

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



Trabajo Fin de Grado

**Análisis de la ecoeficiencia de las plantas
incineradoras españolas mediante un
enfoque de ciclo de vida**

**(Eco-efficiency analysis of Spanish waste to
energy plants under a life cycle approach)**

Para acceder al Título de
Graduado/a en Ingeniería Química

Autora: Katia Villanueva García

TÍTULO	Análisis de la ecoeficiencia de las plantas incineradoras españolas mediante un enfoque de ciclo de vida		
AUTOR	Katia Villanueva García		
DIRECTOR/CODIRECTOR	María Margallo Blanco / Jara Laso Cortabitarte		
TITULACIÓN	<i>Grado en Ingeniería Química</i>	FECHA	05/07/2017

PLABRAS CLAVE

ACV; AED; Ecoeficiencia; Incineradora; Residuos.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La gran cantidad de residuos que genera la sociedad actual ha hecho que su gestión sea una prioridad de las políticas europeas en materia de medioambiente. Las regulaciones ambientales desarrolladas con tal fin proponen una jerarquía de actuación, donde se fija como primera medida de gestión la prevención, seguido de la reutilización, el reciclaje y la valorización energética, y por último el vertido. En los últimos años, Europa ha mejorado mucho en este aspecto, convirtiéndose el reciclaje (28.72%) en la alternativa más usada, seguida de cerca por la incineración (26.83%), pero estos datos se refieren a la media de la EU-28, no todos los países se ajustan a esto. En el caso de España la alternativa más usada sigue siendo el vertido (55.2%), seguido del reciclaje (16.86%), la incineración sólo supone un (11.55%). La incineración permite reducir el volumen y la masa de los residuos municipales, además de recuperar energía de los residuos. A pesar de ello, esta tecnología tiene una mala reputación debido al impacto ambiental que genera la emisión de sustancias contaminantes como gases ácidos, dioxinas y gases de efecto invernadero.

Para evaluar los impactos ambientales asociados a esta tecnología, el uso de herramientas de gestión ambiental juega un papel importante. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una de las metodologías más empleadas, que permite determinar los impactos ambientales potenciales asociados a un producto o servicio, desde la extracción de la materia prima hasta su disposición final. Pero el ACV ha mostrado ciertas limitaciones cuando se trata de monitorear el desempeño ambiental de múltiples unidades que presentan la misma función. Por lo tanto, se ha desarrollado el método ACV + AED (Análisis Envolverte de Datos) para ampliar la utilidad de los métodos basados en el ciclo de vida, teniendo en cuenta la verificación de la ecoeficiencia y la minimización del impacto ambiental en sistemas sectoriales complejos.

El AED surge como una metodología de programación lineal para medir la eficiencia relativa de múltiples entidades homogéneas cuando el proceso productivo muestra una estructura compuesta de múltiples entradas y salidas, también permite la cuantificación de condiciones de operación factibles que harían que las entidades ineficientes fueran comparativamente eficientes, surgiendo así como una herramienta valiosa para la evaluación comparativa.

En este TFG se emplea una metodología combinada de ACV+AED para evaluar los impactos ambientales asociados al proceso de incineración de residuos municipales en las plantas españolas. En primer lugar, se realiza una revisión de la tecnología de incineración y su situación actual en España, para comprobar si han cambiado desde la Tesis (Margallo 2014). Una vez determinadas las principales técnicas aplicadas, se procede a la recogida de los datos de entrada y salida del proceso de incineración con el fin de actualizar el inventario elaborado por Margallo (2014) de la tecnología aplicada en España.

En segundo lugar, partiendo de este inventario, se han incluido estos datos en el modelo de fracción orgánica desarrollado por Margallo (2014) en el software Gabi 4. Dicho modelo, se aplica a las diferentes plantas incineradoras españolas con el fin de comparar su comportamiento ambiental y se aplica un grupo de indicadores ambientales basados en el consumo de recursos naturales y en las cargas ambientales generadas, a partir de los cuales se elabora una matriz de entradas y salidas que puede ser analizada mediante AED, de la que obtenemos como resultado una comparativa de la eficiencia relativa de las plantas incineradoras, mostrada en la figura 1.

RESULTADOS

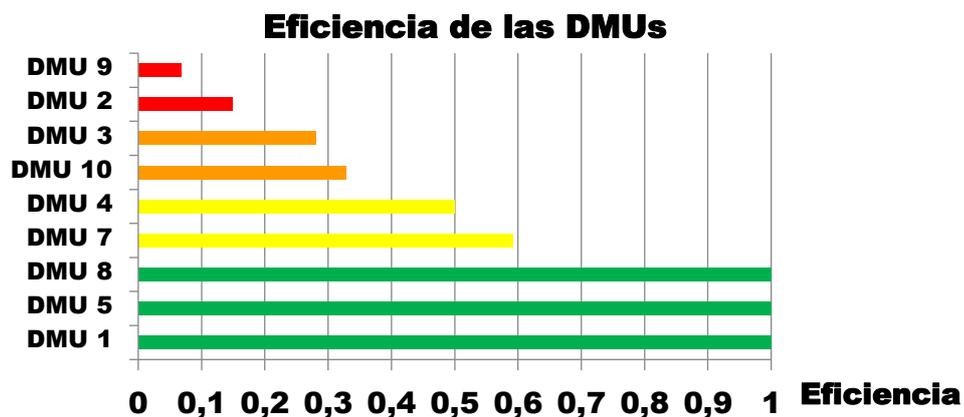


Figura 1. Eficiencia de las DMUs analizadas.

Los resultados obtenidos muestran que existen tres plantas eficientes, que corresponden a la DMU 8, DMU 5, y DMU 1. Mientras que existen otras dos, la DMU 2 y la DMU 9, con una eficiencia menor al 20%. El resto de las plantas se encuentran en un rango entre el 25% y el 60% de eficiencia.

CONCLUSIONES

A pesar de que el método ACV+AED aún no está muy desarrollado, es un buen método para realizar estudios de este tipo y puede ser aplicado a otros tipos de sistemas. En este estudio se ha podido concluir que existen tres plantas eficientes (DMU 1, DMU 5 y DMU 8), el resto resultan ser ineficientes y necesitarían realizar una reducción en sus entradas para ser eficientes.

TÍTULO	Eco-efficiency analysis of Spanish waste to energy plants under a life cycle approach		
AUTOR	Katia Villanueva García		
DIRECTOR/CODIRECTOR	María Margallo Blanco / Jara Laso Cortabitarte		
TITULACIÓN	<i>Grado en Ingeniería Química</i>	FECHA	05/07/2017

KEYWORDS

Ecoefficiency; DEA; LCA; residues; waste-to-energy plants.

SCOPE

The high rate of waste generation in the society today has made waste management to be a priority in European Policies in the environmental issue. The European environmental Regulation proposes a hierarchy for the waste treatment, that establishes waste prevention, reuse, recycling, and finally waste incineration and landfilling as fundamental principles. In the last years, Europe has improved greatly in this respect, with recycling (28.72%) becoming the most widely used alternative, followed closely by incineration (26.83%), but this is the average of the countries of the EU-28, not all the countries fill into this. In the case of Spain, the most widely used alternative is landfilling (55.2%), followed by recycling (16.86%), incineration is only one (11.55%). Waste incineration allows the reduction in waste mass and volume, and the energy recovery.

However, incineration has gained a bad reputation because of its environmental impacts, specifically due to its emission of greenhouse gases, acid gases, and dioxins.

To assess the environmental impacts of this technology, the use of environmental management tools plays an important role. The LCA (Life Cycle Assessment) is one of the most used methodologies, which allows determining the potential environmental impacts associated with a product or service, from the extraction of the raw material to its final disposal. But the LCA has shown some limitations when it comes to monitoring the environmental performance of multiple units that have the same function. Therefore, the LCA + DEA (Data Envelopment Analysis) method has been developed to extend the usefulness of life cycle based methods, considering verification of eco-efficiency and minimization of environmental impact in complex sectoral systems.

DEA arises as a linear programming methodology to measure the relative efficiency of multiple homogenous entities when the productive process shows a structure composed of multiple inputs and outputs. DEA also allows the quantification of target feasible operating conditions that would turn inefficient entities into comparatively efficient ones, thus arising as a valuable tool for benchmarking purposes.

In this project, a combined methodology of LCA + DEA is used to evaluate the environmental impacts associated with the municipal waste incineration process in Spanish plants. Initially in this project, the state of WtE technologies in Europe, and the

diagnosis of the current situation of the technology in Spain are reviewed, to check if they have changed since the Thesis (Margallo 2014). Once the main techniques have been determined, the input and output data from the incineration process are collected in order to update the inventory developed by Margallo (2014) of the technology applied in Spain.

Secondly, based on this inventory, the data have been included in the modeled software Gabi 4 of organic fraction designed by Margallo (2014). This model is applied to the different Spanish waste to energy plants in order to compare their environmental performance, and a group of environmental indicators based on the consumption of natural resources and the generation of environmental burdens is applied, and based on it, a matrix of inputs and outputs is made to be analyzed by the DEA, from which we obtain as a result a comparative of the relative efficiency of the waste to energy plants, shown in figure 1.

RESULTS

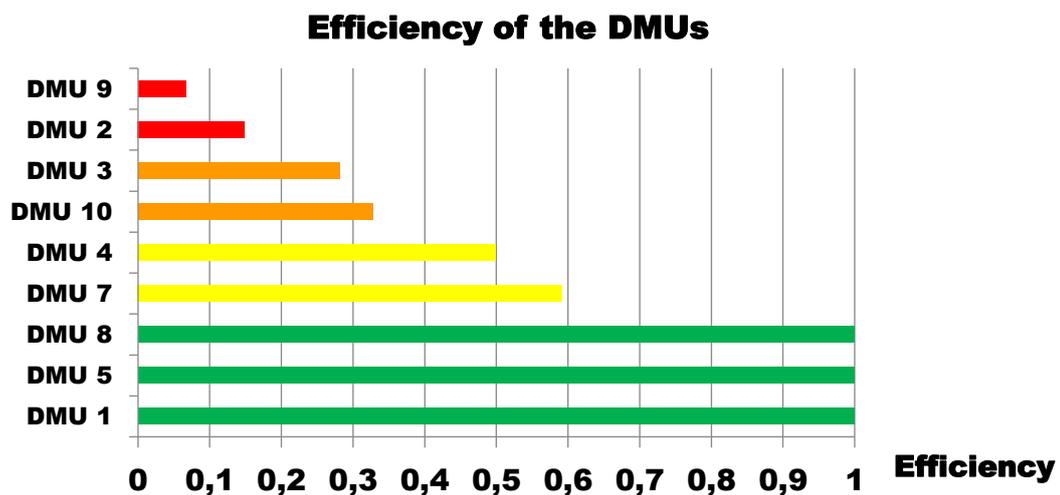


Figure 1. Efficiency of the analyzed DMUs.

The results obtained show that there are three efficient plants, corresponding to DMU 8, DMU 5, and DMU 1. While there are two other plants, DMU 2 and DMU 9, with an efficiency lower than 20%. The rest of the plants are in a range between 25% and 60% of efficiency.

CONCLUSIONS

Even though the LCA+DEA method is not very developed, it is a good method to conduct studies of this type and it can be applied to other systems. In this study, it has been concluded that there are three efficient plants (DMU 1, DMU 5 and DMU 8), the others are inefficient and they need to reduce their inputs to become efficient.

Índice

Lista de Lista de figuras.....	
Lista de tablas	
1. Introducción.....	1
1.1 Tecnologías actuales disponibles para la valorización energética de los RSU	6
1.1.1 Parrillas	8
1.1.2 Horno rotativo	11
1.1.3 Lecho fluidizado	12
1.1.4. Pirólisis y gasificación	14
1.1.5 Sistema de depuración de gases	15
1.2 Plantas de valorización energética en España	16
1.3 Aspectos sociales y ambientales de la incineración de residuos	19
1.4 Análisis de ciclo de vida (ACV) y Análisis de datos envolvente (AED)	20
1. 5 Antecedentes y objetivos	23
2. Desarrollo	25
2.1 Objetivo y alcance del estudio.....	25
2.2 Inventario de ciclo de vida.....	27
2.3 Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)	30
2.4 ACV+AED.....	31
3. Resultados	32
4. Conclusiones.....	36
5. Referencias	37
6. Anexos	41
ANEXO 1. Inventario de ciclo de vida	42
ANEXO 2. Difusión de resultados	46
ANEXO 3. Paper	46

Lista de figuras

Figura 1. Clasificación de los residuos	1
Figura 2. Generación de residuos por actividad económica en España en 2014..3	
Figura 3. Residuos municipales generados por país (kg per cápita) en los años 2005 y 2015.....	3
Figura 4. La jerarquía para el tratamiento de residuos	4
Figura 5. Tratamiento de residuos municipales por tipo de tratamiento, EU-27 (kg per cápita).....	5
Figura 6. Distribución del tratamiento de residuos municipales por habitante para el año 2015	6
Figura 7. Parrilla, horno y etapas de recuperación de un ejemplo de planta incineradora de RSU	9
Figura 8. Horno rotativo.	12
Figura 9. Esquema de un horno de lecho fluidizado.	12
Figura 10. Tipos de lechos	13
Figura 11. Mapa con las plantas de valorización energética en España	17
Figura 12. Fases de un Análisis de Ciclo de Vida.....	20
Figura 13. Método ACV+AED en tres y cinco pasos	23
Figura 14. Comparación de los límites del sistema de un ACV de producto y otro de gestión de residuos.....	26
Figura 15. Diagrama de flujo del proceso de incineración	27
Figura 16. Representación gráfica del método ambiental de 5 pasos seguido en este trabajo.....	31
Figura 17. Límites de ACV y AED para cada DMU.....	32
Figura 18. Eficiencia de las DMUs analizadas.	33

Figura 19. Calentamiento global potencial (GWP) de las DMUs originales (verde) y las proyecciones (naranja) y la reducción total de los impactos (azul)	35
Figura 20. ReCiPe Endpoint perspectiva H de las DMUs originales (verde) y las proyecciones (naranja) y la reducción total de los impactos (azul).	35

Lista de tablas

Tabla 1. Resumen de las técnicas de tratamiento térmico aplicadas para los principales tipos de residuos	7
Tabla 2. Ventajas y desventajas de cada tecnología	14
Tabla 3. Resumen de las características de las plantas incineradoras españolas.	18
Tabla 4. Posibles aplicaciones de la metodología ACV+AED.	21
Tabla 5. Ejemplos de unidades funcionales.	25
Tabla 6. Fuente de datos, marco temporal y geografía del EICV.	28
Tabla 7. Datos de reactivos para las plantas incineradoras.	29
Tabla 8. Datos de reactivos y combustibles para las plantas españolas.	29
Tabla 9. Matriz de entradas y salidas para AED.	32
Tabla 10. Resultados del AED.	34
Tabla 1. Inventario de ciclo de vida para el año 2015.	42
Tabla 1 (Continuación). Inventario de ciclo de vida para el año 2015.	43
Tabla 2. Comparativa de la variación del ICV para el año 2015 con respecto al año 2009.	44
Tabla 2 (Continuación). Comparativa de la variación del ICV para el año 2015 con respecto al año 2009.	45

Respecto a su origen, los residuos se pueden clasificar de la siguiente manera (Tchobanoglous, 1993):

- Residencial: Viviendas unifamiliares, apartamentos, etc.
- Comercial: Tiendas, restaurantes, hoteles, gasolineras, etc.
- Institucional: Escuelas, hospitales, prisiones, etc.
- Servicios municipales (excepto instalaciones de tratamiento): Limpieza de calles, parques, playas, etc.
- Residuos municipales: incluye todas las categorías anteriores.
- Plantas de tratamiento; incineradoras municipales: Procesos de tratamiento de aguas, agua residual, industrial, etc.
- Construcción y demolición: Nuevas construcciones, reparaciones, demoliciones, etc.
- Industrial: Plantas químicas, centrales eléctricas, refinerías, etc.
- Agrícola: Cosechas, ganado, viñedos, etc.

En la Figura 2 se muestra la distribución de residuos en España en función de su origen. De acuerdo con los datos disponibles (Eurostat, 2016), en 2014 en España se produjeron casi 111 millones de toneladas de residuos, de los cuales el 64.66% son definidos como municipales, el 18.47% corresponden al sector de la construcción y el 16.87% a la minería. La fracción más abundante corresponde a los residuos municipales (RM), ya que como se ha comentado anteriormente, los residuos municipales incluyen casi todos los desechos secos generados en un municipio, residuos de las casas, residuos industriales, comerciales e institucionales, residuos voluminosos, residuos verdes, residuos de servicios públicos y fracciones recogidas selectivamente para operaciones de recuperación residuos peligrosos (Steiner, 2008).

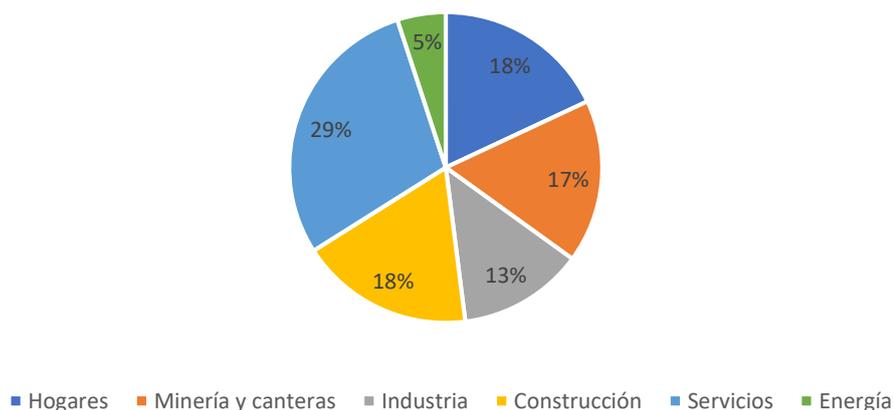


Figura 2. Generación de residuos por actividad económica en España en 2014 (Eurostat, 2016) adaptado.

Como se puede observar en la figura 3, desde el año 2005 se ha producido en España una disminución en la generación de RM. De hecho, ha pasado de estar por encima de la media de la EU-27/EU-28 a situarse por debajo, con una disminución entre 1995 y 2015 del 14.1%. En este sentido, en ocupaba la decimoquinta posición en cuanto a generación de RM del ranking de la EU-28, con unos 434 kg de residuos municipales per cápita.



Figura 3. Residuos municipales generados por país (kg per cápita) en los años 2005 y 2015 (Eurostat, 2017).

De acuerdo a la Directiva de Residuos 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (Europa, 2008) la gestión de residuos municipales debe seguir la jerarquía mostrada en

la figura 4. Dicha jerarquía establece que deben prevalecer los principios de prevención y minimización frente al resto de tratamientos, aunque se prioriza la reutilización, el reciclaje o la recuperación energética frente a la eliminación, siendo el vertido la alternativa menos deseable.

La valorización energética debe seguir siendo una opción complementaria al sistema de gestión de residuos, cuyo valor es el de extraer el potencial energético de los residuos no reciclables, el de diversificar las fuentes de energía de la UE y el de mitigar el cambio climático ya que consigue en parte reducir la dependencia energética de fuentes fósiles (Aeversu, 2017).



Figura 4. La jerarquía para el tratamiento de residuos (Europa, 2008) adaptado.

Dando cumplimiento a la Directiva de Residuos 2008/98/CE, a lo largo de los años en la EU-27 se ha ido minimizando la deposición en vertedero (25.16% en 2015) y han ido aumentando el compostaje (16.56% en 2015), el reciclaje (28.72% en 2015) y la incineración (26.83% en 2015) (figura 5).

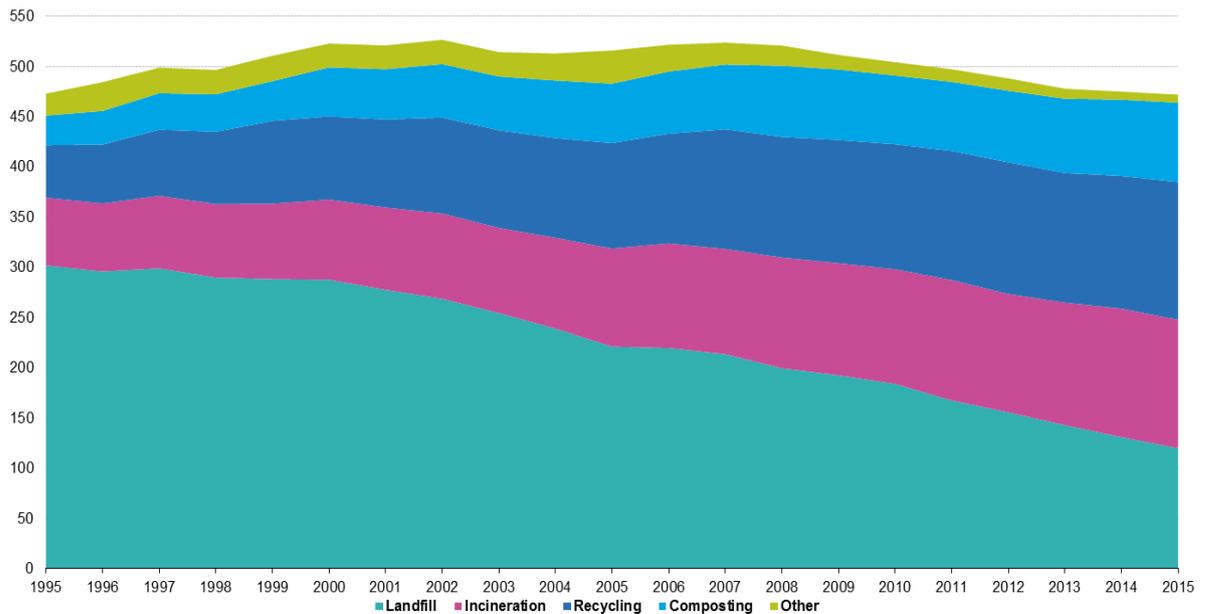


Figura 5. Tratamiento de residuos municipales por tipo de tratamiento, EU-27 (Kg per cápita), 1995-2015 (Eurostat, 2017).

La incineración y la recuperación de energía son especialmente importantes para el tratamiento de los RM en los países Nórdicos, Finlandia, Dinamarca y Suecia, donde entre el 48% y el 53% de los residuos domésticos fueron incinerados en 2015. En Finlandia la incineración es particularmente alta debido a las grandes cantidades de residuos de madera (posee una gran cantidad de bosques y una potente industria de transformación de la madera), que suponen más del 80% de los residuos incinerados (Eurostat, 2017).

En cambio, para los nuevos estados miembros de la EU y países candidatos como Islandia el depósito en vertedero sigue siendo la opción predominante. Los porcentajes para la disposición vertedero para estos países van entre el 67% en Bulgaria y el 99% en Serbia en el año 2015. Esta situación se debe a las escasas facilidades para la incineración, por un lado, y a que los planes de reciclaje que tienen están aún en su fase inicial (Eurostat, 2017).

Distribución del tratamiento de residuos municipales por habitante (%) año 2015

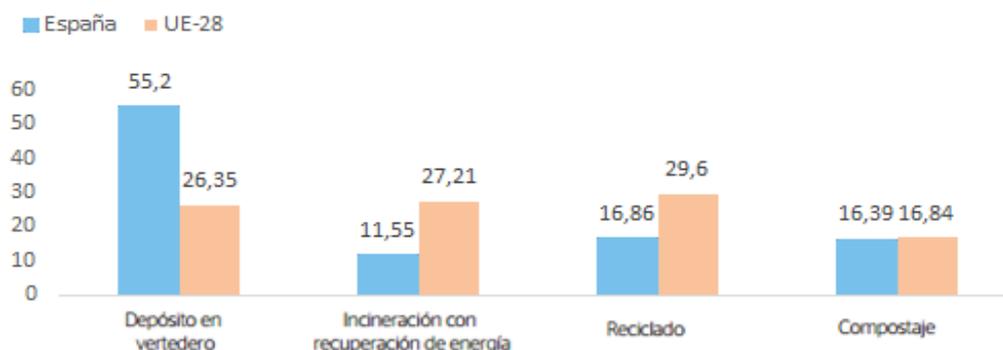


Figura 6. Distribución del tratamiento de residuos municipales por habitante para el año 2015 (Eurostat, 2016).

Los resultados en España en cuanto a la gestión de residuos para el año 2015 estaban bastante alejados de los de la UE 28, como se ve en la figura 6. Se mantienen bajos porcentajes de incineración en las diez plantas existentes (11.55%), de reciclaje (16.86%) y de compostaje (16.39%) y altos de vertido (55.2%), a pesar de la jerarquía anteriormente descrita y del objetivo de vertido 0 Directiva de Residuos 2008/98/CE (Europa, 2008).

1.1 Tecnologías actuales disponibles para la valorización energética de los RSU

Actualmente existen distintos tipos de tratamientos térmicos para la valorización energética de los diferentes tipos de residuos. Las técnicas más utilizadas son los incineradores de parrilla, los hornos rotativos, los lechos fluidizados y los sistemas de pirólisis y gasificación.

Sin embargo, tal y como se muestra en la Tabla 1, no todos los tratamientos térmicos son indicados para todos los tipos de residuos (BREF,2011).

Tabla 1. Resumen de las técnicas de tratamiento térmico aplicadas para los principales tipos de residuos (BREF, 2011).

Técnica	Residuos municipales sin tratar	RM pretratados y RDF	Residuos peligrosos	Lodo de alcantarillado	Residuos clínicos
Parrilla-reciprocante	Se aplica ampliamente	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-móvil	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-oscilante	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-rodillos	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla-refrigerada por agua	Se aplica	Se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Parrilla más horno rotativo	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Horno rotativo	Normalmente no se aplica.	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica	Se aplica ampliamente
Horno rotativo-refrigerado por agua	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica	Se aplica	Se aplica
Solera estática	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente
Horno estático	Normalmente no se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Lecho fluidizado-borboteo	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica
Lecho fluidizado-circulante	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica ampliamente	Normalmente no se aplica
Lecho fluidizado rotativo	Se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica
Pirólisis	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente
Gasificación	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente

En el caso de los residuos municipales, destaca el uso de los diferentes tipos de parrillas y el lecho fluidizado. En el caso de la pirólisis y la gasificación, no se emplean habitualmente debido principalmente a motivos económicos (se detallan más ampliamente en el apartado 1.1.4). Y los hornos rotativos no se suelen aplicar puesto que tiene una capacidad limitada y las otras tecnologías dan mejores resultados para este tipo de residuos.

1.1.1 Parrillas

Los incineradores de parrilla se utilizan ampliamente en la incineración de residuos municipales mixtos. En España, aproximadamente un 80% de las instalaciones que tratan RM utilizan parrillas. Otros residuos que se suelen tratar en incineradores de parrillas son residuos comerciales e industriales no peligrosos, lodos de depuradora y algunos residuos clínicos. Los incineradores de residuos normalmente tienen los siguientes componentes:

1) Alimentador de residuos: Los residuos se descargan desde el búnker de almacenamiento a la rampa de alimentación mediante una grúa suspendida, y luego son alimentados al sistema de parrilla mediante una rampa hidráulica u otro sistema transportador.

Si el residuo suministrado no ha sido pre-tratado, generalmente es muy heterogéneo en cuanto a tamaño y naturaleza. Es por ello que la tolva de alimentación está, dimensionada de modo que los materiales voluminosos puedan caer a través de la misma y evitando obstrucciones y bloqueos.

2) Parrilla de incineración: la parrilla, realiza las funciones de transporte de materiales a incinerar, carga y aflojamiento de estos materiales y posicionamiento de la zona de incineración principal en la cámara de incineración (BREF, 2011).

Uno de los objetivos de las parrillas es una buena distribución del aire de incineración en el horno, de acuerdo con los requisitos de combustión (Tillman, 1989). Un soplante de aire primario fuerza la entrada de aire, a través de pequeñas aberturas de la parrilla, hasta la capa de combustible. Normalmente, se añade más aire sobre el lecho de residuos para completar la combustión. En general, el tiempo de permanencia de los residuos en las parrillas no es superior a 60 minutos (Europa, 2000).

Pueden distinguirse distintos tipos de parrillas, atendiendo al modo en que los residuos son transportados a través de las distintas zonas de la cámara de combustión. Todos ellos deben cumplir requisitos relativos a la alimentación de aire primario, a la velocidad de transporte e inclinación, así como de mezcla de los residuos. La figura 7 muestra un ejemplo de un incinerador de parrilla con una caldera de recuperación de calor.

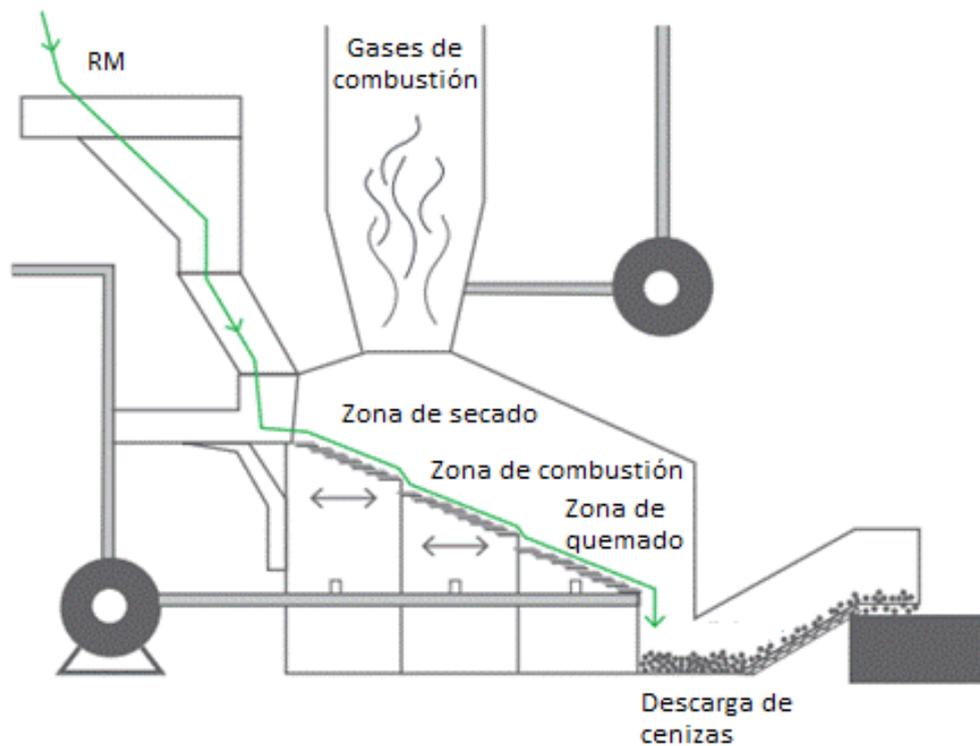


Figura 7. Parrilla, horno y etapas de recuperación de un ejemplo de planta incineradora de RSU (NLAP, 2017) adaptado.

Los principales tipos de parrillas son:

- Parrillas oscilantes: las secciones de la parrilla están colocadas a través del ancho del horno. Se aplica una basculación u oscilación en filas alternas para producir un movimiento hacia arriba y de avance, que hace avanzar y agita los residuos.
- Parrillas reciprocantes o de vaivén: las secciones están apiladas unas sobre otras. Secciones alternas de la parrilla se deslizan adelante y atrás, mientras que las secciones adyacentes se mantienen fijas. Los residuos van cayendo de la parte fija y son agitados y mezclados a medida que se mueven por la parrilla. Existen numerosas variaciones de este tipo de parrilla.

- Parrillas móviles: están formadas por una cinta transportadora metálica continua o bielas conectadas que se mueven a lo largo del horno.
- Parrillas de rodillos: consisten en un rodillo perforado que atraviesa el ancho de la zona de parrilla. Los rodillos se disponen en serie, y se produce una agitación en la zona de transición, cuando el material se desprende de los rodillos.
- Parrillas refrigeradas: son refrigeradas mayoritariamente con aire, sin embargo, en algunas ocasiones se refrigeran haciendo pasar un medio refrigerante líquido (BREF, 2011).

3) Descargador de ceniza de fondo: Se utiliza para enfriar y extraer el residuo que se acumula en la parrilla. También sirve como junta de estanqueidad para el horno y enfría y humidifica la ceniza. Para extraer la ceniza de fondo se suelen utilizar sistemas de pistón y arrastre llenos de agua, aunque también se pueden utilizar otros sistemas, como cintas transportadoras. El agua utilizada para refrigeración es separada de la ceniza de la parrilla en la salida, y puede recircularse al descargador de ceniza.

4) Sistema de conducción de aire de incineración: El aire de incineración tiene como principales objetivos, aportar un oxidante, refrigerar, evitar la formación de escoria en el horno y mezclar los gases de combustión. El aire se añade en varios puntos de la cámara de combustión. Normalmente se describe como primario y secundario, aunque también se utiliza aire terciario y gases de combustión recirculados.

El aire primario se toma generalmente del búnker de residuos. Es soplado por ventiladores a las zonas situadas bajo la parrilla, donde su distribución puede ser estrechamente controlada mediante múltiples cajas de aire y válvulas de distribución.

El aire secundario se sopla a la cámara de incineración a altas velocidades para asegurar la completa incineración y, mezclar los gases, así como prevenir el paso libre de las corrientes de gases sin combustionar.

5) Cámara de incineración: Esta cámara, donde se produce la combustión, consta normalmente de una parrilla situada en el fondo, paredes refrigeradas y no refrigeradas en los lados del horno, y un techo o superficie de calentamiento de caldera en la parte superior.

Los principales factores que influyen en el diseño de la cámara de incineración son además del tipo de parrilla, la forma y el tamaño, la vorticidad y homogeneidad del flujo de los gases de combustión, el tiempo de residencia y el enfriamiento parcial de los gases de combustión.

6) Quemadores auxiliares: Su principal uso es calentar el horno al arranque hasta una temperatura específica a través de la cual puedan pasar los gases de combustión. Estos quemadores se suelen activar automáticamente si la temperatura cae por debajo del valor especificado durante el funcionamiento (BREF, 2011).

1.1.2 Horno rotativo

Este tipo de horno suele utilizarse para la incineración de residuos industriales, en mezclas de residuos con poder calorífico inferior (PCI) no bien definidos (mezclas de las que no se conoce bien su composición, y por lo tanto su PCI).

Generalmente, tal y como se muestra en la figura 8, este tipo de equipo consta de un cilindro con revestimiento de material cerámico en su interior, que va girando a una velocidad variable y montado sobre un chasis metálico con una inclinación que permite regular el tiempo de residencia de los sólidos. Son hornos cilíndricos, con estructura metálica en su exterior y el interior recubierto con una primera capa de material aislante y la interna, la que está en contacto con la carga, de material refractario. Todo el material debe ser en forma de cuña, de manera que no existan espacios entre ladrillos que deban rellenarse con mortero (Elias, 2005).

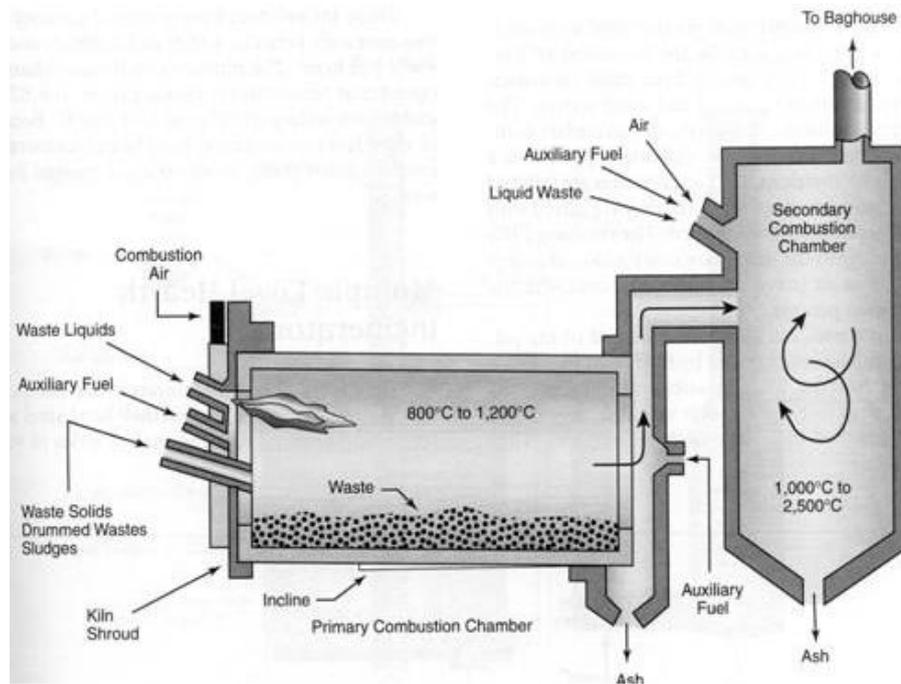


Figura 8. Horno rotativo (Guyer, 1998).

1.1.3 Lecho fluidizado

Este tipo de hornos, mostrado en la figura 9, se emplea generalmente para el tratamiento de materiales conflictivos desde el punto de vista de la incineración, es decir, con PCI bajo o diferencias de tamaño en el combustible y/o en la alimentación.

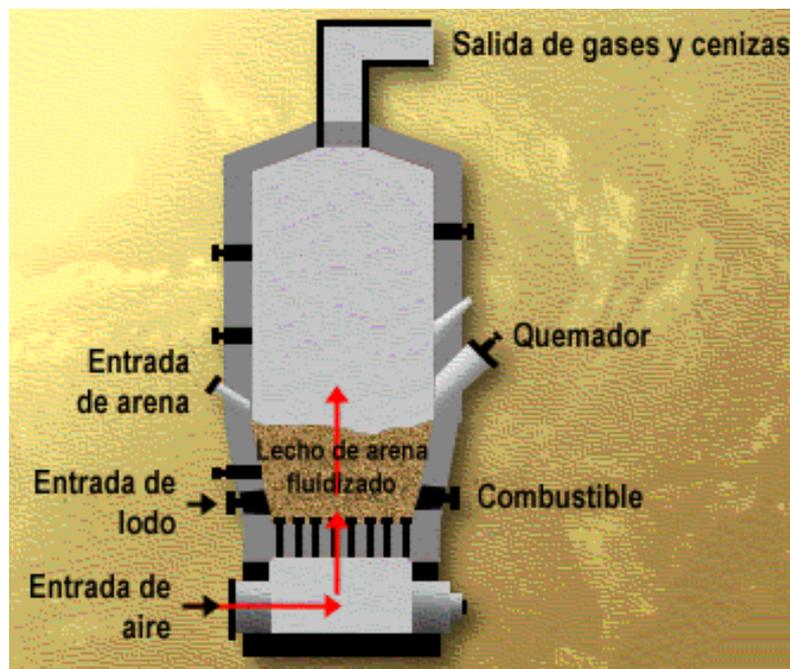


Figura 9. Esquema de un horno de lecho fluidizado (CIDTA, 2017).

El principio de funcionamiento se debe a la gran transferencia de calor que se lleva a cabo desde las partículas de refractario que constituyen el lecho que se mantiene en constante agitación, gracias al caudal de fluidización.

La alimentación se realiza por la parte central o superior del lecho. En función del diseño y del tipo de horno (burbujeante o circulante) el arrastre de material será más o menos intenso. En cualquier caso, las partículas serán recogidas en un ciclón.

Existen varios tipos de lechos, dependiendo de la fluidización, que consiste en establecer una velocidad a la corriente de aire de combustión con referencia al material que constituye el lecho. Si la velocidad de flujo es baja, el fluido pasa por los espacios interparticulares y el sistema se denomina “lecho fijo”. A este sistema pertenecen los lechos de parrillas de los incineradores convencionales. Al aumentar la velocidad del fluido, las partículas comienzan a moverse. Algunas de ellas empiezan a vibrar adquiriendo un movimiento ascendente, a este estado se le denomina “lecho expandido” o “lecho fluidizado”.

Si la velocidad es muy elevada, el lecho desaparece como tal y las partículas de sólidos son arrastradas fuera del lecho. A este sistema se le denomina “lecho fluido en fase dispersa” con transporte neumático de sólidos. En la figura 10 se esquematiza estos tres tipos de lechos (Elias, 2005).

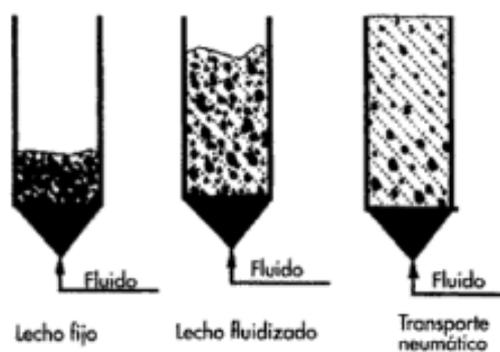


Figura 10. Tipos de lechos (Elias, 2005).

La tabla 2 muestra las ventajas y desventajas de realizar el proceso de incineración con cada una de las tres tecnologías, parrillas, horno rotativo o lecho fluidizado.

Tabla 2. Ventajas y desventajas de cada tecnología (Elias, 2005; Davis 2005; Elias, 2009; Martínez, 2006; Preto, 2011) adaptado.

	Ventajas	Desventajas
Parrillas	<ul style="list-style-type: none"> -El movimiento de las parrillas hace que los residuos avancen y se produce una combustión homogénea. -La distribución del aire bien controlada conduce a una alta eficiencia. 	<ul style="list-style-type: none"> -Problemas con combustibles con alta humedad (<45%). -Los elementos móviles tienen problemas con rocas y metales. - Aumento de emisiones a bajas cargas.
Horno rotativo	<ul style="list-style-type: none"> - Reduce el volumen de residuos casi totalmente a volumen de gases. - Permite variar la inclinación, velocidad, y tiempo de permanencia de los sólidos (escorias de muy buena calidad). - No hay partes metálicas, por lo que no hay limitación de temperatura de trabajo. - Puede trabajar con cualquier cantidad de aire. - Posibilidad de inyectar aire caliente. - Puede tratar cualquier residuo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Capacidad de tratamiento limitada. - Necesita una gran capa de aislante y refractario.
Lecho fluidizado	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere un menor exceso de aire y el rendimiento de la combustión es mayor. - Puede trabajar a menores temperaturas evitando la fusión parcial de escorias. - Instalaciones más compactas. -Posibilidad de introducir catalizadores en lecho. - Posibilidad de usar mezclas heterogéneas de combustibles. - Minimización de las emisiones de SO₂ por adición de reactivos en el propio lecho. - Reducción de los niveles de NO_x al trabajar a menores niveles térmicos y excesos de aire más reducidos. -Aumento del tiempo de residencia. 	<ul style="list-style-type: none"> - La naturaleza de la fracción inorgánica del residuo es un punto crítico, puesto que puede fundir en el seno del lecho y provocar un colapso del proceso. - Este proceso requiere preprocesar los residuos, hay que eliminar el vidrio y los metales para que el residuo se incinere.

1.1.4. Pirólisis y gasificación

La pirólisis es un proceso de tratamiento térmico llevado a cabo en ausencia de completa de oxígeno donde se emplea una fuente de calor externa para conducir la reacción endotérmica (Steiner, 2008). El proceso de pirólisis genera una gran cantidad de coque, entre el 30-70% del peso del residuo de entrada, donde se concentran los metales (debido a que el hecho de trabajar a temperatura relativamente baja evita la volatilización de los metales y hace que se transfieran al coque) y los principales contaminantes, lo que obliga a realizar posteriormente una valorización del coque por

incineración. Esto es especialmente difícil dado que el coque ha perdido los compuestos volátiles, circunstancia que limita sus posibilidades de valorización y que, a su vez hará más complicada la incineración (Elias, 2009).

Por otro lado, la gasificación es un proceso de combustión parcial en el que se quema un combustible con una cantidad de oxígeno menor que la estequiométrica (Davis, 2005). El producto es un gas combustible rico en monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H₂) e hidrocarburos, fundamentalmente metano (CH₄) (Steiner, 2008). Es una técnica eficiente, puesto que reduce el volumen de los residuos y recupera energía.

La diferencia principal entre estos dos sistemas es que la pirólisis emplea una fuente externa de calor para impulsar las reacciones endotérmicas, mientras que las reacciones de la gasificación son autosostenidas (Davis, 2005).

A pesar de sus grandes cualidades técnicas, actualmente estas dos tecnologías no se emplean en muchas plantas debido al alto coste de inversión, y a que la pirólisis es una tecnología relativamente poco experimentada en comparación a la incineración, y la industria tiene una naturaleza conservadora en este aspecto, lo que hace no se use apenas (Elias, 2005). A esto se suma el hecho de que la pirólisis y la gasificación precisan de una preselección de residuos, ya que por lo general no emplean residuos municipales en masa, sino una o varias fracciones del mismo, lo cual implica un mayor coste que en la incineración que no requiere esta preselección (Elias, 2009).

1.1.5 Sistema de depuración de gases

Los gases que salen del sistema de recuperación de energía pueden llevar diversos contaminantes que es necesario eliminar antes de proceder a su emisión a la atmósfera, para cumplir con lo dispuesto en la Directiva 2000/76/CE (Europa, 2000) relativa a la incineración de residuos y con el RD 653/2003 (BOE, 2003) sobre incineración de residuos, por lo que se emplean diversos sistemas de depuración de gases.

Para eliminar las partículas se utilizan diferentes equipos, como: ciclones, lavadores húmedos, filtros de mangas o precipitadores electrostáticos. Para reducir el carácter ácido de algunos gases y los metales pesados que puedan estar contenidos en ellos se emplean tres sistemas de tratamiento de gases:

- Sistema seco: en el que los reactivos son añadidos en forma de polvo seco, tras un acondicionamiento de los gases en cuanto temperatura y humedad; el residuo final del proceso es también un polvo seco que se retira mediante cintas o tornillos sin fin.
- Sistema semiseco: en el que el reactivo es añadido en forma de lechada (por ejemplo, cal), que permite a la vez el acondicionamiento de la temperatura de los gases; el residuo es un polvo seco (debido a la evaporación del agua de la lechada), que se maneja como en el sistema anterior.
- Sistema húmedo: en el que los gases de combustión se lavan en contracorriente con agua y/o un álcali líquido, en una o dos etapas diferentes; el residuo es agua contaminada, con abundantes lodos, que debe ser sometida a un tratamiento posterior.

Para reducir al máximo el carácter ácido de los gases, los metales pesados que pudieran contener y especialmente eliminar los compuestos orgánicos, se utilizan los sistemas anteriores, pero además se les adiciona carbón activo o zeolitas para retener los compuestos orgánicos, como dioxinas y furanos (Margallo, 2014).

Por último, para reducir los NO_x de los gases se utilizan equipos de reducción no catalítica selectiva (RNCS) y procesos de reducción catalítica selectiva (RCS), basados en la reacción de amoníaco o urea con estos compuestos de la corriente de gases (Martínez, 2006). El proceso RCS proporciona altas tasas de reducción de NO_x, normalmente más del 90% para una adicción de agente reductor próxima a la estequiométrica, y el RNCS entre el 60-80%, ya que para mayores reducciones requiere una mayor de agente reductor y esto puede producir emisiones de amoníaco, también conocidas como fugas de amoníaco (BREF, 2011).

1.2 Plantas de valorización energética en España

En la actualidad existen 10 plantas de incineración en España distribuidas a lo largo de la geografía española, en la figura 11 se muestra su localización. Cataluña es la comunidad que posee un mayor número plantas de incineración, un total de 4. El resto

de plantas están situadas tres en el norte (Galicia, Cantabria y País Vasco), una en Madrid, una en Las Islas Baleares y la última en Melilla.



Figura 11. Mapa con las plantas de valorización energética en España (Aeversu, 2017) adaptado.

En la tabla 3 se resumen las principales características técnicas de operación de las plantas. La primera planta que comenzó a operar fue la de TERSA (Barcelona) en 1975 y la más reciente es la de TIR CANTABRIA que se puso en marcha en 2006. Las plantas disponen de entre 1 y 4 líneas de tratamiento, con capacidades de incineración que van desde las 4t/h de TRARGISA (Girona), hasta las 83.56t/h de TIRME (Mallorca) y temperaturas en un rango entre los 860°C y los 1100°C.

En cuanto al tipo de horno, ocho de las plantas utilizan el sistema de parrillas, mientras que las otras dos se decantan por el lecho fluidizado.

Para el tratamiento de los gases, se diferencian diferentes sistemas para los principales contaminantes generados en la incineración. Así para el tratamiento de NOx, cinco de las incineradoras emplean un sistema SNRC y cuatro el SRC, de la incineradora de SOGAMA (Galicia) no se dispone de datos. Para tratar las partículas todas emplean filtros de mangas, excepto TERSA que emplea un electrofiltro. Los gases ácidos son tratados con un sistema semi-seco prácticamente en todas las plantas. En cuanto a los reactivos empleados en el sistema de control de gases cada planta tiene su propia combinación a emplear, pero todas emplean alguno de estos: carbón activo, urea, NH₃, CaO y Ca(OH)₂. Y para los combustibles emplean diésel o gas natural (o ambos).

Tabla 3. Resumen de las características de las plantas incineradoras españolas.

	TERSA	MATARÓ	TRARGISA	SIRUSA	TIRME	ZABALGARBI	TIR CANTABRIA	SOGAMA	TIR MADRID	REMESA	
Puesta en marcha	1975	1994	1984	1991	1997	2004	2006	2002	1997	1996	
Capacidad de incineración (t/h)	41.10	8.56	4.00	16.44	83.56	26.26	12.00	68.49	35.96	5.48	
Nº de líneas	3	2	2	1	4	1	1	2	3	1	
Tipo de horno	Parrillas deslizantes	Parrilla retroceso	Parrilla móvil	Parrilla móvil	Parrilla de rodillos/Parilla móvil	Parrilla deslizante	Parrillas de rodillos	Lecho fluido circulante	Lecho fluidizado burbujeante	Parrillas von-roll	
Temperatura (°C)	900	1000-1100	1025	1100	1050	1100	1025	860	910	900	
PCI (kcal/kg)	2800	2800	1800	2200	1800	2000	2800	3500	3500	2200	
Sistema de tratamiento de gases	NOx	RNCS	RCS	RNCS	RCS	RCS	RNCS	RNCS		RCS	RNCS
	Partículas	Electrofiltro	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas	Filtro de Mangas/Ciclones	Filtro de Mangas
	Gases Ácidos	Semi-seco	Semi-húmedo/Seco	Seco	Semi-seco	Semi-seco	Semi-seco	Semi-seco	Semi-seco	Semi-seco	Semi-seco
Reactivo tratamiento de gases	Carbón activo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Urea	X		X				X			X
	NH3		X		X	X	X			X	
	CaO				X	X					X
	Ca(OH)2	X	X	X		X	X	X	X	X	
Combustibles	Diesel	X		X	X	X		X	X	X	
	Gas Natural	X	X				X	X	X		

1.3 Aspectos sociales y ambientales de la incineración de residuos

Desde el comienzo de la implantación de las incineradoras la sociedad en general se ha posicionado en su contra. De hecho, existe un movimiento mundial en contra de la incineración de residuos municipales, que ha dado la voz de alarma sobre los riesgos ambientales y para la salud de esta práctica. A este movimiento además de ecologistas, se han unido entidades ciudadanas, científicas y sanitarias.

Esto se debe a que inicialmente, la normativa sobre incineración (R.D. 1088/1992; Directiva 89/369/CEE) no incluía unos valores máximos permitidos en cuanto a la emisión de dioxinas y furanos y eran muy ambiguas en lo referente a los límites de diversos componentes tóxicos. De hecho, la emisión a niveles altos de sustancias como partículas, gases de efecto invernadero y ácidos (CO, SOx, NOx, HCl, HF, etc.), metales pesados (cadmio, arsénico, mercurio, etc.) así como dioxinas y furanos podía originar riesgos críticos tanto para el medio ambiente como para la salud de las poblaciones próximas a las incineradoras.

Durante los años 1992 a 1996 se realizaron numerosos estudios para tratar de probar los riesgos ambientales y para la salud de las incineradoras y sus emisiones. Esos estudios trataban sobre la incidencia de estas sustancias sobre los animales, el medio ambiente y la salud de las personas, dando como resultado, que la exposición a las dioxinas provocaba la alteración del sistema inmunitario, endometriosis, anorexia, neuropatía periférica, ataxia, cefalea y numerosos tipos de cáncer, entre otras enfermedades.

Además, se apoyaban también en estudios técnicos y ambientales, como el realizado para la planta incineradora de Son Reus (Mallorca) en 1992. Dicho estudio calculaba que se producirían 597.6 t/día de escorias por cada 1510 t/día de residuos quemados. Argumentando que la eficacia de eliminación del proceso de incineración era muy baja y no era una buena solución para el problema de los residuos (Soto, 2001).

Si bien estos problemas han provocado un gran rechazo hacia este tipo de tecnología, las incineradoras actuales han mejorado considerablemente su eficacia, cuentan con tratamientos para los gases y la normativa [R.D. 815/2013 (actualmente en proceso de modificación); Directiva 2000/76/CE] y los controles se han endurecido. Además, el

punto fuerte de esta alternativa está en la posibilidad de recuperar la energía térmica de la combustión (Saíz de Omeñaca, 1996).

1.4 Análisis de ciclo de vida (ACV) y Análisis de datos envolvente (AED)

Una de las herramientas más utilizadas para evaluar los impactos ambientales de procesos, productos y servicios es el análisis de ciclo de vida (ACV), que permite analizar una amplia de impactos ambientales. Esta técnica se ha empleado ampliamente en los últimos años para estudiar sistemas de gestión de residuos (Vázquez-Rowe e Iribarren, 2015).

El ACV se define como una recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida (Chacón, 2008). La metodología del ACV se realiza en cuatro etapas (Fullana, 1997), mostradas en la figura 12:

- 1-Definición de objetivo y alcance.
- 2-Análisis del inventario de ciclo de vida (ICV).
- 3-Evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV).
- 4-Interpretación del ciclo de vida.

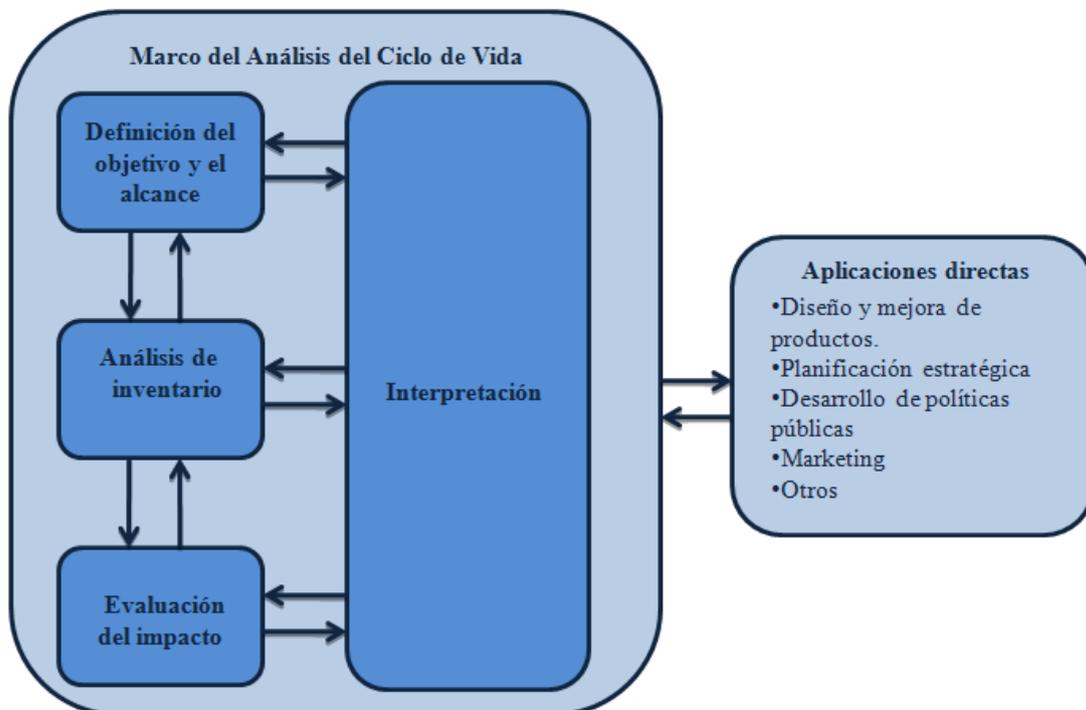


Figura 12. Fases de un Análisis de Ciclo de Vida (Aenor, 2006).

Pero el ACV ha mostrado ciertas limitaciones cuando se trata de monitorear el desempeño ambiental de múltiples unidades que presentan la misma función. Por lo tanto, se ha desarrollado el denominado método LCA + DEA (ACV + AED en sus siglas en español) para ampliar la utilidad de los métodos basados en el ciclo de vida, teniendo en cuenta la verificación de la ecoeficiencia y la minimización del impacto ambiental en sistemas sectoriales complejos (Vázquez-Rowe, 2015).

El AED surge como una metodología de programación lineal para medir la eficiencia relativa de múltiples entidades homogéneas cuando el proceso productivo muestra una estructura compuesta de múltiples entradas y salidas. El AED también permite la cuantificación de condiciones de operación factibles que harían que las entidades ineficientes fueran comparativamente eficientes, surgiendo así como una herramienta valiosa para la evaluación comparativa.

El AED se está combinando cada vez más con enfoques ACV para proporcionar puntos de referencia basados en ACV. Las metodologías combinadas resultantes son de uso general y sólo están condicionadas por la disponibilidad de datos de entrada y salida para un conjunto de múltiples entidades homogéneas, normalmente llamadas unidades de toma de decisiones (DMU). En este marco, la metodología ACV + AED fue formalmente presentada en 2010 como una combinación de ACV y AED para comparar el desempeño operacional y ambiental de entidades semejantes. A pesar de que los estudios de ACV + AED hasta la fecha han evaluado principalmente los sistemas agroalimentarios, la metodología ACV + AED puede aplicarse a cualquier tipo de sector (Vázquez-Rowe e Iribarren, 2015). En la tabla 4 se muestran algunos ejemplos de estas aplicaciones.

Tabla 4. Posibles aplicaciones de la metodología ACV + AED.

Aplicación	Referencia
Parques eólicos	Iribarren, 2013
Plantas de tratamiento de aguas residuales	Lorenzo-Toja, et al. 2017
Plantas de biogás a escala de granja	Lijó, et al. 2017
Flotas de pesca	Vázquez-Rowe, et al. 2011

Métodos ambientales ACV + AED

Hasta la fecha, se han desarrollado dos métodos específicos con respecto a los métodos ambientales ACV + AED. Por un lado, el método ACV + AED en tres etapas aborda la evaluación comparativa directa de los impactos ambientales de las DMUs bajo evaluación, permitiendo también la evaluación comparativa simultánea de los elementos operativos. La recolección de datos y los pasos de EICV de este método son análogos a los del método de cinco pasos. Sin embargo, en el método de tres etapas ACV + AED, los perfiles ambientales procedentes de la fase EICV se alimentan directamente a la etapa AED, obteniendo así los puntos de referencia ambientales sin necesidad de una segunda EICV. Aunque esta alternativa conduce a una evaluación comparativa medioambiental relativamente rápida, se ha considerado principalmente como una evaluación preliminar debido a cuestiones de coherencia relacionadas con la falta de independencia entre los insumos de la AED.

Por otro lado, el método de cinco etapas ACV + AED conduce al cálculo de los parámetros ambientales directamente asociados con el rendimiento operativo optimizado de las DMU. Esto requiere: (1) la recolección de datos para definir el inventario del ciclo de vida (ICV) de cada DMU, (2) la posterior evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) para determinar sus perfiles ambientales actuales, (3) una nueva EICV que tenga en cuenta las DMU objetivo para (4) calcular los parámetros de referencia ambientales correspondientes, y (5) la interpretación de los resultados para la verificación de la ecoeficiencia (Vázquez-Rowe e Iribarren, 2015).

En la figura 13 se muestra un esquema de los pasos a seguir en el método ACV + AED, tanto en tres como en cinco pasos.

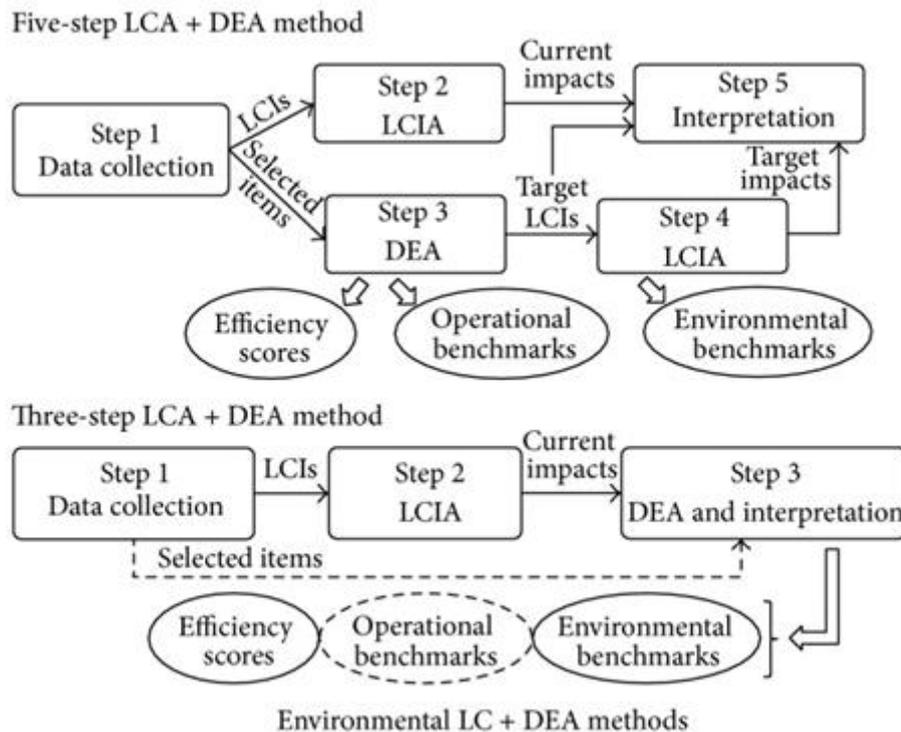


Figura 13. Método ACV+AED en tres y cinco pasos (Vázquez-Rowe e Iribarren, 2015) adaptado.

1. 5 Antecedentes y objetivos

El grupo de investigación de desarrollo de procesos químicos y control de contaminantes (DePro) del Departamento de Ingeniería Química y Biomolecular de la UC cuenta entre sus líneas de investigación con el desarrollo de procesos sostenibles mediante herramientas como el análisis de ciclo de vida.. Dentro de esta línea de investigación cabe destacar la larga trayectoria del grupo, lo que ha dado lugar a distintos Trabajos Fin de Carrera, Trabajos fin de Master y Tesis Doctorales.

En el año 2007, se realizaron los primeros trabajos de análisis de ciclo de vida, enfocados en primer lugar a procesos como el control de fluoruros de aguas residuales industriales, la electro oxidación de aguas residuales urbanas o el proceso cloro álcali.

Posteriormente, se desarrollaron diversos trabajos sobre gestión de residuos. Así en el año 2012 se evaluó el impacto ambiental de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (Torre, 2012). En el año 2013 se desarrolló un estudio basado en la evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) de las alternativas de tratamiento de escorias y cenizas de una planta incineradora de residuos sólidos urbanos (RSU)

(Cubillas, 2013) y otro basado en el análisis de ciclo de vida (ACV) y estudio económico de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU) (Torre, 2013).

Siguiendo con esta línea de investigación enfocada en el ACV y el tratamiento de residuos, en 2014 se elaboró la tesis que estudia el modelo de ciclo de vida de tecnologías para la valorización energética de residuos municipales en España y Portugal (Margallo, 2014), proyecto del cual se parte para realizar este trabajo y cuyo principal objetivo es cuantificar las cargas ambientales y los potenciales impactos asociados a una planta de incineración de RM.

Posteriormente, en el año 2015 se realizó el estudio sobre la gestión de los residuos sólidos de una planta de incineración desde un enfoque de ciclo de vida (Massoli, 2015). Y en el año 2016 se elaboró el trabajo sobre el análisis de la gestión de los residuos domésticos en Cantabria, evolución de los planes de residuos (Ajo, 2016).

Dentro de esta última línea se enfoca este TFG, incluyendo el uso de una metodología de tratamiento de datos, que permite dar una visión más completa de los procesos y productos bajo estudio. En concreto, este trabajo pretende evaluar la eficiencia de las plantas incineradoras de España desde una perspectiva de sostenibilidad ambiental. Para ello, sea empleado el método combinado de ACV+ AED que permite expandir la utilidad de los métodos de evaluación ambiental para poder tener en cuenta la verificación de la ecoeficiencia y la minimización del impacto ambiental en sistemas complejos (Vázquez-Rowe e Iribarren, 2015), como la incineración de residuos.

Para alcanzar este objetivo es necesario desarrollar una serie de objetivos específicos. En primer lugar, una vez definido el objetivo y alcance del ACV, se desarrolla el inventario de ciclo de vida. En este caso, se partía del modelo de incineración de residuos orgánicos desarrollado en la tesis doctoral “Modelo de ciclo de vida de tecnologías para la valorización energética de residuos municipales en España y Portugal” realizada por María Margallo (Margallo, 2014). Por lo que se llevado a cabo una actualización tanto del inventario como del inventario.

En segundo lugar, a partir de estos datos se elabora una matriz de entradas y salidas que permita aplicar el método AED de cinco etapas, para posteriormente evaluar los resultados obtenidos

2. Desarrollo

Este TFG desarrolla un análisis ambiental y de ecoeficiencia de las plantas incineradoras españolas. Para ello, se emplearán herramientas ambientales, como el análisis de ciclo de vida, y herramientas estadísticas de tratamiento de datos, como el análisis envolvente de datos. En este sentido se han seguido las fases descritas en el apartado 1.4 de acuerdo a la normativa ISO 14040 y 14044 de ACV (Aenor, 2006).

2.1 Objetivo y alcance del estudio

Este estudio se ha llevado a cabo entre los meses de diciembre de 2016 y julio 2017 con el fin de evaluar ambientalmente las distintas plantas de valorización energética de RM en España. Se pretende obtener una aproximación de la información ambiental de todo el ciclo de vida del proceso de valorización energética.

En un ACV, tras plantear los objetivos del estudio se debe definir el alcance del mismo, que incluye la unidad funcional (UF), límites del sistema, asignaciones e hipótesis empleadas. La unidad funcional, se refiere a la base de cálculo sobre la cual se efectuarán los balances de materias y energía. En el caso de ACV comparativos, se debe seleccionar una unidad funcional que refleje la función que interesa comparar (CAMINS, 2016). La UF en estudios de ciclo de vida de vida de productos se define en la mayoría de los casos por la unidad de salida, mientras que en sistemas de gestión de residuos la UF se define en términos de la entrada al sistema (McDougall et al., 2001). En este caso, tras realizar una búsqueda y comparación con otros estudios, como los mostrados en la tabla 5, se observó que era habitual emplear 1 tonelada de residuos a la entrada del sistema. Por ello, este estudio utiliza como UF 1 tonelada de fracción orgánica de residuo municipal.

Tabla 5. Ejemplos de unidades funcionales.

Unidad funcional	Referencia
1 ton de residuos	Torre, 2013
1 ton de residuos	Margallo, 2014
1 ton de residuos quemados	Morselli et al., 2007
1 ton de envases de PET, latas y bricks	Seigné et al., 2011

Tal y como se muestra en la Figura 14, mientras un ACV de un sistema de producción abarca todas las fases del ciclo de vida de uno o varios productos entre los que se distribuyen las cargas ambientales, el ACV de un sistema de gestión de residuos abarca la última fase del ciclo de vida de multitud de residuos entre los que deben distribuirse también las cargas ambientales del sistema de gestión. Mientras que normalmente los ACV se refieren a productos, estos en particular se refieren a un proceso: el de eliminación o valorización del residuo (Fullana, 1997).

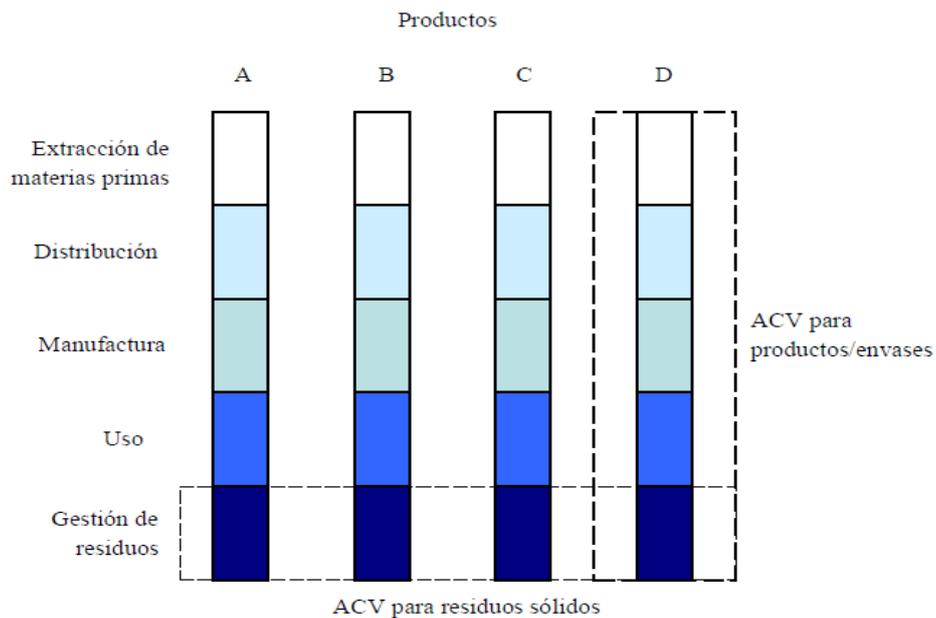


Figura 14. Comparación de los límites del sistema de un ACV de producto y otro de gestión de residuos (Fullana, 1997).

Este estudio ha evaluado todo el proceso de incineración de residuos, de la cuna a la tumba. Se han incluido el tratamiento térmico, la recuperación de energía, el tratamiento de los gases de combustión y el tratamiento de los residuos sólidos generados (escorias y cenizas). Es decir, se considera desde el momento que los RM entran al horno hasta que los residuos generados salen del sistema después de haber sido tratados.

Para el tratamiento térmico en España se emplean parrillas y lechos fluidizados (LF). Una de estas plantas (Zabargarbi) ha sido excluida en la parte del modelado con el software GABI, debido a que no tiene consumo de combustibles, ya que únicamente utiliza electricidad, que a su vez proviene del autoabastecimiento de la planta. Con lo cual, su

calentamiento global es cero y esto haría que los resultados de la matriz se distorsionen y de lugar a errores.

Por otro lado, algunas emisiones de contaminantes han sido excluidas del estudio, y no han sido incluidas en el modelo debido a su falta de significancia (sólo una de las plantas las emitía y en muy pequeña cantidad) o por falta de información como, por ejemplo, cobalto, vanadio, diclorometano, hexaclorobenceno, etc (Margallo, 2014).

En la figura 15 se muestra el diagrama de flujo del proceso de incineración en el que se establecen los límites del sistema.

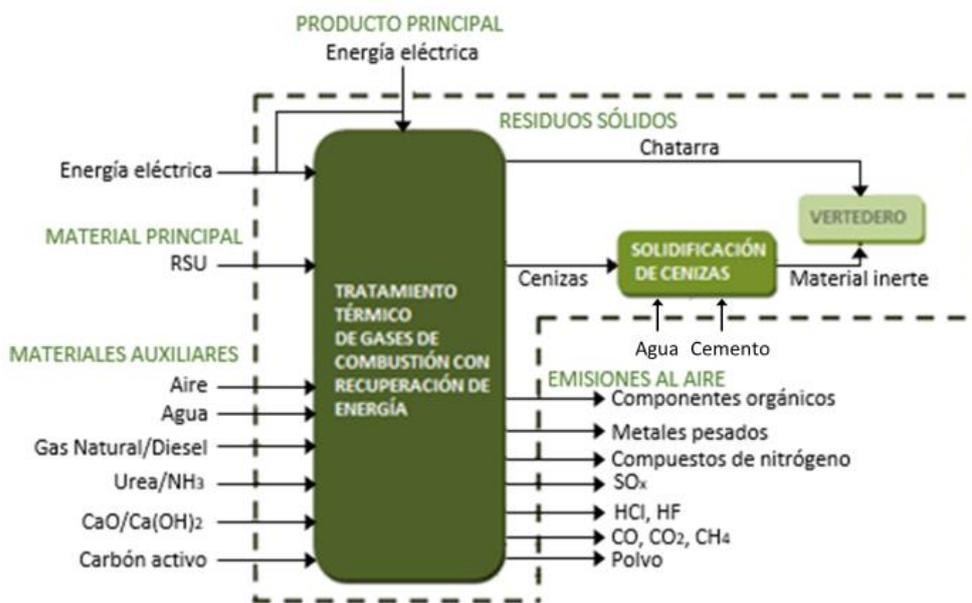


Figura 15. Diagrama de flujo del proceso de incineración. (Margallo et al., 2011) adaptado

2.2 Inventario de ciclo de vida

El presente inventario de ciclo de vida se ha llevado a cabo cumpliendo con los requerimientos de las normas ISO 14040:2006 (Aenor, 2006) e ISO 14044:2006 (Aenor, 2006).

La recopilación de datos en este estudio fue realizada desde diciembre de 2016 hasta mayo de 2017. La tabla 6 ofrece un resumen de las fuentes de datos empleadas para ICV, así como su marco temporal y geografía.

- La cantidad de residuos incinerada, así como las características técnicas y de operación (electricidad producida, tipo de reactivos y sistemas de tratamiento de gases empleados, tipo de horno, temperatura de combustión, etc.) han sido proporcionados por AEVERSU -Asociación de Empresas de Valorización Energética de Residuos Sólidos Urbanos- (AEVERSU, 2015) y los que se no se han podido obtener de esa fuente, se han obtenido de Margallo 2014.
- El consumo de combustibles y de reactivos ha sido obtenida de la AAI (Autorización Ambiental Integrada) o en su defecto de Margallo 2014.
- Las emisiones de cada planta han sido recopiladas del PRTR -Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes- (E-PRTR, 2015), todas ellas para el año 2015.

Tabla 6. Fuente de datos, marco temporal y geografía del EICV.

	Año	Geografía	Fuente
Cantidad de residuos incinerada	2015	España	AEVERSU
Características técnicas y de operación	2009-2015	España	AEVERSU/ (Margallo, 2014)
Consumo de combustible	2004-2015	España	AAI/ (Margallo, 2014)
Consumo de reactivos	2004-2015	España	AAI/ (Margallo, 2014)
Emisiones	2015	España	PRTR

En cuanto a la cantidad de reactivos empleados en la planta de REMESA (Melilla) y TIR MADRID y el consumo de combustibles en TIR MADRID no se han encontrado datos, y puesto que son necesarios para desarrollar en modelo, se ha procedido a su obtención, a continuación, se detalla como:

- ✓ CaO: se ha aplicado la correlación 10 kg CaO/t RM propuesta por Déchaux et al. (2017) que ha sido previamente comparada con los datos disponibles .
- ✓ Urea: debido a la imposibilidad de encontrar una correlación, se ha procedido a realizar una propia empleando para ello la media de las plantas de las que disponíamos datos y comparando este resultado, con el de otras plantas de características similares ubicadas en Italia (Morselli et al., 2007). Tras la comparación que se muestra en la tabla 7, se llegó a una correlación de 5.09kg urea/t RM.

Tabla 7. Datos de reactivos para las plantas incineradoras.

	Morselli			Plantas españolas		
	Max	Min	Med	Max	Min	Med
Urea	7,83	2,32	5,08	9,728	0,444	5,09
C. activo	1,99	0,44	1,22	1,756	0,105	0,93

- ✓ Carbón activo: se ha realizado el mismo procedimiento que en la urea, comparando con los datos de Morselli et al. (2007), obteniendo una correlación 0.928 kg de carbón activo/t RM. En este caso, se ha tenido que desechar el valor más bajo puesto que tenía una gran desviación con respecto a los demás datos disponibles.
- ✓ NH₃: se ha procedido a realizar una correlación propia al no disponer de datos, empleando para ello la media de las plantas de las que disponíamos datos, que se muestran en la tabla 8. Obteniendo así una correlación 1.179 kg de NH₃/t RM.

Tabla 8. Datos de reactivos y combustibles para las plantas españolas.

	Plantas españolas		
	Max	Min	Med
NH₃	1,639	0,718	1,179
Ca(OH)₂	11,297	0,044	5,671
Diesel	1,689	0,129	0,909

- ✓ Ca(OH)₂: Al igual que en el caso del NH₃ se ha calculado la correlación, obtenido 5.671 kg Ca(OH)₂/t RM.
- ✓ Diesel: Se ha procedido de igual modo, obteniendo una correlación de 0.909 kg Diesel/t RM. En este caso, se ha desechado el valor más bajo puesto que tenía una gran desviación con respecto a los demás datos disponibles.

Este trabajo está basado en la actualización de los datos de la tesis de Margallo (2014). En la tabla 2 del anexo 1 se muestra la variación de estos datos entre el año 2009 y el 2015, en ella se aprecia que la producción de energía en general se ha disminuido. En cuanto a los residuos generados, por regla general la generación de cenizas se ha incrementado, mientras que la de chatarra ha disminuido. Para las emisiones no se puede apreciar un patrón general, pero se puede apreciar que ha aumentado la emisión de Mn y ha disminuido la de Hg. Estos datos actualizados se han incluido en el modelo

de fracción orgánica desarrollado por Margallo (2014) en el software Gabi 4 (PE Internacional, 2011). Los principales parámetros del modelo son la composición de los residuos, su poder calorífico y el contenido en carbono total y el fósil, metaloides y metales pesados, Cl₂, F₂ y azufre. A partir de estos parámetros y de los datos de inventario, se modelaron todas las entradas y salidas del sistema bajo estudio.

2.3 Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)

La evaluación de impacto dentro de un ACV tiene como propósito evaluar cuán significativos son los impactos ambientales potenciales utilizando los resultados del ICV. En general, este proceso implica la asociación de los datos de inventario con las categorías de impactos ambientales específicos y con los indicadores de estas categorías para entender esos impactos (Aenor -ISO 14044-, 2006).

Este proceso se desarrolla normalmente en cuatro pasos, siendo los dos últimos optativos:

1- Clasificación: las cargas ambientales del sistema se asignan a las distintas categorías de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado, en este caso se han empleado el método ponderado EICV de ReCiPe end point perspectiva H y el calentamiento global con el método IPPC.

2- Caracterización: se evalúa el efecto total del sistema de producto sobre cada una de las categorías de impacto ambiental.

3- Normalización: los resultados de la caracterización se contrastan respecto a un valor de referencia para ver su relevancia.

4- Ponderación: se evalúa cualitativa o cuantitativamente la importancia relativa de las distintas categorías de impacto.

La cuestión a resolver en la evaluación de impacto es que los resultados del inventario no se pueden interpretar. Por ello se estudia la contribución del conjunto de todas estas sustancias a una serie de impactos ambientales conocidos (Clemente, 2005; Fullana, 1997).

A partir de esta evaluación de las cargas ambientales se generará la matriz para el DEA, que se muestra más adelante en la tabla 9. La regla de oro para determinar el tamaño mínimo de esta matriz del DEA es: $n \geq \max \{m \times s, 3 \times (m + s)\}$; donde m es el número de entradas empleadas en el DEA y s el número de salidas (Vázquez-Rowe, et al., 2010).

En este caso se dispone de dos entradas y una salida, por lo que $n \geq \text{máx}(2, 9)$, es decir se necesita un número mínimo de nueve DMUs, que en este caso corresponden a plantas incineradoras.

2.4 ACV+AED

El método empleado ha sido el “método de cinco etapas ACV+AED modificado”, desarrollado por Iribarren et al. (2010) y modificado por Avadí et al. (2014). Se ha empleado este método siguiendo los siguientes cinco pasos (ver figura 16): (1) desarrollo del ICV para cada una de las DMU (recolección de datos), (2) rendimiento del EICV para cada DMU y definición de los subsistemas incluidos como entradas en el AED, (3) determinación de la eficiencia operativa para cada DMU, (4) EICV de las DMUs objetivo (unidades virtuales) y (5) cuantificación de las consecuencias ambientales de las ineficiencias operativas (Laso et al., 2017).

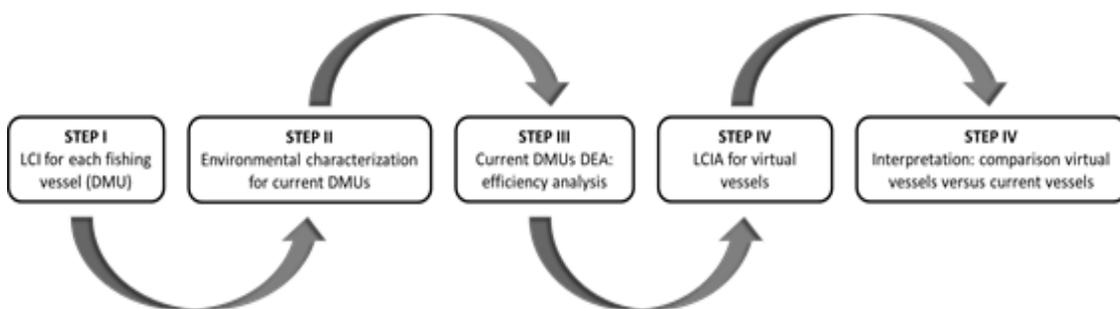


Figura 16. Representación gráfica del método ambiental de 5 pasos seguido en este trabajo (Laso et al., 2017).

Este método, en lugar de incluir entradas operacionales específicas de las matriz AED (es decir, residuos, composiciones, etc.), utiliza el método ponderado EICV de ReCiPe Endpoint perspectiva H -se basa en los principios de política más comunes con respecto al tiempo y otros temas. Es un enfoque utilitario en el que se mejora la minimización del dolor y la optimización del bienestar- (Goedkoop et al., 2013) para el consumo de reactivos, el calentamiento global con el método IPCC para consumo de energía y generación de energía para la energía que se vende a la red, para alcanzar un valor de indicador final para un grupo de actividades operacionales. Por tanto, se crearon diferentes subsistemas para agrupar aquellos elementos operativos que muestran roles similares a los del funcionamiento (Laso et al., 2017) de la planta incineradora (es decir,

reactivos, consumo de energía y energía vendida a la red), que se muestran en la tabla 9.

Tabla 9. Matriz de entradas y salidas para AED.

DMU	Entradas		Salida
	Energía t CO ₂ eq/t	Reactivos mPt/t	Energía evitada MJ/t
DMU 1	4,21E-03	1,378	2,80E+03
DMU 2	2,43E-01	2,802	1,67E+03
DMU 3	1,72E-01	1,193	7,45E+00
DMU 4	1,04E-01	0,641	1,30E+03
DMU 5	3,58E-02	0,421	3,39E+03
DMU 7	8,36E-01	0,393	1,96E+03
DMU 8	1,15E+00	0,160	3,01E+06
DMU 9	9,95E-01	4,285	1,36E+03
DMU 10	5,26E-01	0,715	1,64E+03

En la figura 17 se establecen las diferencias entre los límites para ACV y para AED, que como se puede observar los límites del ACV son más amplios que los del AED.

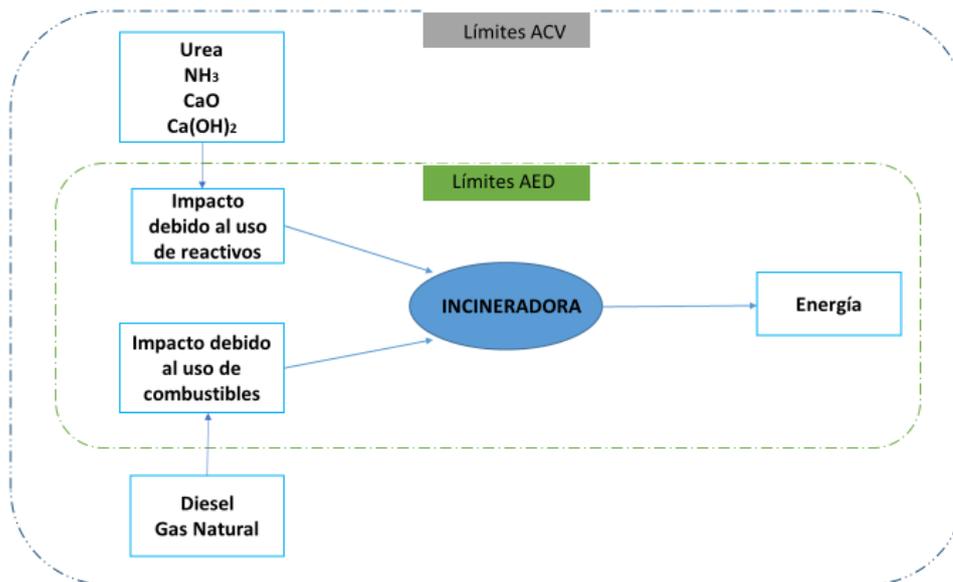


Figura 17. Límites de ACV y AED para cada DMU.

3. Resultados

A continuación se recogen los resultados obtenidos en este TFG. La figura 18 muestra la eficiencia relativa para cada una de las incineradoras analizadas. Se considera que una

incineradora es ineficiente cuando $\Phi < 1$, mientras que $\Phi = 1$ representa una incineradora eficiente. Las diferentes plantas incineradoras están colocadas según su eficiencia relativa. En la parte inferior, de color verde, se sitúan las plantas eficientes ($\Phi = 1$), que corresponden a la DMU 1, DMU 5 y DMU 8. La DMU 1 y la DMU 8 emplean diésel y gas natural como combustibles, mientras que la DMU 5 sólo emplea diésel. En el caso de los reactivos, la DMU 1 emplea urea, CaO y carbón activo; la DMU 5 emplea NH_3 , CaO, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y carbón activo y la DMU 8 emplea solamente carbón activo. En la zona intermedia, de color amarillo y naranja, se sitúan las plantas con una eficiencia media. Y en la franja superior de color rojo se sitúan las plantas menos eficientes, siendo la DMU 9 la peor con un $\Phi = 0,067$ de eficiencia relativa. La DMU 9 emplea diésel como combustible y como reactivos urea, CaO y carbón activo, pero emplea unas cantidades muy superiores a las que emplean las plantas eficientes, por lo que este es el motivo de su ineficiencia.

La eficiencia media de las plantas incineradoras españolas es de 0.55 ± 0.38 .

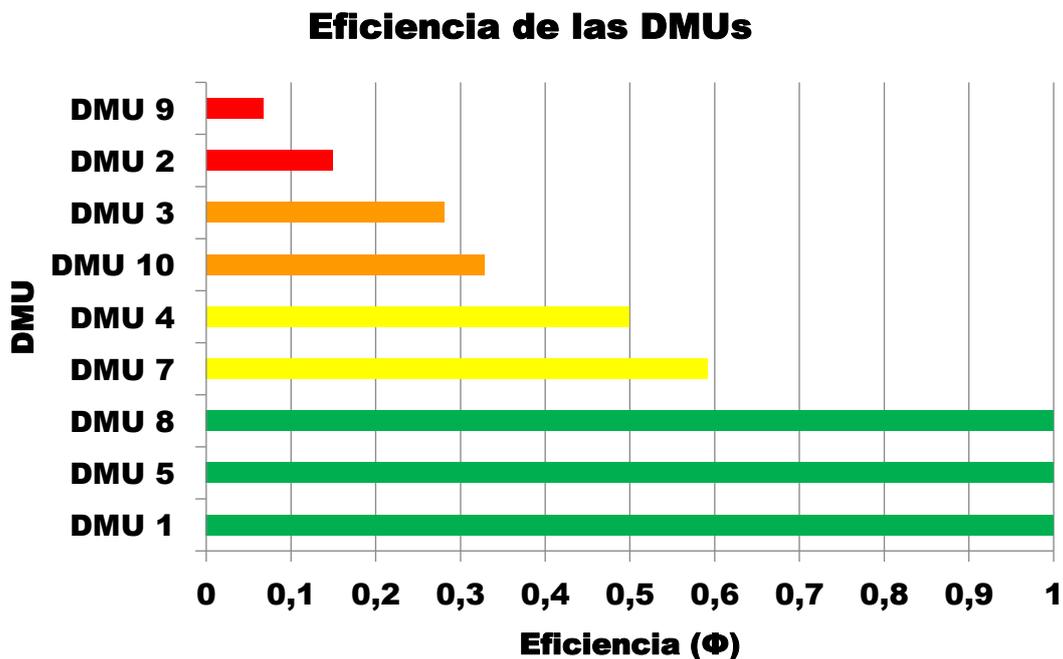


Figura 18. Eficiencia de las DMUs analizadas.

En la tabla 10 se muestra una clasificación de las plantas incineradoras en función de su eficiencia y su proyección, es decir, el porcentaje de reducción que debería aplicarse a cada entrada de la matriz AED para que cada DMU fuese eficiente.

Tabla 10. Resultados del AED.

DMU	Eficiencia	Ranking	Energía t CO ₂ eq/t	Reactivos mPt/t
			Reducción (%)	Reducción (%)
DMU 1	1,000	1	0,000	0,000
DMU 2	0,149	8	85,256	84,987
DMU 3	0,281	7	79,131	64,726
DMU 4	0,499	5	65,731	34,423
DMU 5	1,000	1	0,000	0,000
DMU 7	0,592	4	81,601	0,000
DMU 8	1,000	1	0,000	0,000
DMU 9	0,067	9	96,402	90,183
DMU 10	0,328	6	93,194	41,200

En la figura 19 se representa el calentamiento global potencial de las DMUs y en la figura 20 el ReCiPe Endpoint perspectiva H. En color verde se representan los valores originales de las entradas a la matriz de AED y en color naranja las proyecciones (los valores obtenidos al aplicar el porcentaje de reducción a los valores originales para que la DMU sea eficiente). La línea de color azul representa la reducción total de los impactos. El hecho de que algunos valores sean negativos se debe a que las cargas evitadas por la energía que se recupera son mayores que las cargas generadas por las entradas al sistema. En las figuras 19 y 20 se puede observar como los valores de las DMUs eficientes (DMU 1, DMU 5 Y DMU 8) permanecen iguales el valor original y el de su proyección puesto que al ser eficientes no necesitan ninguna reducción. En el caso del calentamiento global, al aplicar las reducciones obtenidas con el AED, su impacto se reduce entre un 1,06% (DMU 7) y un 82,06% (DMU 9) y para el ReCiPe estas reducciones estarían entre un 4,48% (DMU 2) y 186,49% (DMU 9). La variación del 186,49% se debe a que se pasa de un valor positivo a uno negativo, la proyección hace que el impacto total cambie de signo debido a las cargas evitadas por la energía que se recupera.

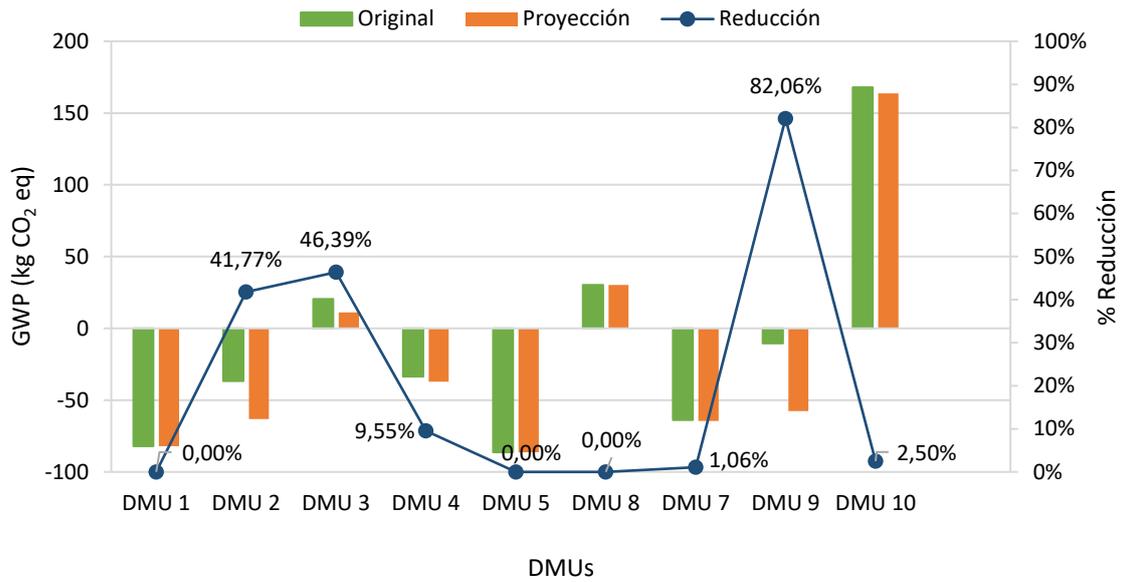


Figura 19. Calentamiento global potencial (GWP) de las DMUs originales (verde) y las proyecciones (naranja) y la reducción total de los impactos (azul).

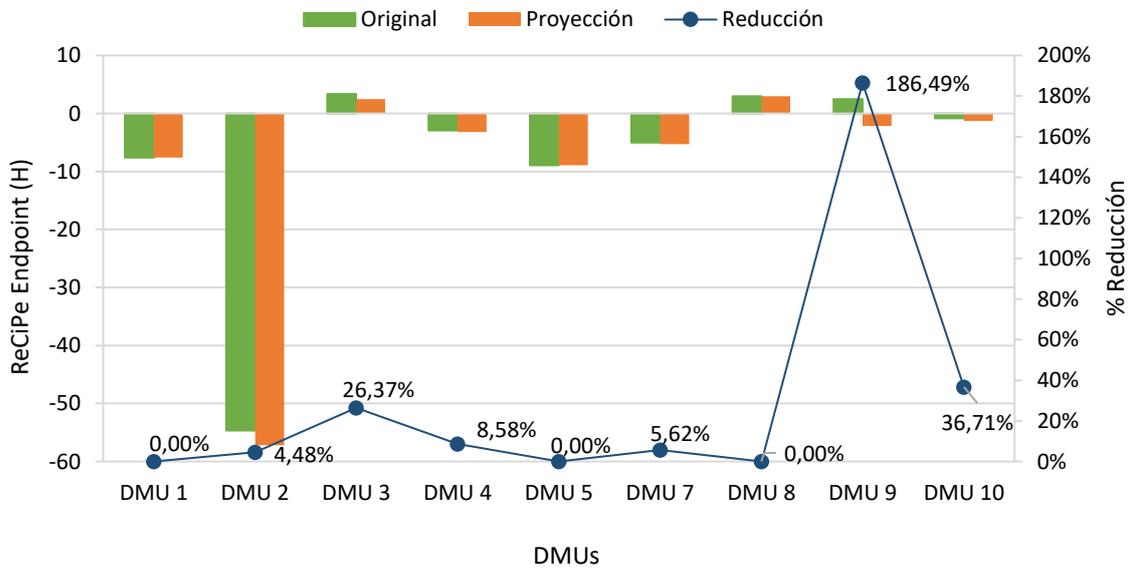


Figura 20. ReCiPe Endpoint perspectiva H de las DMUs originales (verde) y las proyecciones (naranja) y la reducción total de los impactos (azul).

4. Conclusiones

En este TFG se ha desarrollado un estudio basado en el Análisis de Ciclo de Vida + Análisis Envoltante de Datos (ACV+AED) que ha permitido comparar la eficiencia de las distintas incineradoras existentes en España.

Actualmente la metodología ACV+AED no está completamente desarrollada, ya que no dispone de un marco metodológico que permita optimizar todo su potencial. Puesto que la forma de expresar los flujos de entrada y salida de la matriz AED tiene una gran influencia en los resultados.

Se ha empleado el “método de cinco etapas ACV+AED modificado” en donde se han considerado dos entradas (el impacto ambiental producido por los combustibles y reactivos empleados por medio del Calentamiento Global y el ReCIPE Endpoint, respectivamente) y una salida (la energía recuperada). De esta manera, se ha obtenido una comparación relativa de la ecoeficiencia entre las diferentes plantas incineradoras de España. Por lo que puede ser considerada una buena metodología para este tipo de estudios y otros que posean una estructura similar de entradas y salidas a analizar.

Los resultados obtenidos muestran que existen tres plantas eficientes, que corresponden a la DMU 8, DMU 5, y DMU 1. Mientras que existen otras dos, la DMU 2 y la DMU 9, con una eficiencia menor al 20%. El resto de las plantas se encuentran en un rango entre el 25% y el 60% de eficiencia.

En este caso, la metodología ACV + AED ha sido aplicado al caso concreto de las incineradoras. Sin embargo, esta metodología puede aplicarse a cualquier sistema de producción.

5. Referencias

AENOR. 2006. Norma ISO 14040:2006. (Disponible en <http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0038060#.WT5ZWOUtCs>)

AENOR. 2006. Norma ISO 14044:2006. (Disponible en <http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0038059#.WT5aGuuLTcs>)

Aeversu. (Consultado 18/01/2017 en <http://www.aeversu.org/index.php/es/>)

AJO NAVARRO, ELSA. 2016. Análisis de la gestión de los residuos domésticos en Cantabria: evolución de los planes de residuos. Trabajo fin de grado. Universidad de Cantabria.

AVADÍ, A. [et al]. 2014. Eco-efficiency assessment of the Peruvian anchoveta steel and wooden fleets using the LCA+DEA framework. *Journal of Cleaner Production*.

BOE. 2003. Real Decreto 653/2003 (Disponible en <https://www.boe.es/boe/dias/2003/06/14/pdfs/A22966-22980.pdf>)

BOE. 2014. REGLAMENTO (UE) No 1357/2014 DE LA COMISIÓN. (Consultado 11/06/2017 en <https://www.boe.es/doue/2014/365/L00089-00096.pdf>)

CAMINS UPC BARCELONATECH. 2016. Análisis de ciclo de vida. Gestión Ambiental. Facultad de Ingeniería. (Consultado 02/05/2017 en https://portal.camins.upc.edu/materials_guia/250504/2013/Analisis%20del%20Ciclo%20de%20Vida.pdf)

casos prácticos. Ed. Universidad Politécnica de Valencia.

CIDTA (Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua). 2017. Universidad de Salamanca. (Disponible en: http://aulacidta1.usal.es/EDAR/modulos/Edar05/unidades/CURSO/UNI_08/U_08_IMG/307.gif)

Clemente, G., 2005. Análisis de Ciclo de Vida: Aspectos metodológicos y

Comisión Europea. 2014. Normativa que regula la clasificación de los residuos como peligrosos a partir del 1 de junio de 2015. (Consultado 10/06/2017 en <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/normativaque regula la clasificacion de los residuos como peligrosos tcm7-376423.pdf>)

CUBILLAS, DIANA. 2013. Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) de las alternativas de tratamiento de escorias y cenizas de una planta incineradora de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Trabajo fin de Carrera. Universidad de Cantabria.

DAVIS, MACKENZIE L.; MASTEN, SUSAN J. 2005. Ingeniería y ciencias ambientales. México. McGraw-Hill.

de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU). Trabajo fin de Grado. Universidad de Cantabria.

DÉCHAUX, C. [et al]. 2017. Development of the regionalised municipal solid waste

Documento BREF. Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea para Incineración de Residuos. 2011. Madrid.

ELIAS CASTELLS, XAVIER.2005. Tratamiento y valorización energética de residuos. España. Fundación Iberoamericana, Ediciones Díaz de Santos.

ELIAS CASTELLS, XAVIER.2009. Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. 2ª edición. España. Ediciones Díaz de Santos.

E-PRTR Regulation. 2015. (Consultado 18/01/2017 en <http://www.prtr-es.es/>)

Europa. 2000. Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre Incineración de Residuos (Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0076&from=en>)

Europa. 2008. Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre Residuos (Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=ES>)

EUROSTAT, Agencia Europea de Estadística. (Consultado 10/06/2017 en <http://www.eurostat.com>).

FULLANA, P; PUIG, R. 1997. Análisis de Ciclo de Vida. España. Rubes.

GOEDKOOOP, M. [et al]. 2013. ReCIPE 2008. A life impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation.

Guyer, Howard H. 1998. Procesos industriales y gestión de residuos peligrosos. Wiley. incineration (RMWI) model and its application to France. Springer.

Iribarren, D, [et al]. 2010. Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Science of the Total Environment*.

IRIBARREN, D. [et al.].2013. Environmental benchmarking of wind farms according to their operational performance. *Energy*.

LASO, J. [et al]. 2017. Revisiting the LCA+DEA method in fishing fletes. How should be measuring efficiency? Universidad de Cantabria.

LIJÓ, L. [et al]. 2017. Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. Universidad de Santiago de Compostela. Bioresource Technology.

LORENZO-TOJA, Y. [et al]. 2017. Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants. Universidad de Santiago de Compostela. International Journal of Life Cycle Assessment.

MARGALLO, M. [et al]. 2011. FENIX-Giving packaging a new life. Life cycle inventory of packaging waste incineration. Universidad de Cantabria.

MARGALLO, M. 2014. Modelo de ciclo de vida de tecnologías para la valorización energética de residuos municipales en España y Portugal. Tesis doctoral. Universidad de Cantabria.

MARTÍNEZ CENTENO, L. 2006. Guía sobre gestión energética municipal. Capítulo 7. Comunidad de Madrid.

MASSOLI TADDEI, M. BEATRICE. 2015. Management of solid residues from a waste to energy plant: A life cycle approach. Trabajo finde Máster. Universidad de Cantabria.

MCDOUGALL, F.R. [et al]. 2001. Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory. Malden, USA. Blackwell Science.

MORSELLI, L. et al. 2007. Assessment and comparison of the environmental performances of a regional incinerator network. Elsevier.

NLAP (North Lebanon alternative power). 2017. (Disponible en: <http://nlap-lb.com/GeneralInformation/Incineration%20power%20plants.htm>)

PE International. 2011. GaBi 4 software and databases for life cycle assessment. Leinfelden-Echterdingen, Germany. GaBi Software System.

PRETO, FERNANDO. 2011. A review of biomass boiler technologies. Canada. Canmet energy.

SAÍZ DE OMEÑACA, J. 1996. Impacto ambiental de las incineradoras. Revista informes de la construcción.

SEVIGNÉ, E. et al. 2011. Análisis de Ciclo de Vida de la gestión de residuos de envases de PET, latas y bricks mediante SIG y SDDR en España. Inèdit (Innovació per a la sostenibilitat).

SOTO, M.; DE VEGA, A. 2001. Tratamiento de residuos sólidos urbanos. A Coruña: Universidad da Coruña.

STEINER, M.; WIEGEL, U. 2008. El libro de la basura. Una guía básica para la gestión de residuos. Madrid. Clagsa.

TCHOBANOGLIOUS, G. [et al.]1993. Integrated solid waste management. Nueva York. McGraw-Hill.

TILLMAN, David A. [et al.] 1989. Incineration of municipal and hazardous solid wastes. San Diego. Academic Press, Inc.

TORRE, N. 2012. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU). Trabajo fin de Carrera. Universidad de Cantabria.

TORRE, N. 2013. Análisis de ciclo de vida (ACV) y estudio económico de una planta

VÁZQUEZ-ROWE, I. [et al.] 2010. Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. LCA for food products. Springer-Verlag.

VÁZQUEZ-ROWE, I. [et al]. 2011. Computation of operational and environmental benchmarks within selected galician fishing fleets. Universidad de Santiago de Compostela. Journal of Industrial Ecology.

VÁZQUEZ-ROWE, I.; IRIBARREN, D. 2015. Review of Life-Cycle Approaches Coupled with Data Envelopment Analysis: Launching the CFP + DEA Method for Energy Policy Making. The Scientific World Journal.

6. Anexo

ANEXO 1. Inventario de ciclo de vida

Tabla 1. Inventario de ciclo de vida para el año 2015.

	DMU 1	DMU 2	DMU 3	DMU 4	DMU 5	DMU 6	DMU 7	DMU 8	DMU 9	DMU 10
Consumo de materiales auxiliares y combustibles (kg/t RM)										
Diesel	0,003	-	0,629	0,383	0,129	-	-	0,157	1,689	0,909
Aire total	6.379,894	8.044,359	7.001,662	145,411	1.484,760	2.842,852	3.138,365	-	7.017,067	-
Gas natural	0,007	0,493	-	-	-	-	1,621	2,220	-	-
Agua	298,155	385,948	35,048	493,434	307,075	322,563	453,428	2.479,314	352,523	-
Consumo de tratamiento de gases de combustión (kg/ t RM)										
Urea	3,418	9,728	1,747	-	-	-	0,444	-	5,084	-
NH3	-	-	-	0,875	1,639	0,718	-	-	-	1,179
CaO	7,975	-	9,948	5,895	6,774	10,322	3,683	-	10,000	-
Ca(OH)2	-	11,297	-	-	0,044	-	0,399	-	-	5,671
Carbón activo	0,356	0,687	1,756	0,105	0,007	0,340	-	0,170	0,928	0,928
Producción de electricidad										
Producción de energía (MJ/ t RM)	1983,40	1961,36	792,21	1304,94	2601,41	8084,53	1490,54	2252,16	1265,19	2319,54
% Venta	87,98	68,75	0,26	82,44	91,40	92,81	85,71	99,31	72,65	70,83
% Consumo propio	12,02	31,25	99,74	17,56	8,60	7,19	14,29	0,69	27,35	29,17
Generación de residuos										
Escorias (t/t RSU)	0,19	0,19	0,21	0,20	0,25	0,22	0,07	0,12	0,24	0,03
Cenizas (t/t RSU)	0,04	0,04	0,02	0,03	0,14	0,04	0,02	0,08	0,04	0,07
Chatarra (t/t RSU)	0,00	0,00	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
% Escorias	19,22	19,38	20,68	20,02	25,28	21,83	7,35	12,41	23,73	3,37
% Cenizas	3,60	4,35	2,20	2,88	13,92	3,62	2,27	7,79	3,58	6,92
% Chatarra en RSU	0,00	0,00	2,58	2,19	1,90	1,35	0,53	1,96	1,60	1,63
% Chatarra en escorias	0	0	12,48	10,96	7,53	6,16	7,25	15,76	6,74	48,30

Tabla 1 (Continuación). Inventario de ciclo de vida para el año 2015.

	DMU 1	DMU 2	DMU 3	DMU 4	DMU 5	DMU 6	DMU 7	DMU 8	DMU 9	DMU 10
Emissiones al aire (kg/t RM)										
CO2	9,00E+02	2,90E+02	3,42E+02	3,24E+02	1,15E+03	7,77E+02	1,75E+02	1,71E+02	1,10E+03	3,03E+02
As	8,94E-06	9,27E-06	1,93E-05	1,12E-05	3,69E-06	1,59E-05	2,10E-06	5,16E-06	1,01E-05	0,00E+00
Cd	1,94E-05	1,80E-05	1,45E-04	1,38E-05	3,56E-06	8,69E-06	2,15E-06	1,50E-05	0,00E+00	2,32E-06
HCl	2,76E-02	4,77E-02	4,73E-02	3,11E-02	2,31E-02	6,70E-02	2,66E-02		8,92E-03	2,63E-02
Cu	1,14E-05	2,65E-05	5,74E-05	3,03E-05	1,29E-05	4,06E-05	9,58E-06	5,41E-05	5,44E-05	3,78E-05
Cr	1,09E-05	2,30E-05	8,70E-05	2,04E-05	2,77E-05	2,79E-04	1,80E-05	3,96E-05	6,43E-04	8,96E-05
HF	6,40E-04	8,40E-04	2,85E-04	6,51E-04	2,21E-04	8,64E-04	7,64E-04	1,68E-04	0,00E+00	0,00E+00
HAPs					0,00E+00		1,58E-04	3,70E-07	0,00E+00	2,87E-04
Hg	1,24E-05	3,57E-06	1,07E-05	3,95E-06	8,39E-06	1,25E-06	1,16E-06	1,23E-05	9,41E-05	2,21E-05
CO	1,81E-01	1,12E-01	6,00E-02	9,07E-02	3,66E-02	5,42E-03	9,42E-02	6,89E-01	1,12E-01	6,07E-02
Ni	9,57E-06	1,56E-05	7,17E-05	2,37E-05	7,43E-05	6,21E-05	3,58E-06	7,14E-05	4,30E-04	7,68E-05
SOx	3,95E-02	6,92E-02	1,38E-02	7,92E-02	7,56E-02	8,33E-03	8,51E-02	3,19E-02	7,37E-02	3,31E-03
NOx	9,16E-01	1,22E+00	1,69E+00	6,03E-01	5,76E-01	1,05E+00	6,71E-01	8,22E-01	1,89E+00	6,30E-01
PCDD/F	1,52E-11	1,05E-10	6,28E-11	6,18E-11	1,35E-11	4,21E-10	7,61E-12	1,61E-11	3,68E-11	3,50E-11
Pb	1,20E-04	4,44E-05	1,59E-03	1,41E-04	2,51E-05	8,32E-04	2,28E-05	3,96E-04	1,15E-04	3,10E-05
Zn					5,27E-07		1,18E-04	1,92E-05	3,89E-04	3,90E-04
Mn	3,43E-05	2,63E-05	4,56E-05	2,57E-05	4,20E-05	8,04E-04	4,61E-06		1,60E-04	
PST	3,19E-02	1,30E-02	1,94E-02	3,73E-02	9,24E-03		1,39E-02			1,16E-03
NH3	1,49E-02	4,36E-02		3,77E-02	1,98E-03		2,34E-01		2,73E-05	1,42E-04
COT	1,05E-02	8,93E-03		7,33E-03		5,00E-03	1,77E-03			
CH4	5,27E-04							1,06E-04	0,00E+00	5,89E-04
N2O								2,64E-02		
COVNM	1,00E-02				6,02E-03			1,06E-02	0,00E+00	1,12E-02
PM10	4,48E+03					1,60E+03		1,11E+04	7,66E+02	

Tabla 2. Comparativa de la variación del ICV para el año 2015 con respecto al año 2009.

	DMU 1	DMU 2	DMU 3	DMU 4	DMU 5	DMU 6	DMU 7	DMU 8	DMU 9	DMU 10
Producción de electricidad										
Producción de energía (MJ/ t RM)	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	≈	Disminuye	Disminuye
% Venta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	-	Aumenta	Disminuye	Disminuye	≈	≈	≈
% Consumo propio	Disminuye	Aumenta	Aumenta	-	Disminuye	Aumenta	Aumenta	≈	≈	≈
Generación de residuos										
Escorias (t/t RSU)	Aumenta	Disminuye	≈	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	-	≈
Cenizas (t/t RSU)	Aumenta	≈	≈	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	-	Aumenta
Chatarra (t/t RSU)	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	-	-	Disminuye	Disminuye
% Escorias	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	-	Disminuye
% Cenizas	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	-	Aumenta
% Chatarra en RSU	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	-	-	Disminuye	Disminuye
% Chatarra en escorias	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	-	-	-	Disminuye

Tabla 2 (Continuación). Comparativa de la variación del ICV para el año 2015 con respecto al año 2009.

	DMU 1	DMU 2	DMU 3	DMU 4	DMU 5	DMU 6	DMU7	DMU 8	DMU 9	DMU 10
Emisiones al aire (kg/t RM)										
CO₂	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye
As	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	-
Cd	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	≈	Aumenta	Disminuye	Aumenta	-	Aumenta
HCl	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye
Cu	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta
Cr	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta
HF	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye
HAPs	-	-	-	-	-	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta
Hg	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye
CO	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye	≈	Aumenta	Disminuye	Aumenta
Ni	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta
SO_x	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye
NO_x	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Disminuye
PCDD/F	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Disminuye	Disminuye
Pb	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Disminuye	Aumenta	Aumenta
Zn	-	-	-	-	Aumenta	-	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta
Mn	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Aumenta	Disminuye	-	Aumenta	-
PST	Aumenta	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Aumenta	-	Aumenta	-	Disminuye	Disminuye
NH₃	Aumenta	Aumenta	-	Disminuye	Aumenta	Disminuye	Aumenta	-	Aumenta	Disminuye
COT	Aumenta	Aumenta	Disminuye	Aumenta	-	Aumenta	Disminuye	-	-	Disminuye
CH₄	Aumenta	-	-	-	-	Disminuye	-	Aumenta	Disminuye	Disminuye
N₂O	-	-	-	-	-	-	-	Aumenta	-	-
COVNM	Aumenta	-	-	-	Disminuye	Disminuye	-	Disminuye	Disminuye	Disminuye

ANEXO 2. Difusión de resultados

- A partir de este proyecto se ha elaborado una contribución para el “10th World Congress of Chemical Engineering” que se celebrará en Barcelona del 1 al 5 de Octubre de 2017. Dicha contribución ha sido aceptada como comunicación oral.
- Actualmente se está elaborando un artículo basado en este proyecto que será enviado a una revista con impacto JCR.

ANEXO 3. Paper

Evaluating the operational inefficiencies of Waste to Energy (WtE) plants in Spain from a life cycle thinking perspective

M. Margallo¹, K. Villanueva¹, I. Garcia-Herrero^{1*}, J. Laso¹, I. Vazquez-Rowe^{2,3}, Y.
Lorenzo-Toja³, A. Irabien¹, R. Aldaco¹

¹Department of Chemical and Biomolecular Engineering, University of Cantabria,
Santander, Cantabria, 39005, Spain

²Peruvian LCA Network, Department of Engineering, Pontificia Universidad Católica del
Perú, San Miguel, Lima, 1801, Peru

³Department of Chemical Engineering, Institute of Technology, University of Santiago
de Compostela, Santiago de Compostela, Galicia, 15782, Spain

The application of Waste Framework Directive measures [1], as well as the current economic crisis, reduced the generation of municipal waste (MW) in Europe from 2007. In the same period, Spain went from 578 to 435 kg MW per capita, increasing the rates of incineration, recycling and composting and reducing landfilling values. Nowadays Spain, counts with 10 waste to energy (WtE) plants that allow the reduction of MW and the energy recovery.

To analyse the environmental performance of Spanish WtE plants a life cycle approach is required. Previous works developed a model of the WtE plants in Spain and Portugal [2,3]. These life cycle assessments (LCA) gather inventory data for a high number of facilities to ensure sample representativeness. The way multiple data sets are managed may strongly influence the assessment utility [4]. In a first approach, an average life cycle inventory (LCI) of the 10 WtE plants was established [2]. However, the high degree of variability is a barrier. Another option was to conduct individual LCAs for each plant [3]. This approach may better represent variability, but the multiple results may be difficult to interpret [4].

This paper goes further, proposing the use of the methodology developed in [4] to solve multiple input/output data in the Spanish WtE plants. The procedure combines LCA with data envelopment analysis (DEA). A linear programming methodology used to determine the relative efficiencies related to a set of multiple comparable units, named decision-making units, or DMUs. The “five-step LCA+DEA method” showed in Fig. 1 will be applied to determine the environmental consequences of operational inefficiencies of the Spanish WtE plants to propose improvement actions.

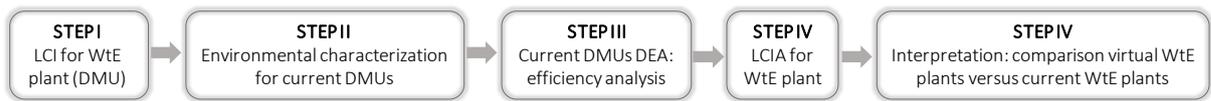


Fig. 1 Graphical representation of the proposed environmental 5-step LCA+DEA method.

[1] Directive 2008/98/EC of European Parliament and of the Council of 19 November 2008. L312, 3-30.

[2] Margallo M, Aldaco R, Irabien A, Carrillo V, Fischer M, Bala A, Fullana P (2014a). Waste Manage Res 32 (6), 492-499.

[3] Margallo M, Dominguez-Ramos A, Aldaco R, Bala A, Fullana P, Irabien A (2014b). Resour Conserv Recy 93, 144-155.

[4] Vázquez-Rowe I, Iribarren D, Moreira MT, Feijoo G (2010). Int J Life Cycle Assess 15, 272-283.