Merrild et al., 2009, 2012; Tonini and Astrup (2012a)). (2) Landfilling of compost (i.e. stabilized organic) and RDF resulted in significant GW benefits for all the scenarios (ranging between –200 (MBTP II-4) and –140 (MBTP I-4) kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww); these savings were completely associated with carbon sequestration whereas minor impacts (about 15–25 kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww) were a consequence of residual methane emissions and energy consumption for the operations. Between 84% and 91% of the total biogenic carbon sequestered was associated with the RDF and between 9% and 16% with compost and rejects from the biological treatment (see Table S1). These results are in agreement with the findings of previous studies (e.g. Manfredi et al., 2009; Manfredi et al., 2010b; and Manfredi et al., 2011) where potential savings associated with carbon sequestration were illustrated for different waste types. (3) Biological processes resulted in GW savings only for MBTP I-2 when

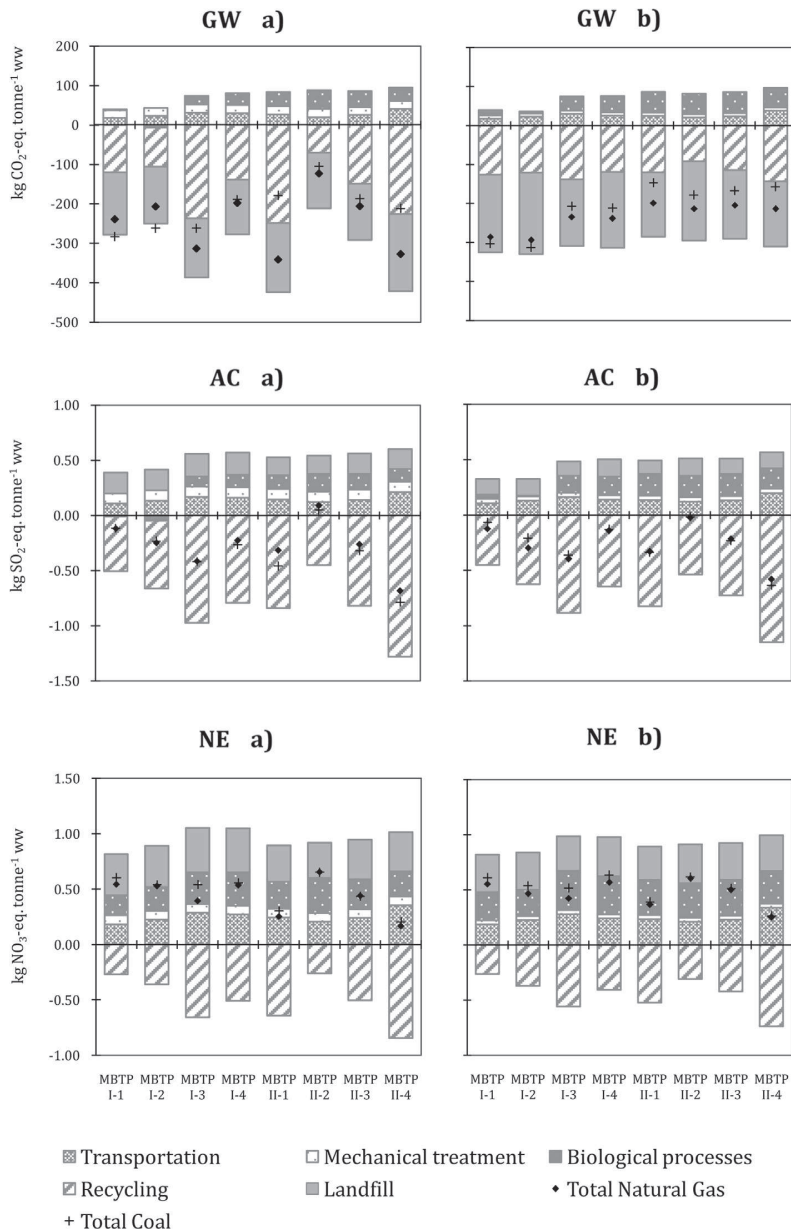


Fig. 2. Characterized environmental impacts on selected non-toxic categories: process contributions. a: waste-specific model results; b: waste-average model results.

natural gas was the marginal energy source thanks to the significant electricity recovery. When coal was the marginal energy source also MBTP I-1 achieved net GHG savings. For all the scenarios, the GHG emissions ( $\text{kg CO}_2\text{-eq. tonne}^{-1}\text{ww}$ ) ranged from  $-7$  to  $48$  in the case of natural gas and  $-48$  to  $75$  in the case of coal. As shown by the results for MBTP I-3 and MBTP I-4, a gross electricity efficiency of  $13\text{--}14\%$  was not sufficient to assure 'GHG-neutrality' to the biological treatment itself (i.e. to compensate the impacts due to the emissions and consumptions) neither in the case of natural gas nor coal as marginal energy sources. However, an optimized use of the biogas-energy through, for example, maximization of the

electricity production and later use of the waste heat from the biogas engine to heat the digestion process may drastically increase the associated GHG savings. Additional environmental impacts were caused by mechanical treatment to separate organic matter and recyclables (ca.  $8.5 \text{ kg CO}_2\text{-eq. tonne}^{-1} \text{ ww}$  due to energy consumption) and transportation (between  $17$  and  $40 \text{ kg CO}_2\text{-eq. tonne}^{-1} \text{ ww}$  depending on the amount of recyclables transported).

The results for AC and NE followed a similar trend among the assessed scenarios. On both categories recycling was the most important contributor to the savings. All the other processes determined environmental impacts, primarily related to (the order

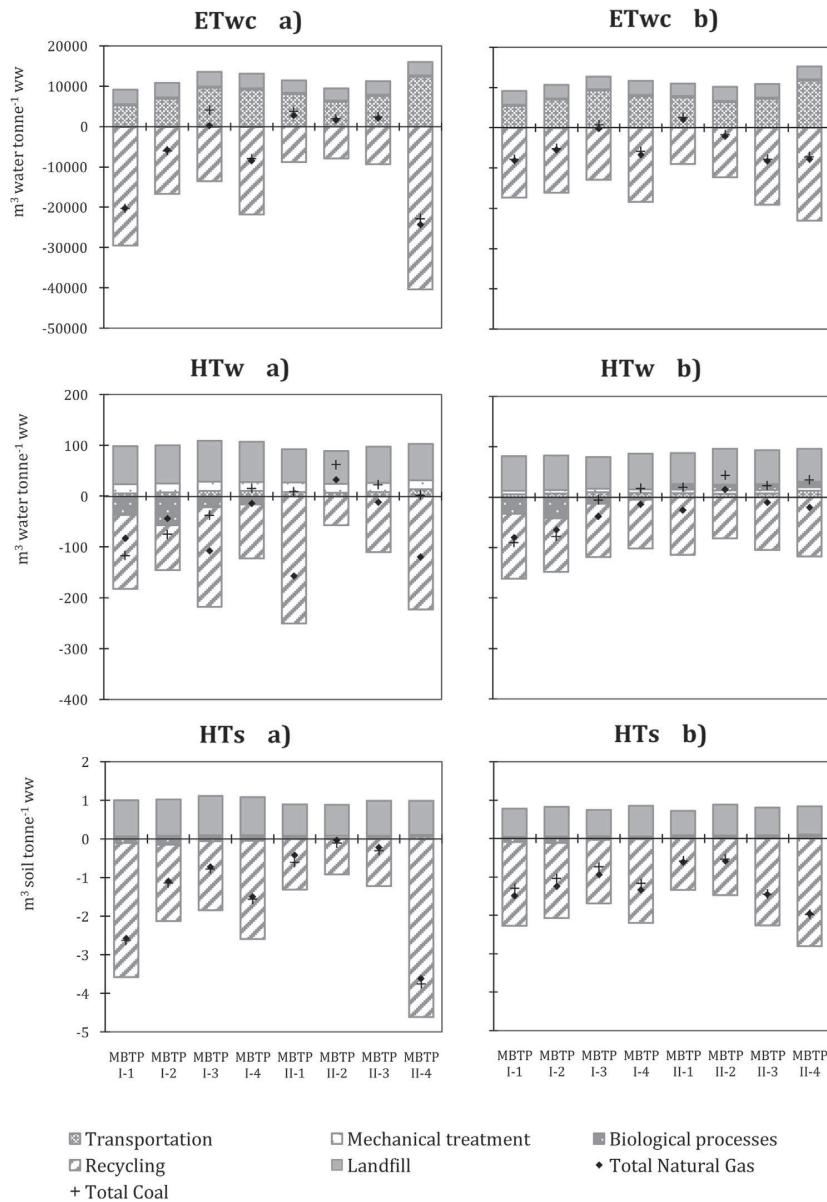


Fig. 3. Characterized environmental impacts on selected toxic categories: process contributions. a: waste-specific model results; b: waste-average model results.

reflecting the relevance): NH<sub>3</sub> emissions from composting (biological processes), NH<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> from landfilling (leachate) and NO<sub>x</sub> (transportation). On NE, NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub> emissions exceeded the avoided N-emissions associated with recycling determining an overall impact on this category in all the addressed scenarios. This was not the case for AC where only one scenario performed with a net impact (MBTP II-2) due to low material recovery efficiencies at the MBT. This could be avoided by, for example, optimizing metals (particularly aluminium) recovery.

Regarding the remaining non-toxic categories, no remarkable differences among the scenarios were found in the categories SOD and SGR (Table S3). Here the impact was entirely caused by

landfilling (due to CFCs and ammonia emissions to groundwater through leachate). On POF, impacts were primarily caused by transportation (VOCs) and to a minor extent by landfilling and biological processes (fugitive CH<sub>4</sub> emissions).

### 3.1.2. Toxic impact categories

As illustrated in Fig. 3a, the results on the toxic categories ETwc, HTw, and HTs highlighted the benefits associated with recycling to which all the environmental savings were connected across the different scenarios. As a consequence, the scenarios with highly efficient recovery of recyclables at the MBT plant achieved the greatest performances. Particularly, the recovery efficiency of

aluminium determined the performances on ETwc, HTs and, to a minor extent, also on HTw: the higher the overall recovery at the MBT (see Table 3) the better the results; the impacts were mostly due to transportation and landfilling as a consequence of metals emissions (through leachate) and uncombusted hydrocarbons (transportation). On ETwc only the scenarios with aluminium recovery efficiency at the MBT above 60% achieved environmental savings (i.e. MBTP I-1, MBTP I-2, MBTP I-4 and MBTP II-4); the impacts from transport and landfilling were comparable for all scenarios. On HTw the performance was mainly related to energy and aluminium recovery (and consequent avoided emissions from fossil fuel combustion and virgin material production): the scenarios with direct composting and scarce recovery efficiencies (i.e. MBTP II-2, MBTP II-3 and MBTP I-4) performed therefore worst. All the assessed scenarios performed with impacts on HTa (Table S3); this was principally attributed to VOCs emissions from transportation. The impacts on ETs (not shown) were negligible compared with the remaining categories.

### 3.2. 'Waste-average' results (current performance)

Figs. 2b and 3b allows for comparing the scenarios disregarding the effects associated with the differences in the waste composition thus gaining insight into the technical performances of the MBT plants investigated. The results for GW highlighted that, generally, the performance of the scenarios with *MBT type I* was better than *type II* provided high electricity recovery (e.g. MBTP I-1 and MBTP I-2). It should be noted how the overall magnitude of the GW performance was affected by the changes in the waste composition. The average variation of GHG savings between case a and b (i.e. absolute average GHG variation of the eight scenarios) corresponded to about 22%. The largest variation was seen for MBTP II-2 (40% net increase of GHG savings) as a consequence of the increased content of ferrous metals, paper and cardboard in the input waste composition.

The results for AC and NE reflected the overall materials recovery (and consequent recycling) efficiency: MBTP II-4 performed best thanks to higher recovery for aluminium, plastic, cartons, and paper compared with the remaining scenarios. However, as opposed to AC, on NE all the scenarios contributed with environmental impacts as a consequence of higher N-emissions from composting and landfills in comparison with the avoided N-emissions connected to recycling. Yet, efficient material recovery at MBT has the potential to mitigate the overall NE impact (e.g. see MBTP II-4). The impacts on the remaining non-toxic categories (POF, SOD, and SGR) were primarily due to landfilling and transportation as earlier described; the magnitude was comparable for all the scenarios (Table S3).

On ETwc and HTs the results were mainly affected by the amount of recovered aluminium (which determines the most significant savings on these categories as earlier described): the scenarios having the lowest recovery efficiency at the MBT (MBTP I-3, MBTP II-1 and MBTP II-2, see Table 3) were the worst. It can be noticed that the overall performance of MBTP I-1 and MBTP II-4 decreased in (b) compared with (a) as a result of the diminished share of aluminium in the average 'Castilla y León' waste composition compared with the specific waste input to these plants (Table 2). In HTw the major savings were associated with recycling of paper and aluminium and also, to a minor extent (when natural gas is the marginal source) energy recovery, as earlier described. The combination of no-energy as well as low materials recovery determined net impacts in the case of MBTP II-2. This also applied to MBTP I-4 and to all scenarios with *MBT type II* when coal was the marginal energy source. All the addressed scenarios contributed

with comparable impacts (see Table S3) on HTa; these were primarily attributed to transportation as earlier described.

### 3.3. Potentials for optimizing the environmental performance

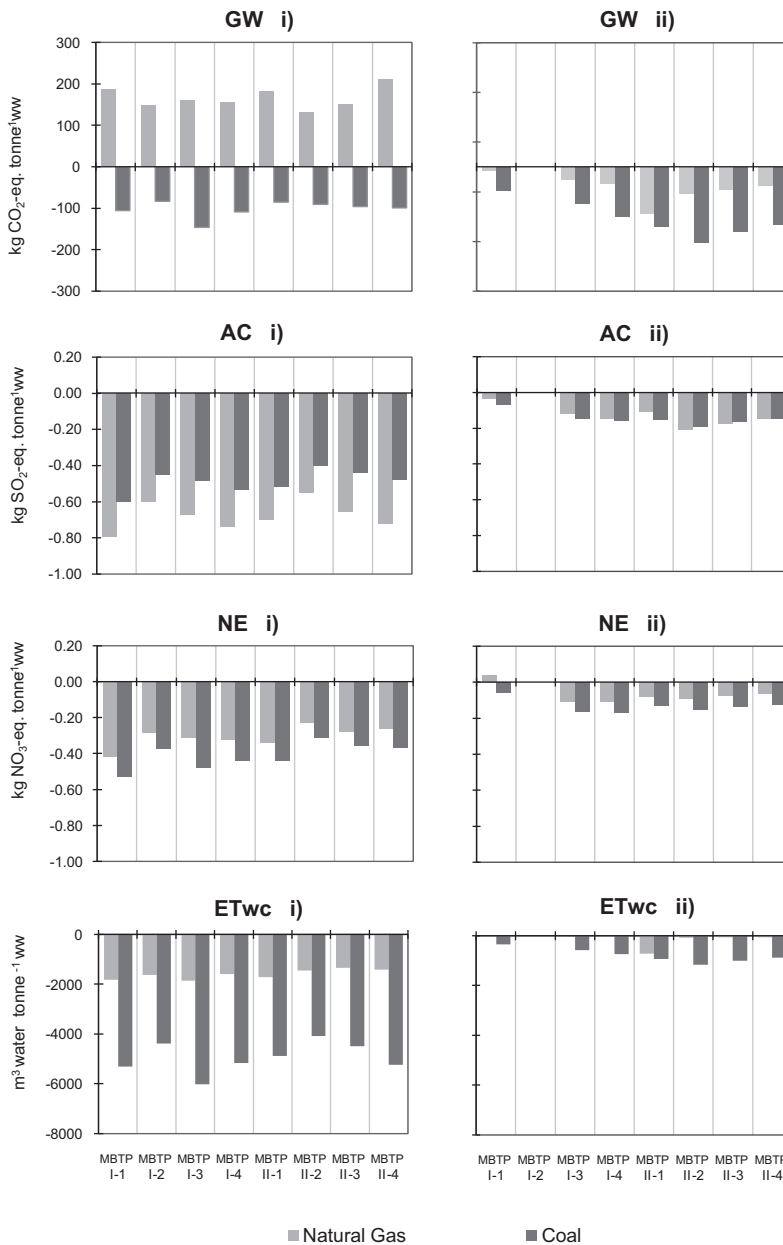
Figs. 4 and 5 shows the environmental consequences in terms of benefits and/or impacts associated with potentially improved waste management scenarios (i, ii, and iii). The bars in Fig. 4 indicate the net difference in the environmental impact or saving between the improved and the baseline scenario that is set to zero and used as reference (i.e.  $\Delta$ saving or  $\Delta$ impact = improved value – baseline value): a bar pointing towards negative values indicates that the improved scenario achieved increased environmental savings compared with the baseline (and vice versa). The waste-specific scenarios were used as baseline. Fig. 4(i) shows the variation in the environmental performance in the case that RDF was incinerated instead of landfilled. Fig. 4(ii) shows the variation when the organic matter is anaerobically digested with optimized energy recovery (see Section 2.6) instead of 'directly' composted.

Fig. 5 shows the average GHG emissions (i.e. average of the eight scenarios) associated with 100% material recovery at the MBT or, alternatively, 100% material incineration, relative to the baseline LCA results. These were set to zero and used as reference. Thus, any value below zero represents a saving compared with the baseline (and vice versa). Table S4 reports the detailed results for the individual scenarios. This analysis was performed to illustrate the potentials for GHG savings associated with the management of the individual waste materials.

The results (Figs. 4 and 5) showed that from a GHG perspective significant environmental improvements may be achieved by a combination of the following (the order reflecting the relevance): 1) increased materials recovery (primarily metals and plastic) and 2) optimized biological treatment of OFMSW. Incineration of RDF (instead of landfilling) was beneficial only if coal was the marginal energy source. These results are in agreement with Arena et al. (2003) where one MBT plant was considered as one of the waste management scenarios. Overall, optimization of metals and plastic recovery should be prioritized. This would enhance the environmental performance on all environmental categories (exemplified in Fig. 5 for GW). The associated savings varied across the scenarios depending upon the waste composition. In the case of paper and cardboard, additional savings from improved recovery are dramatically dependent upon the assumptions regarding C sequestration and, therefore, the considered time horizon. If C sequestered was not accounted, the additional savings from paper recycling compared with landfilling would be much more significant (Fig. 5 and Table S4).

Optimization of the biological treatment also induced additional GW savings (between –8 and –93 kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww). Note that biogas may also provide additional benefits in relation to storability and flexibility of use in the perspective of future energy systems with increased penetration of wind and other fluctuating renewables such as photovoltaic and tides (among the others: Lund, 2007; Mathiesen et al., 2011a,b; Tonini and Astrup, 2012b).

As aforementioned RDF incineration decreased the GW performances compared with landfilling when C sequestration was accounted for along with natural gas as marginal energy source. The reason for this was that the CO<sub>2</sub> savings from avoided natural gas combustion were largely compensated by waste-specific CO<sub>2</sub> emissions (from plastic). As opposite to this, the GHG performance was instead improved compared with the baseline (landfilling) when coal was the marginal energy source (Fig. 4). This indicates that RDF should be used to substitute for fossil fuels with higher emission factor than that of natural gas (see 3.3.1). Additionally, RDF incineration strongly mitigated the impact potential on all the



**Fig. 4.** Environmental consequences (selected non-toxic and toxic categories) associated with the potentially improved waste management scenarios (i and ii). The error bars indicate the net difference in the environmental impact or saving between the improved and the baseline scenario (i.e.  $\Delta$ saving or  $\Delta$ impact = improved value – baseline value). Model results.

remaining categories, particularly on SGR. The latter was on average reduced down to ca. 1/3 of the current impact potential.

**3.3.1. Energy from RDF: effects of energy efficiency, plastic recovery, and fuel substituted on GW (break-even points)**

As aforementioned RDF incineration resulted in worse GHG performance compared with the baseline (landfilling) when natural gas was the marginal energy source. This may change if: 1) the

electricity efficiency of the combustion process increases, 2) sorting and recovery of plastic at the MBT is applied prior to RDF incineration, and 3) the substituted fuel has higher CO<sub>2</sub> emission factor than that of natural gas. The first (1) was assessed by identifying the net electricity efficiency ( $\eta_{\text{power plant}}$ ) that should be achieved at the dedicated RDF incinerator (or a generic power plant) in order to equal the same GHG savings of the baseline (where plastic along with the remaining RDF is landfilled and carbon from paper and



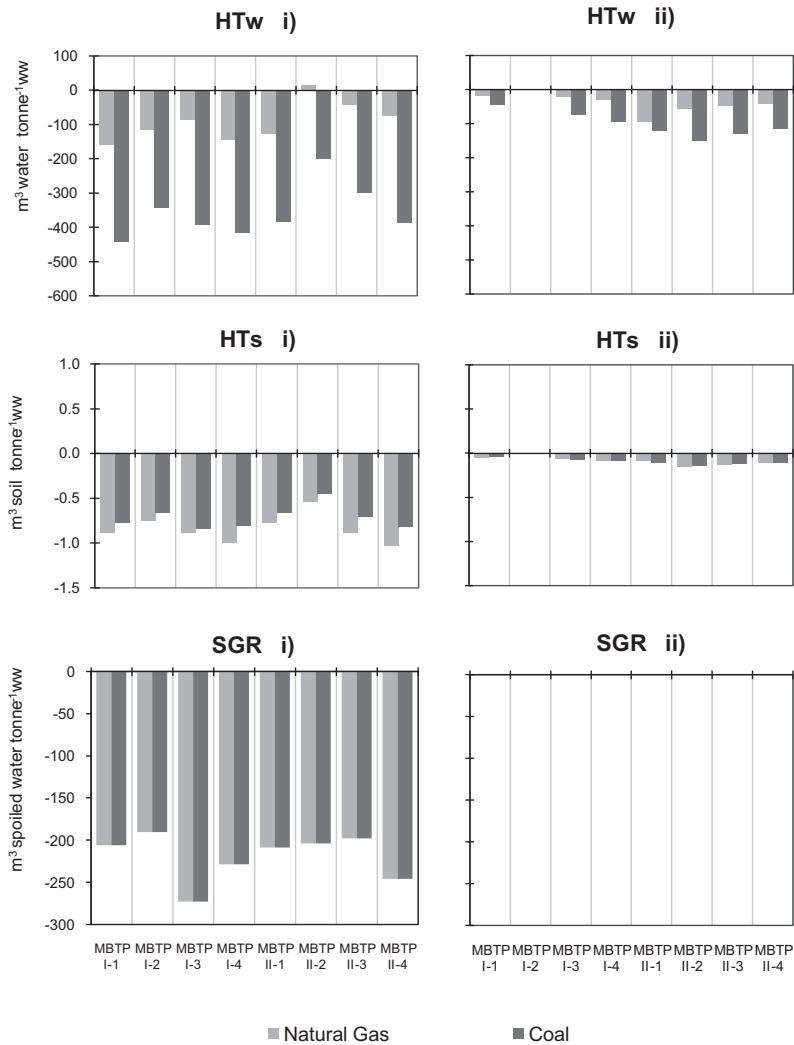


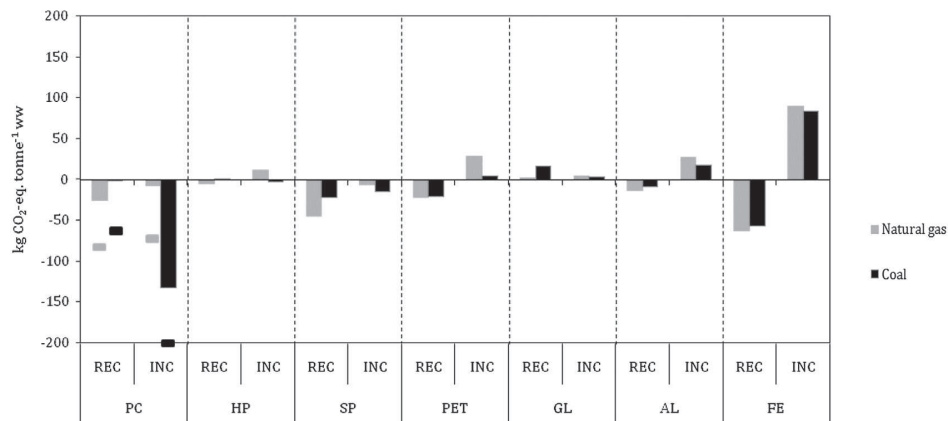
Fig. 4. (continued).

organic is sequestered). The calculation was performed according to Equation S1 (SD). Similarly, for the second (2), the plastic recovery efficiency ( $\eta_{rec}$ ) that should be achieved at the individual MBT plants to equal the GHG performance of the baseline was evaluated. The calculation was performed according to Equation S2 (SD). The third (3) was earlier exemplified in the case of coal as marginal energy source (Section 3.3). However, Equation S3 (SD) allows recalculating the specific CO<sub>2</sub> emission factor that the 'substituted fuel' ( $EF_{fuel}$ ) should assume in the individual MBT scenarios to equal the GHG performance of the baseline. As reported in Table S6, a net electricity efficiency of 49–53% should be achieved to equal the GHG performance of the baseline. Alternatively, recovery efficiency at the MBTs greater than 85–100% should be achieved for the considered recyclable plastic fractions (see SD). The CO<sub>2</sub> emission factor of the 'fuel substituted' varied between 67 and 72 g CO<sub>2</sub>-eq. MJ<sup>-1</sup> depending on the scenario (Table S6). Thus, the substitution of any fuel having emission factor above this range would induce net GHG savings

compared with the baseline (RDF landfilling). This might be the case, for example, of substitution of light oil, heavy fuel oil, or coal (emission factors greater than that of natural gas).

### 3.4. Perspectives

The results of this research suggest that the assessed MBT plants, even if recently commissioned, aim at a safe disposal (e.g. stabilization of the OFMSW prior to landfilling) rather than at maximizing energy and materials recovery. In this perspective, large potentials exist to optimize the environmental performance, thereby changing the perception on MSW from 'waste to be disposed' to 'resource and energy carrier'. Table S7 presents an overview of the total annual GHG savings that could be achieved in each individual MBT plant by optimizing biogas-energy and materials recovery (RDF is assumed landfilled). A total was also estimated. Overall, the estimated potential for GHG emission savings



**Fig. 5.** Average (of the eight scenarios) GHG savings ( $\text{kg CO}_2\text{-eq. tonne}^{-1}\text{ ww}$ ) associated with 100% waste material recovery at the MBT or, alternatively, 100% waste material incineration, relative to the baseline LCA results. REC: 100% recycling of the selected waste material; INC: 100% incineration of the selected waste material. PC: paper and cardboard; HP: hard plastic (HDPE); SP: soft plastic (LDPE); PET: polyethylene terephthalate; GL: glass; AL: aluminium; FE: ferrous metals. The 'square' indicates the GHG saving in the case that C sequestration was not accounted for in the baseline. Model results.

equalled ca. 180,000–190,000 tonne  $\text{CO}_2\text{-eq. y}^{-1}$  depending on the assumption for the marginal electricity source.

The fact that the largest savings are associated with recovery/recycling along with the poor GHG performance of RDF incineration (under the assumptions made about marginal electricity source and carbon sequestration) highlight that optimization of materials recovery is crucial, if the focus is mitigating GHG emissions. Future studies should thus focus on evaluating alternative options to maximize recycling; these should include source-segregation strategies to be integrated with optimized mechanical–biological treatment. In addition, optimal strategies for energy recovery from RDF should also be further evaluated, likely including heat recovery (for example for industry or for district heating/cooling), co-firing in dedicated large-scale power plants or in cement kilns, to maximize the total energy recovery.

#### 4. Conclusion

From a GHG perspective the results documented that the environmental performance of the current waste management is primarily connected with material recovery, carbon sequestration in landfill, and energy recovery through anaerobic digestion of the organic matter. The waste composition principally affected the magnitude of the benefits associated with recycling. These varied widely across the assessed scenarios depending on both waste composition and recovery efficiencies at the MBT. On the remaining environmental categories the performance was primarily dictated by the amount of recovered materials.

Overall, MBT plants with efficient energy recovery from the biogas performed better. High recovery efficiency for paper, plastic, and metals provided significant environmental savings on the non-toxic categories whereas high recovery efficiency for aluminium induced considerable benefits on the toxic.

The recommendation for upgrading and/or commissioning of future plants is therefore to optimize material recovery through increased automation of the selection and to prioritize biogas-electricity production from the OFMSW (with further re-use of the waste heat within the digestion process) over direct composting. The optimal strategy for RDF management depends upon the environmental compartment to be prioritized and the type of marginal energy source in the system. To this respect, further investigations are needed.

#### Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the financial support from the Junta de Castilla y León (Spain).

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data related to this article can be found at <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>.

#### References

- Abeliotis, K., Kalogeropoulos, A., Lasaridi, K., 2012. Life cycle assessment of the MBT plant in Ano Liosia, Athens, Greece. *Waste Manage.* 32, 213–219.
- ADEME. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 1998. MODECOM TM: Method for Characterization of Domestic Waste. ADEME, Paris, p. 61.
- Arena, U., Mastellone, M.L., Perugini, F., 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chem. Eng. J.* 96, 207–222.
- Bilitewski, B., Oros, C., Christensen, T.H., 2011. Mechanical biological treatment. In: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology and Management*. Wiley & Sons, London.
- BOE, 2005. Boletín Oficial del Estado de 19 de julio de 2005. RD 824/2005 on Fertilizer Products, vol. 171, pp. 25592–25669. Available on web: [www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf).
- Boldrin, A., Neidel, T.L., Damgaard, A., Bhandar, G.S., Møller, J., Christensen, T.H., 2011. Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Manage.* 31, 619–630.
- Börjesson, P., Berglund, M., 2006. Environmental systems analysis of biogas systems – part I: fuel-cycle emissions. *Biomass Bioenerg.* 30, 469–485.
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Manage.* 30, 2383–2395.
- CEC, 1999. Council directive 1999/31/EC on the landfill of waste. Off. J. Eur. Communities L 182 (1). Available at: [http://www.central2013.eu/fileadmin/user\\_upload/Downloads/Document\\_Centre/OP\\_Resources/Landfill\\_Directive\\_1999\\_31\\_EC.pdf](http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/Document_Centre/OP_Resources/Landfill_Directive_1999_31_EC.pdf) (accessed 12.12).
- Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A.W., Weidema, B.P., Hauschild, M., 2009. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manage. Res.* 27, 696–706.
- Combs, A.R., 2012. Life Cycle Analysis of Recycling Facilities in a Carbon Constrained World. NC State Dept of Civil, Construction, and Environmental Engineering, North Carolina, USA. MS thesis.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D., 2003. The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability. *Waste Manage.* 23, 37–44.
- Damgaard, A., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 773–780.
- De Feo, G., Malvano, C., 2009. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Manage.* 29, 1901–1915.

- ECN, 2009. Personal Communication with Josef Barth, Managing Director, European Compost Network (ECN).
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guine, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in life cycle assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21.
- Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5869–5877.
- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of Compost Standards within the EU, Northamerica and Australasia". Main report. The Waste and Resources Action Programme. Available at: [http://www.compostingvermont.org/pdf/WRAP\\_Comparison\\_of\\_Compost\\_Standards\\_2002.pdf](http://www.compostingvermont.org/pdf/WRAP_Comparison_of_Compost_Standards_2002.pdf) (accessed 12.12).
- IDAE, 2010. Spain's National Renewable Energy Action Plan 2011–2020. Available at: [http://pvtr.in.eu/assets/media/PDF/EU\\_POLICIES/National%20Renewable%20Energy%20Action%20Plan/202.pdf](http://pvtr.in.eu/assets/media/PDF/EU_POLICIES/National%20Renewable%20Energy%20Action%20Plan/202.pdf) [http://ec.europa.eu/energy/renewables/action\\_plan\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/renewables/action_plan_en.htm) (accessed 12.12).
- ISO, 2006a. Environmental Management-life Cycle Assessment-principles and Framework, second ed. ISO, p. 14040.
- ISO, 2006b. Environmental Management-life Cycle Assessment-requirements and Guidelines, first ed. ISO, p. 14040.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist, E.M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J., 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, ESU-services, Uster (Switzerland). Ecoinvent report No 17.
- Juniper Consultancy Services Ltd, 2005. MBT: a Guide for Decision Makers: Processes-policies-markets. Available at: <http://www.wmaa.asn.au/event-documents/2012skm/awt/or/Summary-Report.pdf> (accessed 12.12).
- Kirkeby, J.T., Hansen, T.L., Birgisdóttir, H., Bhandar, G.S., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Manage. Res.* 24, 3–15.
- Lund, H., 2007. Renewable energy strategies for sustainable development. *Energy* 32, 912–919.
- Manfredi, S., Christensen, T.H., Scharff, H., 2009. Landfilling of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 825–836.
- Manfredi, S., Christensen, T.H., Scharff, H., Joeri, J., 2010a. Environmental assessment of low-organic waste landfill scenarios by means of life-cycle assessment modelling (EASEWASTE). *Waste Manage. Res.* 28 (2), 130–140.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2010b. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Manage.* 30, 433–440.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 995–1004.
- Mathiesen, B.V., Lund, H., Hvelplund, F.K., Connolly, D., Bentsen, N.S., Tonini, D., Hansen, K., 2011a. CEESA 100% Renewable Energy Scenarios towards 2050. Aalborg University, Aalborg (Denmark). <http://www.ceesa.plan.aau.dk> (accessed 12.12).
- Mathiesen, B.V., Lund, H., Karlsson, K., 2011b. 100% Renewable energy systems, climate mitigation and economic growth. *Appl. Energy* 88, 488–501.
- Meneses, M., Pasqualino, J., Castells, F., 2012. Environmental assessment of the milk life cycle: the effect of packaging selection and the variability of milk production data. *J. Environ. Manage.* 107, 76–83.
- Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2009. Recycling of paper: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 746–753.
- Merrild, H., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2012. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Manage.* 32, 1009–1018.
- MITYC, 2011. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. La energía en España 2010. Secretaría General Técnica, Madrid. Available at: [http://www.minetur.gob.es/energia/balances/balances/librosenergia/energia\\_espana\\_2010\\_2ed.pdf](http://www.minetur.gob.es/energia/balances/balances/librosenergia/energia_espana_2010_2ed.pdf) (accessed 12.12).
- MMA, 2006. Medio Ambiente en España 2005. Ministerio de Medio Ambiente. Centro de publicaciones, Secretaría General Técnica. Available at: [http://www.marm.es/estadistica/temas/estadisticas-ambientales/index2010-10-29\\_23.19.09.1624.aspx](http://www.marm.es/estadistica/temas/estadisticas-ambientales/index2010-10-29_23.19.09.1624.aspx) (accessed 12.12).
- MMA, 2010. Ministerio de Medio Ambiente. Perfil ambiental de España 2010. Centro de publicaciones, Secretaría Técnica. Available at: [http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/D\\_Gesti%C3%B3n\\_residuos\\_tcm7-164926.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/D_Gesti%C3%B3n_residuos_tcm7-164926.pdf) (accessed 12.12).
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.C., 2010. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants. *Bioresour. Technol.* 101, 8267–8272.
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Appl. Therm. Eng.* 31, 2135–2140.
- Nielsen, M., Nielsen, O., Thomsen, M., 2010. Emissions from Decentralised CHP Plants 2007. Environmental project no. 07/1882. Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR786.pdf> (accessed 12.12).
- Papageorgiou, A., Karagiannidis, A., Barton, J.R., Kalogirou, E., 2009. Municipal solid waste management scenarios for Attica and their greenhouse gas emission impact. *Waste Manage. Res.* 27, 928–937.
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Manage.* 29, 1251–1257.
- Stegmann, R., 2010. Landfilling: MBP waste landfills. In: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology & Management*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 788–799.
- Tonini, D., Astrup, T., 2012a. Life-cycle assessment of a waste refinery process for enzymatic treatment of municipal solid waste. *Waste Manage.* 32, 165–176.
- Tonini, D., Astrup, T., 2012b. Life-cycle assessment of biomass-based energy systems: a case study for Denmark. *Appl. Energy* 99, 234–246.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z., Altling, L., 1997. Environmental Assessment of Products. In: *Methodology, Tools and Case Studies in Product Development*, vol 1. Chapman & Hall, London, England.
- World Health Organization, WHO, 2006. Guidelines for Drinking-water Quality – First Addendum to Third Edition, vol. 1. WHO Press, Switzerland, ISBN 92 4 154696 4, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27.

Supporting information (SI) for:

**Mechanical-biological treatment: performance  
and potentials. A LCA of 8 MBT plants including  
waste characterization**

Cristina Montejo\*<sup>a</sup>, Davide Tonini<sup>b</sup>, María del Carmen Márquez<sup>a</sup>,  
Thomas Astrup<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Department of Chemical Engineering, University of Salamanca, Plaza de los Caídos 1-5, 37008 Salamanca, Spain.

<sup>b</sup> Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Miljøvej, Building 115, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark.

\*Corresponding author. Tel: +34 923 294 479; Fax: +34 923 294 574.  
E-mail: cmontejo@usal.es

This SI document includes text and tables with details on the life cycle inventory of the waste treatment technologies used in the assessment and on the LCA results.

## Index

1. Life cycle inventory	S2
1.1 Collection and transport	S2
1.2 Recycling	S2
1.3 Landfilling	S4
1.4 RDF incineration	S5
2. Results	S6
2.1 Biogenic carbon balance	S6
2.2 Normalized LCA results	S7
2.3 Potential GHG savings from recovery/recycling	S9
2.4 Energy from RDF: mathematical approach	S10
2.5 Estimation of overall potential for GHG savings by optimizing MBT plants	S13
<a href="#">3. References</a>	S14

## **1. Life cycle inventory**

### **1.1 Collection and transport**

Collection was modelled by its diesel consumption per tonne of wet waste collected (3.27 L diesel tonne<sup>-1</sup> ww) according to Larsen et al. (2009a). Each recyclable fraction mechanically recovered in the MBT plant was baled, stored separately and sent to recycling facilities. The fuel consumption for transportation to the recycling plants was modelled based on Eisted et al. (2009). The fuel consumption ranged from 0.04 L diesel km<sup>-1</sup> tonne<sup>-1</sup> RDF to 0.2 L diesel km<sup>-1</sup> tonne<sup>-1</sup> plastic. Distances were based on current destination of the recovered products which are 200 km for glass, 250 km for paper, 300 km for metals, 700 km for transportation of both plastics and beverage cartons and 2 km for transport of compost, rejects and RDF to the landfill.

### **1.2 Recycling**

Each individual waste material fraction recovered in the MBT plants was assigned a specific recycling technology. The recycling processes were modelled by implementing a combination of two parameters: technical substitution and market substitution. The percentage of technical substitution represents the material loss in the recycling process since losses occur during processing. The amount of recycled material is thus a percentage of the input waste material. The percentage of market substitution is related to the market acceptance of the recycled product. Recycled materials substitute similar products made with virgin material avoiding impacts generated by the original manufacturing; the market substitution is thus estimated as a percentage of the avoided production.

Paper and aluminium recycling technologies were based on generic European data (EDIP database). The material loss during the processes was set to 18% and 21% respectively and market substitution was set to 100% for both materials according to Schmidt and Strömberg (2006). Technologies for plastic recycling were based on data from existing facilities in Denmark and Sweden. HDPE and LDPE substituted for similar materials produced from virgin resources with an efficiency of 90% and the material loss reached 10%. In the case of PET, recycled material avoided 100% virgin production and technical substitution was set to 97%, i.e. 3% of material was lost during the process. A glass recycling technology based on remelting of glass cullet to manufacture new bottles was selected. Both technical and market substitutions were assumed 100%. Ferrous materials recovered through magnets in MBT plants are shredded and new sheets are made from the scraps; process and consumption were based on a Swedish facility. Steel losses were set to 13% and the market substitution to 100%. The data of these processes were taken from the EDIP database. Additionally, energy and GHG performances of these recycling processes can be found in: Merrild et al. (2009) for paper and cardboard, Astrup et al. (2009a) and Bernstad et al. (2011) for different plastic materials, Damgaard et al. (2009) for metals, Larsen et al. (2009b) for glass.

With respect to beverage cartons, these were assumed composed of 74% paper, 22% polyethylene and 4% aluminium (Tetra Pak, 2004). The first step in recycling is to divide the recovered cartons into their individual components. To this purpose, a process similar to paper repulping is performed recovering the paper fraction by means of water addition. However, process efficiency is lower than original repulping

because of the presence of polymer and aluminium layers. Beverage carton fiber has desirable properties and can be made into folding boxboard, corrugation fluting and other products. The cardboard market substitution was set to 90%. The mixed stream of polyethylene and aluminium is subjected to pyrolysis processes recovering thus aluminium powder which market substitution was assumed 100%. The heat resulting from pyrolysis is used to dry the paper fibers. The overall material loss in the processes was 22% corresponding to the plastic content of beverage cartons. The energy consumption was set to 75 kWh tonne<sup>-1</sup> of beverage cartons based on the life cycle inventory of containers systems for wine (Franklin, 2006).

For example with respect to GHG emission savings the net (i.e. including the environmental burdens of the recycling process itself) CO<sub>2</sub>-eq. savings associated with recycling 1 tonne of, respectively, aluminium, ferrous material, paper, hard and soft plastic, plastic bottles, glass and beverage cartons equalled (assuming natural gas as marginal) 8200, 5800, 720, 1200, 2400, 680, 260 and 1000 kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww.

### **1.3 Landfilling**

Stabilized organic material (compost), RDF and rejects from compost refinement were landfilled. The landfill was modelled as a conventional landfill (Manfredi and Christensen, 2009). This technology involved suitable collection systems of leachate generated because of degradation, leachate treatment process, gas collection system, flaring and oxidizing compost layer on the top of the landfilled waste. The assessed 100-year horizon was divided in four time periods to better represent the different operational conditions of the landfill cells



(Manfredi and Christensen, 2009). It was assumed that 80% of the landfill gas generated was collected during the second (duration: 8 years) and third period (duration: 35 years) whilst was not collected in the first (duration: 2 years) and last (duration: 55 years). 100% of the collected gas was assumed burnt in the flare as this is the current management scenario in the geographical region assessed. Composition of leachate and landfill gas was defined according to previous studies (Manfredi and Christensen, 2009).

#### **1.4 RDF incineration**

Although in the assessed reference scenarios RDF was landfilled (in accordance with the current waste management system in the assessed geographical region), potential changes in RDF management have been studied. This translated into dedicated incineration of RDF in place of the current landfilling.

The incinerator was modelled based on the technology described in Tonini and Astrup (2012a). The incinerator was assumed being a grate-fired incinerator equipped with wet flue gas cleaning, selective non-catalytic reduction (SNCR) of NO<sub>x</sub>, Hg and dioxin removal by activated carbon. The gross electricity efficiency of the incinerator was assumed 30%, relative to the lower heating value (LHV) of the waste input, representing state of the art incinerators combusting high-energy content materials and provided with flue-gas condensation (DEA, 2012, ISWA, 2006). Internal electricity consumption at the plant was 65 kWh tonne<sup>-1</sup> ww plus an additional 0.42 L tonne<sup>-1</sup> ww of oil as auxiliary fuel, and 0.66 kg NaOH tonne<sup>-1</sup> ww and 7.9 kg CaCO<sub>3</sub> tonne<sup>-1</sup> ww for flue gas cleaning (Astrup et al., 2009b; Fruergaard and Astrup, 2011). The air emissions were divided

into process-specific (independent on waste composition, e.g. NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO) and waste-specific (determined by output transfer coefficients). Selected air emissions can be found in Tonini and Astrup (2012a). Bottom ashes were assumed utilized as construction material substituting natural gravel following the approach of Birgisdottir et al. (2007). Air pollution control (APC) residues were assumed to be utilized in the backfilling of old salt mines following the approach of Fruergaard et al. (2010).

## 2. Results

### 2.1 Biogenic carbon balance

Table S1 details the biogenic carbon balance for the scenarios under assessment.

Table S1. Biogenic carbon balance (kg C); rMSW: residual MSW input to the MBT plant; RDF: refuse derived fuel; CP: composted material (including rejects); Loss: biogenic C degraded (or found in recycled materials); a: waste-specific results; b: waste-average results.

MBTP	rMSW		Outputs of MBT				Sequestration in landfill				Loss	
			RDF		CP		RDF		CP			
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
I-1	183	183	71	77	39	37	53	58	9	8	121	117
I-2	176	183	68	87	37	33	50	63	9	8	117	112
I-3	190	183	75	68	36	37	54	50	8	8	128	125
I-4	169	183	72	84	33	34	50	60	8	8	111	116
II-1	206	183	73	62	35	35	55	47	8	8	143	128
II-2	176	183	65	87	38	33	46	62	9	8	121	113
II-3	181	183	69	70	38	39	49	51	9	9	123	123
II-4	190	183	88	74	29	32	65	51	7	7	112	125

## 2.2 Normalized LCA results

The normalized LCA results (for both waste-specific and waste-average scenarios) are reported in Table S3. Table S2 reports the EU-15 normalization references used to calculate the normalized LCA results (expressed in the unit: mPE tonne<sup>-1</sup> ww). One PE corresponds to the environmental load caused by one average EU-15 citizen in one year covering all activities in life.

Table S2. Normalization references in the LCA method EDIP97 (Stranddorf et al., 2005).

Category	Acronym	Physical basis	Normalization reference EU-15	Unit
Global warming	GW	Global	8,700	kg CO <sub>2</sub> -eq. person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Photochemical ozone formation	POF	Regional	25	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq. person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Stratospheric ozone depletion	SOD	Global	0.103	kg CFC-11 <sub>1</sub> -eq. person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Acidification	AC	Regional	74	kg SO <sub>2</sub> -eq. person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Nutrient enrichment	NE	Regional	119	kg NO <sub>3</sub> -eq. person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Ecotoxicity in soil	ETs	Regional	964,000	m <sup>3</sup> soil person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Ecotoxicity in water chronic	ETwc	Regional	352,000	m <sup>3</sup> water person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Human toxicity via soil	HTs	Regional	127	m <sup>3</sup> soil person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Human toxicity via water	HTw	Regional	50,000	m <sup>3</sup> water person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Human toxicity via air	HTa	Regional	60,900,000,000	m <sup>3</sup> air person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>
Spoiled groundwater resources	SGR	Regional	130	m <sup>3</sup> groundwater person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>

Table S3. Normalized LCA result (mPE tonne<sup>-1</sup> ww) for all the assessed non-toxic and toxic environmental categories. Values rounded to two significant digits. NG/Coal: natural gas/coal as marginal fuel for electricity production. Values rounded to two significant digits.

		GW		AC		NE		POF		SOD		SGR		ETwc		HTa		HTs		HTw	
		a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
MBTP I-1	NG	-27	-33	-1.6	-1.7	4.6	4.7	1.2	0.9	2.3	1.2	3,000	3,100	-57	-23	2.0	2.1	-20	-12	-1.7	-1.6
	Coal	-33	-35	-1.5	-0.9	5.1	5.1	0.7	0.7	1.4	1.3	3,000	3,100	-58	-22	2.0	2.2	-21	-10	-2.3	-1.8
MBTP I-2	NG	-24	-34	-3.4	-4.0	4.5	3.9	1.7	1.2	2.4	1.5	3,000	3,100	-16	-16	2.5	2.5	-8.6	-10	-	-1.3
	Coal	-30	-36	-3.1	-2.8	4.5	4.5	1.1	1.1	1.4	1.7	3,000	3,100	-17	-15	2.4	2.5	-9.0	-8.2	-1.5	-1.6
MBTP I-3	NG	-36	-27	-5.6	-5.4	3.3	3.6	1.7	1.6	2.6	1.2	3,100	3,000	0.6	-0.6	3.0	2.9	-5.7	-7.4	-2.2	-
	Coal	-30	-24	-5.6	-4.9	4.6	4.3	2.1	1.7	1.6	1.4	3,100	3,000	12	2.1	4.2	3.1	-6.1	-5.8	-	-
MBTP I-4	NG	-23	-27	-3.1	-1.9	4.5	4.8	2.0	1.5	2.5	1.6	3,100	3,100	-24	-19	2.9	2.7	-12	-11	-	-
	Coal	-22	-24	-3.5	-1.8	4.7	5.3	1.7	1.6	1.6	1.8	3,100	3,100	-22	-17	3.1	2.9	-12	-9.2	0.31	0.29
MBTP II-1	NG	-39	-23	-4.3	-4.5	2.1	3.1	1.3	1.3	1.9	1.0	2,400	2,300	7.8	5.7	2.3	2.6	-3.3	-4.8	-3.1	-
	Coal	-21	-17	-6.2	-4.6	2.6	3.3	1.7	1.4	1.2	1.1	2,400	2,300	11	7.1	2.8	2.7	-4.8	-4.6	0.19	0.39
MBTP II-2	NG	-14	-25	1.2	-0.3	5.5	5.1	1.6	1.3	2.1	1.6	2,300	2,600	4.6	-5.9	2.5	2.5	-0.2	-4.6	0.65	0.31
	Coal	-12	-20	0.7	-0.2	5.5	5.2	1.3	1.4	1.4	1.7	2,300	2,600	5.6	-5.0	2.6	2.6	-0.9	-4.3	1.2	0.86
MBTP II-3	NG	-24	-23	-3.5	-2.9	3.7	4.2	1.4	1.1	2.3	1.2	2,600	2,600	5.9	-23	2.7	2.6	-1.7	-11	-	-
	Coal	-22	-19	-4.3	-3.1	3.7	4.3	1.2	1.2	1.4	1.4	2,600	2,600	7.1	-22	2.8	2.6	-2.4	-11	0.23	0.21
MBTP II-4	NG	-38	-25	-9.2	-7.9	1.4	2.1	1.9	2.0	2.2	1.4	2,600	2,400	-69	-22	3.1	3.3	-28	-15	-2.4	-
	Coal	-24	-18	-11	-8.6	1.7	2.2	2.2	2.1	1.6	1.5	2,600	2,400	-65	-20	3.5	3.5	-30	-16	0.06	0.69

### 2.3 Potential GHG savings from recovery/recycling

Table S4 details the potential GHG savings (kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww) associated with 100% waste material recovery or, alternatively, 100% waste material incineration at the individual MBT scenarios relative to the baseline LCA results. The average GHG savings are displayed in Figure 5 of the main manuscript.

Table S4. Potential for GHG savings (kg CO<sub>2</sub>-eq. tonne<sup>-1</sup> ww) associated with 100% waste material recovery or, alternatively, 100% waste material incineration at the individual MBT scenarios relative to the baseline LCA results. REC: 100% recycling of the selected waste material; INC: 100% incineration of the selected waste material. Values rounded to two significant digits.

Scenario	Paper & cardboard	Paper & cardboard <sup>a</sup>	Hard plastic	Soft plastic	PET	Glass	Alu.	Iron
MBTP I-1	-17	-85	-4.9	-61	-27	4.0	-17	-17
MBTP I-2	-1.1	-57	-8.7	-49	-30	0.5	-19	-30
MBTP I-3	-34	-114	-4.8	-44	-19	2.3	-21	-100
MBTP I-4	-9.7	-71	-8.2	-55	-34	2.0	-13	-38
MBTP II-1	-42	-100	-3.2	-50	-16	5.6	-27	-44
MBTP II-2	-3.3	-64	-4.8	-38	-21	3.5	-14	-41
MBTP II-3	-42	-110	-4.6	-57	-24	-2.7	-4.2	-82
MBTP II-4	-18	-78	-5.4	-26	-21	0.5	-3.3	-67
Average	-25	-89	-5.2	-45	-22	1.9	-14	-62

<sup>a</sup> Without accounting for carbon sequestration from paper/cardboard in landfill in the baseline LCA results.

## 2.4 Energy from RDF: mathematical approach

Follows the list of the equations used to calculate:

- ✓ The net electricity efficiency ( $\eta_{\text{power plant}}$ ) that should be achieved at the dedicated RDF incinerator (or a generic power plant) in order to equal the same GHG savings of the baseline (where plastic along with the remaining RDF is landfilled and carbon from paper and organic is sequestered). This was done according to Eq. S1.
- ✓ The plastic recovery efficiency ( $\eta_{\text{rec}}$ ) that should be achieved at the individual MBT plants to equal the GHG performance of the baseline (only sorting of PET, soft and hard plastic were considered). This was done according to Eq. S2.
- ✓ The specific CO<sub>2</sub> emission factor that the ‘substituted fuel’ ( $EF_{\text{fuel}}$ ) should have in the individual MBT scenarios to equal the GHG performance of the baseline. This was done according to Eq. S3.

The solutions for Eq. S1-S3 are summarized in Table S5.

$$GHG_{\text{baseline}} = -LHV_{\text{RDF}} \cdot RDF \cdot \eta_{\text{power plant}} / 3.6 \cdot EF_{\text{NG}} + C_{\text{foss}} \cdot RDF \cdot 44 / 12 \quad \text{Eq. S1}$$

Where:

$GHG_{\text{baseline}}$ : GHG savings achieved in the baseline (landfilling RDF) (kg CO<sub>2</sub>)

RDF: amount of RDF combusted (kg ww)

$LHV_{\text{RDF}}$ : LHV of the RDF (MJ kg<sup>-1</sup> ww)

$\eta_{\text{power plant}}$ : electricity efficiency of the power plant (%) (unknown)

$EF_{\text{NG}}$ : assumed GHG emission factor for natural gas (4.9 kg CO<sub>2</sub> kWh<sup>-1</sup>)

$C_{\text{foss}}$ : C fossil content in the RDF (kg C kg<sup>-1</sup>)

Notice that the only unknown is  $\eta_{\text{power plant}}$ . The ‘minus’ is used to maintain consistency with the results discussion (manuscript) where

environmental savings are reported as negative values. The  $C_{foss}$  content of the material fractions constituting the RDF was assumed according to Riber et al. (2009) as reported in section 2.4 of the manuscript. The terms 3.6 and 44/12 are conversion factors (MJ to kWh and C to CO<sub>2</sub>).

$$GHG_{baseline} = -LHV_{RDF^*} \cdot RDF^* \cdot \eta_{inc} / 3.6 \cdot EF_{NG} + C_{foss} \cdot RDF^* \cdot 44 / 12 - \eta_{rec} \cdot (Pot_{PET\ recycl} + Pot_{SP\ recycl} + Pot_{HP\ recycl}) \quad \text{Eq. S2}$$

Where:

$GHG_{baseline}$ : GHG savings achieved in the baseline (landfilling RDF) (kg CO<sub>2</sub>)

$RDF^*$ : amount of RDF recalculated without the plastic sorted (kg ww)

$LHV_{RDF^*}$ : LHV of the  $RDF^*$  recalculated without the plastic sorted (MJ kg<sup>-1</sup> ww)

$\eta_{inc}$ : electricity efficiency of the incinerator (30%, see 2.7.5)

$EF_{NG}$ : assumed GHG emission factor for natural gas (4.9 kg CO<sub>2</sub> kWh<sup>-1</sup>)

$C_{foss}$ : C fossil content in the  $RDF^*$  (kg C kg<sup>-1</sup>)

$\eta_{rec}$ : recovery efficiency for the plastic material fractions (%) (unknown)

$Pot_{PET\ recycl}$ : potential GHG saving associated with 100% recovery of PET (kg CO<sub>2</sub> tonne<sup>-1</sup> ww)

$Pot_{SP\ recycl}$ : potential GHG saving associated with 100% recovery of soft plastic (kg CO<sub>2</sub> tonne<sup>-1</sup> ww)

$Pot_{HP\ recycl}$ : potential GHG saving associated with 100% recovery of hard plastic (kg CO<sub>2</sub> tonne<sup>-1</sup> ww)

$Pot_{PET\ recycl}$ ,  $Pot_{SP\ recycl}$ ,  $Pot_{HP\ recycl}$  can be found in Table 7.

The only unknown in Equation S2 is  $\eta_{rec}$ . The ‘minus’ is used to maintain consistency with the text where savings are reported as negative values and impacts as positive.

$$GHG_{baseline} = -LHV_{RDF} \cdot RDF \cdot EF_{fuel} + C_{fossil} \cdot RDF \cdot 44/12 \quad \text{Eq. S3}$$

Where:

$GHG_{baseline}$ : GHG savings achieved in the baseline (landfilling RDF) (kg CO<sub>2</sub>)

RDF: amount of RDF combusted (kg ww)

$LHV_{RDF}$ : LHV of the RDF (MJ kg<sup>-1</sup> ww)

$EF_{fuel}$ : emission factor of the fuel substituted (kg CO<sub>2</sub> MJ<sup>-1</sup>) (unknown)

$C_{fossil}$ : C fossil content in the RDF (kg C kg<sup>-1</sup>)

The only unknown in Equation S3 is  $EF_{fuel}$ .

Table S5. Solutions for Eq. S1-S3.  $EF_{fuel}$ : CO<sub>2</sub> emission factor of the fuel substituted (kg CO<sub>2</sub> MJ<sup>-1</sup>).  $\eta_{power\ plant}$ : electricity efficiency (% relative to LHV);  $\eta_{rec}$ : efficiency of plastic separation (% input). Note that for  $\eta_{rec}$  a value >100% means that the separation of recyclable plastic is not sufficient to equal the GHG savings of the baseline and additional recovery of non-recyclable plastic would be needed.

MBTP	$\eta_{power\ plant}$ (Eq. S1)	$\eta_{rec}$ (Eq. S2)	$EF_{fuel}$ (Eq. S3)
I-1	52%	>100% (>67%) <sup>b</sup>	70
I-2	51%	95% (78%) <sup>b</sup>	70
I-3	50%	>100% (>67%) <sup>b</sup>	69
I-4	50%	90% (65%) <sup>b</sup>	68
II-1	53%	>100% (>70%) <sup>b</sup>	72
II-2	49%	95% (67%) <sup>b</sup>	67
II-3	49%	85% (65%) <sup>b</sup>	67
II-4	50%	>100% (>72%) <sup>b</sup>	68

<sup>b</sup> Overall plastic recovery efficiency (in brackets) calculated on the total plastic input (that is the sum of recyclable and not recyclable plastic fractions).



## 2.5 Estimation of overall potential for GHG savings by optimizing MBT plants

Table S6 details the total annual GHG savings that could be achieved in each individual MBT plant under assessment by optimizing biogas-energy and materials recovery (RDF is assumed landfilled). The GHG savings reported for material recovery and biological treatment build on previous results (section 3.3 and Figure 4-5 of the main manuscript).

Table S6. Overall potential for GHG savings in the MBT plants under assessment. NG/CO: natural gas/coal as marginal for electricity production. Values are rounded to two significant digits.

MBTP	Material recovery		Biological treatment		rMSW treated tonne y <sup>-1</sup>	Potential GHG savings (tonne CO <sub>2</sub> -eq. y <sup>-1</sup> )	
	NG	CO	NG	CO		CO	NG
I-1	- 140	-74	-8	-46	310,000	-47,000	-37,000
I-2	- 140	-78	0	0	86,000	-12,000	-6,700
I-3	- 220	- 150	-26	-74	84,000	-21,000	-19,000
I-4	- 160	-92	-33	-100	280,000	-53,000	-53,000
II-1	- 180	- 110	-93	-120	28,000	-7,600	-6,400
II-2	- 120	-67	-54	-150	106,000	-19,000	-23,000
II-3	- 210	- 140	-45	-130	47,000	-12,000	-13,000
II-4	- 140	-89	-38	-120	95,000	-17,000	-19,000
<b>TOTAL</b>					1,000,000	-190,000	-180,000

### 3. References

Astrup, T., Fruergaard, T, Christensen, T.H., 2009a. Recycling of plastics: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage Res.* 27, 763-772.

Astrup, T., Møller, J., Fruergaard, T., 2009b. Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage Res.* 27, 789–799.

Bernstad, A., Jansen, la J., Aspegren, H. 2011. Life cycle assessment of a household solid waste source separation programme: a Swedish case study. *Waste Manage. Res.* 29(10), 1027-1042.

Birgisdottir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. *Waste Manage.* 27, S75–S84.

Damgaard, A., Larsen, A.W, Christensen, T.H., 2009. Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 773-780.

Danish Energy Agency (DEA), 2012. Technology data for energy plants - Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion. Danish Energy agency, Copenhagen, Denmark. Available at: [http://www.ens.dk/Documents/Netboghandel%20-%20publikationer/2012/Teknologikatalog\\_2012.pdf](http://www.ens.dk/Documents/Netboghandel%20-%20publikationer/2012/Teknologikatalog_2012.pdf) (accessed 12.12).

Eisted, R., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Collection, transfer and transport of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manage. Res.* 27, 738–745.

Franklin Associates, 2006. Life cycle inventory of container systems for wine. Final report prepared for Tetra Pak Inc. by Franklin Associates, a division of ERG Prairie village, KS.

Fruergaard, T., Astrup, T., 2011. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Manage.* 31, 572–582.

Fruergaard, T., Hyks, J., Astrup, T., 2010. Life-cycle assessment of selected management options for air pollution control residues from waste incineration. *Sci. Total Environ.* 408, 4672–4680.

International Solid Waste Association (ISWA). Energy from Waste. State of the Art Report. Statistics 5<sup>th</sup> Edition. Copenhagen, Denmark: ISWA Working Group on Thermal Treatment of Waste; 2006. Available at: [http://www.google.dk/search?q=International+Solid+Waste+Association+\(ISWA\).+Energy+from+Waste.+State+of+the+Art+Report.+Statistics+5th+Edition&sugexp=chrome,mod=15&sourceid=chrome&ie=UTF-8](http://www.google.dk/search?q=International+Solid+Waste+Association+(ISWA).+Energy+from+Waste.+State+of+the+Art+Report.+Statistics+5th+Edition&sugexp=chrome,mod=15&sourceid=chrome&ie=UTF-8) (accessed 12.12).

Larsen, A.W., Vrgoc, M., Lieberknecht, P., Christensen, T.H., 2009a. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manage. Res.* 27, 652-659.

Larsen, A.W., Merrild, H., Christensen, T.H., 2009b. Recycling of glass: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 754-762.

Manfredi, S., Christensen, T.H., 2009. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste Manage.* 29, 32–43.

Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2009. Recycling of paper: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27, 746-753.

Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Manage.* 29, 1251–1257.

Schmidt, A., Strömberg, K., 2006. "Genanvendelse i LCA - systemudvidelse." Rep. No. Miljønyt Nr. 81, Miljøstyrelsen. Available at: <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2006/87-7052-165-4/pdf/87-7052-166-2.pdf> (accessed 12.12).

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L., Schmidt, A., 2005. Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA – opdatering af udvalgte UMIP97-data. Danish Ministry of the Environment, Miljønyt n. 77. Available at: <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-572-7/pdf/87-7614-573-5.pdf> (accessed 12.12)

Tetra Pak, 2004. Environmental Report 2004 Sweden. Available on line at: [www.corporateregister.com/a10723/tps04-env-swe.pdf](http://www.corporateregister.com/a10723/tps04-env-swe.pdf) (accessed 12.12)

Tonini, D., Astrup, T., 2012. Life-cycle assessment of a waste refinery process for enzymatic treatment of municipal solid waste. *Waste Manage.* 2012, 32, 165-76.



**INFLUENCE OF FEEDSTOCK COMPOSITION AND  
COMPOSTING SYSTEMS ON PHYSICAL AND CHEMICAL  
PROPERTIES OF COMPOST FROM MUNICIPAL SOLID  
WASTE**

Montejo, C., Costa, C., Márquez, M.C.

Journal of Environmental Management, *submitted*.



**INFLUENCE OF FEEDSTOCK COMPOSITION AND COMPOSTING**  
**SYSTEMS ON PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF COMPOST FROM**  
**MUNICIPAL SOLID WASTE**

Montejo, C., Costa, C., Márquez, M. C.\*

Department of Chemical Engineering, University of Salamanca, Faculty  
of Chemistry, Plaza de los Caídos 1-5, 37008, Salamanca, Spain.

\* Corresponding author. Tel: +34 923 294 479; Fax: +34 923 294 574. E-mail:  
mcm@usal.es (María del Carmen Márquez Moreno)

**Keywords:** Compost, MBT plants, OFMSW, composting systems, heavy metals.

## **ABSTRACT**

Certain controversy exists in the use of compost from MSW (municipal solid waste) and specifically from the organic fraction of MSW which has not been separated at source. In that case, the final composition of MSW compost is related to the performance obtained by the separation process in the MBT plants in addition to the composition of raw materials and features of the composting systems. In an effort to investigate the quality of the MSW compost, 30 samples of this product obtained from 10 different MBT (mechanical and biological treatment) plants have been studied. Main physical and chemical properties have been analyzed and compared to the legislation requirements. Composting systems used to produce these compost samples were studied and the input materials have been characterized. The results have shown that heavy metals content in MSW compost was below the legal restrictions in all the samples except one, however percentage of Pb was high in majority of them. The fertilizing potential of MSW compost has been demonstrated by the high concentration of nutrients, particularly N, K, P, Ca and Mg. Nevertheless, percentage of inert impurities with size larger than 2mm such as plastic or glass was excessively high. Source of this pollution is in the composting inputs, OFMSW (organic fraction of MSW) which showed high percentages of improper materials like plastic (9%) or glass (11%). Therefore, performance of the sorting stage to obtain the raw material should be improved as well as the refining process since does not remove these impurities from the biostabilized product with the required yields.



## 1. INTRODUCTION

One of the most important strategies of waste management is the treatment of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). More than 215 million tonnes of municipal solid waste (MSW) are generated in the European Union (EU-27) every year with more than 30% of organic matter (EUROSTAT, 2015a). In some of these European countries, including Spain, the amount of the organic fraction exceeds 50% (Montejo et al., 2011); therefore improving the treatment of this fraction involves a significant increase in the efficiency of waste management. In addition, European Directive 1999/31/CE had as main target an important reduction in the amount of biodegradable waste disposed on landfills in order to avoid both negative impacts of this practice (gases emission, bad odors, plagues proliferation, etc.) and loss of tonnes of product which could be reused according to the waste hierarchy. For all these reasons hundreds of waste treatment plants (mechanical-biological treatment plants or MBTPs) have been installed in Europe in the last decades, 11 of them in Castilla y León (Spain) treating more than 1.2 million tonne of waste per year. In these plants, the OFMSW is stabilized by means of two biological treatments, anaerobic digestion and aerobic composting. Anaerobic digestion has the advantage of energy generation although composting is the most widely used biological treatment: 15% of the total amount of municipal waste treated in the EU-27 in 2012 was composted (EUROSTAT, 2015b). Composting offers a sustainable waste treatment strategy that combines waste stabilization and nutrients recovery for using in soil application.

Application in agriculture of stabilized organic wastes such as sewage sludge is a common practice (Gil et al., 2008; Sánchez-Monedero et al., 2002; Yamada and Kawase, 2006). Use of organic wastes as soil amendment becomes essential considering the drastic decrease of organic matter content in soils, mainly in dry regions. Chemical fertilizers cover a significant part of soil requirements but humic substances are essential to preserve the soil properties. Organic matter provides nutrients required for plant growth as well as energy source for microorganisms. Nonetheless, it should proceed carefully when compost from wastes is used on land. Spanish legislation bans the use of these organic amendments in certain kind of cultivations like horticultural crops during the growth cycle. RD 506/2013 (BOE, 2013) was enacted in order to regulate the use of several fertilizer products such as the compost elaborated from OFMSW, with the aim of avoiding possible harmful effects on water, flora, fauna and population. So far, there are no unified European criteria regarding the quality of MSW compost although values are considerably similar among the different member countries (Hogg et al., 2002).

Composting should be efficient enough to assuring a minimum quality of the compost for its application in soils. Benefits of compost from source-separated organic waste in soil application have been widely reported with interesting results such as: increase in yield of crops (Aguilar et al., 1997), contribution to soil organic carbon (Barral et al., 2009) or remediation of soils contaminated by heavy metals (Farrell and Jones, 2010). However, problems like an excessive content of salts (Moldes et al., 2007), presence of pathogens

(Déportes et al., 1995) or high concentration of heavy metals (Smith, 2009; Woodbury, 1992; Zennaro et al., 2005) can appear in compost obtained from the mechanically-segregated OFMSW. Chemical and physical properties of compost depend on several factors such as the composting facility design, the nature of feedstock, operation conditions, maturation time, etc. (Hamoda et al., 1998). In the MBT plants, compost is obtained from the organic fraction mechanically removed from residual MSW by trommels resulting in a heterogeneous feedstock in composition, size, moisture and nutrient content. The MSW compost produced in some of these MBT plants is greatly appreciated by the farmers while others plants are not able to sell the final product and use it as cover on the adjacent landfills. Investigate the causes of these differences in the quality of the MSW compost is one of the main objectives of this work. With this purpose, physical and chemical properties of MSW compost which is currently obtained in 10 MBT plants were analyzed. Additionally, influence of the inputs composition and the operating conditions of each facility on the final product quality has been studied. Finally, the composting process of the OFMSW in the MBT plants could be optimized by taking corrective rules, if necessary, in order to elaborate a good fertilizer at the same time that wastes are reused.

## **2. MATERIALS AND METHODS**

For the composition analysis of the input material of composting processes, two characterizations were performed to the OFMSW in each one of

the 10 MBT plants on 50 kg samples taken in the composting systems during the filling stage. Each sample was homogenized and divided into quarters; two opposite sectors were taken and a new circle was formed which was again divided into quarters; two opposite sectors made up the final 12.5 kg sample. OFMSW was classified in 8 categories (organic matter, paper and cardboard, plastics, glass, metals, textiles, wood and non-combustible materials); each fraction was picked up manually and weighed in situ. Additionally, three samples for moisture analysis were obtained after the sequential fractioning. Moisture was measured separately on each category by weight lost after oven drying, at 105°C until constant weight (70°C in the case of plastics).

For the analysis of the final product, three samples of 1 kg of MSW compost were taken in each MBT plant of Castilla y León throughout one year. Each sample was made of four representative subsamples extracted from 0.5 m deep in four different places inside the piles of final product. Once in the lab, samples were homogenized and, for each analysis, samples were taken following the quartering method described before. Moisture content was measured on approximately 10 g by the weight lost after oven drying, at 105 °C until constant weight (BOE, 1981). Total organic matter (total volatile solids) was determined by weight loss on ignition of dried samples at 540 °C for 2h (BOE, 1981). Total organic carbon (TOC) was calculated from organic matter content using the correlation obtained by Iglesias Jiménez and Pérez García (Iglesias Jiménez and Pérez García, 1992). Organic nitrogen concentrations ( $N_k$ ) were determined according to the Kjeldhal method described in RD 1110/1991

on standard methods for fertilizer products (BOE, 1991). pH was determined in aqueous extracts of fresh samples (compost/water ratio 1:25) (BOE, 1982). Particle size classification was determined on approximately 100 g of fresh sample by a stack of four sieves ( $\phi = 20$  cm) in a mechanical sifter (BOE, 1991). Density was measured by the volume of water displaced by 10 g of fresh sample and the amount of inert impurities larger than 2 mm, by means of sieve and visual examination. Concentrations of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg and As) and nutrients (Ca, Fe, K, Mg, P) were measured on the ashes by ICP-OES spectrophotometry after digestion in a pressurized microwave (US EPA, 1994). All analyses were performed in triplicate on each of the 30 samples. Rejection of outlier data for the three replicas was performed according to Standard Method 1010 B (A.P.H.A., 1992) in each test. Final results will be shown as average  $\pm$  standard deviation from the three samples taken in each MBT plant.

### **3. RESULTS AND DISCUSSION**

The objective of this research is not to reveal faults or malfunction in waste treatment plants but to determine the influence of the composting process variables and composition of raw material on the final product. For this reason, providing the identity of MBT plants is not necessary and numbers will be assigned. This study was focused on the 10 MBT plants installed in the region of Castilla y León; all of them (except MBTP 3) were visited several times in order to collect technical and operational data related to the composting

process and to perform feedstock characterizations and take at least three compost samples. In the case of MBTP 3, characterizations were performed and compost samples provided but no technical and operational data.

### ***3.1. Facilities description***

Main objectives of these facilities, according to their current performance, are to recover as much recyclable materials as possible and to stabilize the organic matter before landfilling. Figure 1 shows the typical operating diagram of MBT plants in Castilla y León. In these plants there is a first manual selection where cardboard and other bulky materials are recovered from the rest of the waste stream which is sent to the primary trommel (a rotary screen with mesh size of 80-90 mm). In this trommel, the organic matter is recovered as the undersized fraction due to its smaller size although other materials like plastics, metals or glass can also be present. Ferrous and non-ferrous metals are removed by magnets and eddy current separators and the stream, mainly composed of the OFMSW, is sent to one of the biological treatments, anaerobic digestion or composting. Meanwhile, coarse fraction is sent to other stages of material recovery: manual selection for plastics and beverage cartons and mechanical systems for ferrous and non-ferrous metals. The final reject fraction is sent to the landfill. This reject fraction showed high heating values above 18 MJ/kg (Montejo et al., 2011) however the environmental benefits of the incineration of this fraction have not been clearly evidenced (Montejo et al., 2013).

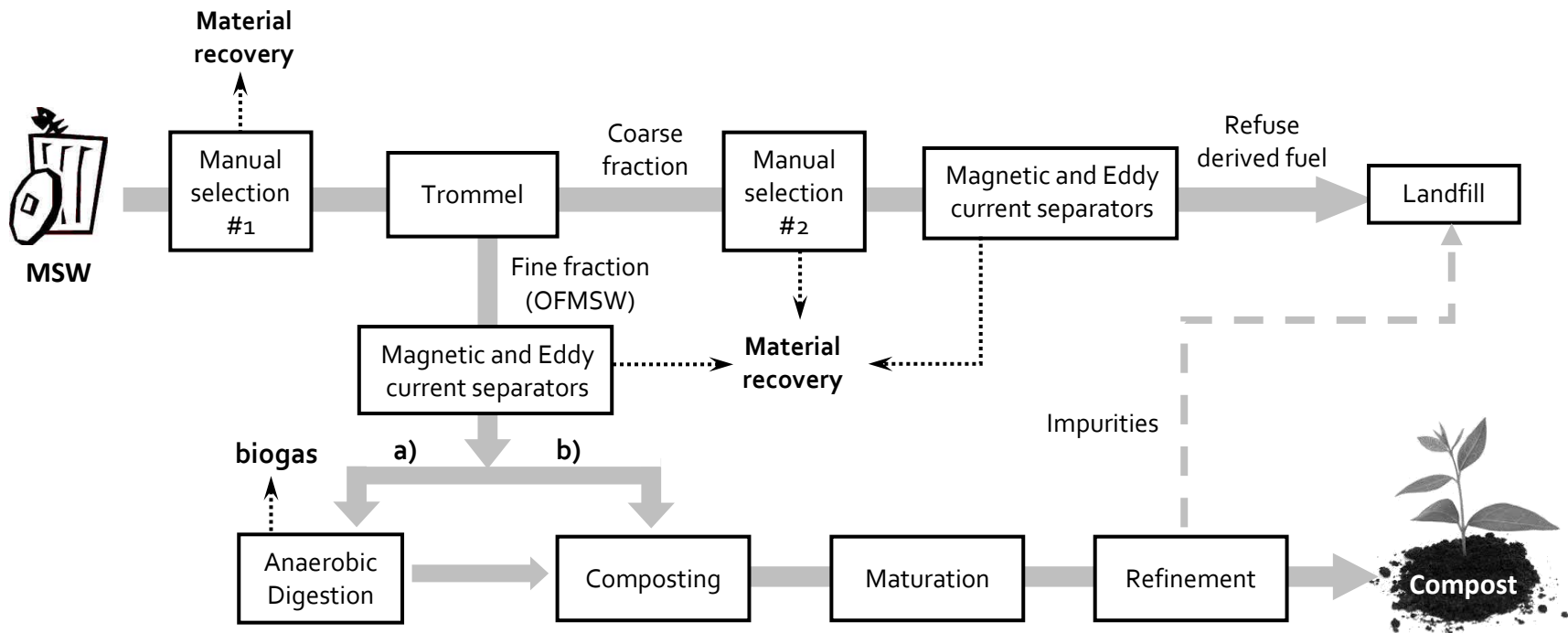


Figura 1. Typical operating diagram of the studied MBT plants

Table 1 summarizes the main technical characteristics related to the composting processes in the studied MBT plants. Capacity of these facilities is determined by the amount of waste generated and therefore by the population within the area covered by each plant. Mainly, anaerobic digestion modules have been installed in plants with capacity above 80 000 tonnes per year whereas in the smallest plants the organic fraction is sent directly to composting. Hereafter two types of MBT plants will be differentiated: a) MBT plants type I (MBTP 1, 5, 6 and 9), where the OFMSW is anaerobically digested and the produced biogas is combusted in engines to generate electricity and b) MBT plants type II (MBTP 2, 4, 7, 8, 10), where the OFMSW is composted. In MBT plants type I, the OFMSW mechanically segregated by means of the trommel passes through a purification stage with the purpose of removing all the inert materials which can cause blockages and lower yields. After approximately 20 days in the digester, the effluent is centrifuged, the liquid phase is recirculated while the solid phase (digestate) is sent to the composting module. In MBT plants type II, the OFMSW recovered in the main trommel is sent directly to the composting tunnels after passing through magnets and Foucault systems. Thereby all the studied MBT plants (type I and II) generate a bio-stabilized product or compost from the organic fraction of not source-sorted wastes. Of this region, organic fraction is separately collected (source-sorted) only in one city and this stream is used by MBTP 9 to feed the anaerobic digester avoiding thus the operating problems caused by the presence of



Table 1. Technical features of composting processes in the studied MBT plants.

	Capacity (tons/year)	Type	Trommel		Feedstock to composting	Bulking agent	Tunnels		Maturation type and HRT (days)	Final refinement
			Length (m) x diameter (m)	Hole diameter			Number and (LxWxH in m)	HRT (days)		
<b>MBTP 1</b>	80000	I	12 x 2	90mm	Anaerobic digestate	Yogurt containers	6 (15x5x6)	15	windrows	Screen
<b>MBTP 2</b>	25400	II	12 x 2	80mm	OF <80mm	No	3 (25x5x4)	15	windrows	Gravity separator
<b>MBTP 4</b>	70000	II	12 x 3	90mm	OF <90mm	Yard trimmings	6 (30x4.5x5)	15-20	windrows	Trommel 10mm
<b>MBTP 5</b>	150000	I	12 x 1.5	300mm, 80 mm, 40mm	40mm<OF <80mm	No	20 (33x5x6)	15	tunnels (15 days)	Trommel 16 mm
<b>MBTP 6</b>	70000	I	15 x 2.5	80mm	Anaerobic digestate	Yard trimmings	8 (25x5x5)	15	windrows (>30 days)	Screen 15 mm
<b>MBTP 7</b>	60000	II	12 x 2	80mm	OF<80mm	No	6 (25x5x5)	15	windrows	Trommel 20 mm
<b>MBTP 8</b>	35000	II	12 x 2	80mm	OF<80mm	No	4 (20x4.7x5)	15	windrows (4-6 weeks)	Trommel 25 mm
<b>MBTP 9</b>	210000	I	12 x 2	80mm	OF<80mm	No	22	15	windrows	Gravity separator
<b>MBTP 10</b>	80000	II	12 x 2	80mm	OF<80mm	Yard trimmings	4 (20x5x6)	12-20	windrows	Trommel

improper materials. In MBTP 5 a selected fraction is also used to feed the reactor (in this case OFMSW with size smaller than 40 mm) while OFMSW between 40 and 80 mm feeds the composting tunnels. Furthermore, in some facilities like MBTP 1, 4, 6 and 10, bulking agents like pruning are added allowing proper aeration of the pile which is greatly hampered by the high moisture of the product.

Capacity of the composting tunnels varies between 450m<sup>3</sup> in MBTP 1 and 990 m<sup>3</sup> in MBTP 5. The number of tunnels for each MBT plant is determined by the total treatment capacity though, the ratio between the amount of the composting inputs and the total capacity for each MBT plant shows a more limited composting capacity in MBTP 5 and MBTP 10. This latter reported hydraulic residence times (HRT) between 12 and 20 days, likely because of this limited space the HRT should be reduced to 12 days in MBTP 10 while rest of the facilities reported 15 days. After this period, the composted material is sent to the maturation stage. In MBTP 5, maturation takes place also in tunnels for 14 days with forced aeration and no irrigation. In the rest of MBT plants, composted material is piled in windrows in the maturation building for at least 1-2 months where material is turned periodically. Finally, the stabilized material is sent to the refinement stage where some differences were found between the studied MBT plants. The refining may include one of both separation techniques: size separation or density separation, to remove the largest particles or the heaviest ones respectively. Five MBT plants (MBTP 4, 5, 7, 8 and 10) include both systems. For the size separation, most of the facilities

use trommels with mesh size ranging from 10 mm in MBTP 4 to 25mm in MBTP 8, although two-dimensional screens have also been installed (MBTP 1 and 7). For separation based on density, the material is settled on the densimetric table where, due to the vibration, the heaviest material tends to move upwards on the slightly ascending tables. Under an ascending air flow the lighter fractions go to the surface and flow downward whereas the volatiles are collected by a cyclone.

### ***3.2. Characterization of composting inputs***

Two characterizations were performed to the OFMSW when the operation of the facilities allowed it. In the case of MBTP 4, 6 and 9, only one was possible. Results of these characterizations are shown in table 2. For MBT plants type II, samples of the undersized fraction of the trommel were taken prior to the composting tunnels, after the metals removal. This is the case of MBTP 2, 4, 7, 8 and 10, all of them with 80 mm as trommel mesh size except MBTP 4 with 90 mm. In MBTP 9, although is classified as type I, the feedstock for the composting tunnels is OFMSW recovered as undersized material in the 80 mm trommel so its characterization can be comparable. For MBTP type I where the digestate is the input material of the composting process (MBTP 1 and 6), characterization have been done on samples of the OFMSW, i.e. material recovered as undersized in the trommel before any biological treatment. Alternatively, characterizations of the OFMSW in MBTP 5 correspond to material greater than 40 mm and smaller than 80 mm which is the composting

Table 2. Composition of the OFMSW in the studied MBT plants (as percentage and dry matter basis).

	<b>MBTP1</b>	<b>MBTP2</b>	<b>MBTP3</b>	<b>MBTP4</b>	<b>MBTP5</b>	<b>MBTP6</b>	<b>MBTP7</b>	<b>MBTP8</b>	<b>MBTP9</b>	<b>MBTP10</b>
<b>Organic matter</b>	63.0 ± 12.2	58.3 ± 7.2	66.4 ± 13.6	68.5	58.0 ± 22.2	57.4	64.1 ± 7.9	67.6 ± 2.1	54.0	69.6 ± 14.4
<b>Paper and cardboard</b>	9.4 ± 8.2	10.2 ± 2.5	8.5 ± 11.0	5.1	13.7 ± 7.9	20.0	6.1 ± 3.7	3.6 ± 0.5	16.2	5.2 ± 3.5
<b>Plastics</b>	7.4 ± 1.5	6.2 ± 5.7	9.2 ± 2.9	11.0	10.2 ± 1.8	11.8	9.0 ± 2.7	6.8 ± 2.9	10.3	7.8 ± 2.0
<b>Glass</b>	12.2 ± 3.6	4.7 ± 6.7	9.9 ± 4.9	7.7	10.1 ± 4.9	8.3	13.7 ± 1.8	15.2 ± 7.3	10.8	12.1 ± 9.5
<b>Metals</b>	2.3 ± 2.0	2.4 ± 3.3	0.0 ± 0.0	0.0	2.9 ± 2.3	0.8	3.1 ± 4.3	2.2 ± 1.8	3.4	1.5 ± 1.0
<b>Textiles</b>	1.0 ± 0.3	1.6	1.1 ± 1.6	0.0	0.0 ± 0.0	0.0	0.2 ± 0.2	1.0 ± 0.3	0.0	0.0 ± 0.0
<b>Wood</b>	2.0 ± 0.9	1.1 ± 1.6	1.3 ± 1.8	0.0	1.1 ± 1.5	0.0	0.3 ± 0.5	0.4 ± 0.6	2.4	1.9 ± 2.7
<b>Non-combustible</b>	2.6 ± 0.2	0.0 ± 0.0	3.5 ± 4.9	7.7	4.1 ± 3.9	1.7	3.7 ± 5.2	3.2 ± 4.5	3.0	2.0 ± 2.8

input in this plant. According to these specifications, the average of the composting inputs has been calculated excluding the data of MBTP 5.

Then it can be asserted that the composting inputs contains up to  $63.2 \pm 5.5$  % of organic matter,  $9.4 \pm 5.5$  % of paper and cardboard,  $9.3 \pm 1.7$  % of plastics and  $10.5 \pm 3.2$  % of glass as main components. Metals, textiles, wood, other non-combustible materials and batteries can also be found in the composting feedstock. Main sources of biodegradable matter are the fractions organic matter and paper and cardboard. Due to the HRT in the composting tunnels, 15 days, the organic matter will be degraded faster than paper and cardboard because of the high lignin content of the latter. Presence of plastics during the composting process may even be beneficial to allow proper aeration of the pile. However, plastics should be removed in the subsequent refining step as well as glass and other inert materials present in up to 30%. Percentage of metals (ferrous and non-ferrous) in the composting inputs is below 2%, therefore good yields are achieved in magnets and Eddy current separators. In addition, some batteries were found in the composting input (in 5 of the 17 characterized samples). The refinement stage should assure that these portable generators will not appear in the final stabilized product and therefore on fields. The protective layer overlying each battery may deteriorate releasing metals as zinc, cadmium, mercury, etc. which are highly hazardous to crops.

Influence of the small differences between mesh sizes of trommels on the OFMSW composition was not found. It has been proved that the larger mesh size the greater the amount of organic matter is recovered but also with greater

presence of improper materials like plastics, etc. However, in all the studied MBT plants the mesh size of the main trommel is very similar, 80 mm in 7 of them or 90mm in 2 of them (no data were obtained for MBTP 3), so there are no remarkable differences in the composition of the OFMSW. Even in the case of the MBTP 5 where material smaller than 40 mm is sent to anaerobic digestion, the percentage of the organic matter in the composting inputs (with size between 40 and 80 mm) is similar than material between 0 and 80mm taken in MBTP 2 or 6.

### ***3.3. Physicochemical characterization of compost***

Three samples of biostabilized material (compost) were taken in the 10 MBT plants located in the studied region, Castilla y León. Compost samples will be identified with the number of the MBT plant where they were taken and the results of their physicochemical characterization will be analyzed below. For some parameters, the results of these analyses were compared to the requirements of RD 865/2010 (BOE, 2010) on growing substrates, RD 506/2013 (BOE, 2013) on fertilizing products and other EU standards (Hogg et al., 2002).

#### **3.3.1. Moisture**

Moisture of compost samples is a parameter related to the maturation degree. Average water content in the composting inputs was  $51.20 \pm 1.71$  % (n= 30), within the optimum range of 50-60 % according to Liang et al., (2003).

Lower values greatly reduce the fermentation rate since water deficit does not allow the solubilization of the organic matter which could be assimilated by microorganism as energy source. For moisture values above 60 %, diffusion of oxygen through the composting material is hampered (Hamoda et al., 1998). Nevertheless, moisture can be adjusted during the process by aeration and leachate recirculation in the composting tunnels. On the final samples of compost, water content is significantly lower because of losses during processes of maturation (either windrows or tunnels) and refinement (gravity separator, trommels, screens, etc.). Leachates generated in the composting tunnels are sent to post-treatments like evaporation or reverse osmosis. According to results in table 3, percentage of moisture in compost samples taken in MBTP 1 (C1) exceeded the maximum allowed by legislation (40 %): two of the three samples showed higher values (51.15 % and 42.85 %). Surprisingly, the highest water content was found in samples from this facility, where OFMSW is subjected to anaerobic digestion before composting process suggesting that the HRT is not long enough. Rest of samples met this requirement although was the parameter with the highest standard deviations. The average of moisture in MSW compost from the studied area was  $22.06 \pm 9.10$  % and the lowest values were found in samples from MBTP 3, 5 and 7. MBTP 5 is the only one where maturation of composted samples takes place in tunnels instead of windrows. According to the low humidity showed by its compost, this maturation process seems to be effective and minimizes the

Table 3. Properties of compost from OFMSW obtained in 10 MBT plants (except moisture, data in dry matter basis).

	Moisture (%)	Organic matter (%)	TOC (%)	N <sub>k</sub> (%)	C/N	Impurities >2mm (%)	pH	Density (g/cm <sup>3</sup> )
<b>RD 506/2013</b>	< 30 - 40	> 35			< 20	< 3		
<b>C1</b>	43.48 ± 7.37	43.39 ± 1.94	23.79 ± 1.78	1.82 ± 0.18	13.13 ± 1.25	4.34 ± 1.82	7.13 ± 0.06	1.05 ± 0.12
<b>C2</b>	25.31 ± 24.85	32.63 ± 2.07	15.91 ± 1.10	1.76 ± 0.34	9.27 ± 2.41	1.53 ± 1.04	8.03 ± 0.29	1.14 ± 0.19
<b>C3</b>	13.11 ± 5.10	51.66 ± 6.75	29.17 ± 4.42	2.14 ± 0.22	13.78 ± 3.05	0.79 ± 0.68	7.05 ± 0.78	1.16 ± 0.26
<b>C4</b>	23.27 ± 14.11	51.33 ± 7.73	28.93 ± 5.79	2.54 ± 0.71	11.55 ± 0.97	1.58 ± 0.54	8.00 ± 1.05	0.97 ± 0.20
<b>C5</b>	13.78 ± 1.71	38.51 ± 6.54	20.43 ± 5.05	1.68 ± 0.70	13.67 ± 5.60	14.99 ± 4.82	7.83 ± 0.01	1.04 ± 0.14
<b>C6</b>	20.74 ± 6.44	38.54 ± 6.53	20.29 ± 4.94	1.67 ± 0.18	12.00 ± 1.71	4.06 ± 0.68	7.46 ± 0.21	1.03 ± 0.06
<b>C7</b>	14.05 ± 5.78	40.92 ± 12.26	21.51 ± 7.95	2.09 ± 0.29	10.19 ± 2.75	4.96 ± 2.42	7.51 ± 1.11	1.02 ± 0.20
<b>C8</b>	24.93 ± 19.21	58.13 ± 2.80	31.97 ± 1.11	2.49 ± 0.05	12.91 ± 0.89	4.74 ± 1.24	7.80 ± 0.28	0.98 ± 0.07
<b>C9</b>	25.95 ± 8.98	41.66 ± 10.51	23.28 ± 7.73	2.36 ± 0.55	9.93 ± 3.23	12.67 ± 5.24	7.36 ± 1.15	1.29 ± 0.07
<b>C10</b>	15.97 ± 0.90	53.03 ± 5.67	30.21 ± 4.11	2.26 ± 0.42	13.89 ± 4.06	0.94 ± 1.36	7.95 ± 0.23	0.90 ± 0.26
<b>average</b>	22.06 ± 9.10	44.98 ± 8.09	24.55 ± 5.26	2.08 ± 0.33	12.03 ± 1.73	5.06 ± 4.92	7.61 ± 0.36	1.06 ± 0.11



required time although operation cost and initial capital investment are greater.

### **3.3.2. Organic matter**

20% of organic matter content (dry basis) is needed for compost to be considered growing substrate according to RD 865/2010 (BOE, 2010) so, based on this parameter, all the compost samples met the requirement. However, to be considered an organic amendment, RD 506/2013 (BOE, 2013) establishes a higher value of 35% on dry basis as minimum percentage of organic matter. As is shown in table 3, all the samples of compost except C2 met also this last requirement. The cause for none of the three samples taken in MBTP 2 had more than 35 % of organic matter could be in the composition of the input material. Characterization performed on samples taken in the MBTP 2 showed one of the lowest percentages of biodegradable matter (table 2) probably due to the rural character of the area where this facility is located. In these zones, food wastes are usually used to feed domestic animals and home compost is generated from yard wastes. In addition, low values of biodegradable matter were found in composting inputs of MBTP 5 and consequently, organic matter content in compost samples C5 was also low although, in this case, it was above the minimum requirement of RD 506/2013.

The average content of organic matter in MSW compost from the studied area was  $44.98 \pm 8.09$  % on dry basis. Some values such as those obtained in C3, C4, C8 and C10 were even above 50 % and the amount shown

by C8 ( $58.13 \pm 2.80$  %) was in the range of other organic amendments like compost from bovine manure (Gil et al., 2008). However, taking into account that this value is close to the organic matter content in the input material ( $67.6 \pm 2.1$ %) and moisture is also high for C8 samples, the maturation stage in this MBT plant (the shortest among the reported ones) could be not long enough.

### **3.3.3. C/N ratio**

Aerobic microorganisms feed on organic matter and develop cellular tissue from nitrogen, phosphorus, carbon and other nutrients. Most of the carbon is used as energy source for organisms and carbon dioxide is expelled. Consequently, more carbon than nitrogen is required. Moreover, C/N ratio is a determining factor in order to know whether a material should be composted separately or jointly with other waste. Recommended value to optimal development of the composting process is between 25 and 30, lower ratios involve ammonia emissions preventing the biological activity and with higher ratios, nitrogen may be a limiting nutrient (Hamoda et al. 1998). OFMSW obtained by means of trommels is the raw material for composting processes in all the studied MBT plants although, in some of them (MBTP 1, 5, 6 and 9), is previously subjected to anaerobic digestion. As seen above, this fraction (OFMSW) is composed of 40 % of improper materials such as plastics and paper (table 2) which increase the C/N ratio to appropriate values and make unnecessary the use of another structuring agent. However, refinement

processes are necessary after the maturation stage. In those plants where anaerobic digestate is led to composting tunnels, some structuring agents like yogurt containers or yard waste are used.

After composting, the C to N ratio is different because of the greater utilization of carbon carried out by the microorganisms. RD 506/2013 (BOE, 2013) limits this ratio so that MSW compost with C/N higher than 20 cannot be applied to soils. In all the samples analyzed in this work, the ratio C/N was lower than 14 with an average value for the studied area of  $12.03 \pm 1.73$ . The average values for TOC and  $N_k$  in these samples of compost obtained from OFMSW were  $24.55 \pm 5.26$  % and  $2.08 \pm 0.33$  % on dry basis respectively. Significant variations were shown by these two parameters because of the difference in the amount of organic matter; logically the lowest value of TOC corresponded to samples with the lowest values of organic matter, C2. Samples of compost with the highest values of organic matter (upper to 50 %) showed TOC concentrations of 30 % approximately. Nitrogen concentrations ranged between  $1.67 \pm 0.18$  % in C6 and  $2.54 \pm 0.71$  % in C4; standard deviations were not high. All the samples showed acceptable values of nitrogen and some of them (C4, C8, C9) were in the order of bovine manure, 2.13 % according to Gil et al. (2008), or compost obtained from selected organic waste, 2.54 % according to Warman et al. (2009).

#### **3.3.4. Impurities > 2mm**

This section refers to materials with size larger than 2 mm such as plastics, glass shards, gravel, stone, metals, etc. This is the most obvious pollution in compost samples since these materials are visible even a long time after soil application and is considered the main cause of rejection of MSW compost by farmers. Presence of these impurities is more likely in compost produced from mechanically separated OFMSW than in those generated from organic fraction source separated. Consequently, refinement stage is even more critical in the first case.

In the case of the samples analyzed in this work, with OFMSW mechanically separated as raw material, the average content of impurities >2mm is approximately 5% on dry basis. However, three groups of compost can be distinguished attending to their impurities weight percentage (see table 3). Samples taken in MBTP 2, 3, 4 and 10 showed the lowest values, less than 2%; samples from MBTP 1, 6, 7 and 8 showed intermediate quantities, lower than 5% and samples from MBTP 5 and 9 showed very high values, 15.0% and 12.7% respectively. These differences were not found in the amount of glass, metals or non-combustible fractions in the input material of the composting process. As shown in table 2, weight percentage of these fractions is similar and in any case, the highest values do not correspond to MBTP 5 and 9. The cause of the differences found in this parameter among compost samples in this region should then be in the performance of the refinement stage.

The refining is based on size and/or density separation. In size separation, the smaller mesh size the lower percentage of impurities removed

but also the losses of product as reject. However, considering the poor quality of compost in this region in terms of impurities percentage, it would be advisable to increase the efficiency of inert removal in these devices although fewer amount of compost was produced. With the current performance, MSW compost produced in Castilla y León can be used as growing substrate (BOE, 2010) but not as fertilizing product since percentage of impurities with size larger than 2 mm is limited by most of the European countries to 0.5% (Hogg et al., 2002).

### **3.3.5. pH and temperature.**

During the composting process, pH control is another important parameter to evaluate the microbial environment and the stabilization rate. pH varies throughout the process stages as well as temperature does. Starting material, OFMSW, usually has pH values between 5 and 7. In the early days, this value drops to 5 or even lower because of the activity of mesophilic organisms and their production of organic acids. Temperature rises rapidly and after about three days, reaches the thermophilic phase. Then pH rises to 8 or 8.5 and remains there for the rest of the aerobic process, falls slightly during the cooling stage and, finally, values of 7 to 8 are the usual ones in the mature compost. Temperature is monitored inside the composting tunnels and also controlled by aeration and leachate recirculation. In the event that aeration is not adequate, process may occur under anaerobic conditions and pH values drop to 4-5 thus slowing down the composting process. In addition, losses of

nitrogen as ammonia gas can be minimized if pH does not exceed 8.5 (Tchobanoglous et al., 1998). Results obtained in pH analysis showed great uniformity in all the samples, average value for compost obtained from OFMSW in the studied area was  $7.61 \pm 0.36$ .

### **3.3.6. Particle size classification and density**

The only condition of RD 506/2013 (BOE, 2013) related to the size of particles in compost is referred to 90 % of particles must pass through a sieve of 25 mm. This size is typically common in immature and wet samples, forming clusters of particles like the solid product of anaerobic digestion, digestate. 100 % of the particles in all the analyzed samples met this requirement with size smaller than 25 mm. However, influence of particle size in properties of compost such as carbon and nitrogen mineralization, distribution of nutrients, metals, etc. is clear according to Zennaro et al. (2005), Doublet et al. (2010) or Gómez-Muñoz et al. (2011). Therefore, in order to compare the different products obtained in these facilities, classification of particles by size was performed using four screens 0.5 mm, 1 mm, 2 mm and 3.35 mm. Results for each MBTP and average of the studied area are shown in table 4.

The obtained results on samples from MBTP 2, i.e. C2, showed the largest standard deviations, meaning that there was a greater variation in size distribution between the three samples taken in this plant. However, it is possible to calculate an average for each fraction from all the compost samples with no large deviations, despite the heterogeneity of this product.

Approximately 70 % of the fresh samples of compost were constituted by particles smaller than 3.35 mm. Only in C4, C8 and C9 this percentage was lower, 56.57 %, 45.54 % and 55.87 % respectively. Particles of compost were evenly distributed among the different sizes with average values of:  $16.60 \pm 3.29$  % with a size between 2 and 3.35 mm,  $21.14 \pm 4.87$  % for a size between 1 and 2 mm,  $15.56 \pm 3.88$  % between 0.5 and 1 mm and finally,  $16.17 \pm 8.90$  % of the particles in the fresh product were smaller than 1 mm.

Table 4. Particle size classification for 30 samples of compost from OFMSW obtained in 10 MBT plants (% on fresh sample).

	<b>&gt; 3.35 mm</b>	<b>3.35 - 2 mm</b>	<b>2 - 1 mm</b>	<b>1 - 0.5 mm</b>	<b>&lt; 0.5 mm</b>
<b>C1</b>	$31.20 \pm 2.20$	$18.44 \pm 3.44$	$21.28 \pm 3.20$	$17.71 \pm 1.30$	$11.38 \pm 8.07$
<b>C2</b>	$25.45 \pm 19.17$	$20.87 \pm 14.69$	$25.05 \pm 4.43$	$16.78 \pm 21.52$	$11.86 \pm 16.77$
<b>C3</b>	$16.91 \pm 4.80$	$12.01 \pm 2.57$	$18.91 \pm 2.31$	$17.54 \pm 0.91$	$34.66 \pm 9.83$
<b>C4</b>	$43.43 \pm 12.24$	$15.40 \pm 4.99$	$21.30 \pm 6.37$	$13.50 \pm 5.50$	$7.80 \pm 3.12$
<b>C5</b>	$24.69 \pm 5.81$	$18.28 \pm 2.16$	$23.67 \pm 4.89$	$16.17 \pm 2.82$	$17.18 \pm 3.80$
<b>C6</b>	$24.02 \pm 7.26$	$16.02 \pm 2.44$	$19.58 \pm 0.95$	$15.37 \pm 1.28$	$24.98 \pm 9.11$
<b>C7</b>	$14.46 \pm 4.27$	$18.68 \pm 2.19$	$31.31 \pm 2.35$	$22.46 \pm 6.46$	$13.11 \pm 2.83$
<b>C8</b>	$54.46 \pm 8.92$	$12.04 \pm 1.44$	$12.83 \pm 1.87$	$9.19 \pm 1.12$	$11.49 \pm 4.75$
<b>C9</b>	$44.13 \pm 17.47$	$20.61 \pm 0.67$	$19.14 \pm 5.78$	$10.00 \pm 6.69$	$6.12 \pm 5.70$
<b>C10</b>	$28.05 \pm 12.93$	$13.64 \pm 0.89$	$18.37 \pm 4.44$	$16.87 \pm 5.26$	$23.13 \pm 3.75$
<b>average</b>	$30.68 \pm 12.81$	$16.60 \pm 3.29$	$21.14 \pm 4.87$	$15.56 \pm 3.88$	$16.17 \pm 8.90$

Density values shown in table 3 refer to particle density, not bulk density. The highest value was found in compost samples from MBTP 9,  $1.29 \pm 0.07 \text{ g/cm}^3$ , while the lowest one corresponded to samples from MBTP 10,  $0.90 \pm 0.26 \text{ g/cm}^3$ . Average value for the 30 samples of MSW compost was  $1.06 \pm 0.11 \text{ g/cm}^3$ . All of them were significantly lower than values of particle density reported in literature for the same material (Moldes et al., 2007). Although inert percentage in the material studied by Moldes et al. is slightly greater than average found in this study, main difference should be in the particle size distribution. However these data are not provided and cannot be compared.

### **3.3.7. Nutrients**

Besides non-mineral nutrients such as C, H and O, plants need from soils mineral nutrients which are demanded to its growth in greater or lesser proportion (macro and micro nutrients). Macronutrients are required in large amounts and normally constitute  $1 \text{ g kg}^{-1}$  (0.1 %) or more of the dry weight of the plant. Micronutrients are required in relatively small amounts and normally make up less than  $500 \text{ mg kg}^{-1}$  (0.05 %) (Hossner, 2008). C, H and O are largely obtained by plants from air and water while N, P, K, Ca, Mg and Fe come primarily from the soil and are absorbed through the root. Macronutrients are normally present in soil in complex organic or inorganic combination that must be converted to simpler compounds and then to ionic forms prior to their uptake by plants. Absence of one of these nutrients can cause the dead of crops; therefore, it is essential to know the amounts of these chemicals in MSW



compost in order to study its fertilizing potential. The results obtained after analysis of nutrients in 30 samples of MSW compost are shown in table 5.

Table 5. Concentration of nutrients in 30 samples of compost from OFMSW obtained in 10 MBT plants (g kg<sup>-1</sup> on dry matter basis).

	<b>Ca</b>	<b>Fe</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>P</b>
<b>C1</b>	88.13 ± 7.38	19.22 ± 0.03	18.29 ± 0.62	7.49 ± 0.07	3.38 ± 0.31
<b>C2</b>	82.31 ± 5.36	13.13 ± 0.04	23.71 ± 0.44	8.08 ± 0.18	2.31 ± 0.34
<b>C3</b>	63.33 ± 4.72	11.24 ± 0.51	12.09 ± 1.35	5.78 ± 0.68	4.70 ± 0.60
<b>C4</b>	71.89 ± 4.07	11.14 ± 1.81	13.35 ± 1.20	6.02 ± 0.36	3.77 ± 0.26
<b>C5</b>	66.26 ± 5.08	12.31 ± 1.04	9.78 ± 0.07	6.98 ± 0.38	1.70 ± 0.17
<b>C6</b>	87.36 ± 6.00	18.58 ± 3.71	14.01 ± 3.15	9.76 ± 0.80	4.88 ± 1.88
<b>C7</b>	73.73 ± 19.02	9.39 ± 0.86	19.16 ± 2.31	6.31 ± 1.09	3.60 ± 0.86
<b>C8</b>	81.69 ± 4.82	5.09 ± 0.34	11.38 ± 1.45	4.44 ± 0.14	2.64 ± 0.41
<b>C9</b>	75.67 ± 26.44	7.55 ± 1.54	12.09 ± 1.80	7.04 ± 0.95	2.51 ± 0.79
<b>C10</b>	50.62 ± 16.06	12.26 ± 1.16	12.90 ± 1.90	4.40 ± 0.20	2.85 ± 0.33
<b>average</b>	74.10 ± 11.71	11.99 ± 4.38	14.68 ± 4.33	6.63 ± 1.63	3.23 ± 1.03

Nitrogen is one of the essential nutrients and its values were analyzed in a previous section. Average value of N<sub>k</sub> in the 30 studied samples of MSW compost was 20.8 ± 3.3 g kg<sup>-1</sup> on dry basis. Only one to two percent of the total N in the soil is present in inorganic forms (mostly as ammonium or nitrate, occasionally as nitrite) and the latest is the best to be assimilated by plants.

Consequently, a succession of biochemical transformations should occur in soils. The yield of intensive agriculture is limited by the availability of N and only the half of the global N requirement is provided by natural sources, the rest is supplied by fertilizers.

Phosphorus is present as a constituent of many inorganic compounds as well as organic combinations such as phytic and nucleic acids. It is also involved in the photosynthesis process since the chemical energy is stored in form of phosphate which will be used later by the plant to grow and reproduce. It has been reported that MSW compost has a high capacity to supply P to plants and its concentration tends to increase with the maturation degree (Hargreaves et al, 2008). However, according to the results both, the highest value ( $4.88 \pm 1.88 \text{ g kg}^{-1}$ ) and the lowest one ( $1.70 \pm 0.17 \text{ g kg}^{-1}$ ), corresponded to the most mature samples, collected in MBTP 6 and MBTP 5 respectively. On the other hand, compost obtained from OFMSW usually contains more P than those from other organic sources like sewage sludge compost (Pitchel and Anderson, 1997), as shown in the results obtained for MSW compost in the studied area with an average value of  $3.23 \pm 1.09 \text{ g kg}^{-1}$  on dry matter basis.

Potassium is found only in inorganic combinations and is largely present in soils in the primary minerals, feldspar and mica, and in secondary clay minerals such as illite. It is one of the nutrients that plants absorb more, helps to increase photosynthesis because increases the absorption of  $\text{CO}_2$  and is involved in the formation of sugars. K is also implicated in plant growth because of its power to activate the enzymes that are catalysts for many

chemical reactions. According to results in table 5, K was available in the studied samples of MSW compost in large quantities with an average value of  $14.68 \pm 4.33 \text{ g kg}^{-1}$  on dry matter basis. This value is higher than those obtained lately by other authors such as Farrell and Jones (2010) in MSW compost or Barral et al. (2009) and Warman et al. (2009) in compost from source separated MSW. The high percentage of impurities in the analyzed samples can cause these differences.

Calcium is always one of the major elements in MSW compost with usual concentrations above  $10 \text{ g kg}^{-1}$  (Hargreaves et al., 2008). Main sources of Ca in waste are fractions such as paper and glass and, to a lesser extent, food waste (Riber et al., 2009). Ca is part of the cellular structure of plants since is present on the walls of cells providing permeability and integrity, helps to transport and retention of minerals and contributes to the formation of proteins. Presence of Ca is essential to counteract the effects of alkali salts and organics acids. The average value obtained for MSW compost samples in the studied area was  $74.10 \pm 11.71 \text{ g kg}^{-1}$  on dry matter basis which, in relative terms, showed the smallest standard deviation in the calculated concentrations of nutrients. The lowest value of Ca was found in compost samples from MBTP 10 while the highest ones were samples from MBTP 1 and 2. Indeed, characterization of raw materials to composting inputs from MBTP 1 and 2 showed the highest percentages of paper and cardboard (table 2) which can cause the higher proportion of calcium in the final compost.

Magnesium is essential for carrying out photosynthesis in plants and is involved in growth through hormonal activation. According to the obtained results shown in table 5 concentration of Mg in the studied samples of MSW compost ranged from  $4.40 \pm 0.20 \text{ g kg}^{-1}$  on C10 to  $9.76 \pm 0.80 \text{ g kg}^{-1}$  on C6. The average value was  $6.63 \pm 1.63 \text{ g kg}^{-1}$  on dry matter basis, slightly higher than the one obtained by Warman et al. (2009) by studying compost samples from source separated MSW. Again source of these differences seems to be in the high percentage of impurities found in these MSW compost samples since glass contains magnesium in large proportion.

Iron oxides strongly affect a number of soil properties such as color, surface adsorption of numerous ions and molecules, soil aggregation and redox behavior. Fe concentration in the 30 samples studied in this work was approximated to previous studies since average value for this area was  $11.99 \pm 4.38 \text{ g kg}^{-1}$ . However, contrary to the other four macronutrients (K, P, Ca and Mg) application of MSW compost does not tend to increase soil and plant Fe concentrations (Hargreaves et al., 2008).

### **3.3.8. Heavy metal content**

Heavy metal content in compost obtained from MSW is one of the thorniest issues regarding this kind of compost. In the characterization of the input material of composting processes several household batteries were found as was mentioned before. These portable generators contain heavy metals such as zinc, cadmium, mercury, etc. which can be released during the composting

process, contaminating the final product. Table 6 shows, for each chemical element, the average concentration obtained from the three compost samples taken in each MBT plant. These results were compared to the Spanish standard requirements related to fertilizer products (BOE, 2013) whereby heavy metal concentrations in MSW compost are restricted. In accordance with this regulation, three kinds of compost (quality A, B and C) can be established in function of threshold concentration of heavy metals: the lowest level (most restrictive) corresponds to compost of quality A while the most permissive level, which must not be exceeded, is named quality C. Similar requirements for qualities A and B were established for growing substrates according to RD 865/2010 (BOE, 2010), substrates with higher concentration of heavy metals cannot be used in gardening or landscaping. At the moment, there are no unified European criteria regarding the content of heavy metals in compost although limit values are fairly similar. Limit values of the Spanish legislation for maximum quality compost (A) are based on the European Council Regulation No.2092/91 (EEC, 1991) as minimum requirement for application on organic farming (Hogg et al., 2002).

Analyzing the results shown in table 6, nickel concentrations were generally low in all the samples with all the values meeting the requirement of quality B, 90 mg kg<sup>-1</sup>. The average value for the 30 samples of MSW compost was 41.21 ± 10.42 mg kg<sup>-1</sup> on dry matter basis and content of Ni in 90 % of them was below 50 mg kg<sup>-1</sup>. Despite the damage caused by Ni when replace other elements in metalloproteins, phytotoxicity has not been reported after

Table 6. Concentration of heavy metals in 30 samples of compost from OFMSW obtained in 10 MBT plants (mg kg<sup>-1</sup> on dry matter basis). n.d.= not detected

			<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Hg</b>	<b>As</b>
<b>RD 506/ 2013</b>	<b>RD 865/ 2010</b>	<b>A</b>	25	45	70	70	200	0.7	0.4	
		<b>B</b>	90	150	250	300	500	2	1.5	
		<b>C</b>	100	200	300	400	1000	3	2.5	
	<b>C1</b>		37.56 ± 2.02	70.82 ± 11.26	81.46 ± 4.99	44.33 ± 9.01	211.20 ± 4.83	0.17 ± 0.03	0.07 ± 0.01	3.32 ± 0.32
	<b>C2</b>		37.49 ± 11.83	143.79 ± 32.97	86.85 ± 31.49	51.19 ± 19.01	102.38 ± 9.78	0.74 ± 0.89	0.01 ± 0.02	3.10 ± 1.59
	<b>C3</b>		49.31 ± 16.73	167.22 ± 28.43	71.23 ± 34.61	64.17 ± 33.01	338.34 ± 61.06	n.d.	0.52 ± 0.06	5.19 ± 0.45
	<b>C4</b>		39.85 ± 6.48	160.90 ± 8.00	60.50 ± 1.60	218.58 ± 16.22	600.13 ± 80.02	n.d.	0.57 ± 0.23	4.07 ± 0.24
	<b>C5</b>		65.09 ± 9.70	112.93 ± 11.29	156.50 ± 22.76	160.62 ± 75.80	308.45 ± 7.33	0.05 ± 0.04	0.17 ± 0.16	17.80 ± 13.18
	<b>C6</b>		26.77 ± 1.90	211.37 ± 17.33	35.75 ± 5.36	111.83 ± 79.72	394.59 ± 68.83	n.d.	0.45 ± 0.64	25.43 ± 7.42
	<b>C7</b>		44.39 ± 4.62	159.83 ± 10.49	91.23 ± 11.75	211.28 ± 144.46	240.59 ± 85.09	0.54 ± 0.52	0.05 ± 0.07	6.31 ± 3.22
	<b>C8</b>		33.40 ± 4.03	134.64 ± 4.50	74.40 ± 20.02	91.42 ± 31.80	224.39 ± 8.73	0.07 ± 0.10	0.07 ± 0.00	1.33 ± 0.74
	<b>C9</b>		42.56 ± 18.65	133.95 ± 107.59	115.65 ± 9.28	59.26 ± 47.50	922.80 ± 108.35	0.08 ± 0.01	1.29 ± 0.66	4.33 ± 0.36
	<b>C10</b>		35.63 ± 31.89	142.66 ± 30.31	75.02 ± 58.51	104.86 ± 31.86	427.80 ± 106.21	0.24 ± 0.34	1.23 ± 0.49	4.98 ± 0.32
	<b>average</b>		41.21 ± 10.42	143.81 ± 36.71	84.86 ± 32.55	111.75 ± 64.46	377.07 ± 236.07	0.19 ± 0.25	0.44 ± 0.45	7.59 ± 7.73

application of MSW compost with high content of Ni on crops (Woodbury, 1992).

On the contrary, lead is one of the heavy metals found in greater proportion in the samples of MSW compost with an average value of  $143.81 \pm 36.71 \text{ mg kg}^{-1}$ . As table 6 shows, 60 % of the compost samples had concentrations below  $150 \text{ mg kg}^{-1}$  and were classified as quality B. In addition, MBTP 3, 4 and 7 showed Pb concentrations in their compost below  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  so were included into quality C group for this particular element. However, two of the three samples taken in MBTP 6 showed Pb concentrations higher than the threshold value restricted by legislation and the average for C6 was  $211.37 \pm 17.33 \text{ mg kg}^{-1}$ . Thus, application to soils of compost produced from this MBTP is forbidden by the Spanish legislation although would be within the legal limit of the United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2000),  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , and other European countries like Italy, Greece or France with wider limits of  $500\text{-}800 \text{ mg kg}^{-1}$  (Hogg et al., 2002). Pb content is always problematic in MSW compost samples; about half of the data collected in a recent review (Hargreaves et al., 2008) exceeded  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  of Pb. Main source of contamination by Pb is in small electronic devices that can still be found in MSW (Montejo et al., 2011); therefore some pieces of these hazardous waste can appear in the composting inputs, OFMSW.

According to results in table 6, chromium content in the MSW compost samples was not very high in spite of the fact that glass is the main source of Cr (Riber et al., 2009) and its presence in the OFMSW is clear as shown table 2.

Average value for the studied area was  $84.86 \pm 32.55 \text{ mg kg}^{-1}$  on dry matter basis. 80 % of samples showed less than  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  dry compost, a value close to level A ( $70 \text{ mg kg}^{-1}$ ), and none of them exceeded level B. Cr in its reduced form is a nutritional requirement for animals and has a rather low toxicity to plants, animals and humans.

Previous works have studied accumulation of copper in several crops such as corn, potato, squash, clover and basil after application of MSW compost (Woodbury, 1992 and Hargreaves et al., 2008). In most of the cases metal concentrations remained below toxic levels and species like tomato and squash fruit did not absorb Cu from soil. For these and other reasons, threshold concentrations of Cu in compost are not very low, with values of 400 and 300  $\text{mg kg}^{-1}$  in qualities C and B respectively, which were not exceeded by any of the studied samples. Average value of Cu concentration for the 30 samples of MSW compost was  $111.75 \pm 64.46 \text{ mg kg}^{-1}$ . Cu content on samples from MBTP 1, 2, 3 and 9 was even lower than  $70 \text{ mg kg}^{-1}$  (quality A).

Main sources of zinc in wastes are batteries (Riber et al., 2009). Despite the proved presence of these hazardous wastes in the composting inputs, Zn concentrations in the studied samples of MSW compost were not excessive with an average value of  $377.07 \pm 236.07 \text{ mg kg}^{-1}$ . The lowest value corresponded to C2,  $102.38 \pm 9.78 \text{ mg kg}^{-1}$ , and satisfied quality A while samples from C4 and C9 should be classified as quality C regarding Zn content, with values of  $600.13 \pm 80.02 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $922.80 \pm 108.35 \text{ mg kg}^{-1}$ . In summary, compost from 7 of the 10 MBTP could be classified as quality B with values below  $500 \text{ mg kg}^{-1}$ . Zn is an



essential element for plants with low potential to cause phytotoxicity so consequently, use of MSW compost may be beneficial in regions with deficiency.

Moreover, presence of batteries in MSW can increase the concentration of cadmium and mercury in MSW compost as well. According to Woodbury (1992) most of the vegetable species can accumulate Cd and even without MSW compost applications some plants can contain Cd over the recommended value. Therefore, threshold limits for Cd concentration in compost are strongly limited by legislation with 0.7, 2 and 3 mg kg<sup>-1</sup> in qualities A, B and C respectively. However, levels of Cd in the compost samples were very low in 90 % of them, with values below 0.7 mg kg<sup>-1</sup> (quality A). Only one of them should be classified as quality B and the average value in the studied area was 0.19 ± 0.25 mg kg<sup>-1</sup>. Similarly, mercury concentrations in the studied samples were really low, all of them under the threshold limit established by RD 506/2013 (BOE, 2013), 2.5 mg kg<sup>-1</sup>. 50 % of the samples showed values below 0.4 mg kg<sup>-1</sup> (quality A) and less than 1.5 mg kg<sup>-1</sup> of Hg was found in the rest of them (quality B). Limit values for Hg content in compost are especially low due to its toxicity to animals and humans at very low concentrations.

Finally, RD 506/2013 (BOE, 2013) does not restrict the concentration of arsenic in compost. However, cases of As-contaminated soils have been reported and the study of its concentration in MSW compost was interesting in order to complete this research. This pollution can be caused by both natural processes and industrial activities such as mining, metal smelting or coal power

plants as well as arsenical pesticide applications. Overall, the average value of As concentration in MSW compost was not excessively high,  $7.59 \pm 7.73 \text{ mg kg}^{-1}$  on dry matter basis. High standard deviation was due to the large differences between the samples, ranging from  $1.33 \pm 0.74 \text{ mg kg}^{-1}$  on C8 to  $25.43 \pm 7.42 \text{ mg kg}^{-1}$  on C6. Owing to the absence of threshold values for As in RD 506/2013 (BOE, 2013), the obtained results (table 6) were compared to other international standards for compost quality. All the samples met the requirements of United States Environmental Protection Agency,  $41 \text{ mg kg}^{-1}$  (US EPA, 2000), and all except C5 and C6 met the requirements of Canadian Council of the Minister of the Environment,  $13 \text{ mg kg}^{-1}$  (CCME, 2005).

### **3.3.9. Quality assessment of MSW compost samples.**

As result of the physicochemical characterization of MSW compost produced in ten MBT plants, it can be concluded that five of these ten biostabilized products can be used as growing substrates. All of them have more than 20% of organic matter but only five of them showed concentration of heavy metals lower than those required by quality B (C1, C2, C5, C8 and C10). None of the ten MBTPs achieved the quality A for the MSW compost although individual concentrations for some metals met its requirements. Rest of the samples showed concentrations of Pb or Zn exceeding the legislation limit according to RD 865/2010.

MSW compost produced in MBTPs named as 3, 4, 7 and 9 should be classified as quality C attending to their concentration of heavy metals so it

cannot be used as growing substrates. C3 and C7 exceeded the limit B only because of Pb content and C9 because of the Zn while C4 exceeded this limit because of both metals, Pb and Zn. However, these four substrates could be used as organic amendments with the special normative of quality C (doses lower than 5 metric tons of dry matter per hectare and year) if their impurities content were lower. As was mentioned before, there is an excessive content of improper materials with size greater than 2 mm. This problem is easier to solve than others like high content of heavy metals or nitrogen since only the physical separation processes should be improved. The lowest percentages of improper materials were found in MBTPs with the final refinement more exhaustive. The smaller the trommel hole size, the lower the percentage of improper materials in the final compost. Although the final amount will be less, MSW compost will be a high quality product whose potential as fertilizer has been shown in this work.

In addition, content of water in samples from MBTP1 was greater than the maximum value allowed by RD 506/2013 (BOE, 2013) and cannot be applied to soils under these conditions. This problem can be solved by increasing the hydraulic residence time of the maturation stage or increasing the number of turns since in this facility maturation of compost takes place in windrows. The solution to the deficit of organic matter found in samples from MBTP2 is more difficult since it is a problem in the composition of the composting inputs as in the case of samples from MBTP 6. The Pb content in C6

was over the more permissive limit (quality C) and, even if satisfies the other requirements, its application is strictly forbidden.

#### **4. CONCLUSIONS**

The most important physicochemical characteristics of MSW compost produced in 10 MBT plants in the region of Castilla y Leon has been analyzed as well as the input material and technical features of the composting process in these facilities. In spite of the high percentage of improper materials contained in the composting inputs (OFMSW mechanically separated) with 9% of plastics, 11% of glass and presence of household batteries, the concentration of heavy metals is below the legal restrictions in most cases. However, quality of these products should be improved since all of them showed high percentage of inert impurities larger than 2mm. This quality can be enhanced by means of minor improvements in the composting process, like increasing the residence time in the maturation stage or increasing the inert removal yields in the refinement stage. This would be the only way to avoid the loss of a product with great potential as fertilizer although tight controls over the MSW compost must be carried out periodically. Afterwards campaigns will be needed to improve the image of MSW compost.

## 5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the exceptional leadership of Professor Pedro Ramos Castellanos at the beginning of this research as well as the financial support from Junta de Castilla y León (Spain).

## 6. REFERENCES

Aguilar, F.J., González, P., Revilla, J, de León, J.J., Porcel, O., 1997. Agricultural use of Municipal Solid Waste on Tree and Bush Crops. *J. Agric. Engng. Res.* 67, 73-79.

APHA, AWWA, WEF, 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, 17<sup>th</sup> edition, Madrid.

Barral, M.T., Paradelo, R., Moldes, A.B., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resour. Conserv. Recycl.* 53, 529-534.

BOE, 1981. Orden 17 de septiembre de 1981 que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado* de 14 de octubre de 1981, 246, 24003-24034. Available on web: <[www.boe.es/boe/dias/1981/10/14/pdfs/A24003-24034.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1981/10/14/pdfs/A24003-24034.pdf)>

BOE, 1982. Orden de 1 de diciembre de 1981 que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado* de 20 de enero de 1982, 17, 1275-1284. Available on web: <[www.boe.es/boe/dias/1982/01/20/pdfs/A01275-01284.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1982/01/20/pdfs/A01275-01284.pdf)>

BOE, 1991. RD 1110/1991 sobre fertilizantes, que establece los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos. Boletín Oficial del Estado de 17 de julio de 1991, 170, 23725-23730. Available on web: <[www.boe.es/boe/dias/1991/07/17/pdfs/A23725-23730.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1991/07/17/pdfs/A23725-23730.pdf)>

BOE, 2010. RD 865/2010 sobre sustratos de cultivo. Boletín Oficial del Estado de 14 de julio de 2010, 170, 61831-61859. Available on line: <<http://www.boe.es/boe/dias/2010/07/14/pdfs/BOE-A-2010-11153.pdf>>

BOE, 2013. RD 506/2013 sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado de 10 de julio de 2013, 164, 51119-51207. Available on line: <<http://www.boe.es/boe/dias/2013/07/10/pdfs/BOE-A-2013-7540.pdf>>

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2005. PIN 1340: Guidelines for Compost Quality, Support Document for Compost Quality Criteria.

Déportes, I., Benoit-Guyod, J.L., Zmirou, D., 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Sci. Total Environ.* 172, 197-222.

Doublet, J., Francou, C., Pétraud, J.P., Dignac, M.F., Poitrenaud, M., Houot, S, 2010. Distribution of C and N mineralization of a sludge compost within particle-size fractions. *Bioresour. Technol.* 101, 1254-1262.

European Council Regulation (EEC), 1991. EEC No. 2092/91 of 24 of June 1991 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs. *Official Journal L* 198.

EUROSTAT, 2015a. European Statistics. Generation of waste by waste category. Available on web: <<http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/main-tables>>

EUROSTAT, 2015b. European Statistics. Municipal waste generation and treatment, by type of treatment method. Available on web: <<http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/main-tables>>

Farrell, M., Jones, D.L., 2010. Use of compost in the remediation of heavy metal contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* 175, 575-582.

Gil, M.V., Calvo, L.F., Blanco, D., Sánchez, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresour. Technol.*, 99, 5763-5772.

Gómez-Muñoz, B., Bol, R., Hatch, D., García-Ruiz, R., 2011. Carbon mineralization and distribution of nutrients within different particle-size fractions of commercially produced olive mill pomace. *Bioresour. Technol.* 102, 9997-10005.

Hamoda, M.F., Abu Qdais, H.A., Newham, J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resour. Conserv. Recycl.* 23, 209-223.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 1-14.

Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of compost standards

within the EU, Northamerica and Australasia” Main report. The Waste and Resources Action Programme: [www.compostingvermont.org/pdf/WRAP\\_Comparison\\_of\\_Compost\\_Standards\\_2002.pdf](http://www.compostingvermont.org/pdf/WRAP_Comparison_of_Compost_Standards_2002.pdf).

Hossner, L.R., 2008. Macronutrients. In: Chesworth, Ward (Ed), Encyclopedia of Soil Science (Encyclopedia of Earth Science Series). Springer. The Netherlands, 902 p.

Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992. Relationships between Organic Carbon and Total Organic Matter in Municipal Solid Wastes and City Refuse Compost. *Bioresour. Technol.* 41, 265-272.

Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 86, 131–137.

Moldes, A., Cendón, Y., Barral, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresour. Technol.* 98, 3069-3075.

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P. and Márquez, M.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Appl. Therm. Eng.* 31, 2135-2140.

Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M.C., Astrup, T.F., 2013. Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *J. Environ. Manage.* 128, 661-673.



Pitchel, J., Anderson, M., 1997. Trace metal bioavailability in municipal solid waste and sewage sludge compost. *Bioresour. Technol.* 60, 223-229.

Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Manage.* 29, 1251-1257.

Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D., Roig, A., 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13, 361-371.

Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35, 142-156.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1998. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill, Madrid.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 1994. Standardized Analytical Methods. "Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry" Available on web: <[www.epa.gov/sam/method2.htm](http://www.epa.gov/sam/method2.htm)>.

US Environmental Protection Agency (US EPA), 2000. *Biosolids Technology Fact Sheet: Land Application of Biosolids USEOA 832-F-00-064*. USEPA, Office of Water Washington, D.C.

Warman, P.R, Rodd, A.V., Hicklenton, P., 2009. The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 98-102.

Woodbury, P.B., 1992. Trace elements in municipal solid waste compost: A review of potential detrimental effects on plants, soil biota and water quality. *Biomass Bioenerg.* 3, 239-259.

Yamada, Y., Kawase, Y., 2006. Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Manage.* 26, 49-61.

Zennaro, M, Cristofori, F, Fromigoni, D., Frignani, F., Pavoni, B., 2005. Heavy metal contamination in compost. A possible solution. *Annali di Chimica-Rome*, 95, 247-256.

---

---

## ***8. Bibliografía***

---

---



## **REFERENCIAS**

- Abdullahi Y.A., Akunna J.C., White N.A., Hallett P.D., Wheatley R., 2008. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresource technology*, 99, 8631-8636.
- Abeliotis, K., Kalogeropoulos, A., Lasaridi, K., 2012. Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. *Waste Management*, 32, 213-219.
- Adams, J.D.W, Frostick, L.E., 2009. Analysis of bacterial activity, biomass and diversity during windrow composting. *Waste Management*, 29, 598-605
- Adani F., Baidoa D., Calcaterrab E., Genevin P., 2002. The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 83, 173-179.
- Adani F., Tambone F. y Gotti A., 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24, 775-783.
- Aguilar, F.J., González, P., Revilla, J, de León, J.J., Porcel, O., 1997. Agricultural use of Municipal Solid Waste on Tree and Bush Crops. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 67, 73-79.
- Albert, L.V., Gatuellas i Guillen, F., 2001. MSW incineration furnace refractory walls cooling by air impingement jets and effusion. *Applied Thermal Engineering*, 21, 1535-1550.
- Allievi, L., Marchesini, A., Salardi, C., Piano, V., Ferrari, A., 1993. Plant quality and soil residual fertility six years after compost treatment. *Bioresource Technology*, 43, 85-89.
- Ansorena, J., Batalla, E., Merino, D., 2014. Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. XI Jornadas del Grupo de Sustratos de la SECH. Disponible on line: <[http://www.fraisoro.net/FraisoroAtariaDoku/Evaluacion\\_de\\_la\\_calidad\\_y\\_usos.pdf](http://www.fraisoro.net/FraisoroAtariaDoku/Evaluacion_de_la_calidad_y_usos.pdf)>
- APHA, AWWA, WEF, 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, 17ª edición, Madrid. Díaz de Santos.

- Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana, D., Zabala, I., Llera, E., 2012. Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants: a case study in Zaragoza's MBT plant. *Journal of Cleaner Production* 20, 38-46.
- Astrup, T., Fruergaard, T., Christensen, T.H., 2009a. Recycling of plastics: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27, 763-772.
- Astrup, T., Møller, J., Fruergaard, T., 2009b. Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, 27, 789-799.
- Bagley, D.M., Brodtkorb, T.S., 1999. Modeling microbial kinetics in an anaerobic sequencing batch reactor: Model development and experimental validation. *Water Environmental Resources*, 71, 1320-1332.
- Barral, M.T., Paradelo, R., Moldes, A.B., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 53, 529-534.
- Batstone, D., Keller, Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., Pavlostathis, S., Rozzi, A., Sanders, W., Siegrist, H., Vavilin, V., 2002. Anaerobic digestion model No 1 (ADM1) Scientific and Technical Report N° 13 IWA, Task group for mathematical modeling of anaerobic wastewater, London, IWA publishing.
- Bayard, R., de AraújoMorais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M. and Gourdon, R., 2010. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. Review. *Journal of Hazardous Materials* 175, 23-32.
- Bernstad, A., Jansen, la J., Aspegren, H. 2011. Life cycle assessment of a household solid waste source separation programme: a Swedish case study. *Waste Management & Research*, 29, 1027-1042.
- Bilitewski, B., Oros, C., Christensen T.H., 2011. Mechanical Biological Treatment, in Christensen T.H., Ed., *Solid Waste Technology and Management*. Willey&Sons, London.
- Birgisdottir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. *Waste Management*, 27, S75-S84.

- Biswas, J., Chowdhury, R., Bhattacharya, P., 2006. Kinetic studies of biogas generation using municipal waste as feed stock. *Enzyme and Microbial Technology*, 38, 493-503.
- BOCYL de 23 de febrero de 2005, Plan Regional de Ámbito Sectorial de Residuos Urbanos y Residuos de Envases de Castilla y León 2004-2010. Disponible online en: <http://bocyl.jcyl.es/>
- BOE, 1981. Orden 17 de septiembre de 1981 que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado de 14 de octubre de 1981, 246, 24003-24034. Disponible en web: [www.boe.es/boe/dias/1981/10/14/pdfs/A24003-24034.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1981/10/14/pdfs/A24003-24034.pdf)
- BOE, 1982. Orden de 1 de diciembre de 1981 que recoge los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado de 20 de enero de 1982, 17, 1275-1284. Disponible online en: [www.boe.es/boe/dias/1982/01/20/pdfs/A01275-01284.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1982/01/20/pdfs/A01275-01284.pdf)
- BOE, 1991. RD 1110/1991 sobre fertilizantes, que establece los métodos oficiales de análisis de productos orgánicos. Boletín Oficial del Estado de 17 de julio de 1991, 170, 23725-23730. Disponible en web: [www.boe.es/boe/dias/1991/07/17/pdfs/A23725-23730.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/1991/07/17/pdfs/A23725-23730.pdf)
- BOE, 2000. Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006. Boletín Oficial del Estado de 2 de febrero de 2000, 28, 4810-4829. Disponible online en: [http://www.boe.es/diario\\_boe/](http://www.boe.es/diario_boe/)
- BOE, 2002. RD 1481/2001 por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Boletín Oficial del Estado de 29 de enero de 2002, 25, 3507-3521. Disponible on line en: [http://www.boe.es/diario\\_boe/](http://www.boe.es/diario_boe/)
- BOE, 2005. RD 824/2005 sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado de 19 de julio de 2005, 171, 25592-25669. Disponible en la web: [www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf](http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf)
- BOE, 2010. RD 865/2010 sobre sustratos de cultivo. Boletín Oficial del Estado de 14 de julio de 2010, 170, 61831-61859. Disponible online: <http://www.boe.es/boe/dias/2010/07/14/pdfs/BOE-A-2010-11153.pdf>
- BOE, 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado de 29 de julio de 2011, 181. Disponible en la web: <https://www.boe.es/buscar/pdf/2011/BOE-A-2011-13046-consolidado.pdf>

- BOE, 2013. RD 506/2013 sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado de 10 de julio de 2013, 164, 51119-51207. Disponible en la web: <<http://www.boe.es/boe/dias/2013/07/10/pdfs/BOE-A-2013-7540.pdf>>
- Boldrin, A., Neidel T.L., Damgaard, A., Bhandar, G.S., Møller, J. and Christensen, T.H., 2011. Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management*, 31, 619-630.
- Borja Padilla, R., Martín Martín, A., Durán Barrantes, M.M., Maestro Durán, R., 1992. Estudio cinético comparativo del proceso de digestión anaerobia del alpechín en los intervalos mesofílico y termofílico de temperatura. *Grasas y aceites*, 43, 341-346.
- Börjesson, P. y Berglund, M., 2006. Environmental systems analysis of biogas systems - Part I: Fuel-cycle emissions. *Biomass and Bioenergy*, 30, 469-485.
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A, Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, 30, 2383-2395.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME., 2005. PIN 1340: Guidelines for Compost Quality, Support Document for Compost Quality Criteria.
- Caputo, A., C., Pelagagge, P.M., 2002. RDF production plants: I Design and costs. *Applied Thermal Engineering* 22, 423-437.
- CEC, 1999. Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. Official Journal of the European Communities L 182/1. Available at: [http://www.central2013.eu/fileadmin/user\\_upload/Downloads/Document\\_Centre/OP\\_Resources/Landfill\\_Directive\\_1999\\_31\\_EC.pdf](http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/Document_Centre/OP_Resources/Landfill_Directive_1999_31_EC.pdf) ,accessed 12.12.
- Cecchi, F., Mata Alvarez, J., Traverso, P.G., Medici, F., Fazzini, G., 1990. A new approach to the kinetic study of anaerobic degradation of the organic fraction of municipal solid waste. *Biomass*, 23, 79-102.
- Cecchi, F., Pavan, P., Mata Alvarez, J., Bassetti, A., Cozzolino, C., 1991. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Thermophilic vs Mesophilic performance at high solids. *Waste Management and Research*, 9, 305-315.
- Chang, Y.H., Chen, W.C., Chang, N.B., 1998. Comparative evaluation of RDF and MSW incineration. *Journal of Hazardous Materials*, 58, 33-45.
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044-4064.



- Christensen, T.H., Simion, F., Tonini, D., Møller, J., 2009a. Global warming factors modelled for 40 generic municipal solid waste management scenarios. *Waste Management & Research*, 27, 871-884.
- Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A.W., Weidema, B.P, Hauschild M., 2009b. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research*, 27, 696-706.
- Cleary, J., 2009. Life cycle assessment of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environmental International*, 35, 1256-1266.
- Combs, A.R., 2012. Life Cycle Analysis of Recycling Facilities in a Carbon Constrained World. MS thesis, NC State Dept of Civil, Construction, and Environmental Engineering, North Carolina, USA.
- Consonni, S., Giugliano, M., Grosso, M., 2005a. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part A: Mass and energy balances. *Waste Management*, 25, 123-135.
- Consonni, S., Giugliano, M., Grosso, M., 2005b. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*, 25, 137-148.
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D., 2003. The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability. *Waste Management*, 23, 37-44.
- Costa, C., Márquez, M.C., 1994. Mathematical models of substrate degradation rate for activated sludge processes. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly* 8, 111-117.
- Costi, P., Minciardi, R., Robba, M., Rovatti, M., Sacile, R., 2004. An environmentally sustainable decision model for urban solid waste management. *Waste Management*, 24, 277-295.
- Damgaard, A., Larsen, A.W, Christensen, T.H., 2009. Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, 27, 773-780.
- Davidsson, A., Grubberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T., L., Jansen, J.C., 2007. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 27, 406-414.

- De Araújo Morais, J., Achour, F., Ducom, G., Bayard, R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. *Waste Management*, 28, 1791–1800.
- De Bertoldi, M., 1996. *The Science of Composting: European Commission International Symposium*. Commission of the European Communities: Springer. 1520pp.
- De Guardia, A., Petiot, C., Rogeau D., 2008a. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste Management*, 28, 73-84.
- De Guardia, A., Petiot C., Rogeau D., Druilhe C, 2008b. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management*, 28, 575-587.
- Danish Energy Agency (DEA), 2012. *Technology data for energy plants - Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion*. Danish Energy Agency, Copenhagen, Denmark. Available at: [http://www.ens.dk/Documents/Netboghandel%20-%20publikationer/2012/Teknologikatalog\\_2012.pdf](http://www.ens.dk/Documents/Netboghandel%20-%20publikationer/2012/Teknologikatalog_2012.pdf) (accessed 12.12).
- DEFRA, 2008. Department for Environment, Food and Rural Affairs. *Guidance on the treatment in approved composting or biogas plants of animal by-products and catering waste*. Disponible en web: [www.defra.gov.uk/animalh/by-prods/default.htm](http://www.defra.gov.uk/animalh/by-prods/default.htm). Referencia del 13 de abril de 2009.
- Demirbas, A., 2011. Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. *Energy Conversion and Management*, 52, 1280-1287.
- Déportes, I., Benoit-Guyod, J.L., Zmirou, D., 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Science of the Total Environment*, 172, 197-222.
- Di Maria, F., Pavesi, G., 2006. RDF to energy plant for a central Italian region SUW management system: Energetic and economical analysis. *Applied Thermal Engineering*, 26, 1291-1300.
- Doublet, J., Francou, C., Pétraud, J.P., Dignac, M.F., Poitrenaud, M., Houot, S, 2010. Distribution of C and N mineralization of a sludge compost within particle-size fractions. *Bioresource Technology*, 101, 1254-1262.
- EC, 1991, European Council Directive 2092/91 of 24 of June 1991 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs. *Official Journal L* 198.

- EC, 1999. European Council Directive, 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste, Official Journal of the European Communities, 42, 1-19, L182. Disponible online: <http://eur-lex.europa.eu/oj/direct-access.html>
- EC, 2000. European Council Directive 2000/76/EC of 4 December 2000 on the incineration of waste, Official Journal of the European Communities, L332, 91-111. Disponible online: <http://eur-lex.europa.eu/oj/direct-access.html>
- EC, 2008. European Council Directive 2008/98/CE of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives, Official Journal of the European Communities, L312, 3-30. Disponible online: <http://eur-lex.europa.eu/oj/direct-access.html>
- ECN, 2009. Personal Communication with Josef Barth, Managing Director, European Compost Network, ECN.
- Eisted, R., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Collection, transfer and transport of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, 27, 738-745.
- Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments I: carbon turnover. *Bioresource Technology*, 74, 115-124.
- Elías Castells, X., 2005. Tratamiento y valorización energética de los residuos. Ediciones Díaz de Santos S.A., Madrid. 1201pp.
- Espinosa Lloréns, M.C., López Torres, M., Álvarez, H., Pellón Arrechea, A., Alejandro García, J., Díaz Aguirre, S., Fernández, A., 2008. Characterization of municipal solid waste from the main landfills of Havana city. *Waste Management*, 28, 2013-2021.
- Faraco, V., Hadar, Y., 2011. The potential of lignocellulosic ethanol production in the Mediterranean Basin. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 252-266.
- Farrel, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100, 4301-4310.
- Farrell, M., Jones, D.L., 2010. Use of compost in the remediation of heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 575-582.
- Fernández, J., Pérez, M., Romero, L.I., 2008. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 99, 6075-6080.

- Fernández-Güelfo, L.A., Álvarez-Gallego, C., Sales, D., Romero García, L.I., 2011a. Determination of critical and optimum conditions for biomethanization of OFMSW in a semi-continuous stirred tank reactor. *Chemical Engineering Journal*, 171, 418-424.
- Fernández-Güelfo, L.A., Álvarez-Gallego, C., Sales Márquez, D., Romero García, L.I., 2011b. Dry-thermophilic anaerobic digestion of simulated organic fraction of Municipal Solid Waste: Process modeling. *Bioresource Technology*, 102, 606-611.
- Fernández-Güelfo, L.A., Álvarez-Gallego, C., Sales Márquez, D., Romero García, L.I., 2012. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: Methane production modeling. *Waste Management*, 32, 382-388.
- Fernández Rodríguez, J., 2010. Optimización de la digestión anaeróbica seca de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura. Tesis doctoral de la Universidad de Cadiz. Disponible online: <[http://rodin.uca.es/xmlui/bitstream/handle/10498/15833/Tes\\_2011\\_02.pdf?...1](http://rodin.uca.es/xmlui/bitstream/handle/10498/15833/Tes_2011_02.pdf?...1)>
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guine, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91, 1-21.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I. 2007. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98, 3195-3203.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I. 2008a. Anaerobic digestion of municipal solid wastes: Dry thermophilic performance. *Bioresource Technology*, 99, 8180-8184.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I., 2008b. Influence of total solid and inoculum contents of performance of anaerobic reactors treating food waste. *Bioresource Technology*, 99, 6994-7002.
- Forster-Carneiro, T., Riau, V., Pérez, M., 2010. Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: Microbiological methods development. *Biomass and bioenergy*, 34, 1805-1812.
- Franklin Associates, 2006. Life cycle inventory of container systems for wine. Final report prepared for Tetra Pak Inc. by Franklin Associates, a division of ERG Prairie village, KS.
- Fruergaard, T., Astrup, T., 2011. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, 31, 572-582.

- Fruergaard, T., Hyks, J., Astrup, T., 2010. Life-cycle assessment of selected management options for air pollution control residues from waste incineration. *Science Total Environmental*, 408, 4672–4680.
- Gentil, E., Clavreul, J., Christense, T.H., 2009. Global warming factor of municipal solid waste management in Europe. *Waste Management and Research*, 27, 850-860.
- Geografía infinita, 2013. Disponible on line: <http://geografiainfinita.com/2013/11/15/quien-genera-mas-basura-mapa-mundial-de-los-residuos-urbanos-2/>
- Gil, M.V., Calvo, L.F., Blanco, D., Sánchez, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresource Technology*, 99, 5763-5772.
- Giuliano, M., Grosso, M., Rigamonti, L., 2008. Energy recovery from municipal waste: A case study for a middle-sized Italian district. *Waste Management*, 28, 39-50.
- Gómez-Muñoz, B., Bol, R., Hatch, D., García-Ruiz, R., 2011. Carbon mineralization and distribution of nutrients within different particle-size fractions of commercially produced olive mill pomace. *Bioresource Technology*, 102, 9997-10005.
- Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environmental Science Technology*, 45, 5869-5877.
- Hamoda, M.F., Abu Qdais, H.A., Newham, J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling*, 23, 209-223.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 123, 1-14.
- Haug R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*, CRC Press.
- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of compost standards within the EU, Northamerica and Australasia" Main report. The Waste and Resources Action Programme. Available at: [http://www.compostingvermont.org/pdf/WRAP\\_Comparison\\_of\\_Compost\\_Standards\\_2002.pdf](http://www.compostingvermont.org/pdf/WRAP_Comparison_of_Compost_Standards_2002.pdf) , accessed 12.12.
- Hoornweg, D, Bhada-Tata, P., 2012. *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management*, World Bank.

- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P y Kennedy, C., 2013. Environment: Waste production must peak this century. *Nature*, 502, 615-617
- Hossner, L.R., 2008. Macronutrients. In: Chesworth, Ward, Ed., *Encyclopedia of Soil Science*, *Encyclopedia of Earth Science Series*. Springer. The Netherlands, 902 pp.
- Hwang, I.-H., Kobayashi, J., Kawamoto, K., 2014. Characterization of products obtained from pyrolysis and steam gasification of wood waste, RDF and RPF. *Waste Management*, 34, 402-410.
- IDAE, 2010. Spain's national renewable energy action plan 2011-2020. Available at: [http://pvtrin.eu/assets/media/PDF/EU\\_POLICIES/National%20Renewable%20Energy%20Action%20Plan/202.pdf](http://pvtrin.eu/assets/media/PDF/EU_POLICIES/National%20Renewable%20Energy%20Action%20Plan/202.pdf) or [http://ec.europa.eu/energy/renewables/action\\_plan\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/renewables/action_plan_en.htm), accessed 12.12.
- ISO 2006a. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. 2nd ed. 2006, ISO 14040.
- ISO 2006b. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines*. 1st ed. 2006, ISO 14040.
- International Solid Waste Association (ISWA), 2006. *Energy from Waste. State of the Art Report. Statistics 5th Edition*. Copenhagen, Denmark: ISWA Working Group on Thermal Treatment of Waste. Available at: [http://www.google.dk/search?q=International+Solid+Waste+Association+\(ISWA\).+Energy+from+Waste.+State+of+the+Art+Report.+Statistics+5th+Edition&sugex=p=chrome,mod=15&sourceid=chrome&ie=UTF-8](http://www.google.dk/search?q=International+Solid+Waste+Association+(ISWA).+Energy+from+Waste.+State+of+the+Art+Report.+Statistics+5th+Edition&sugex=p=chrome,mod=15&sourceid=chrome&ie=UTF-8) (accessed 12.12).
- Jacobsen, S.T., 1995. Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. *Resources, Conservation and Recycling*, 13, 57-71.
- JCyL, 2013. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. On line: [http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1218521593670/\\_/\\_/\\_](http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1218521593670/_/_/_) Consulta 15.07.13
- JCyL, 2014. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. On line: [http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1218521593670/\\_/\\_/\\_](http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1218521593670/_/_/_) Consulta 01.02.14
- JESCO, 2012. Japan Environmental Sanitation Center. *Solid Waste Management and Recycling Technology of Japan – Toward a Sustainable Society*. Available at: [www.jesco.or.jp](http://www.jesco.or.jp), accessed 12.13.

- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist, E.M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J. 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. Uster, Switzerland.: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, ESU-services, Ecoinvent report No 17.
- Juniper Consultancy Services Ltd., 2005a. MBT: a Guide for Decision Makers: Processes, Policies & Markets. Annexe A: Process Fundamentals. Available at: <http://www.wmaa.asn.au/event-documents/2012skm/awt/or/Summary-Report.pdf> , accessed 12.12.
- Juniper Consultancy Services Ltd., 2005b. MBT: a Guide for Decision Makers: Processes, Policies & Markets. Annexe C: An Assessment of the viability of markets for MBT outputs. Available at: <http://www.wmaa.asn.au/event-documents/2012skm/awt/or/Summary-Report.pdf> , accessed 12.12.
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., 2009. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 100, 2355-2360.
- Kiely G., 1999. Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. 1ª ed. Madrid: Mc. Graw Hill.
- Kirkeby, J.T., Hansen, T.L., Birgisdóttir, H., Bhandar, G.S., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management & Research*, 24, 3-15.
- Kothari, R., Tyagi, V.V., Pathak, A., 2010. Waste-to-energy: A way from renewable energy sources to sustainable development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 3164-3170.
- Kumar, K. N., Goel, S., 2009. Characterization of municipal solid waste ,MSW.and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India. *Resources, Conservation and Recycling*, 53, 166-174.
- Kuo, J-H., Tseng, H-H., Rao, P. S., Wey, M-Y., 2008. The prospect and development of incinerators for municipal solid waste treatment and characteristics of their pollutants in Taiwan. *Applied Thermal Engineering*, 28, 2305-2314.
- Larsen, A.W., Vrgoc, M., Lieberknecht, P., Christensen, T.H., 2009a. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Management & Research*, 27, 652-659.

- Larsen, A.W., Merrild, H., Christensen, T.H., 2009b. Recycling of glass: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27, 754-762.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of compost in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80, 58-65.
- Leckner, B., 2014. Process aspects in combustion and gasification Waste-to-Energy (WtE) units. *Waste Management*, 5,
- Lema, J.M., Ibañez, E., Canals, J., 1987. Anaerobic treatment of landfill leachates: kinetic and stoichiometry. *Environmental Technology Letters*, 8, 555-564.
- Li, Y., Park, S.Y., Zhu, J., 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15, 821-826.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86, 131-137.
- Liu, Z.Q., Liu, Z.H., Li, X.L., 2006. Status and prospect of the application of municipal solid waste incineration in China. *Applied Thermal Engineering*, 26, 1193-119.
- Lopes, W.S., Leite, V.D., Prasad, S., 2004. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 94, 261-266.
- López-Delgado, A., Lobo-Recio, M.A., Peña, C., López, V., López, F.A., 2005. Characteristics and thermal detinning of ferrous scrap from Spanish MSW compost plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 44, 167-183.
- Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hébé, I., Carré, J., 2007. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management*, 27, 1755-1764.
- Luoranen, M., Soukka, R., Denafas, G., Horttanainen, M., 2009. Comparison of energy and material recovery of household waste management from the environmental point of view – Case Kaunas, Lithuania. *Applied Thermal Engineering*, 29, 938-944.
- Madejón E., Díaz M.J., López R. y Cabrera F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*, 85, 73-78.
- Mahar R.B., Liu J., Li H. y Nie Y, 2009. Bio-pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling and its kinetics. *Biodegradation*, 20, 319-330.



- Manfredi, S., Christensen, T.H., 2009. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste Management*, 29, 32-43.
- Manfredi, S., Christensen, T.H., Scharff, H., 2009. Landfilling of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, 27, 825-836.
- Manfredi, S., Christensen, T.H., Scharff, H., Joeri, J. 2010a. Environmental assessment of low-organic waste landfill scenarios by means of life-cycle assessment modelling, EASEWASTE. *Waste Management & Research*, 28, 130-140.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2010b. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Management*, 30, 433-440.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 995-1004.
- Marti, N., Bouzas, A., Seco, A., Ferrer, J., 2008. Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering Journal*, 141, 67-74.
- Mata-Alvarez, J., Labrés, P., Cecchi, F., Pavan, P., 1992. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: Experimental study. *Bioresource Technology*, 39, 39-48.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., Labrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3-16.
- McKay, G., 2002. Dioxin characterization, formation and minimization during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86, 343-368.
- Meneses, M., Pasqualino, J., Castells, F., 2012. Environmental assessment of the milk life cycle: The effect of packaging selection and the variability of milk production data. *Journal of Environmental Management*, 107, 76-83.
- Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2009. Recycling of paper: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27, 746-753.

- Merrild, H., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2012. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32, 1009-1018.
- Metcalf and Eddy, 1995. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*, 3ª ed. Madrid: Mc.Graw Hill.
- ITYC, 2011. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. La energía en España 2010. Secretaría General Técnica, Madrid. Available at [http://www.minetur.gob.es/energia/balances/balances/librosenergia/energia\\_esp\\_ana\\_2012\\_2ed.pdf](http://www.minetur.gob.es/energia/balances/balances/librosenergia/energia_esp_ana_2012_2ed.pdf), accessed 12.12.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2004-2008. Serie de memorias Medio ambiente en España 2003-2007. Centro de publicaciones. Secretaría Técnica. Madrid. Disponible en: [http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-ambientales/index2010-10-29\\_23.19.09.1624.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-ambientales/index2010-10-29_23.19.09.1624.aspx)
- Ministerio de Medio Ambiente, 2005-2014. Perfil ambiental de España 2004-2013. Centro de publicaciones. Secretaría Técnica. Madrid. Disponible en: [http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/indice\\_perfil\\_ambiental.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/indice_perfil_ambiental.aspx)
- Miyatake F. e Iwabuchi K., 2005. Effect of high compost temperature on enzymatic activity and species diversity of culturable bacteria in cattle manure compost. *Bioresource Technology*, 96, 1821-1825.
- Moldes, A., Cendón, Y., Barral, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology*, 98, 3069-3075.
- Molnar L., Bartha I., 1988. High solids anaerobic fermentation for biogas and compost production. *Biomass*, 16, 173-182.
- Navarro A.E., Cegarra J., Roig A., García D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology*, 44, 203-207.
- Nguyen, P.H.L., Kuruparan, P., Visvanathan, C., 2007. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource Technology*, 98, 380-387.
- Nielsen, M., Nielsen, O., Thomsen, M., 2010. Emissions from decentralised CHP plants 2007. Environmental project no. 07/1882. Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute, Aarhus University. Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR786.pdf>, accessed 12.12.

- Norbu, T., Visvanathan, C., Basnayake, B., 2005. Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling. *Waste Management*, 25, 997-1003.
- Ogwueleka, T.C., 2013. Survey of household waste composition and quantities in Abuja, Nigeria. *Resources, Conservation and Recycling*, 77, 52-60.
- Papageorgiou, A., Karagiannidis, A., Barton, J.R., Kalogirou, E., 2009. Municipal solid waste management scenarios for Attica and their greenhouse gas emission impact. *Waste Management Resources*, 27, 928-937.
- Pavan, P., Battistoni, P., Mata-Alvarez, J., Cecchi, F., 2000. Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability. *Water Science and Technology*, 41, 75-81.
- Pavlas, M., Touš, M., Bebar, L., Stehlík, P., 2010. Waste to energy – An evaluation of the environmental impact. *Applied Thermal Engineering*. 30, 2326-2332.
- Pichtel, J., 2005. *Waste Management Practices: Municipal, Hazardous, and Industrial*, CRC Press, Boca Raton.
- Pitchel, J., Anderson, M., 1997. Trace metal bioavailability in municipal solid waste and sewage sludge compost. *Bioresource Technology*, 60, 223-229.
- Ponsá, S, Gea, T., Alerm, L., Cerezo, J., Sánchez, A., 2008. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. *Waste Management*, 2008. 28, 2735-2742.
- Porteous, A., 2005. Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management. *Waste Management*. 25, 451-459.
- Qiu, K., Hayden, A.C.S., 2009. Performance analysis and modelling of energy from waste combined cycles. *Applied Thermal Engineering*. 29, 3049-3055
- Ramalho, R., S, 1993. *Tratamiento de Aguas Residuales*, Ed. Reverté S.A. Barcelona
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, 29, 1251-1257.
- Richard, T.L., 1992. Municipal solid waste composting: Physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy*. 3, 163-180.
- Rodriguez-Iglesias, J., Castrillón Peláez, L., Marañón Maison, E., Sastre Andrés, H., 2000. Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant. *Water Research*, 34, 447-454.

- Rodríguez-Iglesias, J., Marañón, E., Castrillón, L., Riestra, P., Sastre, H., 2003. Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. *Waste Management and Research*, 21, 535-548.
- Romero Batallán, C.A., 2010. Aprovechamiento integral de lixiviados. Tesis doctoral Departamento de Ingeniería Química y Textil de la Universidad de Salamanca. Disponible online: <<http://hdl.handle.net/10366/76570>>
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., 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. *Bioresource Technology*, 78, 301-308.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D., Roig, A., 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation*, 13, 361-371.
- Schievano, A., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Malagutti, L., Gozzi, A., Adani, F., 2009. Prediction of biogás potentials using quick laboratory analyses: Upgrading previous models for application to heterogeneous organic matrices. *Bioresource Technology*, 100, 5777-5782.
- Shiralipour, A., Mc. Connell, D. B., Smith, W.H., 1992. Uses and benefits of MSW compost: A review and an assessment. *Biomass and bioenergy*, 3, 267-279.
- Skovgaard, M., Hedal, N., Villanueva, A., Andersen, F., M., Larsen, H., 2008. Municipal waste management and greenhouse gases. European Topic Centre on Resource and waste management.
- Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. *Environmental International*, 35, 142-156.
- Schmidt, A., Strömberg, K., 2006. "Genanvendelse i LCA - systemudvidelse." Rep. No. Miljønyt Nr. 81, Miljøstyrelsen. Available at: <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2006/87-7052-165-4/pdf/87-7052-166-2.pdf> (accessed 12.12).
- Sokka, L, Antikainen, R., Kauppi, P.E., 2007. Municipal solid waste production and composition in Finland – Changes in the period 1960-2002 and prospects until 2020. *Resources, Conservation and Recycling*, 50, 475-488.

- Suthar, S., Singh, P., 2015. Household solid waste generation and composition in different family size and socio-economic groups: A case study. *Sustainable Cities and Society*, 14, 56-63.
- Stranddorf, H.K., Hoffmann, L., Schmidt, A., 2005. Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA – opdatering af udvalgte UMIP97-data. Danish Ministry of the Environment, Miljønyt n. 77. Available at: <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-572-7/pdf/87-7614-573-5.pdf> (accessed 12.12)
- Stegmann, R., 2010. Landfilling: MBP Waste Landfills, in Christensen T.H., Ed. *Solid Waste Technology & Management*. John Wiley & Sons, Ltd, 788-799.
- Teixeira, S., Monteiro, E., Silva, V., Rouboa, A., 2014. Prospective application of municipal solid wastes for energy production in Portugal. *Energy Policy*, 71, 159-168.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1998. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill, Madrid.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wasterwater Engeneering: Treatment and reuse*. 4ª ed. McGraw-Hill, New York.
- Tetra Pak, 2004. *Environmental Report 2004 Sweden*. Available on line at: [www.corporateregister.com/a10723/tpso4-env-swe.pdf](http://www.corporateregister.com/a10723/tpso4-env-swe.pdf) (accessed 12.12)
- Tintner, J., Smidt, E., Böhm, K., Binner, E., 2010. Investigations of biological processes in Austrian MBT plants. *Waste Management*. 30, 1903-1907.
- Tognetti C, Mazzarino M.J. y Laos F., 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2290-2296.
- Tonini, D., Astrup, T., 2012a. Life-cycle assessment of a waste refinery process for enzymatic treatment of municipal solid waste. *Waste Management*, 2012, 32, 165-76.
- U.S. Environmental Protection Agency ,US EPA., 1994. *Standardized Analytical Methods*. "Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry" Disponible en web: <<http://www.epa.gov/sam/method2.htm>> Referencia del 21 de mayo de 2007.

- US Environmental Protection Agency ,US EPA., 2000. Biosolids Technology Fact Sheet: Land Application of Biosolids USEOA 832-F-00-064. USEPA, Office of Water Wasington, D.C.
- Van Lier, J., 1993. Digestión anaerobia termofilica: aspectos relacionados con la temperatura. Proc. V. Seminario de depuración anaerobia de aguas residuales. Valladolid.
- Velis, C.A., Longhurst, P.J., Drew, G.H., Smith, R., Pollard, S.J.T., 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *BioresourceTechnology*, 100, 2747-2761.
- Warman, P.R, Rodd, A.V., Hicklenton, P., 2009. The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 133, 98-102.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z, Alting, L., 1997. Environmental Assessment of Products. Methodology, tools and case studies in product development. Vol 1. Chapman & Hall, London, England.
- Wiemer, K., Kern, M., 1995. Mechanical-biological treatment of residual waste based on the dry stabilate method. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhonsen, Germany, 1-103.
- Woodbury, P.B., 1992. Trace elements in municipal solid waste compost: A review of potential detrimental effects on plants, soil biota and water quality. *Biomass & Bioenergy*, 3, 239-259.
- Yamada, Y., Kawase, Y., 2006. Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Management*, 26, 49-61.
- Zennaro, M, Cristofori, F, Fromigoni, D., Frignani, F., Pavoni, B., 2005. Heavy metal contamination in compost. A possible solution. *Annali di Chimica-Rome*, 95, 247-256.
- Zhang, P., Zeng, G, Zhang, G, Li, Y, Zhang, B., Fan, M., 2008. Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. *Fuel processing technology*, 89, 485-489.

---

---

## ***Anejo I. Datos experimentales***

---

---





Tabla I. 1. Datos de poder calorífico superior (PCS) de las diferentes submuestras de papel y cartón

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
<b>Cartón ondulado tipo 1</b>	Muestra 1	15,00	11,28
	Muestra 2	14,75	10,31
	Muestra 3	14,96	10,68
	$\bar{X}$	<b>14,90</b>	<b>10,76</b>
	S	<b>0,13</b>	<b>0,49</b>
<b>Cartón ondulado tipo 2</b>	Muestra 1	15,06	9,40
	Muestra 2	15,01	10,19
	Muestra 3	15,11	9,76
	$\bar{X}$	<b>15,06</b>	<b>9,78</b>
	S	<b>0,04</b>	<b>0,40</b>
<b>Cartón liso</b>	Muestra 1	15,28	13,46
	Muestra 2	15,28	13,28
	Muestra 3	15,32	13,29
	$\bar{X}$	<b>15,29</b>	<b>13,29</b>
	S	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>
<b>Papel</b>	Muestra 1	17,76	4,87
	Muestra 2	17,75	4,92
	Muestra 3	17,64	5,42
	$\bar{X}$	<b>17,72</b>	<b>4,89</b>
	s	<b>0,07</b>	<b>0,04</b>
<b>Papel satinado</b>	Muestra 1	9,24	30,03
	Muestra 2	9,19	30,37
	Muestra 3	9,27	32,01
	$\bar{X}$	<b>9,23</b>	<b>30,80</b>
	s	<b>0,04</b>	<b>1,06</b>

Tabla I. 2. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras plásticas

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
Film tipo 1	Muestra 1	41,54	2,15
	Muestra 2	39,14	2,39
	Muestra 3	39,28	2,10
	$\bar{X}$	<b>39,94</b>	<b>2,21</b>
	S	<b>2,21</b>	<b>0,13</b>
Film tipo 2	Muestra 1	45,43	3,63
	Muestra 2	43,56	4,77
	Muestra 3	44,16	2,38
	$\bar{X}$	<b>43,38</b>	<b>3,59</b>
	S	<b>0,80</b>	<b>1,19</b>
Film tipo 3	Muestra 1	36,74	2,77
	Muestra 2	35,41	2,27
	Muestra 3	37,41	2,22
	$\bar{X}$	<b>36,52</b>	<b>2,42</b>
	S	<b>1,02</b>	<b>0,30</b>
PEAD tipo 1	Muestra 1	45,30	1,11
	Muestra 2	45,19	1,04
	Muestra 3	45,23	1,16
	$\bar{X}$	<b>45,24</b>	<b>1,10</b>
	s	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>
PEAD tipo 2	Muestra 1	45,55	0,70
	Muestra 2	44,98	0,96
	Muestra 3	46,04	0,77
	$\bar{X}$	<b>45,52</b>	<b>0,81</b>
	s	<b>0,53</b>	<b>0,14</b>
PEAD tipo 3	Muestra 1	46,24	0,10
	Muestra 2	46,21	0,13
	Muestra 3	46,41	0,14
	$\bar{X}$	<b>46,29</b>	<b>0,12</b>
	s	<b>0,11</b>	<b>0,02</b>

Tabla I. 2. (cont) Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras plásticas

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
PEAD tipo 4	Muestra 1	45,62	0,46
	Muestra 2	45,07	0,68
	Muestra 3	45,64	0,50
	$\bar{X}$	<b>45,63</b>	<b>0,55</b>
	S	<b>0,01</b>	<b>0,12</b>
PET	Muestra 1	22,90	0,00
	Muestra 2	22,90	0,03
	Muestra 3	23,13	0,08
	$\bar{X}$	<b>22,98</b>	<b>0,20</b>
	S	<b>0,13</b>	<b>0,25</b>
PP tipo 1	Muestra 1	41,20	6,79
	Muestra 2	41,25	6,57
	Muestra 3	41,73	6,87
	$\bar{X}$	<b>41,39</b>	<b>6,74</b>
	S	<b>0,29</b>	<b>0,16</b>
PP tipo 2	Muestra 1	40,42	2,31
	Muestra 2	40,56	1,41
	Muestra 3	40,49	1,58
	$\bar{X}$	<b>40,49</b>	<b>1,76</b>
	s	<b>0,07</b>	<b>0,48</b>
PP tipo 3	Muestra 1	45,52	1,17
	Muestra 2	45,46	0,98
	Muestra 3	45,73	1,17
	$\bar{X}$	<b>45,57</b>	<b>1,17</b>
	s	<b>0,14</b>	<b>0,00</b>
PS tipo 1	Muestra 1	40,95	0,48
	Muestra 2	40,69	0,82
	Muestra 3	40,94	0,46
	$\bar{X}$	<b>40,84</b>	<b>0,61</b>
	s	<b>0,12</b>	<b>0,17</b>

Tabla I. 2. (cont) Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras plásticas

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
PS tipo 2	Muestra 1	36,09	5,95
	Muestra 2	38,33	3,30
	Muestra 3	38,76	2,90
	$\bar{X}$	<b>37,73</b>	<b>4,05</b>
	S	<b>1,44</b>	<b>1,66</b>

Tabla I. 3. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras textiles

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
Textiles tipo 1	Muestra 1	21,60	1,60
	Muestra 2	21,01	3,62
	Muestra 3	21,57	2,26
	$\bar{X}$	<b>21,40</b>	<b>2,30</b>
	S	<b>0,27</b>	<b>0,92</b>
Textiles tipo 2	Muestra 1	17,10	2,25
	Muestra 2	17,20	2,93
	Muestra 3	16,91	4,87
	$\bar{X}$	<b>17,07</b>	<b>3,35</b>
	S	<b>0,15</b>	<b>1,36</b>
Textiles tipo 3	Muestra 1	26,07	0,79
	Muestra 2	25,82	2,09
	Muestra 3	26,47	1,71
	$\bar{X}$	<b>26,12</b>	<b>1,53</b>
	S	<b>0,33</b>	<b>0,67</b>
Textiles tipo 4	Muestra 1	23,68	0,86
	Muestra 2	19,16	0,34
	Muestra 3	23,37	0,60
	$\bar{X}$	<b>23,53</b>	<b>0,73</b>
	s	<b>0,22</b>	<b>0,19</b>

Tabla I. 3. (cont) Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras textiles

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
Textiles tipo 5	Muestra 1	29,38	2,04
	Muestra 2	28,79	2,68
	Muestra 3	28,94	3,88
	$\bar{X}$	<b>29,04</b>	<b>2,86</b>
	S	<b>0,30</b>	<b>0,93</b>
Textiles tipo 6	Muestra 1	15,10	5,54
	Muestra 2	15,28	5,67
	Muestra 3	15,36	6,06
	$\bar{X}$	<b>15,25</b>	<b>5,76</b>
	S	<b>0,14</b>	<b>0,27</b>
Textiles tipo 7	Muestra 1	16,94	2,11
	Muestra 2	16,33	5,51
	Muestra 3	16,80	2,48
	$\bar{X}$	<b>16,69</b>	<b>3,37</b>
	S	<b>0,32</b>	<b>1,86</b>

Tabla I. 4. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de tetrabricks

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
Tetrabricks tipo 1	Muestra 1	23,51	11,61
	Muestra 2	23,45	11,83
	Muestra 3	24,26	13,49
	$\bar{X}$	<b>23,87</b>	<b>11,69</b>
	S	<b>0,46</b>	<b>1,50</b>
Tetrabricks tipo 2	Muestra 1	23,46	8,64
	Muestra 2	23,33	3,44
	Muestra 3	22,91	7,23
	$\bar{X}$	<b>23,24</b>	<b>8,73</b>
	S	<b>0,24</b>	<b>5,07</b>

Tabla I. 5. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de madera

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
<b>Madera tipo 1</b>	Muestra 1	18,87	1,76
	Muestra 2	18,70	1,22
	Muestra 3	18,87	0,87
	$\bar{X}$	<b>18,81</b>	<b>1,28</b>
	S	<b>0,10</b>	<b>0,45</b>
<b>Madera tipo 2</b>	Muestra 1	18,73	1,50
	Muestra 2	18,98	1,14
	Muestra 3	18,81	1,02
	$\bar{X}$	<b>18,84</b>	<b>1,22</b>
	S	<b>0,13</b>	<b>0,35</b>

Tabla I. 6. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de celulosa

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
<b>Celulosa tipo 1</b>	Muestra 1	45,78	0,21
	Muestra 2	45,88	0,08
	Muestra 3	45,70	0,20
	$\bar{X}$	<b>45,79</b>	<b>0,16</b>
	S	<b>0,09</b>	<b>0,07</b>
<b>Celulosa tipo 2</b>	Muestra 1	45,13	0,17
	Muestra 2	45,29	0,10
	Muestra 3	45,54	0,12
	$\bar{X}$	<b>45,32</b>	<b>0,13</b>
	S	<b>0,21</b>	<b>0,05</b>

Tabla I. 7. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de materia orgánica

MUESTRA		PCS (MJ kg <sup>-1</sup> )	Cenizas (%)
<b>Materia orgánica tipo 1</b>	Muestra 1	15,72	1,33
	Muestra 2	15,08	1,51
	Muestra 3	14,51	1,66
	$\bar{X}$	<b>15,11</b>	<b>1,50</b>
	S	<b>0,61</b>	<b>0,17</b>
<b>Materia orgánica tipo 2</b>	Muestra 1	15,31	2,49
	Muestra 2	14,43	2,00
	Muestra 3	14,38	1,91
	$\bar{X}$	<b>14,71</b>	<b>2,13</b>
	S	<b>0,53</b>	<b>0,31</b>

Tabla I. 8. Resultados experimentales de humedad, materia orgánica y cenizas en los bioestabilizados.

MUESTRA		Humedad (%)	MO (%)	Cenizas (%)
<b>CTR1</b>	Muestra 1	51,15	45,13	54,87
	Muestra 2	36,45	43,74	56,26
	Muestra 3	42,85	41,30	58,70
	$\bar{X}$	<b>43,48</b>	<b>43,39</b>	<b>56,61</b>
	S	<b>7,37</b>	<b>1,94</b>	<b>1,94</b>
<b>Lodos CTR1</b>	Muestra 1	52,71	54,41	45,49
	Muestra 2	60,88	47,46	52,54
	Muestra 3	66,04	48,41	51,59
	$\bar{X}$	<b>59,88</b>	<b>50,09</b>	<b>49,87</b>
	S	<b>6,72</b>	<b>3,77</b>	<b>3,83</b>
<b>CTR2</b>	Muestra 1	7,74	34,09	65,91
	Muestra 2	42,89	31,17	68,83
	$\bar{X}$	<b>25,32</b>	<b>32,63</b>	<b>67,37</b>
	S	<b>24,85</b>	<b>2,06</b>	<b>2,06</b>
<b>CTR3</b>	Muestra 1	7,25	59,30	40,70
	Muestra 2	16,51	46,51	53,49
	Muestra 3	15,57	49,16	50,84
	$\bar{X}$	<b>13,11</b>	<b>51,66</b>	<b>48,34</b>
	S	<b>5,10</b>	<b>6,75</b>	<b>6,75</b>
<b>CTR4</b>	Muestra 1	<b>33,24</b>	<b>56,79</b>	<b>43,21</b>
<b>CTR5</b>	Muestra 1	14,70	35,23	64,77
	Muestra 2	11,80	34,26	65,74
	Muestra 3	14,83	46,04	53,96
	$\bar{X}$	<b>13,78</b>	<b>34,75</b>	<b>65,26</b>
	s	<b>1,71</b>	<b>0,69</b>	<b>0,69</b>



Tabla I.8 (cont.) Resultados experimentales de humedad, materia orgánica y cenizas en los bioestabilizados.

MUESTRA		Humedad (%)	MO (%)	Cenizas (%)
CTR6	Muestra 1	28,18	44,83	55,17
	Muestra 2	17,22	38,99	61,01
	Muestra 3	16,84	31,79	68,21
	$\bar{X}$	<b>20,75</b>	<b>38,54</b>	<b>61,46</b>
	s	<b>6,44</b>	<b>6,53</b>	<b>6,53</b>
CTR7	Muestra 1	7,85	54,69	45,31
	Muestra 2	19,29	36,86	63,14
	Muestra 3	15,01	31,20	68,80
	$\bar{X}$	<b>14,05</b>	<b>40,92</b>	<b>59,08</b>
	S	<b>5,78</b>	<b>12,26</b>	<b>12,26</b>
CTR8	Muestra 1	34,02	55,49	44,51
	Muestra 2	37,91	61,07	38,93
	Muestra 3	2,86	57,83	42,17
	$\bar{X}$	<b>24,93</b>	<b>58,13</b>	<b>41,87</b>
	S	<b>19,21</b>	<b>2,80</b>	<b>2,80</b>
CTR9	Muestra 1	34,83	48,88	51,12
	Muestra 2	16,88	<del>29,60</del>	<del>70,40</del>
	Muestra 3	26,14	46,49	53,51
	$\bar{X}$	<b>25,95</b>	<b>47,69</b>	<b>52,32</b>
	S	<b>8,98</b>	<b>13,63</b>	<b>13,63</b>
CTR10	Muestra 1	15,04	<del>46,49</del>	<del>53,51</del>
	Muestra 2	16,06	56,57	43,43
	Muestra 3	16,83	56,04	43,96
	$\bar{X}$	<b>15,98</b>	<b>37,54</b>	<b>29,13</b>
	S	<b>0,90</b>	<b>0,37</b>	<b>0,37</b>

Tabla I.9. Resultados experimentales de carbono y nitrógeno en los bioestabilizados.

MUESTRA		COT (%)	N Kjeldhal (%)	C/N
<b>CTR1</b>	Muestra 1	24,51	2,03	12,07
	Muestra 2	25,09	1,73	14,50
	Muestra 3	21,76	1,70	12,80
	$\bar{X}$	<b>23,79</b>	<b>1,82</b>	<b>13,13</b>
	S	<b>1,78</b>	<b>0,18</b>	<b>1,25</b>
<b>Lodos CTR1</b>	Muestra 1	30,59	2,65	11,54
	Muestra 2	25,89	2,10	12,33
	Muestra 3	26,86	3,55	7,57
	$\bar{X}$	<b>27,78</b>	<b>2,77</b>	<b>10,48</b>
	S	<b>2,48</b>	<b>0,73</b>	<b>2,55</b>
<b>CTR2</b>	Muestra 1	16,69	1,52	10,98
	Muestra 2	15,13	2,00	7,57
	$\bar{X}$	<b>15,91</b>	<b>1,76</b>	<b>9,27</b>
	S	<b>1,10</b>	<b>0,34</b>	<b>2,41</b>
<b>CTR3</b>	Muestra 1	34,15	2,03	16,82
	Muestra 2	25,71	2,40	10,71
	Muestra 3	27,64	2,00	13,82
	$\bar{X}$	<b>29,17</b>	<b>2,14</b>	<b>13,79</b>
	S	<b>4,42</b>	<b>0,22</b>	<b>3,06</b>
<b>CTR4</b>	Muestra 1	<b>33,02</b>	<b>3,04</b>	<b>10,86</b>
<b>CTR5</b>	Muestra 1	17,48	2,37	7,38
	Muestra 2	17,55	0,97	18,09
	Muestra 3	<del>26,26</del>	1,69	15,53
	$\bar{X}$	<b>17,52</b>	<b>1,68</b>	<b>13,67</b>
	s	<b>0,05</b>	<b>0,70</b>	<b>5,60</b>
<b>CTR6</b>	Muestra 1	30,50	2,37	12,87
	Muestra 2	18,59	1,80	10,33
	Muestra 3	15,43	2,09	7,37
	$\bar{X}$	<b>21,51</b>	<b>2,09</b>	<b>10,19</b>
	s	<b>7,95</b>	<b>0,29</b>	<b>2,75</b>

Tabla I.9. (cont) Resultados experimentales de carbono y nitrógeno en los bioestabilizados.

MUESTRA		COT (%)	N Kjeldhal (%)	C/N
<b>CTR7</b>	Muestra 1	30,95		
	Muestra 2	33,16	2,52	13,16
	Muestra 3	31,82	2,45	12,99
	$\bar{X}$	<b>31,98</b>	<b>2,49</b>	<b>13,07</b>
	S	<b>1,11</b>	<b>0,05</b>	<b>0,12</b>
<b>CTR8</b>	Muestra 1	27,23	2,99	9,11
	Muestra 2	<del>14,38</del> 27,38	2,00	<del>7,19</del> 11,30
	Muestra 3	28,25	2,09	13,50
	$\bar{X}$	<b>27,74</b>	<b>2,05</b>	<b>11,30</b>
	S	<b>9,09</b>	<b>0,55</b>	<b>1,36</b>
<b>CTR9</b>	Muestra 1	<del>25,47</del> 32,43	2,71	9,40
	Muestra 2	32,43	2,17	14,94
	Muestra 3	32,73	1,89	17,32
	$\bar{X}$	<b>32,58</b>	<b>2,26</b>	<b>13,89</b>
	S	<b>0,21</b>	<b>0,42</b>	<b>4,06</b>
<b>CTR10</b>	Muestra 1	30,50	2,37	12,87
	Muestra 2	18,59	1,80	10,33
	Muestra 3	15,43	2,09	7,37
	$\bar{X}$	<b>21,51</b>	<b>2,09</b>	<b>10,19</b>
	S	<b>7,95</b>	<b>0,29</b>	<b>2,75</b>

Tabla I.10. Resultados experimentales de granulometría en los bioestabilizados

MUESTRA		x>3,35 mm (%)	3,35>x>2 (%)	2>x>1 (%)	1>x>0,5 (%)	0,5 mm>x (%)
<b>CTR1</b>	Muestra 1	31,24	22,19	24,90	17,37	4,30
	Muestra 2	28,98	15,42	18,81	16,61	20,17
	Muestra 3	33,37	17,70	20,13	19,14	9,66
	$\bar{X}$	<b>31,20</b>	<b>18,44</b>	<b>21,28</b>	<b>17,71</b>	<b>11,38</b>
	S	<b>2,20</b>	<b>3,44</b>	<b>3,20</b>	<b>1,30</b>	<b>8,07</b>
<b>CTR2</b>	Muestra 1	11,89	10,48	21,91	32,00	23,72
	Muestra 2	39,00	31,26	28,18	1,56	0,00
	$\bar{X}$	<b>25,45</b>	<b>20,87</b>	<b>25,05</b>	<b>16,78</b>	<b>11,86</b>
	S	<b>19,17</b>	<b>14,69</b>	<b>4,43</b>	<b>21,52</b>	<b>16,77</b>
	<b>CTR3</b>	Muestra 1	21,50	13,20	19,90	17,30
Muestra 2		11,92	9,06	16,27	16,78	45,97
Muestra 3		17,31	13,77	20,56	18,54	29,82
$\bar{X}$		<b>16,91</b>	<b>12,01</b>	<b>18,91</b>	<b>17,54</b>	<b>34,66</b>
S		<b>4,80</b>	<b>2,57</b>	<b>2,31</b>	<b>0,91</b>	<b>9,83</b>
<b>CTR4</b>	Muestra 1	<b>43,43</b>	<b>15,40</b>	<b>21,30</b>	<b>13,50</b>	<b>7,80</b>
<b>CTR5</b>	Muestra 1	18,00	20,50	29,31	19,36	12,83
	Muestra 2	28,50	18,17	20,50	14,00	18,83
	Muestra 3	27,58	16,18	21,21	15,15	19,88
	$\bar{X}$	<b>24,69</b>	<b>18,28</b>	<b>23,67</b>	<b>16,17</b>	<b>17,18</b>
	s	<b>5,81</b>	<b>2,16</b>	<b>4,89</b>	<b>2,82</b>	<b>3,80</b>
<b>CTR6</b>	Muestra 1	32,40	18,80	20,00	14,00	14,70
	Muestra 2	20,06	15,01	20,24	16,53	28,16
	Muestra 3	19,61	14,24	18,49	15,59	32,07
	$\bar{X}$	<b>24,02</b>	<b>16,02</b>	<b>19,58</b>	<b>15,37</b>	<b>24,98</b>
	s	<b>7,26</b>	<b>2,44</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>9,11</b>
<b>CTR7</b>	Muestra 1	10,56	16,39	33,05	29,78	10,23
	Muestra 2	19,02	18,88	28,63	17,58	15,89
	Muestra 3	13,79	20,76	32,24	20,01	13,21
	$\bar{X}$	<b>14,46</b>	<b>18,68</b>	<b>31,31</b>	<b>22,46</b>	<b>13,11</b>
	s	<b>4,27</b>	<b>2,19</b>	<b>2,35</b>	<b>6,46</b>	<b>2,83</b>

Tabla I.10. (cont) Resultados experimentales de granulometría en los bioestabilizados

MUESTRA		x>3,35 mm (%)	3,35>x>2 (%)	2>x>1 (%)	1>x>0,5 (%)	0,5 mm>x (%)
<b>CTR8</b>	Muestra 1	56,98	12,11	12,62	9,31	8,98
	Muestra 2	61,84	10,56	11,07	8,01	8,52
	Muestra 3	44,55	13,45	14,79	10,25	16,97
	$\bar{X}$	<b>54,46</b>	<b>12,04</b>	<b>12,83</b>	<b>9,19</b>	<b>11,49</b>
	s	<b>8,92</b>	<b>1,44</b>	<b>1,87</b>	<b>1,12</b>	<b>4,75</b>
<b>CTR9</b>	Muestra 1	61,50	21,35	13,14	3,22	0,79
	Muestra 2	26,57	20,03	24,67	16,60	12,13
	Muestra 3	44,31	20,46	19,61	10,18	5,44
	$\bar{X}$	<b>44,13</b>	<b>20,61</b>	<b>19,14</b>	<b>10,00</b>	<b>6,12</b>
	s	<b>17,47</b>	<b>0,67</b>	<b>5,78</b>	<b>6,69</b>	<b>5,70</b>
<b>CTR10</b>	Muestra 1	25,58	12,75	17,53	18,00	26,15
	Muestra 2	16,53	14,53	23,17	21,47	24,30
	Muestra 3	42,03	13,63	14,40	11,13	18,93
	$\bar{X}$	<b>28,05</b>	<b>13,64</b>	<b>18,37</b>	<b>16,87</b>	<b>23,13</b>
	s	<b>12,93</b>	<b>0,89</b>	<b>4,44</b>	<b>5,26</b>	<b>3,75</b>

Tabla I.11. Resultados experimentales de densidad e impurezas en los bioestabilizados

MUESTRA		Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	pH	Impurezas (%)
<b>CTR1</b>	Muestra 1	1120,37	7,19	3,18
	Muestra 2	914,24	7,11	6,43
	Muestra 3	1126,82	7,08	3,40
	$\bar{X}$	<b>1053,81</b>	<b>7,13</b>	<b>4,34</b>
	s	<b>145,76</b>	<b>0,06</b>	<b>1,82</b>
<b>CTR2</b>	Muestra 1	1006,73	8,23	0,79
	Muestra 2	1269,17	7,82	2,26
	$\bar{X}$	<b>1137,95</b>	<b>8,03</b>	<b>1,53</b>
	s	<b>185,57</b>	<b>0,29</b>	<b>1,04</b>

Tabla I.11. (cont) Resultados experimentales de densidad e impurezas en los bioestabilizados

MUESTRA		Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	pH	Impurezas (%)
<b>CTR3</b>	Muestra 1	1032,54	7,81	0,14
	Muestra 2	979,24	7,08	0,72
	Muestra 3	1462,55	6,26	1,49
	$\bar{X}$	<b>1158,11</b>	<b>7,05</b>	<b>0,78</b>
	S	<b>37,69</b>	<b>0,78</b>	<b>0,68</b>
<b>CTR4</b>	Muestra 1	<b>971,77</b>	<b>8,00</b>	<b>1,96</b>
<b>CTR5</b>	Muestra 1	1157,41	7,84	20,11
	Muestra 2	1074,07	7,83	14,30
	Muestra 3	890,27	7,83	10,55
	$\bar{X}$	<b>1040,58</b>	<b>7,83</b>	<b>14,99</b>
	S	<b>58,93</b>	<b>0,01</b>	<b>4,82</b>
<b>CTR6</b>	Muestra 1	973,62	7,48	3,28
	Muestra 2	1085,66	7,66	4,46
	Muestra 3	1033,90	7,24	4,46
	$\bar{X}$	<b>1031,06</b>	<b>7,46</b>	<b>4,07</b>
	S	<b>79,22</b>	<b>0,21</b>	<b>0,68</b>
<b>CTR7</b>	Muestra 1	811,96	<del>6,23</del>	2,37
	Muestra 2	1040,11	8,09	5,36
	Muestra 3	1213,44	8,20	7,15
	$\bar{X}$	<b>1021,84</b>	<b>8,15</b>	<b>4,96</b>
	S	<b>161,33</b>	<b>0,08</b>	<b>2,41</b>
<b>CTR8</b>	Muestra 1	1053,03	7,60	5,62
	Muestra 2	965,77	8,00	3,86
	Muestra 3	914,74		
	$\bar{X}$	<b>977,85</b>	<b>7,80</b>	<b>4,74</b>
	S	<b>61,70</b>	<b>0,28</b>	<b>1,24</b>
<b>CTR9</b>	Muestra 1	1250,00	8,30	18,46
	Muestra 2	1250,34	7,71	11,32
	Muestra 3	1369,20	6,08	8,23
	$\bar{X}$	<b>1289,85</b>	<b>7,36</b>	<b>12,67</b>
	S	<b>0,24</b>	<b>1,15</b>	<b>5,25</b>

Tabla I.11. (cont) Resultados experimentales de densidad e impurezas en los bioestabilizados

MUESTRA		Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	pH	Impurezas (%)
<b>CTR10</b>	Muestra 1	1083,33	8,22	<del>2,51</del>
	Muestra 2	714,53	7,86	0,19
	Muestra 3		7,78	0,13
	$\bar{X}$	<b>898,93</b>	<b>7,95</b>	<b>0,16</b>
	s	<b>260,78</b>	<b>0,23</b>	<b>0,04</b>

Tabla I.12. Resultados del análisis de macronutrientes en los bioestabilizados (mg/kg)

	Ca	Fe	K	Mg	P
<b>CTR 1</b>	88132	19224	18287	7491	3387
<b>CTR 2</b>	82312	13128	23713	8075	2308
<b>CTR 3</b>	63331	11241	12087	5781	4700
<b>CTR 4</b>	63821	9889	11854	5346	3343
<b>CTR 5</b>	70316	13060	10370	7410	1804
<b>CTR 6</b>	87362	18579	14014	9760	4876
<b>CTR 7</b>	73735	9386	19163	6308	3596
<b>CTR 8</b>	81695	5089	11379	4438	2635
<b>CTR 9</b>	67851	6233	10838	6311	2252
<b>CTR 10</b>	47090	11403	11998	4089	2650
<b>Lodos CTR 1</b>	110994	25031	15419	9810	5270

Tabla I.13. Resultados del análisis de metales pesados en los bioestabilizados (mg/kg)

	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	As
<b>CTR 1</b>	79,96	36,87	43,52	207,31	0,39	69,51	0,08	5,90
<b>CTR 2</b>	86,85	37,49	51,19	102,38	2,22	143,79	0,03	3,10
<b>CTR 3</b>	69,39	48,04	62,51	329,60	0,00	162,90	0,50	5,20
<b>CTR 4</b>	53,71	35,38	194,04	532,75	0,00	142,84	0,51	3,60
<b>CTR 5</b>	166,07	69,07	170,45	327,32	0,16	119,84	0,20	18,90
<b>CTR 6</b>	33,79	25,30	105,69	372,98	0,12	199,77	0,42	25,40
<b>CTR 7</b>	83,72	40,74	193,90	220,80	0,66	146,69	0,04	6,30
<b>CTR 8</b>	74,13	33,28	91,09	223,59	0,07	134,16	0,07	1,30
<b>CTR 9</b>	120,44	44,33	61,71	961,03	0,39	139,50	5,16	3,90
<b>CTR 10</b>	75,02	35,63	104,86	427,80	0,55	142,67	1,25	4,50
<b>Lodos CTR 1</b>	52,73	31,46	106,41	465,45	4,76	111,99	0,12	8,40



Tabla I.14. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica no seleccionada sin inóculo

Día	STT (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOs (mgO <sub>2</sub> /l)	TOC (mg/l)	TN (mg/l)	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg /l)	AGVs (mg/l)
0	68127	36559	36617	19367	31705	19860	2400	195	6,36	110	1074
5	47087	31582			49210	22899	5770	225	5,51	222	6412
10			23025	12550	47952	22613	7060		5,62	240	6115
15	33804	19879	24103	10830	41872			356	6,55	337	4885
20	34751	21819	26600	13950	37050	23137	6780		6,77	235	
25	33002	19324		12000	36002	21513	6400	384	7,12	231	3866
31	32630	19721	22633	9533	36002	16259	5390		7,20	183	3312
41	30935	15122	22475	6025	22690	7795	2710	304	7,62	318	2559
52	25195	11447	16733	650	20174	4388	1320	328	7,83	327	776
62	31347	13894	24433	3517	11188	1453	678	392	8,21	516	379

Tabla I.15. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica seleccionada sin inóculo

Día	STT (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOs (mgO <sub>2</sub> /l)	TOC (mg/l)	TN (mg/l)	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg /l)	AGVs (mg/l)
0	68127	36559	45283	23150	61893	27826	6950	666	8,72	294	2086
5	51348	30589	37983	12583	67868	22690	7540	391	5,90	349	7687
10		28869	31217	15317	64147				5,95	214	
15	43007	23457	26975		67658	28483	9540	698	5,58	419	9897
20	44996	25471	28850	19883		28798	9570	812	5,62	548	9933
25		31285	32717	18317	64723	29374		899	6,81	701	10467
31	44303	27943	29100	13250	67973	38703	12550		6,36	1106	
41		27310	27650	11150	54346	42058	15090	1350	7,47		13081
52	49380	27837	27375	8900		39961	12880	878		1245	13091
62	43465	23705	27250	1700	36403	20360	7350	727	7,43	1161	5226

Tabla I.16. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica no seleccionada con inóculo

Día	STT (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	DQO <sub>s</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	TOC (mg/l)	TN (mg/l)	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg /l)	AGVs (mg/l)
0	48361	24055	41267	21350	45541	23633	4700	534	6,99	524	2150
5	42935	25823	31917	16933	56652	30866	9070	875	5,65	731	11480
10	39112	22516		13200			9250	1060	5,60	717	11767
15		24087	32333	16367	55656	32257	10930	1360	5,91	725	12141
20	36916	23927	25883	14833	43759	26492	8530	1130	7,08	783	
31	40556	23238	25817	12100	39566	16653	4460	730	7,62		5561
41		18988	28717	8267	30761	9577	3590	823	8,05	680	4147
52	34571	12104	21917	2375	18602	2554	621	784	8,76		98
62	36779	13978	24467	2675	18551	1873	859	231	8,53	908	271

Tabla I.17. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica seleccionada con inóculo

Día	STT (mg/l)	STV (mg/l)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOs (mgO <sub>2</sub> /l)	TOC (mg/l)	TN (mg/l)	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg /l)	AGVs (mg/l)
0	67574	36741	54575	30175	68510	21327	5660	652	8,71	587	2254
5			49300	24183		29818	8210	759	6,27	637	10787
10	65769	31420	39067	17533	68175	33646	12140	998			18058
15	53130	30490	37583	19833	61538	37655	13050		5,80	625	29424
20	53452	27020	30617	18750	61111	48504	14760	1700	6,37	564	24898
25			28800	15583			15550	1880			
31	55245	28770	31033	17733	63621	31418	11090	1110	6,19	804	11710
41	51218	25601	26357	12790	58456	22666	6800	890	7,50	715	5603
52	50500	22510	27817	8000	46699	18840	5480		7,85	849	5389
62	42074	22657	26067	3633	40620	10716	4180	161	8,80	869	3922

Tabla I.18. Resumen de los valores registrados por las sondas durante el desarrollo de la biomasa en cerrado del estudio de la digestión anaerobia.

Día	Temperatura (°C)	pH	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> /l)
1	35,04	7,60	0,00
2	34,99	7,31	0,02
3	34,99	7,45	0,00
4	35,00	7,51	0,00
5	35,00	7,44	0,00
6	35,00	7,40	0,00
7	34,98	7,42	0,29
8	35,00	7,56	0,00
9	35,00	7,64	0,00
10	34,99	7,77	0,00
11	35,00	7,67	0,00
12	35,00	7,77	0,00
13	35,00	7,74	0,00
14	35,00	7,79	0,00
15	35,00	7,69	0,00
16	35,00	7,48	0,00
17	35,00	7,53	0,00
18	35,00	7,66	0,00
19	35,01	7,58	0,00
20	35,00	7,33	0,00
21	35,00	7,36	0,00
22	34,98	7,47	0,00
23	35,00	7,52	0,00
24	35,00	7,35	0,00
25	35,00	7,40	0,00
26	35,00	7,45	0,00
27	35,00	7,49	0,00
28	35,00	7,52	0,00
29	35,00	7,55	0,00
30	35,00	7,40	0,00

Tabla I.19. Resumen de los parámetros más importantes en el estudio de la digestión anaerobia durante el desarrollo de la biomasa en cerrado

Día	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOs (mgO <sub>2</sub> /l)	TOC (mg/l)	TN (mg/l)
1	22164	19659	6550	565,7
4	21728	17589	5480	543,6
6	20367	14920	4970	391,9
8	19822	12932	3920	415,8
11	16854	12360	3070	409,4
14	14757	10454	3030	518,6
15	13014		2750	449,8
18	12088	8275	2210	526,4
20	10728	8427	1900	562,0
22	9421	7079	1720	494,9
25	7773	6098	1600	552,4
27	7814	6098	1460	520,4
29	7269	5472	6550	565,7

Tabla I.20. Resumen de los valores registrados por las sondas durante la experiencia anaerobia en continuo

<b>Día</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>pH</b>	<b>O<sub>2</sub> disuelto (mg O<sub>2</sub>/l)</b>
1	35,00	7,09	0,00
2	35,00	7,13	0,00
3	35,00	7,20	0,00
4	35,00	7,28	0,00
5	35,00	7,34	0,00
6	34,99	7,41	0,00
7	35,00	7,51	0,00
8	35,00	7,60	0,00
9	35,00	7,65	0,00
10	35,00	7,54	0,00
11	35,00	7,55	0,00
12	34,99	7,42	0,00
13	35,01	7,42	0,00
14	35,00	7,54	0,00
15	35,00	7,61	0,00
16	35,00	7,55	0,00
17	35,00	7,61	0,00
18	35,00	7,53	0,00
19	35,00	7,44	0,00
20	35,00	7,43	0,00
21	35,00	7,43	0,00
22	35,00	7,45	0,00
23	35,00	7,46	0,00
24	35,00	7,47	0,00
25	35,00	7,50	0,00
26	35,00	7,52	0,00
27	35,00	7,56	0,00
28	35,00	7,57	0,00
29	34,99	7,60	0,00
30	34,99	7,55	0,00
31	35,00	7,50	0,00
32	34,99	7,50	0,00
33	34,99	7,45	0,00
34	34,99	7,40	0,00
35	34,99	7,40	0,00
36	35,00	7,29	0,00
37	35,00	7,33	0,00
38	35,00	7,35	0,00
39	35,00	7,36	0,00
40	35,00	7,39	0,00
41	35,00	7,39	0,00
42	34,99	7,39	0,00
43	35,01	7,39	0,00
44	35,00	7,43	0,00
45	35,00	7,45	0,00

Tabla I.21. Resultados experimentales de los parámetros relativos a los sólidos tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	STTi (mg/l)	STTe (mg/l)	STVi (mg/l)	STVe (mg/l)	SSTi (mg/l)	SSTe (mg/l)
1	25494	9095	16722	3132	4283	1233
4	25494	9089	16722	3341	4238	1220
7	25494	9242	16722	4070	9200	2153
11	24092	8282	16261	3132	9200	1880
13	24092	6831	16261	2309	8400	1189
18	19684	6198	13878	1905	8400	1778
20	19684		13878		7189	
21	17153	5479	13476	1759	7189	1680
25	17153	4917	13476	1471	7550	1320
28	18824	4916	13908	1605	7550	1100
32	18824	5108	13908	1837	9400	1200
35	22902	5088	17147	1877	9400	1320
39	22902	5032	17147	1831	10667	1320
42	20509	4787	10801	2054	12533	1643
46	20509	5346	10801	2249	12533	1767



Tabla I.22. Resultados experimentales de los parámetros relativos a la carga orgánica tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	DQOi (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOe (mgO <sub>2</sub> /l)	% DQO eliminado	DQOs i (mgO <sub>2</sub> /l)	DQOs e (mgO <sub>2</sub> /l)	% DQOs eliminado
1	37251	9611	74,20	20802	5935	71,47
4	37251	8195	78,00	20802	7433	64,27
7	37251	7896	78,80	20802	5445	73,83
11	32019	7052	77,98	19876	5826	70,69
13	32019	3333	89,59	19876	3017	84,82
18	30058	3507	88,33	15900	2058	87,06
20	30058			15900		
21	22324	3409	84,73	11053	2004	81,87
25	22324	2733	87,76	11053	1731	84,34
28	25156	3485	86,15	13341	1906	85,72
32	25156	3409	86,45	13341	1601	88,00
35	29844	3403	88,60	14459	2232	84,56
39	29844	3387	88,65	14459	2418	83,28
42	31914	3398	89,35	14459	1306	90,96
46	31914	3812	88,06	12553	2211	82,39

Tabla I.23. Resultados experimentales de los parámetros relativos a la carga orgánica tanto en el reactor como en el influente y en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	Biomasa (mg/l)	TOC i (mg/l)	TOC e (mg/l)	% TOC eliminado
1		6470	1900,0	70,63
4		6470	1840,0	71,56
7	6311	6470	1590,0	75,43
11	6111	6020	1440,0	76,08
13	7161	6020	1260,0	79,07
18	8283	4700	905,7	80,73
20	6400	4700		
21	6311	4510	568,3	87,40
25	6589	4510	469,5	89,59
28	5667	3740	461,6	87,66
32	6689	3740	436,3	88,33
35	6111	4890	502,4	89,73
39	6078	4890	579,3	88,15
42	6556	3820	434	88,64
46	6311		493,1	88,50

Tabla I.24. Resultados experimentales de los parámetros relativos al nitrógeno tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	TN <sub>i</sub> (mg/l)	TN <sub>e</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>i</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>e</sub> (mg/l)
1	452,8	381,7	181,99	220,68
4	452,8	334,0	181,99	246,63
7	452,8	252,4	181,99	273,58
11	459,1	307,1	192,20	295,67
13	459,1	401,8	192,20	328,12
18	425,5	390,2	233,02	345,13
20	425,5		233,02	349,39
21	306,1	363,7	233,02	386,66
25	306,1	360,4	130,97	
28	203,3	397,8	130,97	424,37
32	203,3	343,3	181,99	470,29
35	506,4	414,4	181,99	511,53
39	506,4	576,2	133,94	
42	145,5	431,2	133,94	524,08

Tabla I.25. Resultados experimentales de la concentración de ácidos grasos volátiles tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	AGV totales influente (mg/l)	Ác. acético efluente (mg/l)	Ác. propiónico efluente (mg/l)	Ác. Butírico efluente (mg/l)	AGV totales efluente (mg/l)
1	3659,5	864,1	1307,9	17,1	1936,0
4	3659,5	847,9	1248,5	13,3	1869,1
7	3659,5	566,8	1366,6	6,1	1678,7
11	3039,8	470,4	1197,6	0,0	1441,0
13	3039,8	360,7	782,7	0,0	995,1
18	1345,9	211,3	267,2	6,6	432,4
20	1345,9				
21	1169,2	128,1	61,5	0,0	177,9
25	1169,2	65,3	0,0	0,0	65,3
28	1105,4	63,2	19,7	3,5	81,5
32	1105,4	90,6	25,6	0,0	111,3
35	1724,3	137,8	77,3	0,0	200,5
39	1724,3	108,2	24,7	0,0	128,2
42	2479,7	93,2	45,1	0,0	129,7

Tabla I.26. Resultados experimentales de la concentración de aniones tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	Cl <sup>-</sup> influyente (ppm)	Cl <sup>-</sup> efluente (ppm)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> influyente (ppm)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> efluente (ppm)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> influyente (ppm)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> efluente (ppm)
1	912,2	995,0	527,9	663,3	100,4	124,9
4	990,8	899,9	647,7	285,7	161,5	0,0
7	990,8	880,1	647,7	176,9	161,5	0,0
11	862,8	873,4	217,8	208,9	0,0	0,0
13	862,8	876,7	217,8	241,5	0,0	0,0
18	807,0	937,7	330,8	278,2	149,4	0,0
20	807,0		330,8		149,4	
21	827,7	962,6	311,3	358,7	75,8	0,0
25	827,7	734,4	311,3	269,8	75,8	0,0
28	944,1	848,8	312,5	351,4	76,0	0,0
32	736,9	711,4	239,0	189,3	257,3	0,0
35	711,4	815,9		352,1		0,0
39	711,4	942,4		398,2		0,0
42	805,5	681,0	532,5	306,2	111,8	0,0
46	912,2	995,0	527,9	663,3	100,4	124,9

Tabla I.26 (cont.) Resultados experimentales de la concentración de aniones tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo.

Día	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> influyente (ppm)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> efluente (ppm)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> influyente (ppm)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> efluente (ppm)
1	0,0	0,0	214,9	131,5
4	0,0	0,0	309,6	145,0
7	0,0	88,8	309,6	153,4
11	186,6	148,3	515,2	344,4
13	186,6	0,0	515,2	0,0
18	0,0	0,0	197,4	115,8
20	0,0		197,4	
21	0,0	14,2	0,0	0,0
25	0,0	0,0	0,0	0,0
28	518,7	15,1	76,1	0,0
32	0,0	86,720		137,3
35		11,1		0,0
39		13,2		0,0
42		16,7	142,8	0,0

---

---

## ***Anejo II. Índice de tablas y Figuras***

---

---





## **Índice de Figuras**

Figura 1.1. Residuos urbanos generados por habitante en 2012 .....	25
Figura 1.2. Residuos urbanos generados por habitante en Europa y España en los últimos años.....	26
Figura 1.3. Generación de ru en los países europeos en 2011.....	27
Figura 1.4. Generación de RU por habitante y año en España y Castilla y León .....	27
Figura 1.5. Jerarquía de la gestión de RU. ....	28
Figura 1.6. Evolución del destino de los RU generados en España.....	29
Figura 1.7. Variación del tratamiento de los RU en UE-27 y España en el periodo 2000-2011. ....	30
Figura 1.8. Cantidad de residuos recogidos separadamente en España .....	31
Figura 1.9. Cantidad de residuos recogidos separadamente en CyL.....	32
Figura 1.10. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje, biometanización y compostaje en España y Castilla y León .....	34
Figura 1.11. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje y compostaje en España ...	35
Figura 1.12. Cantidad de residuos tratados en plantas de triaje y compostaje en CyL .....	35
Figura 1.13. Situación de los CTRs en Castilla y León. ....	36
Figura 1.14. Cantidad de residuos depositados en vertedero y número de ellos en España y Castilla y León.....	38
Figura 2.1. Composición de los RU en España .....	44
Figura 2.2. Composición de los RU en algunos países europeos.....	47
Figura 2.3. Composición de los RU en Castilla y León .....	48
Figura 2.4. Etapas de degradación anaeróbica de la fracción orgánica de los RU .....	76

Figura 4.1. Toma de submuestras para la formación de muestras de: a) fracción orgánica b) fracción orgánica en CTR con autollenado de túnel c) bioestabilizado sin afinar d) bioestabilizado .....	104
Figura 4.2. Procedimiento de cuarteo .....	104
Figura 4.3. a) bloque digestor b) resultado de la digestión .....	111
Figura 4.4. a) tamizadora mecánica b) fracciones obtenidas .....	114
Figura 4.5. Localización de impurezas en el bioestabilizado .....	116
Figura 4.6. a) calorímetro Ika C200 b) estación de oxígeno C248 .....	119
Figura 4.7. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación de DQO .....	124
Figura 4.8. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del COT en muestras líquidas .....	126
Figura 4.9. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del NT en muestras líquidas .....	126
Figura 4.10. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido acético .....	128
Figura 4.11. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido propiónico ...	128
Figura 4.12. Ejemplo de recta de calibrado para la determinación del ácido butírico .....	129
Figura 4.13. Cromatógrafo iónico Dionex ICS 2000.....	132
Figura 4.14. Cromatógrafo de gases Agilent 6890N .....	133
Figura 5.1. Esquema de funcionamiento de un CTR.....	143
Figura 5.2. a) triaje primario b) vista exterior del trómel principal c) vista interior del trómel principal (detalle púas rompebolsas) d) triaje secundario .....	144
Figura 5.3. a) separador electromagnético b) separador de foucault.....	145
Figura 5.4. a) rompebolsas b) triaje previo a biometanización .....	146
Figura 5.5. a) decantador-flotador b) criba de arena .....	147
Figura 5.6. a) digestores b) módulo de cogeneración .....	148

Figura 5.7. a) túnel de compostaje b) mesa densimétrica .....	150
Figura 5.8. a) bioestabilizado en etapa de maduración b) bioestabilizado acabado .....	152
Figura 5.9. a) cabinas triaje secundario b) púlpers c) digestores d) gasómetro .....	154
Figura 5.10. Esquema de funcionamiento del CTR 5. ....	155
Figura 5.11. a) recuperación de film automática b) sistema de bombeo c) módulo de cogeneración .....	157
Figura 5.12. a) túneles de compostaje b) bioestabilizado .....	159
Figura 5.13. a) separador de plásticos por infrarrojos b) balístico .....	161
Figura 5.14. Esquema de funcionamiento del CTR 8. ....	162
Figura 5.15. a) alimentación al digestor b) llenado/vaciado de túneles .....	165
Figura 5.16. a) balas de brick b) balas de pet .....	166
Figura 5.17. Composición media de los RU en masa, datos experimentales frente a los regionales y nacionales publicados hasta el momento. ....	185
Figura 5.18. Composición media de los RU en masa en Castilla y León y del CDR enviado a vertedero procedente de los CTRs de la región. ....	187
Figura 5.19. PCS de las fracciones combustibles contenidas en los RU. ....	196
Figura 5.20. Referencias encontradas para el PCI de los RU en masa y CDRs de CTR. ....	200
Figura 5.21. Composición media de la entrada y la salida de los procesos de compostaje en los CTRs de la región. ....	214
Figura 5.22. Porcentaje de humedad de las muestras de bioestabilizado de los CTRs de Castilla y León. ....	217
Figura 5.23. Materia orgánica en los bioestabilizado elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). ....	218
Figura 5.24. Relación carbono/nitrógeno en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). ....	221
Figura 5.25. Carbono orgánico total y nitrógeno total en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). ....	221

Figura 5.26. Impurezas >2mm en los bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). .....	222
Figura 5.27. Densidad de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León. ....	224
Figura 5.28. Distribución del tamaño de partícula de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (% acumulado en base seca).....	225
Figura 5.29. pH de las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León. ....	228
Figura 5.30. Concentración de Fósforo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	230
Figura 5.31. Concentración de Potasio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	231
Figura 5.32. Concentración de Calcio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	232
Figura 5.33. Concentración de Magnesio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	233
Figura 5.34. Concentración de Hierro en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	233
Figura 5.35. Concentración de Níquel en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	235
Figura 5.36. Concentración de Plomo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	236
Figura 5.37. Concentración de Cromo en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	237
Figura 5.38. Concentración de Cobre en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	237
Figura 5.39. Concentración de Zinc en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca).....	238

Figura 5.40. Concentración de Cadmio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). .....	239
Figura 5.41. Concentración de Mercurio en las muestras de bioestabilizados elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). .....	240
Figura 5.42. Concentración de Arsénico en las muestras de bioestabilizado elaborados en los CTRs de Castilla y León (composición en base seca). .....	241
Figura 5.43. Características del bioestabilizado elaborado en CTR1 vs requisitos del RD 506/2013. ....	242
Figura 5.44. Características del bioestabilizado elaborado en CTR2 vs requisitos del RD 506/2013. ....	243
Figura 5.45. Características del bioestabilizado elaborado en CTR3 vs requisitos del RD 506/2013. ....	244
Figura 5.46. Características del bioestabilizado elaborado en CTR4 vs requisitos del RD 506/2013. ....	245
Figura 5.47. Características del bioestabilizado elaborado en CTR5 vs requisitos del RD 506/2013. ....	245
Figura 5.48. Eliminación de patógenos en el bioestabilizado en función del tiempo y la temperatura. ....	246
Figura 5.49. Características del bioestabilizado elaborado en CTR6 vs requisitos del RD 506/2013. ....	248
Figura 5.50. Características del bioestabilizado elaborado en CTR7 vs requisitos del RD 506/2013. ....	249
Figura 5.51. Características del bioestabilizado elaborado en CTR8 vs requisitos del RD 506/2013. ....	250
Figura 5.52. Características del bioestabilizado elaborado en CTR9 vs requisitos del RD 506/2013. ....	250
Figura 5.53. Características del bioestabilizado elaborado en CTR10 vs requisitos del RD 506/2013. ....	251

Figura 5.54. Características de los lodos de digestión del CTR <sub>1</sub> vs requisitos del RD 506/2013. ....	253
Figura 5.55. Aspecto de las muestras de lodos de digestión y bioestabilizado final del CTR <sub>1</sub> . ....	254
Figura 5.56. Preparación del experimento: a) materia orgánica no seleccionada sin inóculo b) materia orgánica no seleccionada con inóculo c) materia orgánica seleccionada sin inóculo d) materia orgánica seleccionada con inóculo. ....	259
Figura 5.57. Sistema para la salida de gases. ....	260
Figura 5.58. Comportamiento de la DQO con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	262
Figura 5.59. Evolución de los sólidos totales con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	263
Figura 5.60. Evolución de los sólidos en suspensión con el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	264
Figura 5.61. Evolución del pH en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	264
Figura 5.62. Evolución de la concentración de amonio en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	265
Figura 5.63. Evolución del COT y el NT en el tiempo. Experiencia discontinua sin inóculo. ....	266
Figura 5.64. Concentración de ácidos grasos volátiles en el medio (C <sub>2</sub> : ácido acético, C <sub>3</sub> ácido propiónico y C <sub>4</sub> : ácido butírico). Experiencia discontinua sin inóculo. ....	267
Figura 5.65. Comportamiento de la DQO con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	268
Figura 5.66. Evolución de los sólidos totales (STT) y volátiles (STV) con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	269
Figura 5.67. Evolución de los sólidos en suspensión (SST) y volátiles (SSV) con el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	269
Figura 5.68. Evolución del pH en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	270

Figura 5.69. Evolución de la concentración de amonio en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	270
Figura 5.70. Evolución del COT y el NT en el tiempo. Experiencia discontinua con inóculo. ....	271
Figura 5.71. Concentración de ácidos grasos volátiles en el medio (C <sub>2</sub> : ácido acético, C <sub>3</sub> ácido propiónico y C <sub>4</sub> : ácido butírico). Experiencia discontinua con inóculo. ...	272
Figura 5.72. Esquema de la instalación anaerobia de laboratorio. ....	277
Figura 5.73. Imagen de la instalación durante su funcionamiento en continuo. ....	278
Figura 5.74. Imagen del homogeneizador con la preparación del influente ....	279
Figura 5.75. Imagen del efluente de la instalación. ....	279
Figura 5.76. Temperatura en el interior del reactor durante la etapa inicial. ....	280
Figura 5.77. pH en el interior del reactor durante la etapa inicial. ....	281
Figura 5.78. Oxígeno disuelto en el interior del reactor durante la etapa inicial. ....	281
Figura 5.79. DQO total y DQO soluble en el reactor durante la etapa inicial. ....	283
Figura 5.80. Concentración de COT y NT disueltos en el reactor durante la etapa inicial. .	283
Figura 5.81. Temperatura en el interior del reactor durante su etapa en continuo. ....	286
Figura 5.82. pH en el interior del reactor durante su etapa en continuo. ....	286
Figura 5.83. Oxígeno disuelto en el interior del reactor durante su etapa en continuo. ....	287
Figura 5.84. Sólidos totales en influente (STT i) y efluente (STT e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	288
Figura 5.85. Sólidos totales volátiles en influente (STV i) y efluente (STV e) durante la experiencia anaerobia discontinua. ....	288
Figura 5.86. Sólidos en suspensión en influente (SST i) y efluente (SST e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	289
Figura 5.87. Biomasa en el reactor durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	290

Figura 5.88. DQO en influente (DQO i) y efluente (DQO e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	290
Figura 5.89. Porcentaje de DQO eliminado durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	291
Figura 5.90. DQO soluble en influente (DQOs i) y efluente (DQOs e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	291
Figura 5.91. Porcentaje de DQO soluble eliminada durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	292
Figura 5.92. Carbono orgánico total en influente (COT i) y efluente (COT e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	292
Figura 5.93. Nitrógeno total en influente (NT i) y efluente (NT e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	293
Figura 5.94. Concentración de amonio en influente (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> i) y efluente (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	294
Figura 5.95. Ácidos grasos volátiles totales en influente (ac. tot. i) y efluente (ac. tot. e) durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	295
Figura 5.96. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	296
Figura 5.97. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia en continuo. ....	297
Figura 5.98. DQO eliminada en el proceso global. ....	300
Figura 5.99. Volumen acumulado de metano producido en el proceso de degradación anaerobia. ....	300
Figura 5.100. Balance a la instalación. ....	302
Figura 5.101. Regresión lineal del balance de microorganismos. ....	304
Figura 5.102. Impactos caracterizados en las categorías no tóxicas: contribución de los procesos. a) composición específica b) composición media. ....	325
Figura 5.103. Impactos caracterizados en las categorías tóxicas: contribución de los procesos. a) composición específica b) composición media. ....	326



Figura 5.104. Consecuencias ambientales asociadas con los escenarios mejorados: i) CDR incinerado en lugar de llevado a vertedero y ii) materia orgánica tratada mediante digestión anaerobia en condiciones óptimas. .... 334

Figura 5.105. Ahorro de emisiones gei asociadas al reciclado o la incineración del 100% del material que llega hasta el CTR (media de los ocho escenarios para ambos gas natural y carbón como energías marginales) ..... 338



## **Índice de tablas**

Tabla 2.1. Composición de los RU en distintas zonas de España .....	44
Tabla 2.2. Composición de los RU en diferentes zonas geográficas .....	46
Tabla 2.3. Concentración máxima de metales pesados en productos fertilizantes .....	72
Tabla 4.1. Fracciones identificadas en las muestras caracterizadas de materia orgánica y bioestabilizado sin afinar .....	105
Tabla 4.2. Fracciones identificadas en las muestras caracterizadas de entrada de RY y rechazo .....	106
Tabla 4.3. Valores de t para intervalos de aceptación del 95% .....	135
Tabla 4.4. Valores críticos para pruebas de discordancia de 5% y 1% para un valor extremo simple en una muestra normal .....	137
Tabla 5.1. Resumen de las características generales de los CTRs de Castilla y León .....	169
Tabla 5.2. Resumen de las características técnicas del proceso de compostaje en los CTRs de Castilla y León .....	170
Tabla 5.3. Resumen de las características técnicas del proceso de biometanización en los CTRs de Castilla y León. ....	171
Tabla 5.4. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR1. Valores en %. ....	174
Tabla 5.5. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR2. Valores en %. ....	175
Tabla 5.6. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR3. Valores en %. ....	176
Tabla 5.7. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR5. Valores en %. ....	177
Tabla 5.8. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR6. Valores en %. ....	178
Tabla 5.9. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR7. Valores en %. ....	179

---

Tabla 5.10. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR8. Valores en %. .....	180
Tabla 5.11. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR9. Valores en %. .....	181
Tabla 5.12. Caracterizaciones de entrada de RU y CDR en el CTR10. Valores en %. .....	182
Tabla 5.13. Composición de los RU en masa y el CDR en Castilla y León. Valores en %. ...	183
Tabla 5.14. Tasa de recuperación de los distintos materiales en los CTRs. Valores en porcentaje en base húmeda, kg recuperado por kg de entrada. ....	188
Tabla 5.15. Análisis del grado de cumplimiento del RD 1481/2001 sobre eliminación de residuos biodegradables en vertedero. Todos los valores son %. * Valor extrapolado. ....	191
Tabla 5.16. Análisis del grado de cumplimiento del Decreto 18/2005 (Plan regional de Residuos Urbanos). Todos los valores son %. ....	193
Tabla 5.17. PCS y porcentaje de cenizas de las fracciones combustibles contenidas en los RU .....	195
Tabla 5.18. Composición elemental de las corrientes RU en masa y CDR en la región. ....	197
Tabla 5.19. Humedad contenida en los RU en masa y en el CDR (valores en %) .....	198
Tabla 5.20. Propiedades de las corrientes de residuos como combustibles.....	199
Tabla 5.21. Caracterizaciones de entrada a procesos biológicos en el CTR1. Valores en % en base seca. ....	205
Tabla 5.22. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR2. Valores en % en base seca. ....	205
Tabla 5.23. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR3. Valores en % en base seca. ....	206
Tabla 5.24. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR4. Valores en % en base seca. ....	207
Tabla 5.25. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR5. Valores en % en base seca. ....	207
Tabla 5.26. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR6. Valores en % en base seca. ....	208

Tabla 5.27. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR7. Valores en % en base seca.....	209
Tabla 5.28. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR8. Valores en % en base seca.....	210
Tabla 5.29. Caracterizaciones de la entrada y la salida del sistema de compostaje en el CTR9. Valores en % en base seca. ....	210
Tabla 5.30. Caracterizaciones de entrada y salida del sistema de compostaje en el CTR10. Valores en % en base seca.....	211
Tabla 5.31. Composición de la entrada y salida a los procesos biológicos en Castilla y León. Valores en % en base seca.....	213
Tabla 5.33. Composición de las corrientes utilizadas en las pruebas de digestión anaerobia en el laboratorio (porcentaje en base seca). ....	258
Tabla 5.34. Caracterización del inóculo.....	261
Tabla 5.35. Composición de la corriente de entrada a la planta en continuo (en base seca) .....	274
Tabla 5.36. Composición de las alimentaciones del proceso en continuo. ....	276
Tabla 5.37. Caracterización del influente y el efluente de la planta durante el desarrollo de biomasa en cerrado. ....	285
Tabla 5.38. Caracterización del influente y el efluente (en estado estacionario) de la planta durante su funcionamiento en continuo. (n.d.: no detectado) .....	298
Tabla 5.39 Modelos cinéticos utilizados en la descripción de los procesos anaerobios .....	306
Tabla 5.40. Ajuste a los distintos modelos lineales. ....	308
Tabla 5.41. Constantes cinéticas derivadas del ajuste a los distintos modelos lineales. ....	309
Tabla 5.42. Nomenclatura en el ACV de los CTRs estudiados. ....	314
Tabla 5.43. Referencias de normalización en el método de ACV EDIP97. ....	318
Tabla 5.44. Metano, producción de electricidad neta y eficiencia neta a electricidad ( $\eta_{el}$ ) en los CTRs de tipo I. En CTRI-3 y CTRI-4 parte del biogás se utiliza para calentar el reactor. ....	320

Tabla 5.45. Resultados del ACV normalizados (mPE/tm residuo húmedo) para todas las categorías considerando gas natural o carbón como energía marginal.....	327
Tabla 5.46. Potenciales ahorros en emisiones GEI (kg CO <sub>2</sub> -eq/tm residuo) asociadas al reciclado o la incineración del 100% del material para cada escenario respecto al caso base (gas natural como energía marginal).....	337
Tabla 5.47. Ahorros en emisiones GEI asociadas a las potenciales mejoras de los escenarios evaluados. ....	339
Tabla I.1. Datos de poder calorífico superior (PCS) de las diferentes submuestras de papel y cartón.....	493
Tabla I.2. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras plásticas.....	494
Tabla I.3. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras textiles .....	496
Tabla I.4. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de tretrabricks .....	497
Tabla I.5. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de madera.....	498
Tabla I.6. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de celulosa .....	498
Tabla I.7. Datos de poder calorífico superior (PCS) de muestras de materia orgánica .....	499
Tabla I.8. Resultados experimentales de humedad, materia orgánica y cenizas en los bioestabilizados.....	500
Tabla I.9. Resultados experimentales de carbono y nitrógeno en los bioestabilizados .....	502
Tabla I.10. Resultados experimentales de granulometría en los bioestabilizados .....	504
Tabla I.11. Resultados experimentales de densidad e impurezas en los bioestabilizados ..	505
Tabla I.12. Resultados del análisis de macronutrientes en los bioestabilizados .....	507
Tabla I.13. Resultados del análisis de metales pesados en los bioestabilizados .....	508
Tabla I.14. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica no seleccionada sin inóculo .....	509
Tabla I.15. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica seleccionada sin inóculo .....	510

Tabla I.16. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica no seleccionada con inóculo .....	511
Tabla I.17. Resultados experimentales de la digestión anaerobia discontinua de materia orgánica seleccionada con inóculo .....	512
Tabla I.18. Resumen de los valores registrados por las sondas durante el desarrollo de la biomasa en cerrado del estudio de la digestión anaerobia.....	513
Tabla I.19. Resumen de los parámetros más importantes en el estudio de la digestión anaerobia durante el desarrollo de la biomasa en cerrado .....	514
Tabla I.20. Resumen de los valores registrados por las sondas durante la experiencia anaerobia en continuo .....	515
Tabla I.21. Resultados experimentales de los parámetros relativos a los sólidos tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	516
Tabla I.22. Resultados experimentales de los parámetros relativos a la carga orgánica tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	517
Tabla I.23. Resultados experimentales de los parámetros relativos a la carga orgánica tanto en el reactor como en el influente y en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	518
Tabla I.24. Resultados experimentales de los parámetros relativos al nitrógeno tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	519
Tabla I.25. Resultados experimentales de la concentración de ácidos grasos volátiles tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	520
Tabla I.26. Resultados experimentales de la concentración de aniones tanto en el influente como en el efluente en el estudio de digestión anaerobia en continuo .....	521





---

---

## ***Anejo III. Nomenclatura***

---

---



- AC: Acidificación (kg SO<sub>2</sub>-eq./persona y año)
- ACV: Análisis del ciclo de vida
- AGV: Ácidos grasos volátiles (mg/l)
- Bricks: Envases de cartón con una lámina de aluminio interior y una lámina de polietileno exterior que permiten la conservación de los alimentos en su interior en atmósfera inerte e impiden el paso de luz.
- CDR: Combustible derivado del petróleo
- COT: Carbono orgánico total (mg/l)
- CSR: Combustible sólido recuperado
- CTR: Centro de tratamiento de residuos
- CyL: Castilla y León
- d: días
- $\Delta X_v$ : cantidad de biomasa producida diariamente (mg/l)
- DQO: Demanda química de oxígeno (mgO<sub>2</sub> /l)
- DQOs: Demanda química de oxígeno en la fase soluble (mgO<sub>2</sub> /l)
- EDAR: Estación depuradora de aguas residuales
- EMB: Estabilización mecánico
- ETs: Ecotoxicidad en suelo (m<sup>3</sup> suelo /persona y año)
- ETwc: Ecotoxicidad en agua (crónico) (m<sup>3</sup> agua /persona y año)
- FORSU: Fracción orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos
- Foucault: Separador de metales no férricos cuyo funcionamiento se basa en las corrientes de Foucault, utilizando el campo magnético alternativo para retirar metales como el aluminio de la corriente de residuos.
- G: Volumen de metano generado (ml/d)
- GEI: Gases de efecto invernadero
- GN: Gas natural
- GW: Global warming o calentamiento global (kg CO<sub>2</sub>-eq./persona y año)
- HTa: Toxicidad en humanos vía aire (m<sup>3</sup> aire /persona y año)
- HTs: Toxicidad en humanos vía suelo (m<sup>3</sup> suelo/persona y año)
- HTw: Toxicidad en humanos vía agua (m<sup>3</sup> agua/persona y año)
- k<sub>i</sub>: constantes cinéticas
- K: calor latente de evaporación del agua a 20°C (2,45 MJ kg<sup>-1</sup>)
- k<sub>d</sub>: coeficiente de muerte celular (d<sup>-1</sup>)
- L: Longitud (m)

- D: Diámetro (m)
- MO: Materia orgánica
- MS: Masa seca
- NE: Enriquecimiento de nutrientes ( $\text{kg NO}_3^-$ -eq./persona y año)
- $N_k$ : Nitrógeno Kjeldahl, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas, ácidos nucleicos, urea, aminas, etc.) (%)
- NT: Nitrógeno total (mg/l)
- OCDE: Organización para la cooperación y desarrollo económicos
- P: presión (Pa)
- PCI: Poder calorífico inferior ( $\text{MJ kg}^{-1}$ )
- PCS: Poder calorífico superior ( $\text{MJ kg}^{-1}$ )
- PE: Persona equivalente, carga ambiental causada por un ciudadano medio de la Unión Europea en un año cubriendo todas sus actividades cotidianas.
- PEAD: Polietileno de alta densidad
- PEBD: Polietileno de baja densidad
- PET: Politereftalato de etileno
- PMB: Pretratamiento mecánico biológico
- POF: Formación fotoquímica de ozono ( $\text{kg C}_2\text{H}_4$ -eq./persona y año)
- ppm: Partes por millón
- PVC: Policloruro de vinilo
- Q: caudal de alimentación (l/d)
- $Q_e$ : caudal del efluente (l/d)
- $Q_w$ : caudal de la purga (l/d)
- $\rho$ : densidad ( $\text{g/dm}^3$ )
- RD: Real Decreto
- RU: Residuo urbano
- RU en masa: Mezcla de residuos urbanos que llega a los centros de tratamiento de residuos tras la recogida del contenedor destinado a los residuos no reciclables o "resto".
- $S_e$ : DQO en el efluente (mg/l)
- $S_o$ : DQO en el influente (mg/l)
- $S_w$ : DQO en la purga (mg/l)
- SBR: Biorreactor secuencial rotatorio (por sus siglas en inglés).

SGR: Recursos de agua subterránea en mal estado ( $\text{m}^3$  agua subterránea /persona y año)

SIG: Sistema integrado de gestión

SOD: Agotamiento del ozono estratosférico (kg CFC-11-eq./persona y año)

SST: Sólidos en suspensión totales (mg/l)

SSV: Sólidos en suspensión volátiles (mg/l)

STT: Sólidos totales totales (mg/l)

STV: Sólidos totales volátiles (mg/l)

t: tiempo (d)

$\theta_c$ : tiempo de retención celular (d)

$T^a$ : Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )

TRH: Tiempo de residencia hidráulico (d)

UE: Unión europea

v: velocidad específica de degradación del sustrato ( $\text{d}^{-1}$ )

$v_{\text{max}}$ : velocidad específica de degradación máxima ( $\text{d}^{-1}$ )

V: Volumen de control (L)

W: fracción en peso de agua formada durante la combustión (%)

X: concentración de microorganismos en el reactor (mg/l)

$X_e$ : concentración de microorganismos en el efluente (mg/l)

$X_w$ : concentración de microorganismos en la purga (mg/l)

Y: coeficiente de producción celular o cantidad de microorganismos producidos por unidad de masa de sustrato consumido (mg SSV/mg DQO)



