



Programa de Doctorado en Ingeniería Química, de la Energía y de Procesos



**TESIS DOCTORAL**

**Análisis de viabilidad de un proyecto de innovación en economía circular: Valorización de cenizas volantes de incineración de RSUs mediante carbonatación**



**PhD THESIS**

**Feasibility analysis of an innovation project in circular economy: Valorization of municipal solid waste incineration fly ashes by carbonation**

**DIRIGIDA POR:**

**Prof. Dr. Ángel Irabien Gulías**

**Dra. Esther Santos Santamaría**

**PRESENTADA POR:  
ÁNGELA FERNANDEZ ALONSO**

**Santander, octubre 2019**

---



**Universidad de Cantabria**

**Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales y  
de Telecomunicación**

Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular

**"Análisis de viabilidad de un proyecto de  
innovación en economía circular: Valorización  
de cenizas volantes de incineración de RSUs  
mediante carbonatación "**

**"Feasibility analysis of an innovation project in  
circular economy: Valorization of municipal  
solid waste incineration fly ashes by  
carbonation "**

Memoria de Tesis Doctoral presentada para optar al título de  
Doctora por la Universidad de Cantabria

Programa Oficial en Ingeniería Química, de la Energía y de  
Procesos

**Ángela Fernández Alonso**

Directores de Tesis:  
Prof. Dr. Ángel Irabien Gulías  
Dra. Esther Santos Santamaría

Santander, octubre 2019

---

---

## AGRADECIMIENTOS

Estoy segura de que, en todos los agradecimientos de tesis, los aspirantes a doctor mencionan a sus directores.

En mi caso el agradecimiento no es un mero formalismo. Con la máxima sinceridad puedo afirmar que sin el apoyo de Angel y Esther y, sobre todo, sin su comprensión, paciencia y confianza, no habría sido capaz de sacar este proyecto adelante.

Estos cuatro años han sido, sin lugar a duda, duros en lo personal y lo profesional y ellos, con su acompañamiento, han sabido dirigirme y sostenerme para que evitar que abandonase mi propósito.

Por eso quiero resaltar no solo su más que obvio nivel académico y técnico, sino también su altísima calidad humana, que sin bien no computa en los rankings de nivel investigador, si lo hace en los de mejores personas.

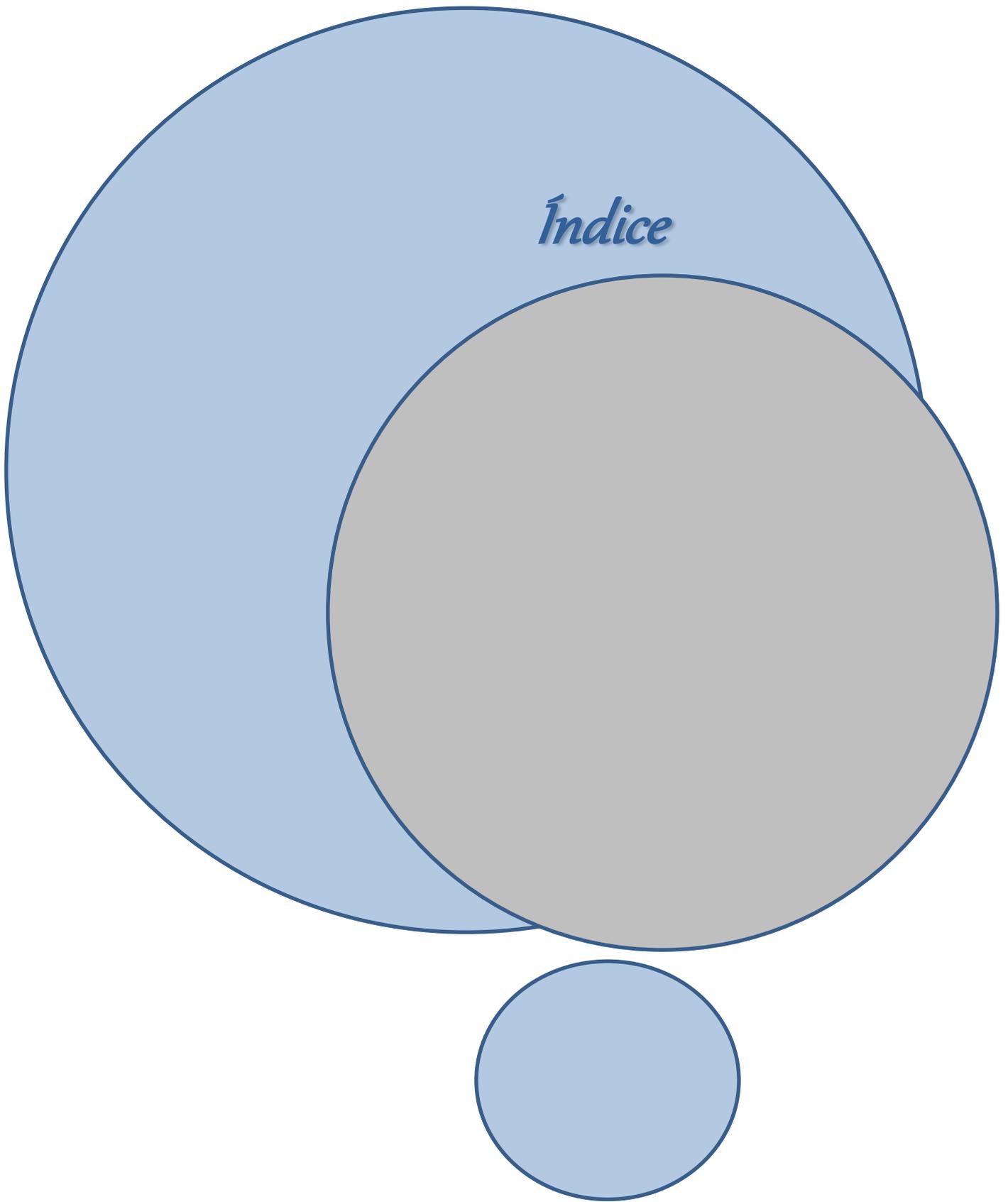
También quiero agradecer el soporte que me ha brindado Sader, la empresa para la que trabajo desde hace ya más de 14 años y que me ha facilitado la posibilidad de acogerme al Programa de Doctorado Industrial.

Así mismo, gracias al Programa de Doctorado Industrial de la Escuela de Doctorado de la Universidad de Cantabria, por contribuir a la financiación de mi doctorado.

Aunque siempre pensé, por una razón de cierto pudor, que si alguna vez escribía una tesis doctoral me abstendría de aludir a mi familia, llegado el momento me doy cuenta de que estoy en deuda con ellos. Son la luz que ilumina mi camino, me llenan de energía, hacen mi vida plena y yo no sería yo sin ellos. Estoy segura de que, algo de vuestro amor, se habrá colado entre estas líneas, ... entre cenizas, incineraciones, carbonataciones y valorizaciones.

Gracias Ariel y Luca. Mami os quiere "*hasta todos los planetas*". Y a Dani, por ser un papi del siglo XXI.

---



---

---

<b>Índice</b>	<b>vii</b>
<b>Resumen/Abstract</b>	<b>1</b>
<b>1. Planteamiento</b>	<b>5</b>
<b>1.1 Antecedentes</b>	<b>7</b>
<b>1.2 Justificación</b>	<b>9</b>
<b>1.3 Hipótesis</b>	<b>16</b>
1.3.1 Relevancia medioambiental de la generación de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos	16
1.3.2 Conocimiento técnico previo	19
1.3.2.1 Conocimiento sobre el proceso: la carbonatación	20
1.3.2.1.1 Fundamento	20
1.3.2.1.2 Estado del arte	21
1.3.2.2 Conocimiento sobre el producto	23
1.3.3 Enfoque economía circular aplicado a las cenizas volantes	24
<b>1.4 Objetivo y estructura de la tesis</b>	<b>25</b>
<b>2. Desarrollo</b>	<b>27</b>
<b>2.1 Análisis de la viabilidad técnica del proceso</b>	<b>29</b>
2.1.1 Generación, identificación y caracterización del residuo	29
2.1.1.1 Generación	29
2.1.1.2 Identificación	33
2.1.1.3 Caracterización	34
2.1.1.3.1 Muestreo	34
2.1.1.3.2 Caracterización fisicoquímica y estructural	35
2.1.1.3.3 Clasificación del residuo según catálogo LER: determinación códigos C y H	44
2.1.1.4 Comportamiento de lixiviación: mediante ensayo UNE- EN 12457, parte 4	46
2.1.2 Desarrollo y optimización de la carbonatación	49
2.1.2.1 Análisis de la viabilidad técnica a nivel laboratorio	49
2.1.3 Diseño de la instalación industrial a nivel proyecto básico	57
2.1.3.1 Cálculo del balance de flujos	57
2.1.3.2 Cálculo del volumen del reactor	59
2.1.3.3 Diagrama de flujo y descripción de la instalación.	61
2.1.3.3.1 Recepción de cenizas.	62
2.1.3.3.2 Producción de CO <sub>2</sub> .	62
2.1.3.3.3 Producción de Carbonatos (reacción de carbonatación).	63
2.1.3.3.4 Prensado.	63
2.1.3.3.5 Secado.	64
2.1.3.4 Dimensionamiento y selección de los principales equipos de la instalación de carbonatación.	64
2.1.3.4.1 Tanque para almacenamiento de cenizas.	64
2.1.3.4.2 Tanque de almacenamiento de agua.	65
2.1.3.4.3 Fuente de dióxido de carbono.	66
2.1.3.4.4 Reactor.	68
2.1.3.4.5 Torre de Refrigeración.	70
2.1.3.4.6 Tanque pulmón para el producto de reacción.	71
2.1.3.4.7 Prensado del producto de reacción.	72

---

---

2.1.3.4.8	Tanque de almacenamiento de filtrado.	75
2.1.3.4.9	Tolva para el almacenamiento de cenizas carbonatadas.	75
2.1.3.4.10	Secado.	76
2.1.3.4.11	Tanque de almacenamiento de producto final.	78
2.1.4	Caracterización del agua residual y determinación del tratamiento más adecuado	79
2.1.5	Caracterización de emisiones al aire y determinación del tratamiento más adecuado	83
<b>2.2</b>	<b>Análisis de la viabilidad técnica de producto</b>	<b>84</b>
2.2.1	Estudio de alternativas de valorización	84
2.2.1.1	Análisis del estado del arte y selección de usos más atractivos y de mayor viabilidad técnica y económica para su estudio en profundidad	84
2.2.1.1.1	Materiales de Construcción	85
2.2.1.1.2	Materia prima para la industria	103
2.2.1.1.3	Agricultura	106
2.2.1.1.4	Fabricación de materiales adsorbentes	107
2.2.2	Resumen de alternativas de valorización	109
2.2.3	Selección de alternativa de valorización para las cenizas carbonatadas	112
2.2.4	Caracterización del producto	113
2.2.4.1	Caracterización química: Análisis químico de componentes mayoritarios y minoritarios: Composición química, pérdida por calcinación, contenido en metales pesados, constituyentes orgánicos, contenido de cloruros	113
2.2.5	Definición de hoja de especificaciones de producto	118
2.2.6	Integración del producto en la cadena de suministro	118
<b>2.3</b>	<b>Análisis de la viabilidad económica de proceso</b>	<b>120</b>
2.3.1	Análisis de costes de inversión	120
2.3.2	Análisis de costes de explotación	122
2.3.3	Viabilidad económico-financiera de la inversión.	129
<b>2.4</b>	<b>Análisis de la viabilidad económica del producto</b>	<b>134</b>
<b>2.5</b>	<b>Análisis de la normativa de aplicación</b>	<b>136</b>
<b>3.</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>147</b>
3.1	Resultados	149
3.2	Conclusiones	156
<b>4.</b>	<b>Bibliografía</b>	<b>161</b>
<b>5.</b>	<b>Transferencia</b>	<b>185</b>

---

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. 1: "La situación de las basuras en España". Fuente: Área de residuos de Ecologistas en Acción, Greenpeace 2006.....	17
Tabla 1. 2: Reparto de porcentajes según tratamiento de los residuos sólidos urbanos en los Estados Miembros en 2016. Fuente Eurostat, EPRS, Comisión Europea.....	18
Tabla 1. 3: Principales estudios de aplicación de carbonatación acelerada para el tratamiento de cenizas volantes y/o residuos de sistemas de tratamiento de gases.....	22
Tabla 2. 1: Identificación del Residuo. ....	34
Tabla 2. 2: Principales contaminantes del residuo. (*) Parámetros referidos a muestra seca. ..	36
Tabla 2. 3: Componentes mayoritarios del residuo.....	37
Tabla 2. 4: Componentes minoritarios del residuo.....	38
Tabla 2. 5: Otros componentes fisicoquímicos del residuo. ....	38
Tabla 2. 6: Datos históricos de analíticas de cenizas volantes generadas en Zabalgardi.....	39
Tabla 2. 7: Datos históricos de 30 analíticas de cenizas volantes generadas en Zabalgardi .....	39
Tabla 2. 8: Concentración de cloruros en el residuo en diferentes plantas de incineración de RSUs. ....	40
Tabla 2. 9: Compuestos determinados en el residuo mediante EDS. ....	44
Tabla 2. 10: Concentración de contaminantes en el residuo para determinar códigos C. ....	44
Tabla 2. 11: Resultados test lixiviación EP en el residuo. ....	46
Tabla 2. 12: Resultado de ecotoxicidad en el residuo. ....	46
Tabla 2. 13: Resultado de Pb y Zn en el residuo. ....	46
Tabla 2. 14: Resultado de test lixiviación (UNE-EN 12457, parte 4) del residuo.....	48
Tabla 2. 15: Resultados de cloruros, plomo y zinc en el lixiviado de muestras carbonatadas y sin carbonatar. ....	51
Tabla 2. 16: Valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE para Pb, Zn y Cloruros. ....	51
Tabla 2. 17: Resultados de cloruros, plomo y zinc en el lixiviado de muestras carbonatadas y sin carbonatar. ....	53
Tabla 2. 18: Resultados de parámetros totales de muestras carbonatadas y sin carbonatar.....	54
Tabla 2. 19: Valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE. ....	54
Tabla 2. 20: Principales resultados de captura de CO <sub>2</sub> .....	56
Tabla 2. 21: Determinación de tiempo anual de operación para el tratamiento de las cenizas..	57
Tabla 2. 22: Resultados del balance de flujos del proceso de tratamiento mediante carbonatación. ....	59
Tabla 2. 23: Datos de partida para el cálculo del volumen de reactor (I).....	60
Tabla 2. 24: Datos de partida para el cálculo del volumen de reactor (II).....	61
Tabla 2. 25: Especificaciones de los equipos principales del proceso industrial de carbonatación. ....	79
Tabla 2. 26: Concentración de Pb, Zn y Cloruros en las aguas de filtrado de cenizas carbonatadas. ....	80
Tabla 2. 27: Concentración de contaminantes en las aguas de filtrado de cenizas carbonatadas. ....	81
Tabla 2. 28: Análisis XFR semicuantitativo ceniza carbonatada. Fuente Cementos Lemona. ....	114
Tabla 2. 29: Análisis Ceniza Carbonatada (Relación S/L 1 a 6).....	116
Tabla 2. 30: Evolución de las características químicas de las cenizas pre y post tratamiento..	117
Tabla 2. 31: Presupuesto de inversión proceso de carbonatación acelerada (opción A). ....	120
Tabla 2. 32: Presupuesto de inversión proceso de carbonatación acelerada (opción B). ....	121
Tabla 2. 33: Contacto de proveedores de instalaciones para proceso de carbonatación.....	122
Tabla 2. 34: Coste consumo de agua del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER.....	123

---

Tabla 2. 35: Coste consumo de electricidad del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER. ....	124
Tabla 2. 36: Coste consumo de gas natural del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER. ....	124
Tabla 2. 37: Coste consumo de generación de CO <sub>2</sub> del proceso de Carbonatación. Dato aportado por el suministrador. ....	124
Tabla 2. 38: Coste transporte cenizas a planta. Precio unitario actual en SADER. ....	124
Tabla 2. 39: Coste transporte producto a destino. ....	125
Tabla 2. 40: Coste vertido a colector (Galindo). Precio unitario actual en SADER. ....	125
Tabla 2. 41: Coste de mano de obra directa para la planta de tratamiento mediante carbonatación. ....	125
Tabla 2. 42: Coste de mano de obra encargado para la planta de tratamiento mediante carbonatación. ....	125
Tabla 2. 43: Coste del recambio de filtros. Dato suministrado por el proveedor. ....	126
Tabla 2. 44: Coste mantenimiento de la instalación. Coste unitario estimado en base a históricos de SADER. ....	126
Tabla 2. 45: Coste alquiler terreno para la instalación del proceso de Carbonatación. ....	126
Tabla 2. 46: Coste total anual de explotación para una planta de tratamiento de carbonatación (8.000tn anuales de cenizas volantes de RSU). ....	126
Tabla 2. 47: Coste total anual de explotación para una planta de tratamiento de solidificación-estabilización (8.000tn anuales de cenizas volantes de RSU). ....	127
Tabla 2. 48: Comparativa de costes de operación. ....	128
Tabla 2. 49: Resultados de los ratios de análisis Coste Beneficio para los escenarios estudiados. ....	131
Tabla 2. 50: Cálculo de VAN y TIR para un periodo de análisis ilimitado. ....	132
Tabla 3. 1: Datos de operación óptimos para el tratamiento de carbonatación de las cenizas a escala laboratorio. ....	150
Tabla 3. 2: Análisis de lixiviación de las cenizas pre y post tratamiento mediante carbonatación en el ensayo de laboratorio de condiciones óptimas. Determinación de la eficacia de la reducción y comparativa con los límites de admisión en las diferentes tipologías de vertedero. ....	151
Tabla 3. 3: Balance de flujos anual para la carbonatación de 8.000tn de cenizas. ....	151
Tabla 3. 4: Listado de equipos principales de la instalación industrial de carbonatación de cenizas volantes. ....	152
Tabla 3. 5: Comparativa y evolución de la composición química promedio de los principales componentes de las cenizas pre y post tratamiento mediante carbonatación. ....	153
Tabla 3. 6: Comparativa de costes de operación en diferentes escenarios de gestión de las cenizas volantes. ....	155
Tabla 3. 7: Comparativa de PB, VAN y TIR en diferentes escenarios de gestión de las cenizas volantes. ....	155
Tabla 3. 8: Reducción máxima del beneficio para VAN igual a 0 según los diferentes escenarios. ....	156
Tabla 3. 9: Incremento máximo del coste de inversión para VAN igual a 0 según los diferentes escenarios. ....	156
Tabla 3. 10: Análisis DAFO del proyecto de innovación en economía circular: Valorización de cenizas volantes de incineración de RSUs mediante carbonatación. ....	159

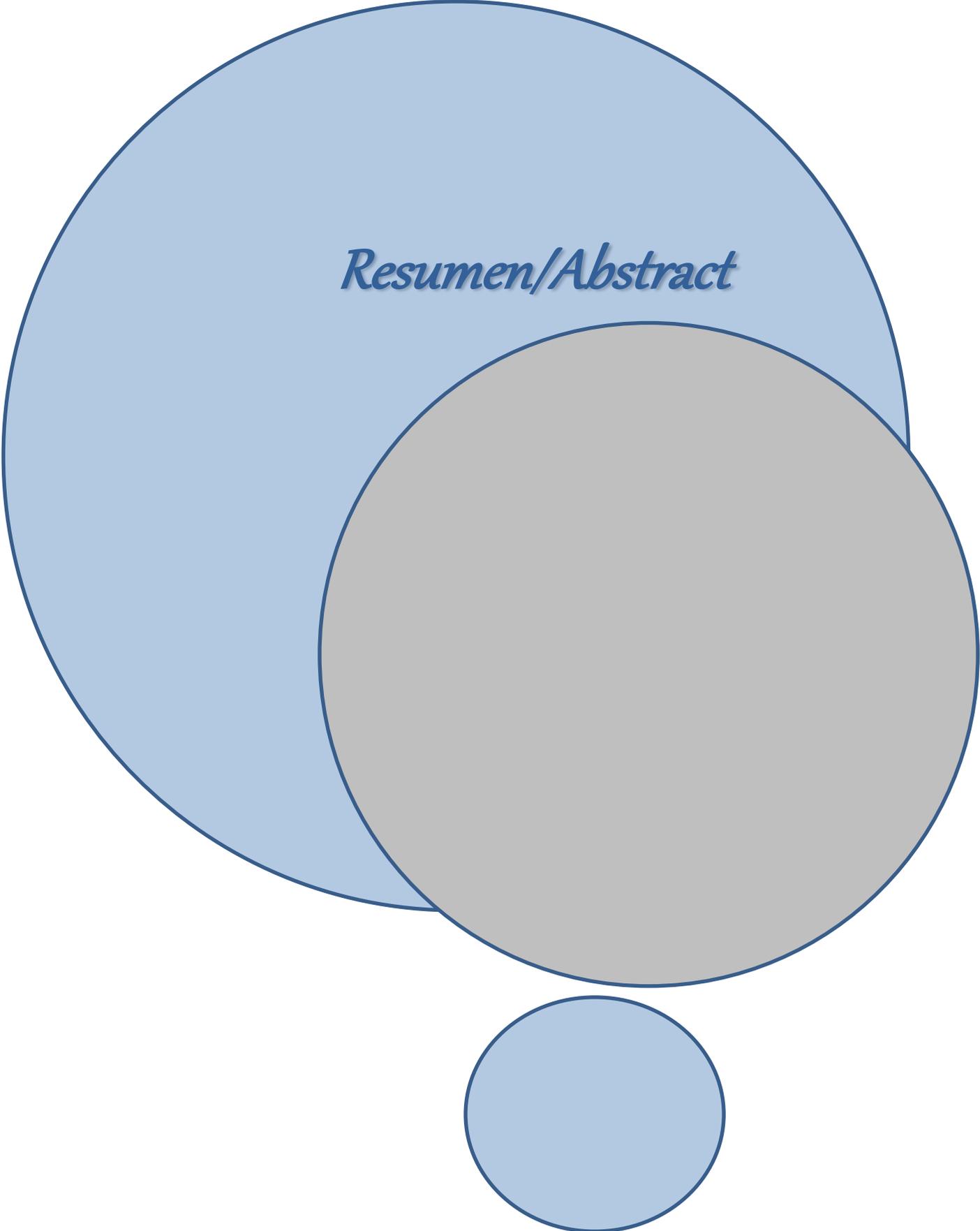
---

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1: Jerarquía de gestión de residuos referenciada a sostenibilidad y valor económico. Fuente: Ihobe. ....	8
Figura 1. 2: Esquema del modelo de Economía Lineal. Elaboración propia. ....	10
Figura 1. 3: Diagrama de Economía Circular ( <a href="http://www.ellenmacarthurfoundation.org">www.ellenmacarthurfoundation.org</a> ). ....	11
Figura 1. 4: GAP actual del modelo de Economía Circular según Circle Economy. ....	14
Figura 1. 5: Gráfico del “valle de la muerte” para la innovación de producto desde la filosofía de economía circular. Elaboración propia. Figura adaptada de Ihobe. ....	16
Figura 1. 6: Mapa de la situación de plantas de incineración de RSUs en Europa. Número de plantas en 2018, número de toneladas incineradas en 2016. Fuente CEWEP. ....	17
Figura 1. 7: Reparto de porcentajes según tratamiento de los residuos sólidos urbanos en los Estados Miembros en 2014. Fuente CEWEP. ....	19
Figura 1. 8: Representación del “doble ciclo” de la economía circular aplicado a la valorización de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos mediante la carbonatación acelerada. Elaboración propia. ....	25
Figura 2. 1: Esquema del proceso de la planta de valorización energética de residuos municipales de Zabalgardi ( <a href="http://www.zabalgardi.com">www.zabalgardi.com</a> ). ....	30
Figura 2. 2: Parrilla, horno y sistema de intercambio de calor de una planta de valorización energética de residuos municipales (Bref Incineration, 2006). ....	32
Figura 2. 3: Sistema del ciclo combinado de la planta de Zabalgardi ( <a href="http://www.zabalgardi.com">www.zabalgardi.com</a> ). ...	33
Figura 2. 4: Difractograma muestra cenizas (Valinur, 2008). ....	42
Figura 2. 5: Vista general muestra ceniza (Valinur, 2008). ....	42
Figura 2. 6: Espectro EDS de la partícula nº 1 con 5000 aumentos (Valinur, 2008). ....	43
Figura 2. 7: Espectro EDS de la partícula nº 2 con 5000 aumentos (Valinur, 2008). ....	43
Figura 2. 8: Partícula inferior a 1 µm (Valinur, 2008). ....	43
Figura 2. 9: Esquema del sistema experimental de carbonatación. ....	49
Figura 2. 10: Fotografía del sistema experimental de carbonatación acelerada. ....	50
Figura 2. 11: Equipo utilizado para los ensayos de lixiviación. ....	51
Figura 2. 12: Equipo utilizado para la determinación de parámetros totales. ....	52
Figura 2. 13: Sistema experimental empleado para la determinación del contenido de CO <sub>2</sub> retenido en las cenizas. ....	55
Figura 2. 14: Esquema del balance de materia del proceso de carbonatación. ....	57
Figura 2. 15: Diagrama del proceso de tratamiento. ....	62
Figura 2. 16: Silo de recepción de cenizas. ....	65
Figura 2. 17: Tanque almacenamiento de agua de red. ....	66
Figura 2. 18: Selección de capacidad de producción horaria de CO <sub>2</sub> sistema Ascorsorb. ....	66
Figura 2. 19: Instalación de concentración de CO <sub>2</sub> de ASCOSORB. ....	67
Figura 2. 20: Implantación y equipos principales planta de concentración de CO <sub>2</sub> de ASCOSORB. ....	67
Figura 2. 21: Instalación de almacenamiento de CO <sub>2</sub> comercial. ....	68
Figura 2. 22: Reactor. ....	69
Figura 2. 23: Torre de refrigeración. ....	71
Figura 2. 24: Tanque pulmón para producto de reacción. ....	72
Figura 2. 25: Filtro de prensa. ....	73
Figura 2. 26: Opciones de tanques de almacenamiento de filtrado. ....	75
Figura 2. 27: Trolva de almacenamiento de cenizas carbonatadas. ....	76
Figura 2. 28: Secador de tambor de doble carcasa. ....	78
Figura 2. 29: Diagrama de flujo del proceso de fabricación de Ecocement (Tomita et al., 2006). ....	88
Figura 2. 30: Sección de una carretera, donde se ven las capas de las que está formada. ....	97

---

Figura 2. 31: Esquema utilizado en la construcción de la carretera.....	100
Figura 2. 32: Evolución del VAN para los diferentes escenarios en función de la rentabilidad exigida. ....	132
Figura 2. 33: Evolución del VAN para los diferentes escenarios en función del periodo en el que se exige la rentabilidad del 5%. ....	133
Figura 2. 34: Evolución del VAN para el escenario c) en función del coste de gestión del producto obtenido. ....	135
Figura 2. 35: Esquema de decisión para aplicación de fin de condición de vida de residuo. Fuente: Guidelines on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste. ....	139
Figura 2. 36: Corrientes de residuos priorizadas en el Plan de Prevención de Residuos de la CAPV 2020. Fuente: Plan de Prevención de Residuos de la CAPV 2020. ....	144
Figura 2. 37: Conclusiones sobre la situación en materia de Economía Circular en la Industria de Euskadi recogidas en el borrador de Estrategia de Economía Circular en el País Vasco 2030. Fuente: Economía circular en la industria del País Vasco - Diagnóstico, Departamento de Medio Ambiente, Gobierno Vasco, 2018 .....	145
Figura 3.1: Diagrama del proceso de tratamiento. ....	152



*Resumen/Abstract*



## RESUMEN

La Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos y el paquete sobre economía circular, introducen nuevos objetivos en materia de gestión de residuos relativos a prevención, reutilización, reciclaje y vertido. La gestión de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos debe estar en consonancia con la estrategia europea de gestión de residuos cumpliendo con los nuevos objetivos planteados por la Unión Europea.

Actualmente, la principal vía de gestión de las cenizas volantes continúa siendo el depósito en vertedero de residuos no peligrosos con un tratamiento previo de Estabilización/Solidificación, siendo las principales limitaciones la estabilidad a largo plazo y el coste de los estabilizantes y solidificantes y el notable incremento de la masa del residuo y, por lo tanto, de la calidad y coste de depósito en vertedero.

La carbonatación acelerada en vía húmeda se presenta como una alternativa técnicamente viable para lograr la estabilización de las cenizas volantes ya que los metales pasan a formas químicamente más estables, como óxidos o carbonatos, reduciéndose considerablemente la lixiviación, condición necesaria para el planteamiento de una posterior valorización material.

El objetivo de la presente tesis doctoral es la realización de un análisis de viabilidad técnico-económica de la aplicación de un enfoque de economía circular a la gestión de las cenizas volantes procedentes de la valorización energética de los residuos sólidos urbanos, aplicando la carbonatación acelerada en vía húmeda como un tratamiento alternativo a los utilizados convencionalmente.

El análisis de viabilidad técnico realizado muestra una reducción muy significativa de la lixiviación de metales y del contenido de cloruros en las cenizas. Se ha realizado el dimensionamiento de los distintos equipos que integran el proceso resultando una instalación fácilmente escalable a nivel industrial con disponibilidad en el mercado de dichos equipos para realizar el escalado. Se ha seleccionado la fabricación de cemento como aplicación principal de valorización de las cenizas posterior a la carbonatación.

El análisis de viabilidad económico incluye el cálculo de los costes de inversión y de explotación del proceso, demostrándose que se trata de un proyecto de inversión viable empleando CO<sub>2</sub> comercial como materia prima y destinando el producto obtenido a la aplicación industrial seleccionada. En caso de no existir una valorización posterior del producto carbonatado obtenido, el proceso no resultaría viable económicamente, por lo que se establece este punto como crítico para la viabilidad global del proyecto.

Finalmente, se ha realizado un análisis DAFO para determinar los riesgos y oportunidades de la implementación de un proyecto de carbonatación acelerada en vía húmeda para la gestión y posterior valorización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.

## **ABSTRACT**

The roadmap towards an efficient Europe in the use of resources and the circular economy package introduce new objectives in the field of waste management in the prevention, reuse, recycling and dumping. The management of municipal solid waste incineration fly ashes must be in line with the European strategy for waste management that meets the new objectives set by the European Union.

Currently, the main route of fly ash management continues to be the deposit in non-hazardous the landfill with a previous treatment of Stabilization / Solidification, being the main limitations the long-term stability and cost of stabilizers and solidifiers and the notable increase in the waste mass and, therefore, in the quality and cost of the landfill deposit.

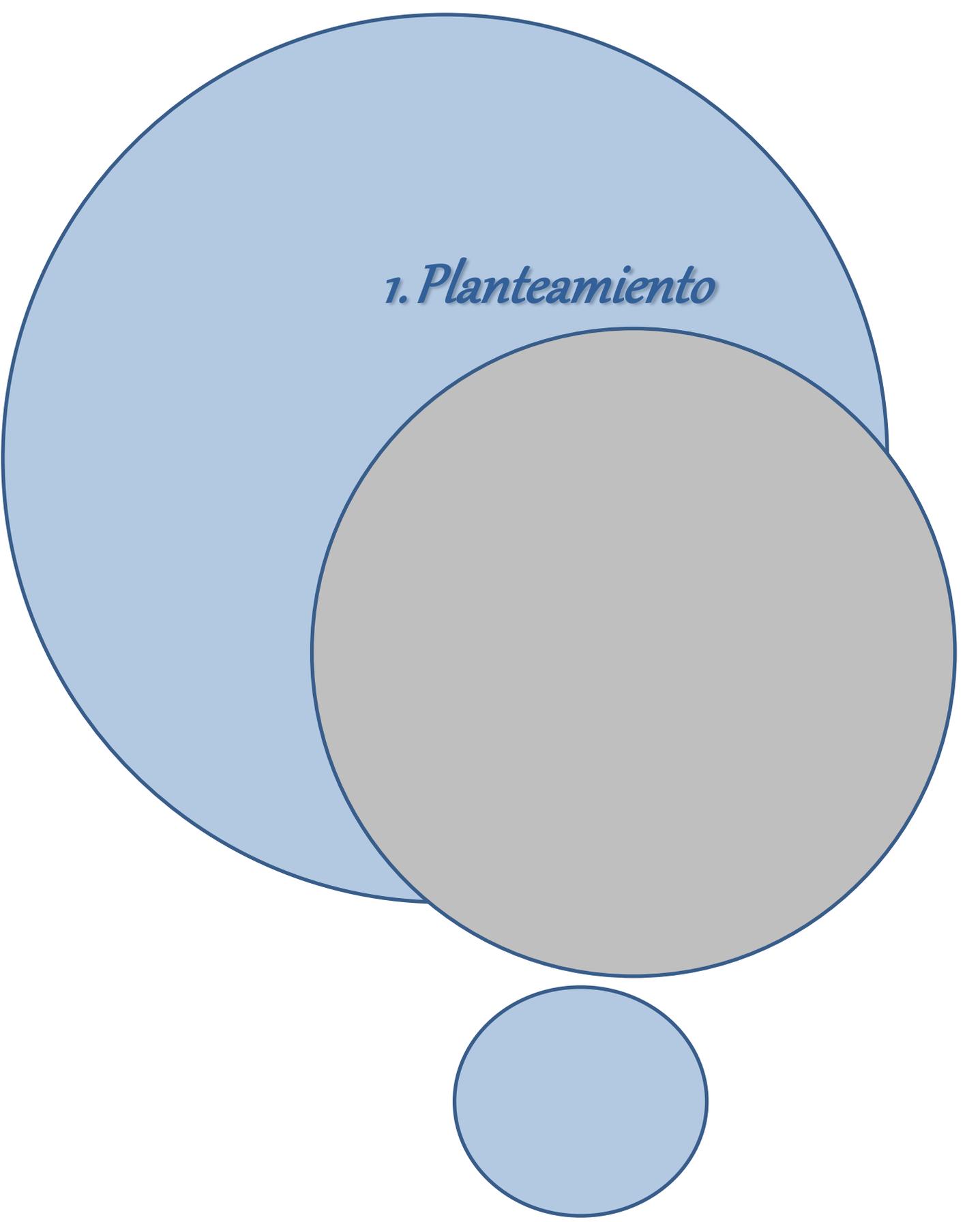
Wet accelerated carbonation is presented as a technically viable alternative to achieve the stabilization of fly ash since the metals move to more stable chemically forms, such as oxides or carbonates reducing the leaching, a necessary condition for a later material valorisation.

The objective of the present doctoral thesis is the performance of a techno-economic viability analysis of the application of a circular economy approach to the management of municipal solid waste incineration fly ash applying wet accelerated carbonation as an alternative treatment to those conventionally used.

The technical feasibility analysis carried out shows a very significant reduction of the metal leaching and the chloride content in the ashes. It has been carried out the equipment sizing integrating the process resulting in an easily scalable installation at the industrial level with market availability of the equipment to perform the scale-up. The manufacture of cement has been selected as the main industrial application for the valorisation of post-carbonation ash.

The economic feasibility analysis includes the calculation of the investment and exploitation costs of the process, resulting in a viable investment project using commercial CO<sub>2</sub> as raw material and allocating the obtained product to the selected industrial application. If there is no valorisation of the carbonated product obtained, the process would not be economically viable, being a critical issue for the overall viability of the project.

Finally, a SWOT analysis has been carried out to determine the risks and opportunities of the implementation of a wet accelerated carbonation project for the management and valorisation of municipal solid waste incineration fly ashes.



*1. Planteamiento*



## CAPÍTULO 1. PLANTEAMIENTO

### 1.1 Antecedentes

Desde la puesta en marcha en 2015 de la planta de valorización energética de residuos sólidos urbanos de Zabalgardi en Vizcaya, la gestión de las cenizas volantes de incineración se ha realizado mediante un proceso de Estabilización-Solidificación (E/S) para ser posteriormente depositadas en vertedero de residuos inertizados, cumpliendo los límites de aceptación de residuos no peligrosos (Decreto 49/2009, de 24 de Febrero, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos (BOPV 18/03/2009)).

Los límites de emisión establecidos para las instalaciones de valorización energética de residuos sólidos urbanos obligan a realizar un tratamiento exhaustivo de los gases de combustión que permita alcanzar los límites de emisión requeridos, generando en el proceso nuevos residuos sólidos que en total suponen alrededor de un cuarto del residuo en masa de entrada: escorias, cenizas volantes y residuos del sistema de tratamiento de gases (Valle-Zermeño et al., 2013; Brännvall et al., 2015; Xiaofei et al., 2016, Li et al., 2019). La gestión de los dos últimos suele realizarse de manera conjunta.

Debido a los procesos de volatilización y posterior condensación, así como los procesos de concentración que tienen lugar durante la combustión, tanto las cenizas volantes, como los residuos procedentes del sistema de tratamiento de gases, contienen metales pesados, sales y otros contaminantes, lo que hace que sean identificados como **residuos peligrosos** (Sun et al., 2016, Quina et al., 2018) en base a la Lista Europea de Residuos.

La estrategia europea establece, mediante la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008 , de residuos y su respectiva trasposición al ordenamiento jurídico español a través de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (BOE 181, 29/07/2011), prioridades en las opciones de gestión de los residuos según la siguiente jerarquía: 1. Prevención, 2. Reutilización, 3. Reciclaje, 4. Otras formas de valorización como la valorización energética y 5. Eliminación en vertedero (Figura 1.1).



Figura 1. 1: Jerarquía de gestión de residuos referenciada a sostenibilidad y valor económico.  
Fuente: Ihobe.

Siguiendo la línea que marca la estrategia europea de gestión de residuos, se han venido realizando estudios destinados a valorizar tanto las escorias como las cenizas volantes. Ya que el contenido en material peligroso es menor en el caso de las escorias, la valorización de este tipo de residuo está más extendida. En la actualidad, algunas de las alternativas de valorización aplicadas a las cenizas de fondo (escorias) son principalmente la fabricación de cementos y hormigones o como sub-base de carreteras. También existen otras alternativas como la fabricación de vidrios y cerámicos, fertilizantes, agentes estabilizantes, adsorbentes o zeolitas.

A pesar de los esfuerzos llevados a cabo para valorizar este tipo de residuos, la vía principal de gestión de las cenizas volantes continúa siendo el depósito en vertedero de residuos no peligrosos, previo tratamiento, tal y como se ha explicado. En todo caso, dada la peligrosidad del residuo, para la posible valorización del mismo, al igual que en el caso del depósito en vertedero, se requiere de tratamientos previos con el objetivo de adecuar las cenizas a dicho fin.

Los tratamientos convencionales se dividen en tratamientos de separación (lavado, lixiviación, electroquímico), tratamientos térmicos (vitrificación, fusión o sinterización) y tratamientos de Estabilización/Solidificación (Zacco et al, 2014).

El proyecto Valinur estudió la posibilidad de valorizar estas cenizas una vez reducida su carga contaminante a través de los tratamientos mencionados, no habiéndose obtenido resultados positivos, puesto que el contenido en metales pesados como Plomo (Pb) y Zinc (Zn) y el contenido en cloruros en las cenizas tratadas mediante tratamientos convencionales seguía estando en límites que no arrojaban garantías medioambientales para su aplicación como materia prima.

Por lo tanto, actualmente la principal vía de gestión de las cenizas volantes es el tratamiento de E/S para su posterior depósito en vertedero (Quina et al., 2014b). Se emplean aglomerantes y aditivos para modificar las características físicas del residuo y/o modificar químicamente el mismo, de manera que los contaminantes se encuentren menos móviles o sean menos tóxicos.

Los dos principales inconvenientes del tratamiento de estabilización con aglomerante son, por un lado, la estabilidad a largo plazo y el coste de los estabilizantes y solidificantes y por otro,

el notable incremento de la masa del residuo y, por lo tanto, de la calidad y coste de depósito en vertedero (Mangialardi, 2003; Wei et al., 2011).

Así mismo el contenido de cloruros presente en las cenizas tratadas mediante E/S supera el límite de 15.000 ppm previsto para la admisión de los residuos inertizados en vertederos de residuos peligrosos. No obstante, el Decreto 49/2009, de 24 de febrero, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos, posibilita al departamento competente en materia de medio ambiente de la Comunidad Autónoma del País Vasco a otorgar una autorización específica para aceptar en un determinado vertedero un residuo que supere hasta 3 veces los valores límite, tal y como es el caso.

También se ha analizado previamente cual sería la mejor técnica para la minimización del contenido en cloruros presente en las cenizas determinándose que la vía más efectiva para reducir los cloruros en el residuo es realizar la transferencia del contaminante de un medio sólido a otro líquido, para lo cual se lleva a cabo un lavado con agua. Aunque de esta manera se demostró que se reduciría la lixiviación de cloruros del residuo inertizado por debajo de los 15.000 ppm, el principal inconveniente es que dicho tratamiento no resuelve el problema de otros contaminantes, como los metales pesados, por lo tanto, el lavado no sustituye al tratamiento de estabilización que sería igualmente necesario. Por otro lado, dada la enorme cantidad de líquido necesaria por tonelada de ceniza para realizar este tratamiento, esta opción no resulta adecuada desde el punto de vista medioambiental, ya que además de la transferencia de los cloruros al líquido de lavado, también serían transferidos otros contaminantes, por lo que el líquido resultante no podría ser vertido directamente necesitando un tratamiento adicional.

## 1.2 Justificación

La **Economía Circular** es un nuevo modelo económico que pretende reintegrar los residuos en la cadena de suministro/consumo con el objeto de minimizar el consumo de recursos y materias primas que son bienes finitos.

Se trata de modificar el modelo de consumo desde una economía lineal (ver Figura 1.2): extraer, transformar, usar y desechar, hacia un sistema que sea medioambientalmente más sostenible, reaprovechando aquellos residuos/productos que puedan ser valorizados o reutilizados.

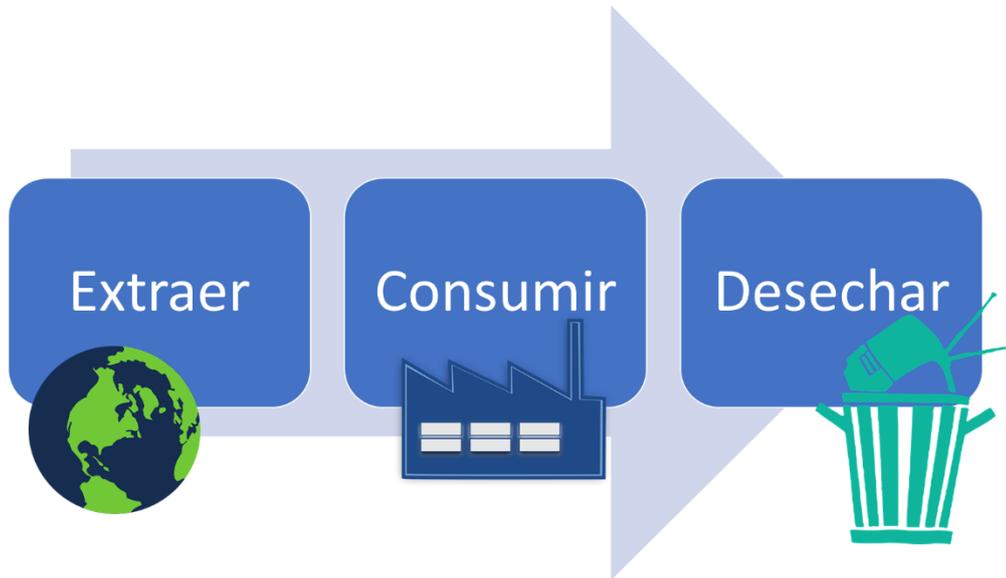


Figura 1. 2: Esquema del modelo de Economía Lineal. Elaboración propia.

Los riesgos asociados al mantenimiento del modelo de extraer-consumir-desechar a medio plazo son varios:

- Agotamiento de los recursos naturales.
- Problemas de suministro de materias primas y de diseño de productos.
- Incremento de precios de venta de bienes de consumo.
- Generación de residuos por encima de los límites sostenibles.

Los dos principios fundamentales en los que se basa la Economía Circular (ver Figura 1.3) según la reconocida Fundación Ellen MacArthur (ideóloga e impulsora de este modelo) son:

- *"Preservar y mejorar el capital natural controlando existencias finitas y equilibrando los flujos de recursos renovables".*
- *"Optimizar el uso de los recursos rotando productos, componentes y materiales con la máxima utilidad en todo momento, tanto en los ciclos técnicos como en los biológicos".*

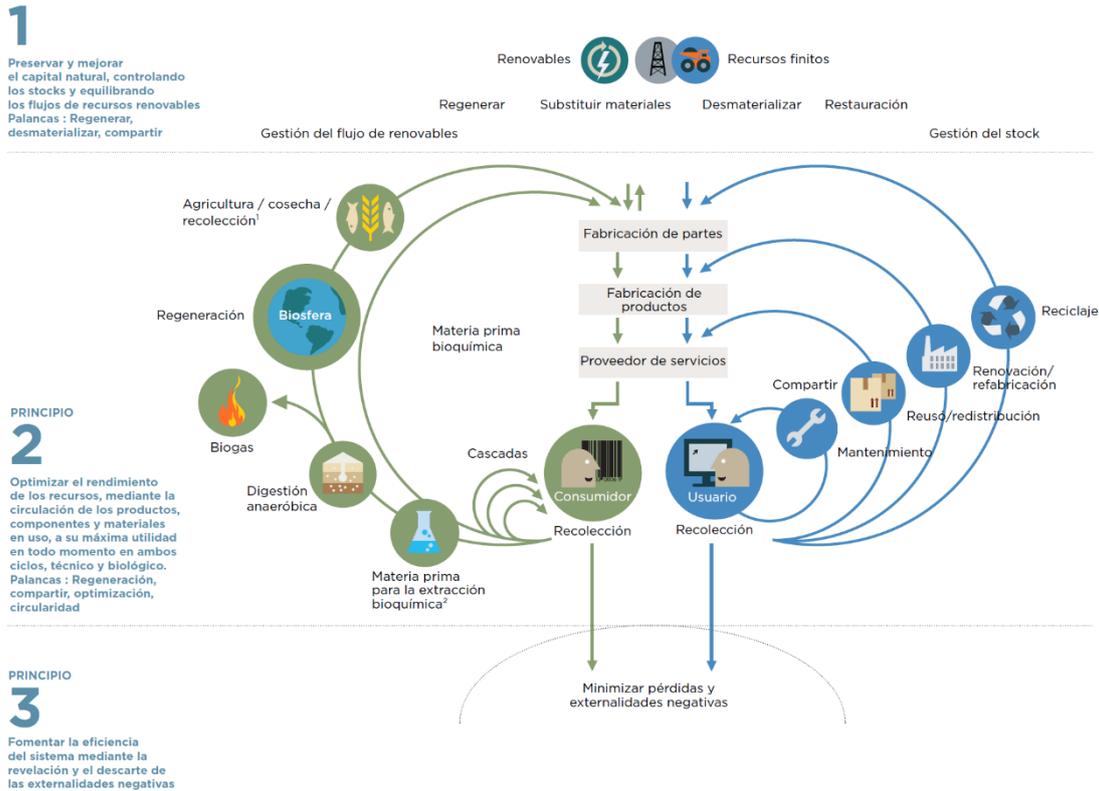


Figura 1. 3: Diagrama de Economía Circular (www.ellenmacarthurfoundation.org).

El paradigma de la economía circular se basa en un cambio de concepción desde el residuo hasta el recurso. El modelo está establecido en base a las siguientes premisas, que persiguen alargar el ciclo de vida de los productos:

- Reducir: la generación de residuos promoviendo el uso eficiente y sostenible de las materias primas primarias y de las fuentes de energía, optimizando los procesos de forma que se reduzca su consumo; fomentando el ecodiseño con el objeto de minimizar la generación de los residuos en los procesos de transformación.
- Reutilizar: volver a emplear los productos en el mismo uso al que fueron diseñados, reduciendo así el impacto en el medioambiente derivado de su generación.
- Reciclar: obtener materias primas a partir de los residuos, introduciéndolos de nuevo en el ciclo productivo.
- Recuperar: emplear el residuo en un proceso distinto para el que fue diseñado, por ejemplo, en la generación de energía (valorización energética).
- Reeducar: fomentar y sensibilizar a las compañías y a la ciudadanía de la importancia de la minimización, reutilización, reciclaje, siendo necesario para este objeto la información transparente y veraz de todos los procesos detallados y de su impacto positivo en el medioambiente y la salud humana.

La Economía Circular es una prioridad en la Unión Europea tal y como lo establece la “Hoja de Ruta hacia una Europa Eficiente en el Uso de Recursos”, enmarcada en la Estrategia Europa 2020 de la Comisión Europea, y que tiene por objetivo a 2020 que *“los residuos se gestionen como recursos. Que el reciclado y la reutilización de los residuos sean opciones económicamente atractivas para los operadores públicos y privados, ya que la recogida selectiva deberá estar muy extendida y se deberán haber desarrollado mercados funcionales para las materias primas secundarias. Que se reciclen más materiales, incluidos los que tengan un impacto significativo sobre el medio ambiente y las materias primas fundamentales. Que la recuperación de energía se limite a los materiales no reciclables, se elimine prácticamente la descarga en vertederos y el reciclado de alta calidad se garantice”*.

Así mismo la Unión Europea publicó en 2015 el paquete sobre Economía Circular (denominado PEC). Este paquete de economía circular está sustentado en dos pilares que son, un plan de acción con 54 medidas concretas y una serie de propuestas legislativas, que se han materializado en cuatro Directivas publicadas en mayo de 2018 y que deberán ser transpuestas a la normativa española, antes del 5 de Julio de 2020:

- Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.
- Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.
- Directiva (UE) 2018/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases.
- Directiva (UE) 2018/849 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifican la Directiva 2000/53/CE relativa a los vehículos al final de su vida útil, la Directiva 2006/66/CE relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores y la Directiva 2012/19/UE sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

Algunas de las medidas planteadas en el plan de acción y que están encaminadas a *Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular* son:

- Definición de normas de calidad para las materias primas secundarias.
- Financiación a través del programa H2020 para proyectos de economía circular, así como a través del BEI y el Centro Europeo de Asesoramiento para la Inversión.
- Transferencia y divulgación de tecnologías de tratamiento, segregación, reciclaje...
- Iniciativa sobre la transformación de residuos en energía.

- Incorporar en los documentos BREF referencias a procesos orientados a la economía circular.
- Medidas específicas para cierto tipo de sectores: plásticos, residuos alimentarios, construcción y demolición, biomasa y biomateriales y materias primas críticas.

El objetivo planteado por la Unión Europea es aumentar el porcentaje de reciclaje de los residuos domésticos que se sitúa actualmente en el 47% hasta el 65% en 2035. Así mismo, se establece como objetivo que menos del 10% de estos residuos tendrán como destino final un vertedero.

Se establecen también objetivos de reciclaje para los envases, que varían en función del material de dicho envase: plástico 55 %, madera 30 %, metales ferrosos 80%, aluminio 60%, vidrio 75%, papel y cartón 85% y de forma general el objetivo de reciclaje para el conjunto de los envases será de al menos el 70% en el año 2035 (Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular. 2015).

**En ningún punto del plan de acción, de las medidas propuestas, o del paquete legislativo ya publicado por la Unión Europea se establecen objetivos cuantificables para la reutilización, reciclaje o valorización de los residuos peligrosos de origen industrial,** prevaleciendo como interés principal la seguridad del tratamiento frente a otros criterios en línea con la economía circular.

Por lo tanto, en la actualidad no existen medidas específicas ni dedicación de recursos por parte de las administraciones que estén encaminadas a apoyar los procesos de innovación necesarios para que las instalaciones de tratamiento de residuos peligrosos rediseñen sus procesos hacia los requisitos planteados en el modelo de economía circular.

Actualmente aún se presentan serias dificultades para poder cerrar por completo el círculo planteado. Circle Economy, que publica anualmente "*The Circularity Gap Report*", recoge que nuestro modelo aún es solo un 9% circular, puesto que, a pesar de las medidas ya adoptadas aún hay varias dificultades a las que se enfrenta el nuevo paradigma (ver Figura 1.4.):

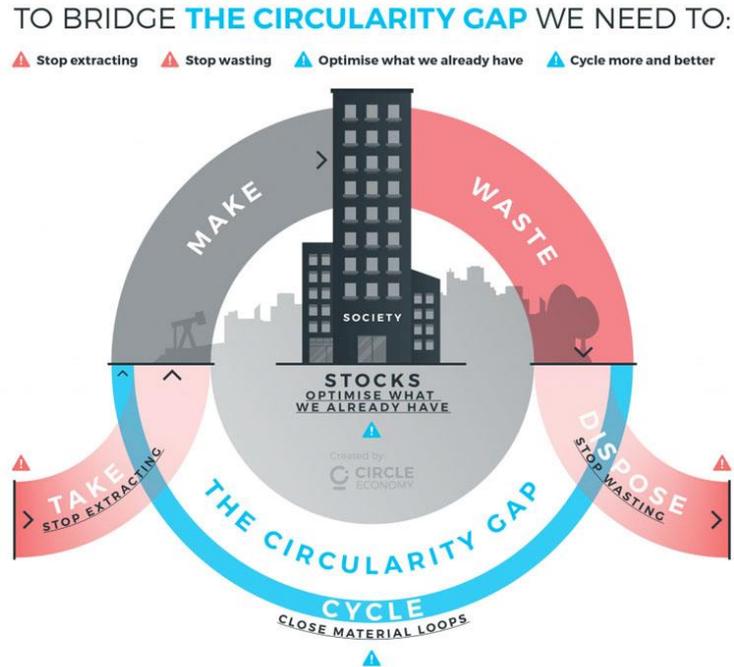


Figura 1. 4: GAP actual del modelo de Economía Circular según Circle Economy.

La presente tesis tiene como objeto determinar si es posible superar el gap actual del modelo de economía circular, analizando la viabilidad de aplicar dicha filosofía en la posible valorización de un residuo **peligroso**, las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, superando el denominado “valle de la muerte” para los procesos de innovación de producto.

El “valle de la muerte” recoge de una manera muy gráfica cuales son los riesgos en los proyectos de I+D+i para, desde una oportunidad tecnológica, llegar a convertirse en una oportunidad de mercado. Este “valle de la muerte” se presenta especialmente complejo para la innovación de producto obtenido a través de una materia prima como es el residuo peligroso empleado en el trabajo de la presente tesis doctoral.

Para los proyectos de I+D+i en el ámbito de la economía circular los riesgos del valle de la muerte se traducen en una serie de condiciones que se deben tener en consideración para garantizar la viabilidad de estos, tal y como muestra la Figura 1.5

### Hipótesis previa

1. Debe existir una *necesidad medioambiental* relevante.
  - ¿Existe una necesidad real de gestionar el residuo de estudio, las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, por vías alternativas a las actuales? ¿se genera un volumen significativo que justifique las nuevas inversiones requeridas?
2. Debe existir *conocimiento técnico* previo.

- ¿Existen alternativas de tratamiento para el residuo diferentes a las convencionales? ¿Existen alternativa de valorización para productos similares postratamiento de algún tipo?

### **Riesgos técnicos de proceso y de producto**

3. Debe demostrarse la viabilidad técnica y medioambiental del proceso y del producto:
  - Proceso: ¿existe un tratamiento adecuado que permita el aprovechamiento del residuo cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos?, ¿son los resultados de laboratorio, escalables a nivel industrial?, ¿el tratamiento del residuo traslada el problema de contaminación de un medio a otro?, ¿el balance del impacto ambiental del tratamiento aplicable da un resultado positivo?
  - Producto: ¿el producto obtenido tiene aplicaciones industriales reconocidas? ¿tiene especificaciones similares a otras materias primas convencionales? ¿genera el producto al final de su vida útil problemas desconocidos?

### **Riesgos económicos de proceso y de producto**

4. La solución puesta en el mercado debe ser novedosa y sostenible económicamente:
  - Proceso: ¿son los costes de inversión para la instalación de tratamiento mediante carbonatación de las cenizas volantes amortizables en plazos razonables desde un punto de vista de negocio? ¿son los costes de operación asumibles en función de los precios de gestión actual del residuo?
  - Producto: ¿se genera un producto de valor añadido? ¿existen políticas claras que fomenten la compra verde? ¿es viable la desclasificación o fin de condición de residuo? ¿existe normativa específica de uso de este tipo de materiales?
5. Debe existir un impulso público que fomente el mercado, gestionando normativa clara de aplicación de calidad materias primas secundarias e impulsando la compra verde.



Figura 1. 5: Gráfico del "valle de la muerte" para la innovación de producto desde la filosofía de economía circular. Elaboración propia. Figura adaptada de Ihobe.

### 1.3 Hipótesis

#### 1.3.1 Relevancia medioambiental de la generación de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos

En este punto de la tesis doctoral se pretende dar respuesta a la condición número 1, que se debe dar para superar los riesgos técnicos y ambientales de los proyectos de economía circular y que consiste en determinar si existe una necesidad medioambiental relevante.

En el apartado antecedentes ya se ha puesto de manifiesto cuales son las dificultades medioambientales derivadas del tratamiento de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos mediante métodos convencionales, como es la solidificación-estabilización.

Como se puede observar en la Tabla 1.1, en función de la cantidad de residuo incinerado en las diez plantas existentes en España según los datos recogidos por Ecologistas en acción en 2016 y ,considerando que la generación de cenizas volantes por tonelada incinerada es de un 3-5% en peso (Shi et al., 2009; Nam et al.; 2012; Quina et al., 2014c; Deng et al., 2016; Joseph et al., 2018), anualmente en España se producen alrededor de 65.350 tn/año de cenizas volantes de incineración de RSUs, de las cuales aproximadamente unas 8.000 tn/año son generadas en el País Vasco (planta incineradora de Zabalgardi).

Tabla 1. 1: “La situación de las basuras en España”. Fuente: Área de residuos de Ecologistas en Acción, Greenpeace 2006.

CC AA	Provincia / Municipio	Titular	Capacidad unitaria en t/h	Cantidad de residuos incinerados (t)	Cenizas volantes
Baleares	Palma de Mallorca	Tirme SA	18,8	298.485	10.746
Canarias	Tenerife	Vamex Servicios SL	2	10.051	362
Cataluña	Girona	Ayto Girona	3	28.905	1.041
Cataluña	Tarragona	SIRUSA	9,6	146.527	5.275
Cataluña	Barcelona – S.Adriá	Ayto. Barcelona	11,7	360.192	12.967
Cataluña	Barcelona - Mataró	Consorcio Maresme	11	161.299	5.807
Galicia	Coruña - Cerceda	SOGAMA	46,8	245.353	8.833
Madrid	Madrid	TIRMADRID	9,2	296.525	10.675
Melilla	Melilla	REMESA	4,5	39.737	1.431
<b>País</b>	<b>Bilbao</b>	<b>Zabalgardi</b>	<b>30</b>	<b>228.000</b>	<b>8.208</b>
<b>Total</b>			<b>147,4</b>	<b>1.815.074,00</b>	<b>65.342,70</b>

Según Valle-Zermeaño et al., 2014, en el año 2011 en España se incineraron 1,1 millones de toneladas de RSUs lo que, considerando el 5% en peso, significaría una generación de 55 mil toneladas de cenizas volantes.

Además de la situación de la generación de cenizas en España, producidas en las 10 plantas de valorización de residuos sólidos urbanos, hay que considerar que, en el resto de Europa, existen en la actualidad (finales de 2018), según los datos de la CEWEP (Confederación de European Waste-to-Energy Plants) cerca de 500 plantas de incineración de RSUs, que incineraron en conjunto cerca de 91 millones de toneladas de residuos urbanos (ver Figura 1.6).

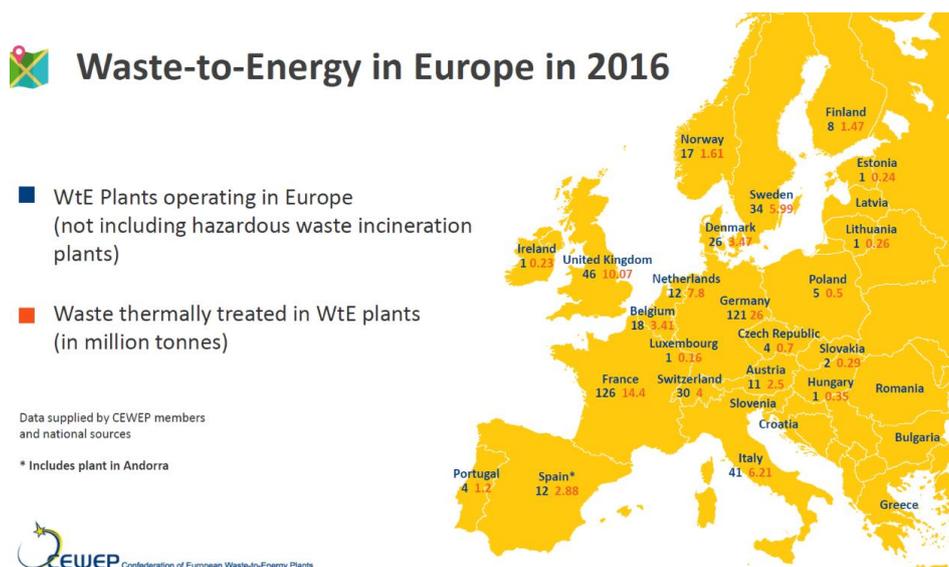


Figura 1. 6: Mapa de la situación de plantas de incineración de RSUs en Europa. Número de plantas en 2018, número de toneladas incineradas en 2016. Fuente CEWEP.

Considerando la ratio de tonelada de cenizas volantes que se genera por cada tonelada de basura incinerada que como se ha reflejado con anterioridad está cifrado en un 3-4% en peso (Wang L. et al. 2010), nos indica que en 2016 se generaron en la Unión Europea entre **2,8 y 3,9 millones de toneladas de cenizas volantes.**

Por ende, tal y como se refleja en la Tabla 1.2, la situación de eliminación de los residuos en muchos estados miembros sigue estando muy alejada del 10% máximo que establece el PEC, por lo que se prevé que se produzca un incremento importante del número de instalaciones de incineración, que redunde en un incremento sustancial de las cenizas generadas en los próximos años.

Tabla 1. 2: Reparto de porcentajes según tratamiento de los residuos sólidos urbanos en los Estados Miembros en 2016. Fuente Eurostat, EPRS, Comisión Europea.

<b>Año 2016</b>	<b>Reciclaje y compostaje</b>	<b>Eliminación en Vertedero</b>	<b>Otros métodos de eliminación como la incineración</b>
UE28	44	28	27
Dinamarca	48	1	51
Malta	8	92	0
Chipre	19	81	0
Alemania	66	1	33
Luxemburgo	48	17	35
Irlanda	42	22	36
Austria	59	3	38
Países Bajos	53	1	46
Francia	42	22	36
Finlandia	42	3	55
Grecia	17	82	1
Italia	51	28	21
Reino Unido	45	28	27
Portugal	30	49	21
Eslovenia	58	24	18
Lituania	50	31	19
<b>España</b>	<b>30</b>	<b>57</b>	<b>13</b>
Suecia	49	1	50
Belgica	54	1	45
Letonia	28	72	0
Bulgaria	32	64	4
Croacia	21	78	1
Hungría	35	51	14
Estonia	32	12	56
Eslovaquia	23	66	11
Chequia	34	50	16
Polonia	44	37	19
Rumania	15	80	5

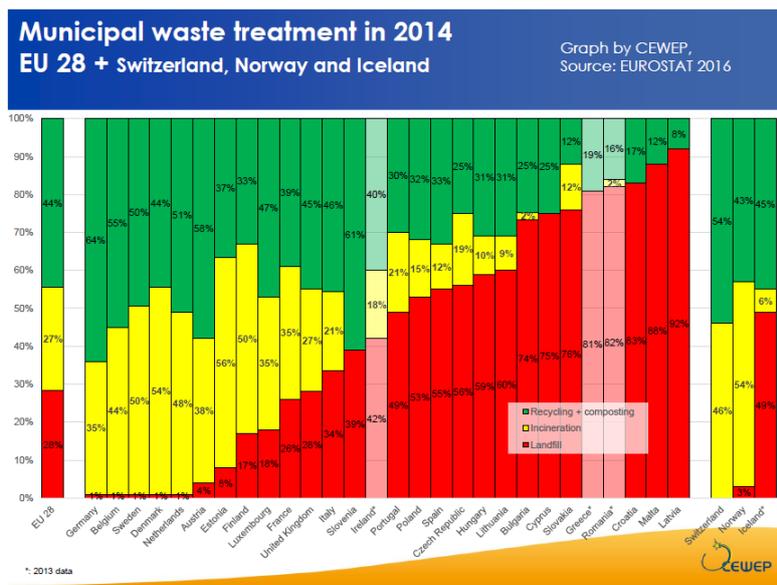


Figura 1. 7: Reparto de porcentajes según tratamiento de los residuos sólidos urbanos en los Estados Miembros en 2014. Fuente CEWEP.

Como dato adicional, en China, donde se generan entre 171 y 200 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (Deng et al., 2016), lo que representaría un 29% de toda la generación mundial (Shi et al., 2009), se incineraron en el año 2013 un 26,9% de los RSUs producidos. Estas cifras nos indicarían que en China se están generando más de 2 millones de toneladas de cenizas volantes en las plantas de incineración de RSUs.

**Condición 1: La gestión actual de las cenizas volantes mediante tratamientos convencionales, presenta varias desventajas medioambientales: no permite la valorización del residuo tratado, no soluciona la problemática de los cloruros, consume grandes cantidades de materias primas y genera un volumen muy significativo de material a eliminar en vertedero.**

**Las cantidades anuales de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos generadas en Europa, más aquellas que se generarán a futuro en plantas ya proyectadas como por ejemplo la Incineradora de RSUs de Guipúzcoa, respondiendo a los nuevos objetivos planteados por la Unión Europea, justifican sobradamente el esfuerzo en la búsqueda de soluciones de gestión de las mismas que vayan más allá de los tratamientos actuales que están enfocados a una posterior deposición.**

### 1.3.2 Conocimiento técnico previo

En este apartado de la presente tesis doctoral, se pretende despejar el condicionante número 2 que indica que debe existir cierto conocimiento técnico previo, que indique que es viable el planteamiento de un proyecto de innovación.

Se plantea el análisis tanto de la aplicación del proceso de carbonatación acelerada para la gestión de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos u otros flujos similares

(residuos de sistemas de depuración de gases, cenizas volantes de otros procesos térmicos), como las alternativas de valorización material de residuos procedentes de tratamientos por incineración, como las escorias de fondo o las propias cenizas.

### 1.3.2.1 Conocimiento sobre el proceso: la carbonatación

#### 1.3.2.1.1 Fundamento

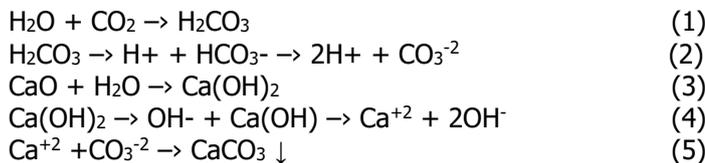
El fundamento principal del tratamiento de carbonatación de las cenizas volantes de incineración de RSUs consiste en introducir el residuo en agua e inyectar CO<sub>2</sub>. De esta manera se producen tres procesos simultáneos.

- Por un lado, un lavado, en el que se eliminan las sales solubles, principalmente cloruros y sulfatos.
- Por otro lado, la carbonatación produce un fenómeno de estabilización de las cenizas, ya que los metales pasan a formas químicamente más estables, como óxidos o carbonatos, reduciéndose considerablemente la lixiviación de los mismos.
- Por último, se lleva a cabo una captura de CO<sub>2</sub> por parte de las cenizas, que actúan como sumidero (se plantea el aprovechamiento del CO<sub>2</sub> generado por calderas de combustión de gas natural empleadas en las propias plantas de tratamiento de residuos). De esta forma también se contribuye a la reducción de las emisiones de este gas de efecto invernadero a nivel local (Zingaretti et al. 2014; Baciochi et al., 2015).

La carbonatación acelerada es una tecnología adecuada para el tratamiento y la gestión de residuos alcalinos ya que mejora sus propiedades químicas y permite valorizarlos para nuevos usos industriales.

La carbonatación acelerada implica la disminución del pH del lixiviado desde un pH altamente alcalino (12-13) hasta moderadamente alcalino (7-9) y el cambio de la solubilidad de los metales debido a la precipitación de carbonatos y de hidróxidos.

El esquema de reacciones que tiene lugar es el siguiente:



El agua reacciona con el CO<sub>2</sub> produciendo ácido carbónico de acuerdo con la reacción (1), dicho ácido carbónico se disocia para dar protones y el ion carbonato (2). El óxido de calcio por su parte reacciona con el agua dando lugar al hidróxido correspondiente tal y como describe la reacción (3) que se disocia en iones calcio y OH<sup>-</sup> (4). Por último, el carbonato y el calcio se unen para formar carbonato de calcio precipitado de acuerdo con la reacción (5) (Mayoral et al., 2013).

Las potenciales ventajas de este tratamiento son varias, tanto a nivel medioambiental como a nivel económico:

- La eliminación del uso de las materias primas naturales empleadas como aglomerantes en el actual proceso de solidificación estabilización. Ahorro económico por reducción de costes de consumo de materias primas para el tratamiento del residuo.
- Aprovechamiento de residuos como materias primas para otros procesos de fabricación (valorización de las cenizas carbonatadas). Por lo tanto, reducción de consumos de recursos naturales asociados a otros procesos productivos = Posibilidad de ingresos económicos por la venta del producto obtenido.
- Reducción o supresión del envío del residuo tratado a vertedero = Ahorro económico por supresión o reducción del coste de vertedero del residuo tratado.
- Reducción de la emisión de gases de efecto invernadero (sumidero CO<sub>2</sub>).

#### 1.3.2.1.2 Estado del arte

En los últimos años se ha observado un aumento significativo en bibliografía de trabajos relativos a la carbonatación acelerada de residuos sólidos urbanos de incineración como alternativa a los procesos convencionales de E/S. La Tabla 1.3 muestra un resumen de los principales trabajos de carbonatación recogidos en la bibliografía.

Existe una gran diversidad de sistemas experimentales empleados en carbonatación. Algunos autores proponen el empleo de un reactor de lecho fluidizado con flujo continuo de gas ascendente (Todorovic y Ecke, 2006 y Sicong et al., 2011). Otro de los sistemas experimentales más utilizados son los reactores autoclave de acero inoxidable o titanio (Li et al., 2007; Baciocchi et al., 2009; Montes-Hernandez et al., 2009; Nyambura et al., 2011; Ukwattage et al., 2013; Ukwattage et al., 2014). Así mismo, se propone el empleo de un reactor de vidrio (Wang et al., 2010) o realizar la carbonatación en un recipiente abierto (Cappai et al., 2010).

La mayor parte de experimentos referenciados se han realizado sobre muestras humidificadas, a presiones moderadas (1 a 10 bar) y temperaturas entre 20 y 80°C. El contacto entre fases se produce o de modo continuo, como por ejemplo en los reactores de flujo ascendente (Todorovic y Ecke, 2006; Sicong et al., 2011), o discontinuo, ya sea sin agitación (Wang et al. 2010), con agitación mecánica externa (Jianguo et al., 2009; Montes-Hernandez et al., 2009; Ukwattage et al. 2014), o utilizando el propio burbujeo de CO<sub>2</sub> como agitación (De Boom et al. 2014).

Existen referencias de ensayos a diferentes relaciones líquido-sólido (L/S) comprendidas entre 0,2 (Jiang et al., 2009; Baciocchi et al., 2009; Sicong et al., 2011; Wang et al., 2010; Ukwattage et al., 2013) y 10 (Montes-Hernandez et al., 2009) oscilando la duración de los

experimentos entre unos pocos minutos (Jiang et al., 2009; Nyambura et al., 2011) y varios días (Todorovic and Ecke, 2006; Li et al., 2007).

Tabla 1. 3: Principales estudios de aplicación de carbonatación acelerada para el tratamiento de cenizas volantes y/o residuos de sistemas de tratamiento de gases.

Tipo material	Reactor	Composición sólido	Fases G/L	Condiciones de operación	Eficiencia	Referencia
Cenizas fondo Residuos sistema tratamiento gases (APC) Cenizas volantes	50-l bolsa de gas	-	100% vol. CO <sub>2</sub> (P atmosférica) agua DI	T=20-60°C; t=25-49 d	-	Todorovic y Ecke, 2006
Cenizas volantes incineración residuos municipales (MSWI)	Cámara de acero inoxidable	CaO: 36,3%	100% vol. CO <sub>2</sub> (3 bar) agua DI	T=8-42°C; t=3d	Ganancia CO <sub>2</sub> : 7-10% (fase sólida)	Li et al., 2007
Cenizas volantes de combustión de carbón	Reactor agitado (2L)	Lima: 4,1%; mulita: 20,8% (d=40 µm)	100% vol. CO <sub>2</sub> (P atmosférica) agua alta pureza (1L)	T=30°C; t=18h; L/S:10(w/w); 450 rpm (agitación)	Grado carbonatación: 82%; 26 g CO <sub>2</sub> /Kg ceniza	Montes-Hernandez et al., 2009
Residuos sistema tratamiento gases (APC)	Reactor de acero (150 mL)	CaO: 35%; Mg:0,0084%	100% vol. CO <sub>2</sub> (3 bar) agua DI	T=30°C; t=3h; L/S=0,2 (w/w)	Grado carbonatación: 67% 250 g CO <sub>2</sub> /Kg APC	Baciocchi et al., 2009
Cenizas volantes incineración residuos municipales (MSWI)	Reactor de flujo continuo	Ca: 26,6%; O: 33,39%; Mg: 1,89%; Si: 1,44%; Pb: 0,28%	12-100% vol. CO <sub>2</sub> - 20% agua DI	T ambiente ; L/S: 0,2; t=8-90 min	16,3 g CO <sub>2</sub> /100 g ceniza 0% agua 21,4% CO <sub>2</sub> /100 g ceniza 20% agua	Jiang et al., 2009
Cenizas volantes incineración residuos municipales (MSWI)	Cilindro vidrio (1000 mL)	CaO: 53,02%; Na <sub>2</sub> O: 5,71%; K <sub>2</sub> O: 5,46%	100% vol. CO <sub>2</sub> (2 bar) agua	T ambiente; t=240 h; L/S=0,25 (w/w)	Ganancia en peso: 12%	Wang et al., 2010
Cenizas volantes de combustión de carbón	Reactor autoclave (600 mL)	CaO: 9,3% (d=20-150 µm)	100% vol. CO <sub>2</sub> (4 bar) Disolución de salmuera	T=30°C; t=1 h; S/L=0,5 (g/mL)	Grado carbonatación: 86,4% 71,8 g CO <sub>2</sub> /Kg ceniza	Nyambura et al., 2011
Cenizas volantes incineración residuos municipales (MSWI)	Reactor de flujo continuo	Ca: 25,8%; Cl: 27,3%; O: 24,5%	12-100% vol. CO <sub>2</sub> - 20% agua DI	T ambiente ; L/S: 0,2	-	Sicong et al., 2011
Cenizas volantes incineración residuos municipales (MSWI) Residuos sistema tratamiento gases (APC)	Recipiente abierto	Ca: 308,1 ppm; Mg: 0,029 ppm	100% vol. CO <sub>2</sub> (1 atm) agua DI	T <sup>a</sup> =20°C; t=3h; L/S=2,5 mL/g	200 g CO <sub>2</sub> /Kg APC	Cappai et al., 2012
Cenizas volantes de combustión de carbón	Recipiente presurizado (2L)	Ca: 39,8%; Fe: 34,3%; Si: 8,7%; Mg: 7,3%; S: 7,2%; Al: 2,7%	100% vol. CO <sub>2</sub> (2Mpa-6Mpa) agua DI (1,5L)	T <sup>a</sup> =40 °C; S/L: 0,2	7,66 kg CO <sub>2</sub> /ton ceniza	Ukwattage et al., 2013
Cenizas volantes de combustión de carbón	Reactor autoclave (1,25L)	CaO: 12,5-24,8%; MgO: 5,5-13%	100% vol. CO <sub>2</sub> (3Mpa) agua DI	T <sup>a</sup> =20-80°C; L/S: 0,1-0,5-1; t=10h; 60 rpm (agitación)	27,05 kg CO <sub>2</sub> /ton ceniza	Ukwattage et al., 2014

**Condición 2.a: La carbonatación acelerada se presenta como una alternativa técnicamente viable para lograr la estabilización de las cenizas volantes ya que los metales pasan a formas químicamente más estables, como óxidos o carbonatos, reduciéndose considerablemente la lixiviación** (Pan et al., 2012; Sanna et al., 2014), **siendo este requisito, la reducción de la lixiviación, condición necesaria para el planteamiento de una posterior valorización material.** Adicionalmente, el CO<sub>2</sub> es capturado por parte de las cenizas que actúan como sumidero, lo que contribuye a la reducción de las emisiones de este gas de efecto invernadero a escala local (De Boom et al., 2014).

Una de las principales ventajas del empleo de esta técnica es la minimización del vertido, disminuyendo por tanto el coste de gestión del residuo y su impacto ambiental. Además, la carbonatación facilita una posterior valorización de la ceniza, ya que disminuye su peligrosidad pudiendo alcanzarse un comportamiento inerte que facilitaría su valorización de los mismos (Jianguo et al., 2009).

### **1.3.2.2 Conocimiento sobre el producto**

Con base en las referencias existentes relativas a la valorización, principalmente de cenizas de fondo de incineración de residuos sólidos urbanos y a otras cenizas volantes no peligrosas de procesos térmicos, se van a analizar en detalle, como alternativas de valorización para las cenizas carbonatadas, las siguientes aplicaciones:

Materiales de construcción:

- Fabricación de cemento, hormigón y mortero: sustituto del cemento, sustituto del árido, producción de clinker de cemento, fabricación de ecocemento.
- Relleno asfáltico: aditivo del pavimento.
- Agente estabilizante: material de cubrición en vertederos, material de relleno en minas de sal y terraplenes.
- Bases y sub-bases de carreteras.
- Diques.
- Materiales cerámicos y vidrios: bloques y baldosas, productos cerámicos, azulejos y baldosas, material de vidrio, producción de ladrillos y tejas, producción de materiales cerámicos y vidrios, ladrillos para pavimento, síntesis de anortita, gres.

Materia prima en la industria como adsorbente:

- Adsorbente para la eliminación de mercurio de los gases de incineración de RSU, eliminación de Pb, Zn y Cd de efluentes procedentes de industrias de baterías y fertilizantes, tratamiento de lodos residuales, eliminación de As(v), Cu y Hg de disoluciones acuosas, adsorbente de radionucleidos de <sup>137</sup>Cd y <sup>90</sup>Sr, tratamiento de efluentes con fosfatos y fluoruros, adsorción de compuestos fenólicos,

estabilización de lodos de la industria galvánica, acondicionamiento de lodos oleosos (con alto contenido en aceites) del tratamiento de aguas residuales, tratamiento de tierras contaminadas.

Agricultura:

- Remediación de suelos contaminados con metales.
- Mezclas cenizas con estiércol de vaca, estiércol de granja, lodos de depuradora, barro, compostaje orgánico, residuos de cosecha, etc.
- Sustrato en la producción de plantas ornamentales.
- Insecticida.
- Fertilizante.
- Enmendante del suelo: Agente neutralizante de suelos ácidos.

Síntesis de zeolitas y geopolímeros:

- Síntesis de zeolitas: síntesis de zeolitas artificiales, síntesis de zeolitas para eliminación de metales pesados de aguas residuales.
- Síntesis de polímeros: síntesis de geopolímeros y producción de polímeros.
- Fabricación de adsorbentes carbonosos, etc.
- Catalizador heterogéneo.

**Condición 2.b: Existe conocimiento previo, detallado en diversas publicaciones, que identifica opciones de valorización material para residuos de características similares a las cenizas volantes a los que previamente se les han aplicado otros procesos de tratamiento diferentes a la carbonatación.**

### **1.3.3 Enfoque economía circular aplicado a las cenizas volantes**

Considerando superadas como hipótesis las dos primeras condiciones relativas a la necesidad relevante de una búsqueda de solución para este flujo de residuo derivado de alto impacto medioambiental (característica de peligrosidad y altos volúmenes de generación) y a la existencia de cierto conocimiento técnico previo en procesos alternativos de tratamiento, así como de valorización material, se plantea para las cenizas volantes un modelo basado en la economía circular, que mediante un proceso alternativo al actual permita la valorización del producto resultante como materia prima para otro/s proceso/s productivos.

En este caso, además, se propone una segunda vuelta al círculo de la economía no lineal, puesto que el primer círculo se ha completado al convertir el residuo doméstico en una fuente de energía, y el segundo círculo se completaría al poder valorizar un residuo generado en la propia valorización del residuo primario.

¿Hasta dónde es factible seguir haciendo loops en la economía, desde un punto de vista técnico, económico y medioambientalmente sostenible? Esta es la pregunta clave que se prevé despejar a lo largo de la presente tesis doctoral, para el caso concreto de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.

La representación del doble loop en el modelo de economía circular aplicado a la valorización de cenizas volantes se refleja en la Figura 1.8.

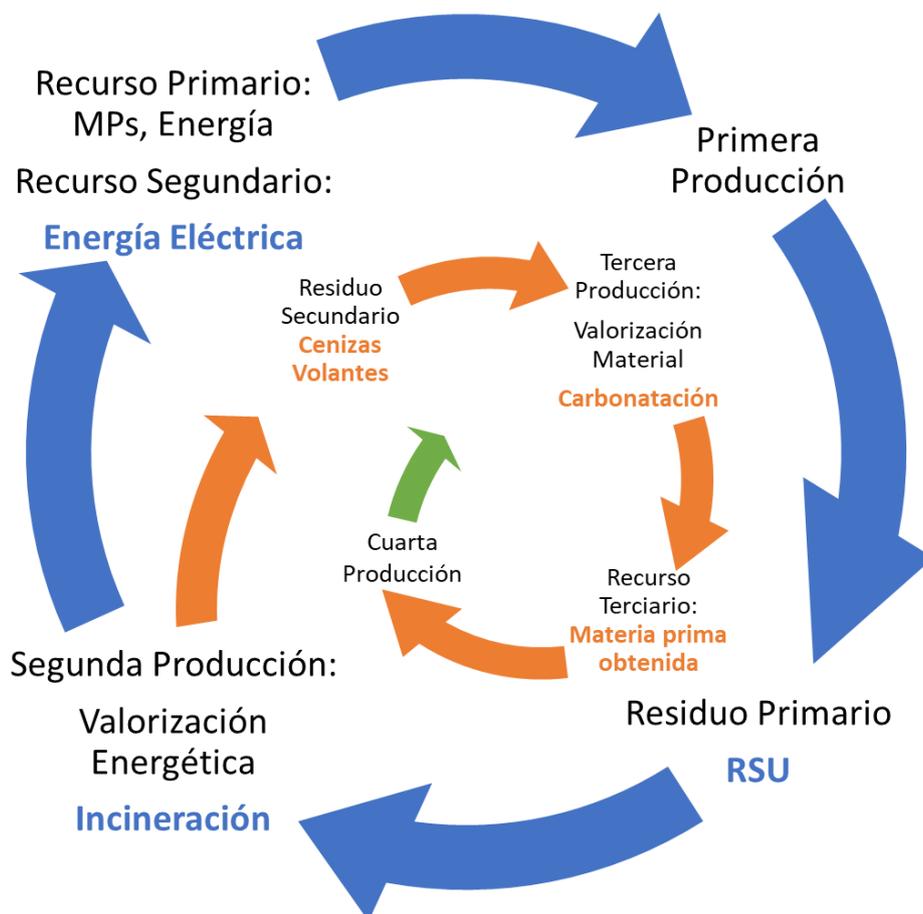


Figura 1. 8: Representación del “doble ciclo” de la economía circular aplicado a la valorización de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos mediante la carbonatación acelerada.

Elaboración propia.

#### 1.4 Objetivo y estructura de la tesis

El presente trabajo de tesis doctoral tiene como finalidad analizar la viabilidad técnica y económica de aplicar un planteamiento de economía circular para la gestión de las cenizas volantes procedentes de la valorización energética de los residuos municipales, mediante la aplicación de un tratamiento alternativo a los usos convencionalmente: la carbonatación acelerada.

En base a los principios planteados por la economía circular, que persigue el reaprovechamiento de residuos con el objeto de minimizar el consumo de recursos naturales, se plantea como hipótesis la posibilidad de obtener y poner en el mercado un producto generado a

partir del tratamiento mediante carbonatación del residuo peligroso cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, cumpliendo con los requerimientos exigidos para ser utilizado en diferentes aplicaciones industriales.

Durante la presente tesis doctoral se hará un análisis de la viabilidad técnica desde un punto de vista de proceso (aplicación de la técnica de carbonatación para el tratamiento del residuo) y de producto (alternativas de valorización material del residuo) y de la viabilidad económica del proceso (costes de inversión y operación) y del producto (normativa de aplicación, coste de oportunidad).

Considerando el objetivo planteado, la estructura de la tesis, está desarrollada en 3 capítulos:

- Capítulo 1: Planteamiento.

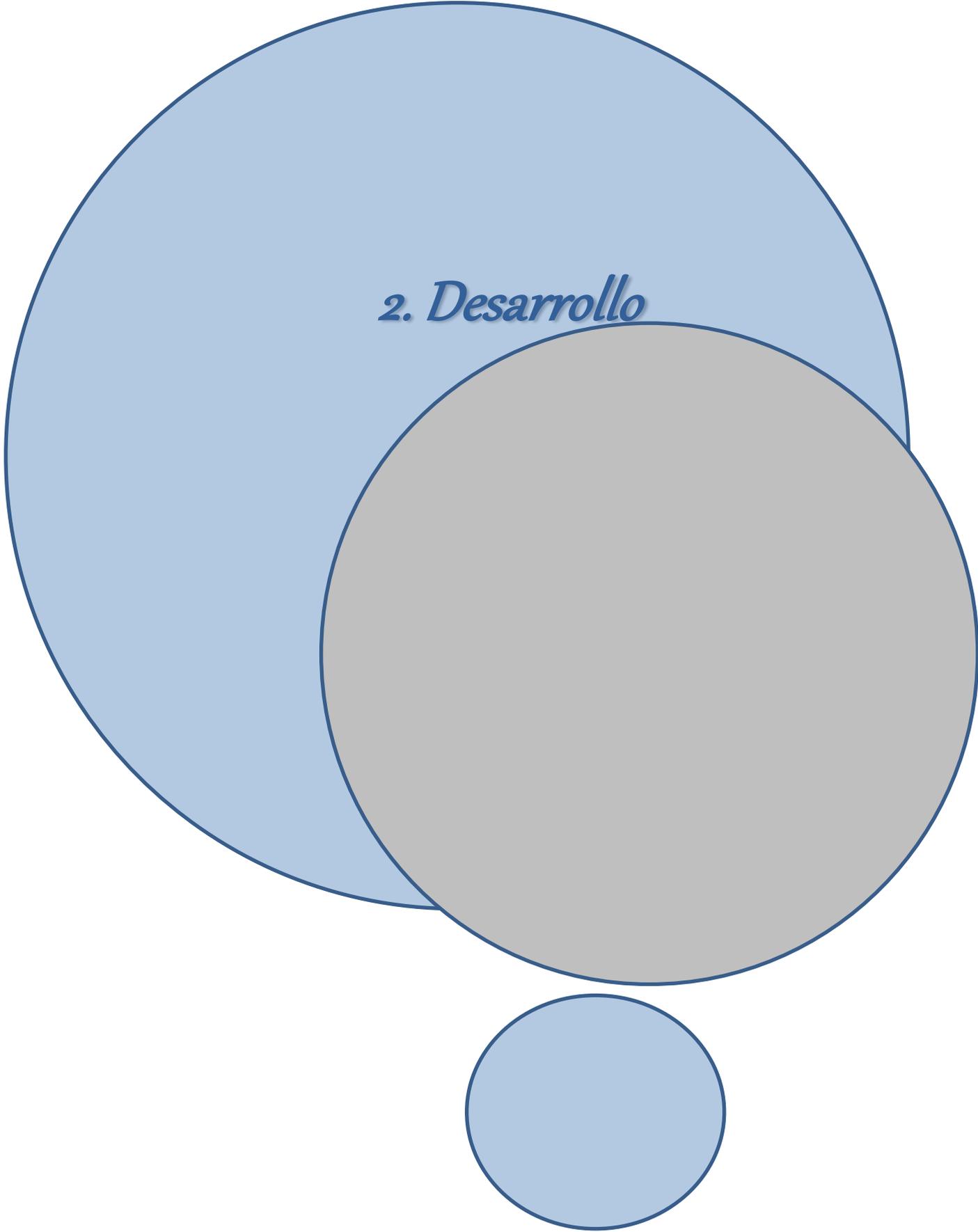
En este capítulo se enmarcan los antecedentes y la justificación del trabajo, así como la hipótesis de partida que analiza tanto la relevancia medioambiental asociada a la generación de las cenizas volantes, como el conocimiento técnico previo, sobre el cual se soporta el desarrollo posterior de la tesis doctoral. Así mismo, se identifica el carácter innovador del trabajo, ya que se trata de analizar la viabilidad técnica y de negocio de realizar un segundo loop al modelo de economía circular para el caso concreto de un residuo con características de peligrosidad.

- Capítulo 2: Desarrollo.

En este capítulo se analiza tanto la viabilidad técnica como económica del proceso de carbonatación y del producto obtenido. Para lo cual se hace una caracterización del residuo, se realizan varios ensayos experimentales de carbonatación acelerada, se analiza el producto resultante, se calcula el balance de flujos de material del proceso, se dimensionan los equipos para realizar los cálculos de diseño el proceso a escala industrial para poder valorar el coste de inversión de la instalación resultante, se estiman así mismo los costes de operación y se calculan las ratios de viabilidad de la inversión. Así mismo se analizan las oportunidades de valorización del producto carbonatado.

- Capítulo 3: Conclusiones.

Finalmente, en las conclusiones se determina, si ha sido posible superar el valle de la muerte para la innovación en producto obtenida a partir de un residuo peligroso previamente tratado mediante una metodología alternativa a la actual, la carbonatación acelerada en vía húmeda.



*2. Desarrollo*



## **CAPITULO 2. DESARROLLO**

### **2.1 Análisis de la viabilidad técnica del proceso**

#### **2.1.1 Generación, identificación y caracterización del residuo**

##### **2.1.1.1 Generación**

Las cenizas volantes y los residuos secos de los sistemas de control de la contaminación del aire generados en la combustión de residuos municipales que se van a emplear para desarrollar esta tesis proceden de la planta de valorización energética de residuos municipales de Zabalgardi, localizada en la Comunidad Autónoma del País Vasco. En lo que respecta a los residuos municipales, los tratamientos disponibles tienen como objetivo recuperar materiales o energía del residuo, así como reducir su cantidad o sus posibles impactos para ser depositados en vertedero. En este marco, tanto los pre-tratamientos biológicos/mecánicos como la valorización energética representan opciones adecuadas para conseguir los objetivos mencionados.

Los objetivos perseguidos con la valorización energética de residuos son principalmente:

- Reducir la cantidad de materiales a gestionar.
- Aprovechar la energía contenida en los mismos.

El método más común para el tratamiento de los residuos municipales es la tecnología de combustión en masa mediante un horno de tipo parrilla (Sabbas et al., 2003). Además, también existen otros procesos térmicos como la pirólisis, la gasificación o la tecnología de plasma (Bref Waste Incineration, 2006; Margallo et al., 2012).

La planta de Zabalgardi comienza a operar en 2005, y engloba un proceso desarrollado por la empresa de ingeniería, construcción e integración de sistemas SENER, en el que se adapta la tecnología de las plantas de ciclo combinado de gas a las modernas plantas de valorización energética de residuos. La actividad de dicha planta se encuentra incluida en la categoría 5.2 denominada "Instalación para la incineración de los residuos municipales, de una capacidad de más de 3 toneladas por hora", y por tanto sujeta a la Directiva 2000/76/CE sobre incineración de residuos y a las regulaciones específicas que la desarrollan.

La planta de valorización energética, con una capacidad de tratamiento nominal de 30 t/h, recibe los residuos municipales de unos cien municipios de Vizcaya, así como las fracciones de rechazo de varias empresas de separación y reciclado de residuos. En la actualidad presta servicio a unas 700.000 personas, valorizando unas 225.000 toneladas de residuos al año ([www.zabalgardi.com](http://www.zabalgardi.com)).

El proceso completo de tratamiento de los residuos, presentado en la Figura 2.1, está dividido en las siguientes etapas:

- Recepción y almacenamiento
- Pretratamiento

- Combustión
- Depuración de gases
- Generación de energía
- Residuos producidos

Recepción y almacenamiento: Alrededor de un centenar de camiones entran diariamente en la planta transportando entre 700-720 t de residuos urbanos. Como medida preventiva se realiza un control de materiales radiactivos mediante un arco detector instalado en la entrada de la báscula de pesaje de camiones. Si el camión es admitido, se dirige a un edificio amplio y cerrado al exterior, denominado nave de descarga. A través de una decena de bocas, los camiones depositan la basura en un foso que tiene una capacidad de almacenamiento de unas 11.000 t. Dicho foso está construido en depresión para evitar la salida de olores y polvo al exterior de la planta, así como impermeabilizado con hormigón y varias capas de materiales aislantes con la finalidad de evitar filtraciones a la tierra y aguas subterráneas.

Pretratamiento de los residuos: Previamente a su valorización los residuos son mezclados por un operario mediante una grúa de tipo pulpo con el objetivo de homogeneizar la mezcla de residuos y así introducir en el horno un combustible con características lo más estables posible. El poder calorífico medio de este tipo de residuos es de unos 8.500 kJ/kg (2.000 kcal/kg aprox.)

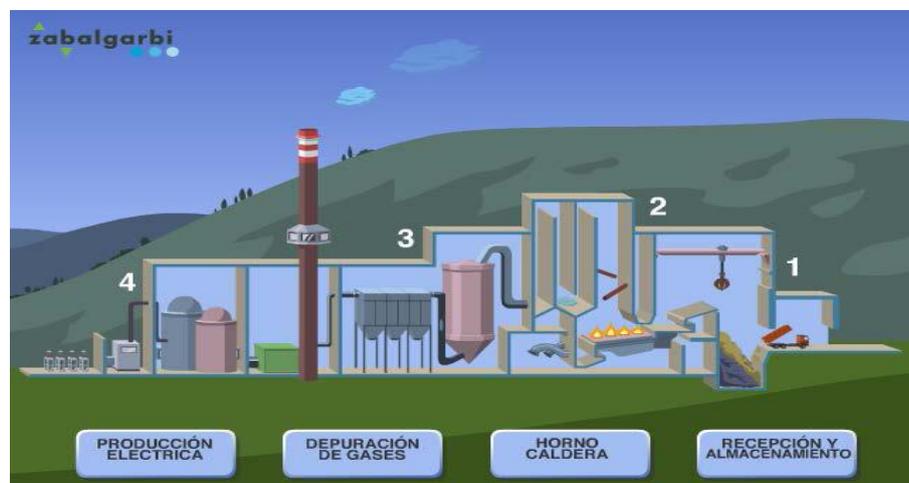


Figura 2. 1: Esquema del proceso de la planta de valorización energética de residuos municipales de Zabalgarbi ([www.zabalgarbi.com](http://www.zabalgarbi.com)).

Combustión: Un operario se encarga de transportar los residuos desde el foso hasta una tolva, desde la cual caen por gravedad al horno-caldera, siempre que éste haya alcanzado las condiciones de operación ( $>850\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), para ser valorizados energéticamente. El horno es de tipo parrilla deslizante. Un esquema de dicha configuración se muestra en la Figura 2.2.

Durante el proceso de valorización energética los residuos municipales se oxidan con exceso de oxígeno procedente del aire aspirado del foso, aproximadamente  $70.000\text{ m}^3/\text{h}$ , el cual representa el 70-80 % del aire inyectado en el horno y actúa como aire primario. El aire

secundario inyectado procede de los gases depurados del propio proceso, representando éste un 20 % del total. La función del aire secundario es producir turbulencias en la llama facilitando así una buena mezcla y un adecuado grado de quemado.

La temperatura media alcanzada en el interior del horno es de unos 1.100 °C, teniéndose en cuenta que, tras la última inyección de aire, los gases de combustión deben someterse a una temperatura igual o mayor de 850 °C durante al menos 2 segundos, tal como indica la Directiva 2000/76/CE sobre incineración de residuos, mencionada previamente. El calor generado durante el proceso de combustión se utiliza para producir vapor a través de unos intercambiadores situados en la caldera. Se producen alrededor de 100 t/h de vapor, a una temperatura entre 310/330 °C y a una presión de 100 bares. Es decir, a menos temperatura y más presión que los habituales obtenidos por una moderna planta de valorización energética (400°C y 35/40 bar). Este vapor saturado se sobrecalienta en una caldera de recuperación independiente, manteniendo la presión, hasta temperaturas similares a las existentes en centrales térmicas convencionales, unos 540 °C. El calentamiento se logra gracias a los gases de escape de una turbina de gas natural de 43 MW. Gracias a esta última etapa, el rendimiento del proceso aumenta respecto al de una planta de valorización energética de residuos convencional. Por último, el vapor sobrecalentado se alimenta a un turbogenerador de 56.5 MW. La potencia bruta obtenida es de 99,5 MW y la potencia neta obtenida, descontado el autoconsumo de la planta, es de 94 MW. La Figura 2.3 muestra un esquema del proceso descrito.

Además, el horno dispone de quemadores auxiliares de gas natural, cuya función es estabilizar la combustión y suplementar la aportación térmica de los residuos hasta el máximo de diseño de generación de vapor saturado. También se utilizan los quemadores auxiliares para el arranque y parada del horno.

Depuración de gases: En primer lugar, los gases de combustión se someten a una temperatura superior a 850 °C durante 2 segundos, tal como exige la normativa. En segundo lugar, en el horno se reducen los óxidos de nitrógeno mediante la inyección directa de una solución amoniacal al 23 %, tratándose por tanto de un sistema de reducción selectivo no catalítico (SNCR).

Posteriormente, en las torres de absorción tienen lugar dos procesos de depuración. Por un lado, los gases se lavan para neutralizar su acidez mediante la inyección de lechada de cal. Por otro lado, los metales pesados se eliminan por adsorción mediante inyección de carbón activo micronizado.

En su recorrido final, los gases son limpiados de partículas mediante un filtro de mangas.

Como se ha mencionado anteriormente, antes de salir por la chimenea y para minimizar el impacto ambiental, el 20% de los humos generados y depurados se recirculan y se utilizan como aire secundario en la combustión.

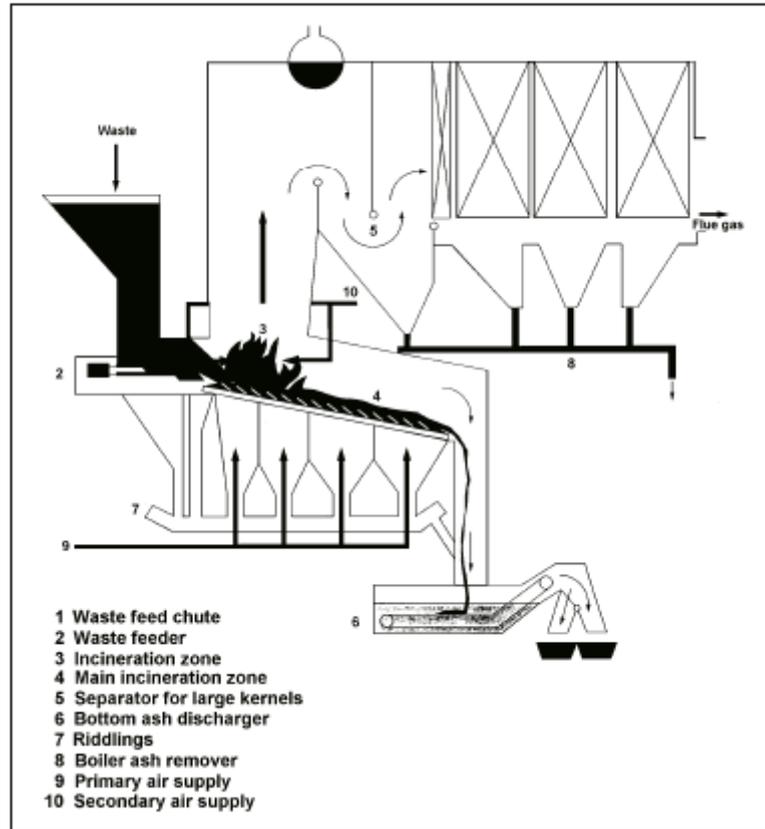


Figura 2. 2: Parrilla, horno y sistema de intercambio de calor de una planta de valorización energética de residuos municipales (Bref Incineration, 2006).

A modo de resumen, el tratamiento de gases llevado a cabo en la incineradora de Zabalgardi es un sistema semiseco con filtro de mangas que consiste en las siguientes etapas:

- Reducción de NO<sub>x</sub>: Inyección de una disolución de amoníaco en agua (23%) directamente a la cámara de combustión del horno (Sistema de reducción selectivo no catalítico, SNCR).
- Lavado y neutralización de los gases ácidos mediante la inyección con difusores de lechada de cal.
- Eliminación de metales pesados mediante inyección de una mezcla micronizada de cal y carbón activo.
- Filtrado de partículas de polvo y subproductos de reacciones anteriores mediante filtro de mangas.

Generación de energía: La planta de Zabalgardi posee una tecnología de ciclo combinado para la generación eléctrica en base a gas natural. La Figura 2.3 muestra un esquema de dicho proceso. En la planta hay instaladas dos turbinas, un turbogenerador de 56,5 MW y una turbina de gas de 43 MW, que conjuntamente consiguen una potencia bruta de 99,5 MW. Con la tecnología instalada pueden obtenerse anualmente 786 GW/h. Deducido el autoconsumo anual, pueden exportarse a la red unos 713 GW/h. El rendimiento energético de la planta alcanza el

42% frente a un 25% alcanzado por las plantas de valorización de residuos más modernas. Aproximadamente el 70 % de la energía producida procede de la combustión de gas natural, mientras que el 30 % restante lo hace de la valorización energética de los residuos municipales.

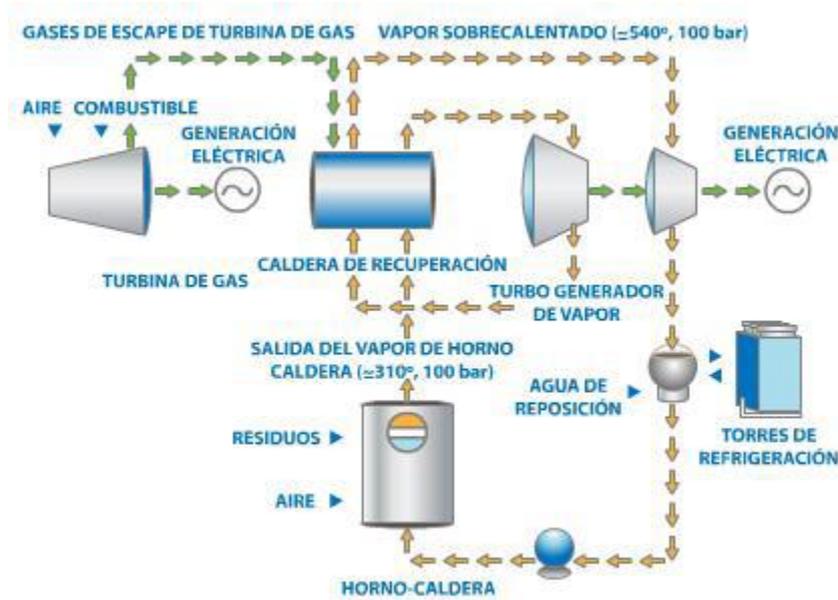


Figura 2. 3: Sistema del ciclo combinado de la planta de Zabalgarbi ([www.zabalgarbi.com](http://www.zabalgarbi.com)).

### 2.1.1.2 Identificación

Como resultado del proceso de valorización energética, se generan diferentes tipos de cargas ambientales. Aproximadamente un cuarto del residuo producido en masa permanece como sólido, representando la décima parte del volumen inicial introducido en el proceso.

Los residuos producidos en los procesos de incineración en horno de parrilla son:

- Escorias: Consisten principalmente en materiales gruesos no combustibles y materia orgánica sin quemar recogida a la salida de la cámara de combustión en un tanque de enfriamiento. Los metales procedentes de las escorias suelen ser recuperados y reciclados en otras actividades.
- Cenizas volantes: Este tipo de cenizas es arrastrada por los gases de combustión desde la cámara de combustión hasta la caldera, y recogidas en la parte destinada al intercambio de calor.
- Residuos del sistema de tratamiento de gases: Incluye el material particulado recogido después del tratamiento de gases. Puede estar en estado sólido o líquido dependiendo de si el tratamiento de gases llevado a cabo es seco, semiseco o húmedo. Las cenizas procedentes del sistema de tratamiento de gases suelen combinarse con las cenizas volantes y gestionadas conjuntamente.

Las denominadas cenizas están integradas por las cenizas volantes que quedan en el sistema horno-caldera, los residuos de las torres de absorción y las procedentes del filtro de mangas. Las

cenizas se depositan en continuo durante el proceso de manera conjunta en un silo de 30 m<sup>3</sup>, previamente a su envío al gestor autorizado. Representan entre el 3-5 % del peso de los residuos de entrada ([www.aeversu.org](http://www.aeversu.org); [www.zabalgarbi.com](http://www.zabalgarbi.com)) y algo menos del 1% del volumen de los mismos.

Debido a los procesos de volatilización y posterior condensación, así como los procesos de concentración que tienen lugar durante la combustión, tanto las cenizas volantes, como los residuos procedentes del sistema de tratamiento de gases, contienen metales pesados, sales y otros contaminantes.

Derivado de la presencia en las cenizas de metales pesados, sales y otros compuestos contaminantes se trata de un residuo peligroso cuyo tratamiento actual es el envío a un gestor autorizado para ser sometido a un tratamiento de estabilización/solidificación, y posterior depósito en vertedero.

A modo de ejemplo, ya que las cantidades de residuos producidos varían de un año a otro, se recogen en la Tabla 2.1, a modo de muestra las cantidades de cenizas producidas por la planta de valorización energética de residuos de Zabalgarbi, en base a su Autorización Ambiental Integrada (AAI).

Tabla 2. 1: Identificación del Residuo.

Denominación	Código LER	Promedio Ton anual
Cenizas	19 01 07*	8.000

### 2.1.1.3 Caracterización

Esta tarea tiene como objeto obtener un conocimiento exhaustivo de la ceniza tanto desde el punto de vista de su peligrosidad, como de su comportamiento ambiental, así como de sus características fisicoquímicas. Comprende la realización de las subtareas que a continuación se describen:

#### 2.1.1.3.1 Muestreo

La estrategia de muestreo ha sido la siguiente:

Por un lado, se ha tomado muestra representativa del proceso en el silo (muestra original) para su análisis completo. Por otro lado, y con el fin de verificar la variabilidad de la muestra con el tiempo, se ha decidido la realización de análisis de control, tanto de dicha muestra, conservada en big-bags, como de muestras nuevas tomadas periódicamente en el mismo silo.

Los parámetros seleccionados para el control de la estabilidad del residuo son los siguientes: humedad, pH, plomo, carbono total y carbono inorgánico. Las metodologías de análisis se describen, junto con la del resto de parámetros, en el siguiente apartado.

#### 2.1.1.3.2 Caracterización fisicoquímica y estructural

A continuación, en la Tabla 2.2 se presentan los resultados obtenidos para evaluar la homogeneidad o falta de esta en la ceniza generada en el proceso de tratamiento de residuos sólidos urbanos en ZABALGARBI, lo que es posible en base a su muestreo en diferentes fechas a lo largo de 2015 y 2016. Asimismo, se ha analizado paralelamente a las nuevas muestras recibidas periódicamente, la ceniza inicialmente muestreada (28/11/15) y que se ha mantenido almacenada en condiciones de confinamiento (big-bag), para valorar su posible evolución natural.

Adicionalmente se cotejan estos datos analíticos actuales con informes históricos disponibles. Una selección al azar de estas analíticas anteriores a 2015, se recogen en las Tablas 2.6 y 2.7.

En términos generales no se aprecia una variabilidad significativa en los parámetros estudiados, ni derivada del almacenamiento ni como consecuencia de la generación de nueva ceniza a lo largo del tiempo, por lo que puede decirse que la ceniza de incineración tiene unas propiedades ciertamente constantes en el tiempo. Únicamente el contenido en plomo de las cenizas muestreadas en diferentes tiempos sufre cierta variación, situándose los valores extremos en 1.558 y 2.363 mg Pb/kg muestra, aunque a priori carece de importancia en el contexto de este proyecto, máxime cuando no se percibe una tendencia a que la concentración se incremente con el tiempo, sino que el comportamiento es aleatorio.

Tabla 2. 2: Principales contaminantes del residuo. (\*) Parámetros referidos a muestra seca.

Análisis	23/12/2015		10/02/2016		22/04/2016		02/09/2016	
Toma Muestra	28/11/2015	23/12/2015	28/11/2015	10/02/2016	28/11/2015	22/04/2016	28/11/2015	02/09/2016
Ref. Muestra	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>A</b>	<b>C</b>	<b>A</b>	<b>D</b>	<b>A</b>	<b>E</b>
Humedad (%)	2,26	0,77	1,55	0,83	1,96	1,74	1,64	0,34
pH	11,8 20,8°C	11,79 20,9°C	11,88 19,6°C	11,8 20,1°C	11,89 19,9°C	11,92 19,9°C	11,86 20,8°C	11,8 20,9°C
Pb (mg/kg) *	1.989	1.963	1.852	2.092	2.066	1.578	2.025	2.363
Carbono total (%) *	2,3	2,1	2,6	2	3	1,8	2,1	1,6
Carbono inorgánico (%) *	1,2	0,8	1,6	0,7	1,5	0,8	1	0,7
Análisis	16/09/2016		<b>A</b>			<b>A-B-C-D-E-F</b>		
Toma Muestra	28/11/2015	16/09/2016						
Ref. Muestra	<b>A</b>	<b>F</b>	<b>Promedio</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Promedio</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>
Humedad (%)	1,76	0,34	1,8	1,6	2,3	1,4	0,3	2,3
pH	11,81 19,5°C	11,78 20,0°C	11,9	11,8	11,9	11,8	11,8	11,9
Pb (mg/kg) *	1.899	1.558	1.966	1.852	2.066	1.991	1.578	2.363
Carbono total (%) *	2,2	2	2,4	2,1	3,0	2,2	1,6	3,0
Carbono inorgánico (%) *	1,3	1,1	1,3	1,0	1,6	1,0	0,7	1,6

#### 2.1.1.3.2.1 Análisis químico de componentes mayoritarios y minoritarios

El principal aspecto a la hora de caracterizar las cenizas volantes es conocer su contenido en metales pesados, debido a su toxicidad sobre el medio, a través de los mecanismos de lixiviación. Dependiendo de las vías de reutilización o depósito escogidas, también será necesario conocer su contenido en cloruros, sulfatos y sales.

La solución acuosa de las cenizas es alcalina. En base a esto, los metales anfóteros como el Zn y el Pb serán liberados más fácilmente al medio mediante mecanismos de lixiviación. Por otro lado, el contenido en sales de las cenizas suele ser elevado.

Para la determinación de los componentes mayoritarios se ha realizado una fusión alcalina con metaborato de litio y disgregación de la perla obtenida con agua nítrica. El análisis elemental se ha llevado a cabo mediante la técnica de Espectrometría de Emisión con Fuente de Plasma

(ICP-AES) en el laboratorio de TECNALIA. Los resultados obtenidos se han expresado como óxidos.

El contenido de cloruros se ha determinado mediante disolución en agua de una porción representativa de la muestra y cuantificación por volumetría

El azufre y el carbono se han cuantificado mediante analizador automático de S y C.

Para la determinación de los componentes metálicos minoritarios se ha realizado una digestión ácida de la muestra y posterior análisis mediante Espectrometría de Absorción Atómica.

En la Tabla 2.3 se recogen los componentes mayoritarios (expresados como óxidos y referidos a muestra seca):

Tabla 2. 3: Componentes mayoritarios del residuo.

<b>Parámetro</b>	<b>Ceniza A</b>
CaO (%)	45,1
SiO <sub>2</sub> (%)	9,13
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	6,22
Fe total como Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	1,92
MgO (%)	1,79
MnO (%)	<0,05
Na <sub>2</sub> O (%)	3,62
K <sub>2</sub> O (%)	3,45
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	1,39
TiO <sub>2</sub> (%)	1,21
SO <sub>3</sub> (%)	5,3
C (%)	2,3
Cloruros (%)	12,2
Pérdida a 105°C (%)	1,55

En la Tabla 2.4 se recogen los componentes minoritarios (Resultados referidos a muestra seca):

Tabla 2. 4: Componentes minoritarios del residuo.

<b>Parámetro</b>	<b>Ceniza A</b>
As (mg/kg)	15
Ba (mg/kg)	551
Pb (mg/kg)	2.056
Cd (mg/kg)	57
Cr (mg/kg)	198
Ni (mg/kg)	11
Hg (mg/kg)	8
Zn (mg/kg)	5.776
Cu (mg/kg)	1.083

En la Tabla 2.5 está reflejados otros parámetros fisicoquímicos:

Tabla 2. 5: Otros componentes fisicoquímicos del residuo.

<b>Parámetros</b>	<b>Ceniza muestreada A</b>
pH	11,85
Densidad aparente (g/cm <sup>2</sup> )	0,86

Se recogen a continuación, en la Tabla 2.6, cuatro análisis históricos que corroboran, al ser comparados con las tablas anteriores, que la ceniza generada en la incineradora de Zabalgardi tiene una carga contaminante similar a lo largo de los años. La analítica más divergente es la correspondiente al año 2005, que fue el año de la puesta en marcha de la planta.

Así mismo, se dispone de numerosas analíticas de los principales contaminantes de las cenizas, que son cloruros y plomo. En la Tabla 2.7 se detalla el promedio, el mínimo y el máximo de 30 analíticas realizadas entre 2005 y 2014, para los contaminantes mencionados.

Tabla 2. 6: Datos históricos de analíticas de cenizas volantes generadas en Zabalgardi.

Parámetro	Unidades	2005	2007	2008	2014	Ceniza A
SiO <sub>2</sub>	%	12,40		9,23	8,55	9,13
SO <sub>3</sub>	%	2,70		4,16	4,96	5,30
TOC	%			0,00	1,58	
pH			12,65	12,69	12,35	11,85
Cl <sup>-</sup>	%	7,67	10,75	12,73	13,83	12,20
N	%	0,03		0,14	0,00	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	%	1,42		1,72	1,03	1,39
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	1,71		1,57	1,01	1,92
CaO	%	37,98		44,34	49,00	45,10
MgO	%	0,72		1,54	1,14	
MnO	%	0,34		0,05	0,04	<0,05
Na <sub>2</sub> O	%	2,14		5,05	4,81	3,62
K <sub>2</sub> O	%	1,97		4,13	3,46	3,45
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	3,81		3,45	30,65	6,22
Cu	mg/Kg	423,00		423,93	322,00	1.083,00
Zn	mg/Kg	2.249,00		6.554,18	6.585,13	5.776,00
Pb	mg/Kg	1.079,00	1.291,37	1.701,17	1.095,84	2.056,00
Ni	mg/Kg	146,00		51,77	51,92	11,00
Cd	mg/Kg	66,00		73,87	52,71	57,00
Cr	mg/Kg	185,00		264,22	190,20	198,00
CN <sup>-</sup>	mg/Kg	<0,01		0,00	0,00	
Cr <sup>6+</sup>	mg/Kg	0,07		0,00	0,00	
Fenoles	mg/Kg	<0,01		0,00	4,00	
As	mg/Kg			11,68	0,00	15,00
Hg	mg/Kg			6,06	0,00	8,00
TiO <sub>2</sub>	%					1,21
C	%					2,30

Tabla 2. 7: Datos históricos de 30 analíticas de cenizas volantes generadas en Zabalgardi. (\*)

Excluye dato 2005.

Parámetro	Unidades	Promedio	Mínimo *	Máximo
Cl <sup>-</sup>	%	13,23	10,75	16,40
Pb	mg/Kg	1.652,90	1.095,84	2.341,00

Se puede apreciar, a la vista de los resultados analíticos y los datos de estado del arte, que las cenizas generadas en las plantas de incineración de residuos sólidos urbanos presentan características químicas similares, a excepción del contenido en cloruros:

- Los elementos mayoritarios que forman parte de las cenizas volantes son: Si, Al, Fe, Mg, Ca, K, Na, Cl. Además, los óxidos encontrados más comúnmente son CaO, SiO<sub>2</sub>,

$Al_2O_3$ ,  $Fe_2O_3$ ,  $Na_2O$ ,  $K_2O$  y  $MgO$  (Zhang et al., 2011). En las cenizas volantes el óxido más común es la cal ( $CaO$ ), y generalmente representa más del 46 % en peso seco del residuo. Por otro lado, los metales pesados mayoritarios son: Cr, Cu, Hg, Ni, Cd, Zn, Pb, siendo Zn y Pb los más abundantes (Lam et al., 2010).

- El contenido en metales pesados encontrados en las cenizas volantes es, en orden decreciente:  $Zn > Pb > Cu > Cr > As > Ni > Cd=Hg$  (Haiying et al., 2010; Pan et al., 2013; Zhang et al., 2012). Aunque este orden puede variar, en general el contenido de Zn y Pb es de al menos un orden de magnitud mayor al del resto de elementos. En total el contenido en metales pesados contribuye entre un 0.8-2% a la masa total.
- El contenido de cloruros presente en las cenizas volantes es elevado. Esto es debido a la depuración realizada en el sistema de control de la contaminación del aire, ya que los reactivos empleados neutralizan gases ácidos como el HCl, dando lugar a un alto contenido de cloruros en los residuos secos procedentes de esta etapa del tratamiento. La Tabla 2.8 muestra la concentración de cloruros encontrada en cenizas volantes procedentes de diferentes plantas de valorización energética de residuos municipales.

Tabla 2. 8: Concentración de cloruros en el residuo en diferentes plantas de incineración de RSUs.

<b>Autores</b>	<b>Pan et al., 2008</b>	<b>Andreola et al., 2008</b>	<b>TN Elsevir, 2000</b>	<b>Quian et al., 2006</b>	<b>Ferreira et al., 2003</b>	<b>Ginés et al., 2006</b>	<b>Yang et al., 2009</b>	<b>Lima et al., 2008</b>
Cloruros (mg/kg)	5.749	8.670	19.000-210.000	120.000-200.000	131.000	83.800	103.200	215.000

Como se observa, el contenido de cloruro es muy variable entre los distintos residuos. Esto es debido a las diferentes composiciones de los residuos de entrada a las plantas de valorización, a las distintas condiciones de operación en la planta y a los diferentes sistemas de tratamiento de los gases de combustión empleados. En esta línea, la alta eficacia de los sistemas de tratamiento de gases dará lugar a un alto contenido en cloruros de las cenizas volantes que, de otro modo, serían emitidos a la atmósfera.

En esta línea se han realizado algunos estudios durante los últimos años con el objetivo de identificar y conocer la distribución cuantitativa de las diferentes formas químicas en las que está presente el cloro en las cenizas volantes, encontrando que las principales especies presentes dependen así mismo de las condiciones de operación de la planta de valorización energética, así como del tipo de proceso de tratamiento de gases empleado. Las principales especies

identificadas han sido  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{KCl}$ ,  $\text{CaOHCl}$  y sales de Friedel 6 (Zhu et al., 2008; Zhu et al., 2009; Bodéan et al., 2003).

A la hora de tratar de extrapolar el proceso de tratamiento mediante carbonatación a otras cenizas diferentes a las estudiadas en esta tesis, habría que tener en cuenta la diferente solubilidad en agua de las especies mencionadas, puesto que influye en la movilidad de los cloruros.

#### *2.1.1.3.2.2 Identificación de las fases mineralógicas mediante Difracción de Rayos-X (DRX) y Microscopía electrónica de barrido (SEM/EDS)*

En el marco del proyecto Valinur se realizó con el apoyo del centro tecnológico TECNALIA un estudio de identificación mineralógica y estructural mediante la técnica de Difracción de rayos-X, y un estudio de la morfología de la muestra así como la determinación de los elementos presentes en las partículas de la muestra mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) y por energía dispersada de rayos-X (EDS).

#### *Estudio de identificación mineralógica y estructural realizado mediante Difracción de Rayos-X:*

Del estudio del difractograma obtenido (ver Figura 2.4) se han podido identificar los siguientes minerales:

- Calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) trigonal (color rojo)
- Portlandita ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) hexagonal (color azul)
- Cal ( $\text{CaO}$ ) cúbico (color verde)

Además, es posible la presencia de anhidrita y de cuarzo.

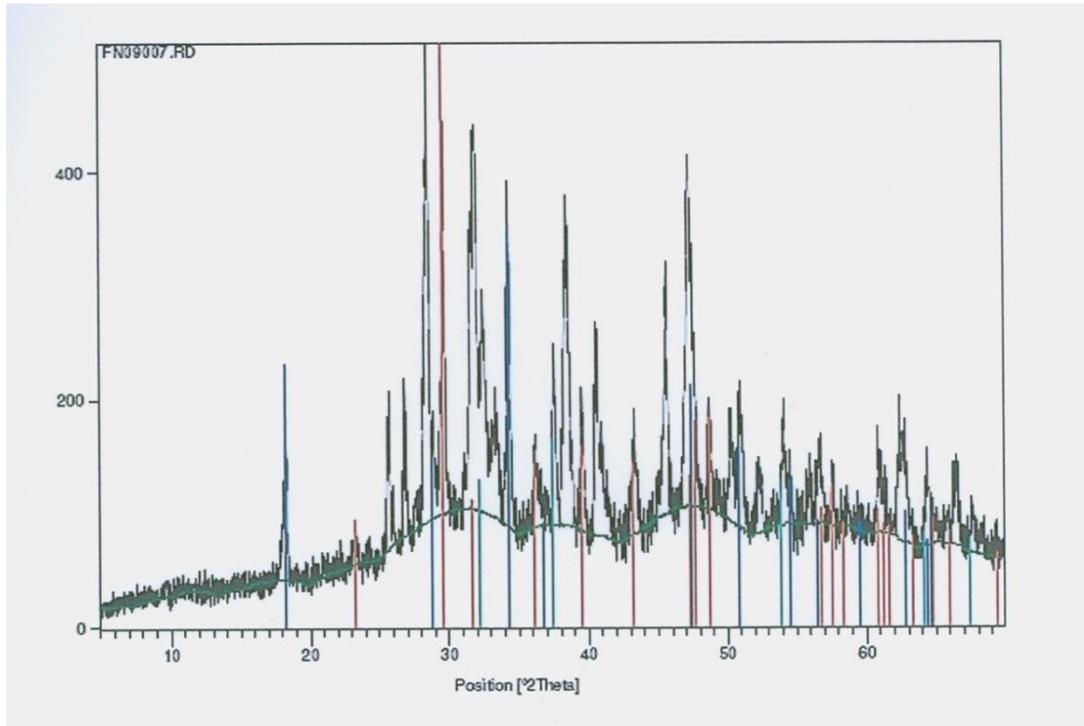


Figura 2. 4: Diffractograma muestra cenizas (Valinur, 2008).

Estudio mediante microscopia electrónica de barrido SEM/EDS:

A continuación (Figura 2.5) se muestra una imagen general de la muestra de ceniza, tomada con el microscopio de barrido a 200 aumentos:

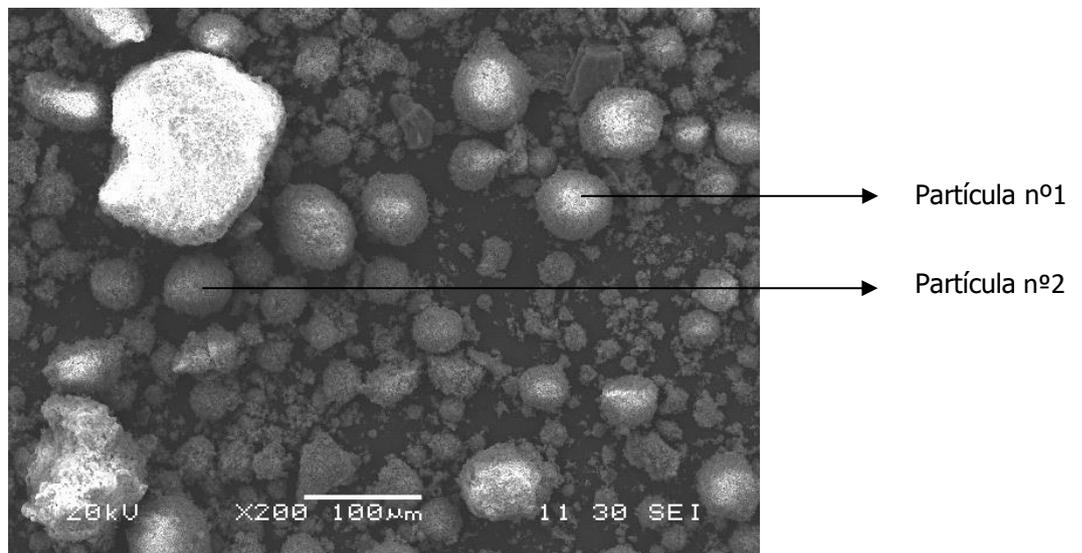


Figura 2. 5: Vista general muestra ceniza (Valinur, 2008).

La morfología de las partículas presentes en las cenizas es heterogénea, predominando las partículas de forma esférica. El tamaño de estas últimas está comprendido entre 50 y 140  $\mu\text{m}$ . Las partículas esféricas son agregados de partículas de tamaño muy inferior a 1  $\mu\text{m}$ , Estas

subpartículas, así como las esféricas (partícula nº1 y nº2), han sido analizadas elementalmente mediante la técnica EDS/SEM, obteniéndose los siguientes espectros (Figuras 2.6, 2.7 y 2.8):

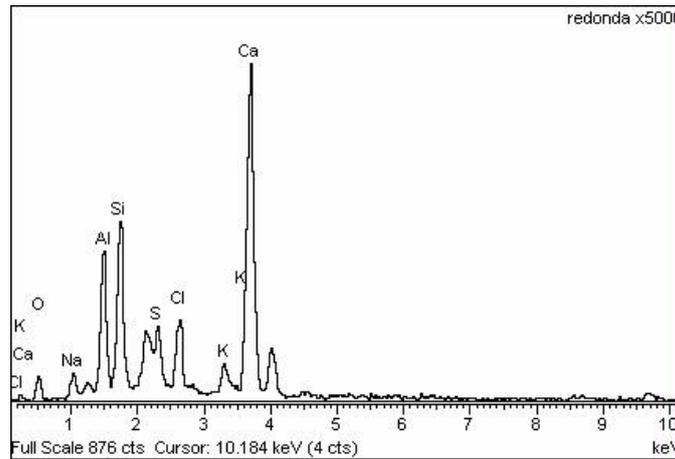


Figura 2. 6: Espectro EDS de la partícula nº 1 con 5000 aumentos (Valinur, 2008).

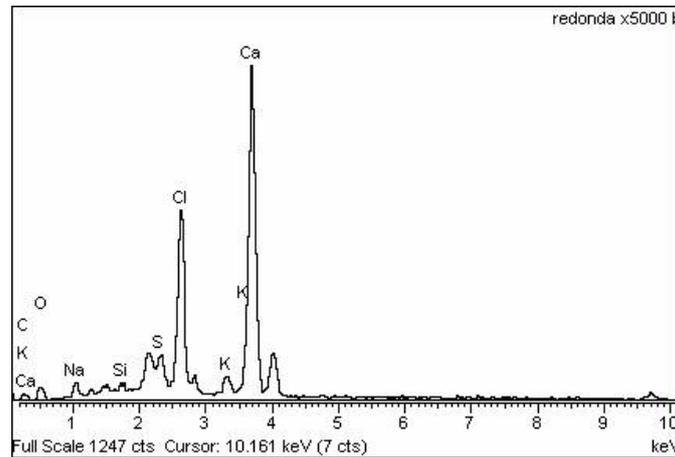


Figura 2. 7: Espectro EDS de la partícula nº 2 con 5000 aumentos (Valinur, 2008).

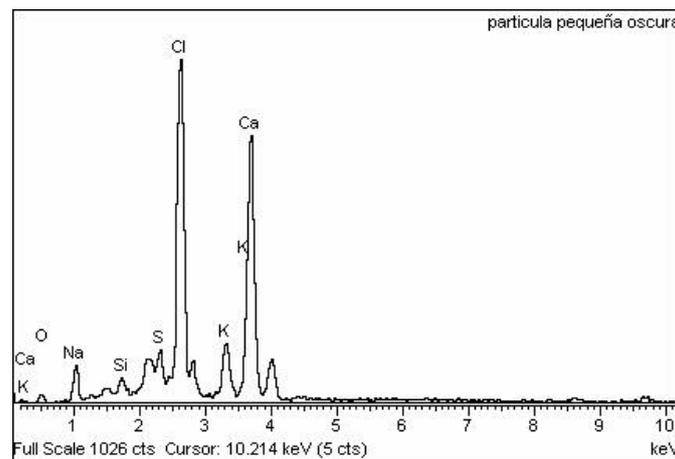


Figura 2. 8: Partícula inferior a 1 µm (Valinur, 2008).

Los resultados obtenidos en el análisis semicuantitativo EDS realizado en las partículas estudiadas arrojan los siguientes contenidos en la Tabla 2.9 (Valinur, 2008):

Tabla 2. 9: Compuestos determinados en el residuo mediante EDS.

Referencia partículas	C (%)	O (%)	Na (%)	Al (%)	Si (%)	S (%)	Cl (%)	K (%)	Ca (%)
Partícula 1	-	19,3	2,8	10,1	13,5	3,7	7,4	2,8	40,7
Partícula 2	2,6	16,9	2,4	-	0,8	2,1	20,5	2,79	51,9
Partícula <1µm	-	10,0	5,8	1,0	1,1	3,3	33,8	14,0	31,2

### 2.1.1.3.3 Clasificación del residuo según catálogo LER: determinación códigos C y H

#### 2.1.1.3.3.1 Códigos C

En representación de los códigos C o constituyentes se analizan en el residuo los elementos As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Zn y Cu mediante una digestión ácida de la muestra y análisis mediante Espectrometría de Plasma (ICP-AES). Los resultados obtenidos se reflejan en la Tabla 2.10.

Tabla 2. 10: Concentración de contaminantes en el residuo para determinar códigos C.

Constituyentes	Ceniza A
As (mg/kg)	15
Ba (mg/kg)	551
Pb (mg/kg)	2.056
Cd (mg/kg)	57
Cr (mg/kg)	198
Ni (mg/kg)	11
Hg (mg/kg)	8
Zn (mg/kg)	5.776

#### 2.1.1.3.3.2 Códigos H

En base a los resultados obtenidos de las características físico- químicas del residuo, a su proceso de obtención y a la información preliminar existente, se decide determinar las siguientes características de peligrosidad o códigos H:

##### HP4-Irritabilidad dérmica y ocular

El ensayo se realiza según procedimientos internos, basados en el RD 363/1995 de 10 de marzo y posteriores modificaciones, Toxicidad aguda-irritación de piel.

El alcance de este ensayo es la evaluación de los posibles efectos irritantes producidos en la piel y en el ojo por las muestras sometidas a ensayo.

El ensayo se realiza en el animalario del centro tecnológico TECNALIA cuyo número de Registro Oficial de Establecimientos de Cría, Suministradores y Usuarios de animales para la experimentación u otros fines científicos es el EU-004-SS.

Los ensayos determinan lo siguiente:

- Irritación Cutánea
  - Eritema: eritema bien definido
  - Edema: sin edema
- Irritación Ocular.
  - Cornea: zona traslucida fácilmente discernible; los detalles del iris están ligeramente oscurecidos
  - Iris: pliegues hundidos, congestión, inflamación moderada hiperemia o inyección circuncorneal
  - Iris: reactivo a la luz
  - Conjuntiva: coloración carne difusa
- Quemosis: cierta hinchazón

En función de las evaluaciones realizadas bajo las condiciones de ensayo detalladas: la muestra "Ceniza A", no es irritante dérmica y sí es irritante ocular.

#### H14 -Peligroso para el medioambiente: Ecotoxicidad

Test de lixiviación EP: test de lixiviación en medio acético según Apéndice III Anexo Orden 25488 de 13 de octubre de 1989.

pH del lixiviado: método electrométrico según "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" 20<sup>th</sup> Edition, S.M. 4500 H<sup>+</sup> -B.

Ensayo de Ecotoxicidad en el lixiviado: ensayo de inhibición de la luminiscencia de *Vibrio fischeri* (*Photobacterium phosphoreum*), en un tiempo de incubación de 15 minutos y a una temperatura de 15° C.

En la Tabla 2.11 se recogen los resultados del test de lixiviación "EP":

Tabla 2. 11: Resultados test lixiviación EP en el residuo.

	<b>Ceniza A</b>
pH inicial	12,37
pH final	12,28
Ácido acético 0,5N consumido (ml)	400

En la Tabla 2.12 se refleja el resultado de ecotoxicidad para la ceniza:

Tabla 2. 12: Resultado de ecotoxicidad en el residuo.

	<b>Ceniza A</b>
Ec50 (mg lix./l)	3.751

Dado que el valor obtenido para el ensayo de es superior a 3.000 mg lix/l la muestra se clasifica como no ecotóxica, si bien el resultado es próximo al límite legislativo.

Los resultados obtenidos en los ensayos de Irritabilidad permiten definir que el residuo estudiado es irritante de los ojos, por lo que se le asigna el código H4 diferente de cero.

#### 2.1.1.3.3.3 Clasificación del residuo

En relación al análisis elemental del residuo, en representación de los códigos C, cabe destacar en la Tabla 2.13 la concentración de los contaminantes Pb y Zn:

Tabla 2. 13: Resultado de Pb y Zn en el residuo.

<b>Componentes</b>	<b>Ceniza A</b>
Pb (mg/kg)	2.056
Zn (mg/kg)	5.776

Por lo que se le asigna los códigos C7 y C18.

Se propone que el residuo representado por la muestra de ceniza analizada "Ceniza A" sea considerado como residuo peligroso.

#### 2.1.1.4 Comportamiento de lixiviación: mediante ensayo UNE- EN 12457, parte 4

El ensayo se realiza según norma UNE-EN 12457-4/2003, consistente en una lixiviación en medio acuoso para una relación líquido/sólido de 10 l/kg de masa seca. Los resultados obtenidos se reflejan en la Tabla 2.14.

Para el análisis del eluato se utilizan las siguientes técnicas:

- Metales disueltos (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se y Zn): análisis mediante Espectrometría de Adsorción Atómica.
- Sulfatos y cloruros: determinación mediante Cromatografía Iónica.
- Fluoruros: determinación mediante Electroodos de Ion Selectivo.
- STD: sólidos totales disueltos secados a 105 °C basado en la norma 15216.
- COD: oxidación catalítica y determinación del carbono orgánico disuelto total mediante detector de infrarrojo no dispersivo.
- Cianuros: tratamiento previo, S.M.4500 CN-C y electrodos selectivos, S.M.4500 CN-E.
- Índice de fenoles: método colorimétrico según norma ASTM D-1783.

Tabla 2. 14: Resultado de test lixiviación (UNE-EN 12457, parte 4) del residuo.

Componentes	Eluato Ceniza A	Valores límite aceptación Vertedero residuos no peligrosos
pH	12,37	--
Conductividad (µS/cm)	47.400 (mg/Kg m.s.)	(mg/Kg m.s.)
As	<0,5	2
Ba	4,7	100
Cd	<0,5	1
Cr	4,2	10
Cu	1,1	50
Hg	<0,2	0,2
Mo	<0,5	10
Ni	<0,4	10
Pb	<b>332</b>	10
Sb	<0,5	0,7
Se	<0,5	0,5
Zn	38,8	50
Cloruros	<b>118.233</b>	15.000
Sulfatos	14.961	20.000
Fluoruros	37,1	150
STD	<b>258.870</b>	60.000
Índice de fenoles	<1	--
N amoniacal	97	--
Cianuros	<1	--
Nitritos	0,6	--

Comparando los resultados obtenidos en el lixiviado con los valores límite de aceptación de los lixiviados en vertedero para residuos no peligrosos, según los criterios de admisión descritos

en la Decisión 2003/33/EC, los valores destacados en **negrita**, se encuentran por encima de los valores límite correspondientes, es decir, **Pb**, **Cloruros** y **STD**.

## 2.1.2 Desarrollo y optimización de la carbonatación

### 2.1.2.1 Análisis de la viabilidad técnica a nivel laboratorio

La Figura 2.9 muestra un esquema del sistema experimental empleado para la carbonatación. El sistema experimental consta de un reactor de vidrio encamisado de 2L de capacidad con objeto de que la reacción se lleve a cabo a una temperatura determinada. El sistema está agitado a 45 rpm. Se trabaja a 20°C y 1 bar y se lleva a cabo un control de pH y Tª en continuo. El gas entra por un tubo introducido por la parte superior del reactor para evitar precipitaciones del carbonato y atascos en la boca inferior del reactor.

La reacción de carbonatación se controla siguiendo el pH de la reacción ya que inicialmente se encuentra por encima de 12 y finaliza cuando permanece estable por debajo de 7. La duración de los experimentos oscila entre 60 y 90 minutos. Se han empleado 100 ó 200 gramos de ceniza por experimento realizándose los experimentos en un rango de relación líquido sólido (L/S) desde 0,2 hasta 1. La Figura 2.10 muestra una fotografía del sistema experimental de carbonatación acelerada instalado en el Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular de la Universidad de Cantabria.

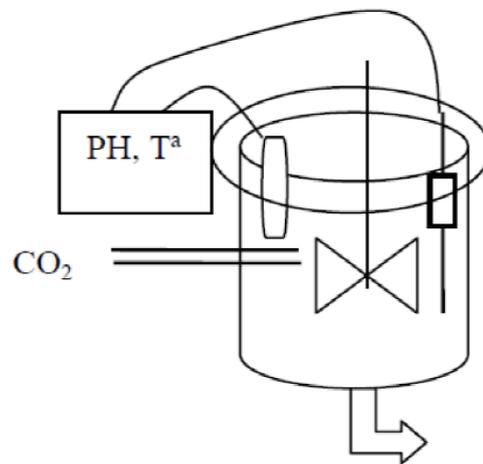


Figura 2. 9: Esquema del sistema experimental de carbonatación.



Figura 2. 10: Fotografía del sistema experimental de carbonatación acelerada.

Para determinar la reducción de la carga contaminante del residuo, se analizó el contenido de cloruros, plomo y zinc en el lixiviado de las cenizas que habían sido sometidas al proceso de carbonatación en diferentes condiciones de operación. Se ha estudiado así mismo el comportamiento de la muestra inicial sin carbonatar.

Tanto las cenizas carbonatadas como las muestras sin carbonatar se han sometido al ensayo de lixiviación en base a la norma UNE-EN 12457-4 titulada "Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 4: Ensayo por lotes de dos etapas con una relación líquido sólido 10 l/Kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 10 mm (con o sin reducción de tamaño)."

Es importante resaltar que previamente al ensayo de lixiviación se procedió al secado de las muestras carbonatadas para eliminar su humedad (3 horas a 105°C).

Posteriormente se ha preparado la muestra con 90 gramos de ceniza y agua hasta lograr una relación L/S de 10 para introducirlo a un rotatorio durante 24 horas a 10 rpm. Se ha utilizado un rotatorio de la marca OVAN (Modelo R8-HDE) con una potencia de 80 W y un rango de velocidad entre 5 y 40 rpm. Pasadas las 24 horas, se deja sedimentar en torno a 15 minutos previo a la filtración a vacío utilizando un filtro de acetato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$ . Una vez filtrado se mide el volumen de eluato, conductividad, temperatura, pH, etc.

La Figura 2.11 muestra una fotografía del equipo rotatorio utilizado para realizar los ensayos de lixiviación en el Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular de la Universidad de Cantabria.



Figura 2. 11: Equipo utilizado para los ensayos de lixiviación.

La Tabla 2.15 recoge los resultados obtenidos:

Tabla 2. 15: Resultados de cloruros, plomo y zinc en el lixiviado de muestras carbonatadas y sin carbonatar.

Muestra	Plomo (mg/kg materia seca)	Zinc (mg/kg materia seca)	Cloruros (mg/kg materia seca)	Condiciones operación	Condiciones operación
M1	118,9	58,4	121.958	S.C.	S.C.
M2	6,5	1,7	116.134	200 g	L/S=0,2
M3	11,0	3,9	118.325	200 g	L/S=0,4
M4	6,5	2,8	120.086	200 g	L/S=0,4
M5	13,6	3,7	101.396	200 g	L/S=0,4
M6	6,9	3,4	108.671	100 g	L/S=0,8
M7	6,1	5,4	115.352	100 g	L/S=0,2
M8	11,8	7,5	118.326	100 g	L/S=1,0
M9	7,1	4,8	105.321	100 g	L/S=0,3

Estos resultados, se cotejan con los valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE, y que están resumidos en la Tabla 2.16 para los diferentes tipos de vertederos.

Tabla 2. 16: Valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE para Pb, Zn y Cloruros.

L/S= 10 l/Kg	Plomo	Zinc	Cloruros
Valor límite peligroso (mg/Kg mat seca)	50	200	25.000
Valor límite no peligrosos (mg/Kg mat seca)	10	50	15.000
Valor límite inerte (mg/Kg mat seca)	0,5	4	800

Para el caso base de las cenizas sin carbonatar (M1) puede observarse que el contenido en plomo duplica el valor límite de admisión en vertedero peligroso, mientras que el zinc supera

ligeramente el valor límite de admisión en no peligroso. Los cloruros por su parte cuadruplican el valor límite de peligrosos.

Para el caso de las cenizas carbonatadas, se puede observar que para el plomo hemos pasado de duplicar el valor de peligroso a estar por debajo del límite de no peligroso. Para el caso del zinc que ligeramente superaba el límite de no peligroso, se situaría por debajo del valor límite de inertes. En el caso de los cloruros se verían muy poco afectados. Se ha evaluado la relación L/S variándose entre 0,2 y 1, sin embargo, no se observan diferencias significativas más allá del error asociado al propio sistema experimental.

Teniendo en cuenta que las condiciones más adecuadas para lograr el cumplimiento del parámetro de lixiviación de cloruros han sido una relación L/S=6, agitación a 10 rpm y tiempo de lavado 1 hora (SADER y Depro UC, 2014), se realizan nuevos ensayos de carbonatación empleando una relación L/S superior como por ejemplo entre 3 y 8 y comprobar el comportamiento del lixiviado para situarlo en función del criterio de admisión en vertedero en base a la Decisión 2003/33/CE. Esta nueva relación L/S situaría a los cloruros < 15.000 mg/Kg materia seca, valor límite de vertido para no peligrosos.

En estos nuevos ensayos, se ha llevado a cabo un análisis de los parámetros totales utilizando un ICP/MS plasma acoplado inducido con detector espectrómetro de masas de Agilent Technologies (Modelo 7500ce). Se ha analizado el contenido en los siguientes metales pesados: Cr, Cu, Ni, As, Se, Mo, Cd, Sb, Ba y Hg. La Figura 2.12 muestra una fotografía del equipo experimental utilizado en los análisis de espectrometría realizados en el Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular de la Universidad de Cantabria.



Figura 2. 12: Equipo utilizado para la determinación de parámetros totales.

La Tabla 2.17 muestra los principales resultados obtenidos de caracterización básica del lixiviado del residuo. Se muestra el contenido en plomo, zinc y cloruros, así como los resultados de contenido en humedad de las muestras y los sólidos totales disueltos durante el ensayo de carbonatación.

Se ha estudiado el comportamiento tanto del residuo sin carbonatar como del residuo ya carbonatado, con el fin de situarlo en función de los criterios de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE.

Tabla 2. 17: Resultados de cloruros, plomo y zinc en el lixiviado de muestras carbonatadas y sin carbonatar.

Muestra	L/S (l/kg)	Plomo (mg/kg materia seca)	Zinc (mg/kg materia seca)	Cloruros (mg/kg materia seca)	% humedad	STD (mg/kg mat. seca)
<b>M10</b>	L/S=3	1,04	3,21	43.253	0,67	272.700
<b>M16</b>	L/S=3	1,25	2,45	44.671	0,65	281.100
<b>M23</b>	L/S=3	1,10	3,05	41.231	0,58	287.200
<b>M11</b>	L/S=4	0,92	3,32	35.456	0,87	267.900
<b>M17</b>	L/S=4	0,87	3,41	36.162	0,76	255.700
<b>M24</b>	L/S=4	0,85	3,25	31.258	0,75	236.800
<b>M12</b>	L/S=5	0,65	2,21	17.981	0,75	252.100
<b>M18</b>	L/S=5	0,71	2,45	18.436	0,85	267.000
<b>M25</b>	L/S=5	0,74	2,78	16.325	0,79	274.800
<b>M13</b>	L/S=6	0,51	2,12	13.472	0,50	278.500
<b>M19</b>	L/S=6	0,47	2,34	14.181	0,44	265.000
<b>M26</b>	L/S=6	0,49	2,54	14.965	0,52	267.500
<b>M14</b>	L/S=7	0,82	2,56	22.465	0,62	295.500
<b>M20</b>	L/S=7	0,72	2,67	21.655	0,57	287.000
<b>M27</b>	L/S=7	0,88	2,89	20.321	0,53	206.800
<b>M15</b>	L/S=8	0,67	3,01	16.544	0,48	304.600
<b>M21</b>	L/S=8	0,71	3,12	17.125	0,68	312.500
<b>M28</b>	L/S=8	0,72	3,05	18.922	0,51	299.000
<b>M1</b>	S.C.	118,9	58,4	121.958	---	---

Los ensayos previos de carbonatación situaban el plomo por debajo del valor límite de admisión en vertedero no peligroso y el zinc por debajo del límite de inertes, mientras que los cloruros no se veían prácticamente afectados empleando relaciones L/S entre 0,2 y 1 l/kg.

Aumentando la relación L/S a un rango comprendido entre 3 y 8 l/kg tanto el contenido en plomo como en zinc se sitúan por debajo del límite de admisión en vertedero para inertes en base a la Decisión 2003/33/CE para cualquiera de las relaciones L/S estudiadas. En el caso de los cloruros, puede observarse como para relaciones L/S en torno a 5-6 l/kg se consigue cumplir el valor límite de vertido para vertederos no peligrosos de 15.000 mg/Kg materia seca. Por lo tanto, en base a la caracterización básica del residuo puede concluirse que un valor de relación L/S comprendido entre 5-6 l/kg son las condiciones más adecuadas que permiten lograr el cumplimiento del parámetro de lixiviación de cloruros (valor límite de vertido para residuos no peligrosos).

En la Tabla 2.18 se recogen los parámetros totales realizados en las muestras anteriores:

Tabla 2. 18: Resultados de parámetros totales de muestras carbonatadas y sin carbonatar.

MUESTRA (mg/Kg mat. Seca)	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Sb	Se
L/S=3 lix	<0,01	13,90	<0,005	6,42	1,98	0,03	1,27	0,28	<0,005	0,46
L/S=4 lix	<0,01	7,99	<0,005	4,71	0,67	0,05	2,78	0,06	<0,005	0,17
L/S=5 lix	<0,01	7,21	<0,005	8,82	0,40	0,04	1,81	<0,01	<0,005	0,21
L/S=6 lix	<0,01	10,56	<0,005	5,88	0,92	0,02	1,27	0,29	<0,005	0,36
L/S=7 lix	<0,01	8,60	<0,005	6,21	<0,01	0,03	1,24	<0,01	<0,005	0,26
L/S=8 lix	<0,01	19,19	<0,005	7,12	0,94	0,03	1,69	0,03	<0,005	0,82
S.C.	<0,01	28,42	<0,005	18,81	8,34	0,34	4,20	0,94	0,09	0,84

Se han medido los siguientes metales: Cr, Cu, Ni, As, Se, Mo, Cd, Sb, Ba y Hg utilizando análisis de espectrometría. Si se comparan los resultados obtenidos con los criterios de admisión en vertedero para estos metales establecidos en la Decisión 2003/33/CE mostrados en las Tablas 2.16 y 2.19, se puede concluir que en las muestras carbonatadas el Pb, Zn, Cu, Ni, As, Cd, Sb y Ba cumplen el valor límite de vertido para residuos inertes, mientras que Cr, Se, Mo y Hg cumplen el valor límite de vertido para residuos no peligrosos.

Tabla 2. 19: Valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE.

L/S= 10 l/Kg	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Sb	Se
Valor límite peligroso (mg/Kg mat seca)	25	300	5	70	100	2	30	40	5	7
Valor límite no peligrosos (mg/Kg mat seca)	2	100	1	10	50	0,2	10	10	0,7	0,5
Valor límite inerte (mg/Kg mat seca)	0,5	20	0	0,5	2	0	0,5	0,4	0,1	0,1

Se evalúa a continuación en la Tabla 2.20 la eficacia de la reducción de la lixiviación de los contaminantes presentes en las cenizas sin tratar y después de ser tratadas (selección de relación L/S = 6).

Tabla 2. 20: Valores límite de admisión en vertedero establecidos en la Decisión 2003/33/CE.

Muestra	L/S (l/kg)	Pb	Zn	Cl-	Cr	Cu	Ni	As	Se	Mo	Cd	Sb	Ba	Hg
M22	S.C.	108,3	56,23	122.452	18,8	8,34	0,94	<0,01	0,8	4,2	<0,005	0,09	28,4	0,3
M13	L/S=6	0,50	2,12	13.472	5,88	0,92	0,29	<0,01	0,3	1,3	<0,005	<0,005	10,6	0
Eficacia Tratamiento		100%	96%	89%	69%	89%	69%	--	64%	70%	--	94%	63%	94%

Se ha evaluado así mismo la cantidad de CO<sub>2</sub> retenida en las cenizas que actúan como sumidero empleando un análisis termogravimétrico (TGA). Para ello se ha empleado una termobalanza Modelo TGA-60H de Shimadzu donde se llevan a cabo simultáneamente análisis termogravimétrico y diferencial TG/DTA. Se instaló una trampa de tamiz molecular que elimine las trazas de agua del gas de alimentación. La temperatura de la muestra se midió con una precisión de  $\pm 0,1$  K mientras que la sensibilidad del equipo es de 1 $\mu$ g. Se utilizaron los siguientes ciclos de trabajo empleando un caudal de gas de 50 mL.min<sup>-1</sup> de nitrógeno:

- a) Rampa de 20 °C/min hasta 110 °C + isoterma 5 minutos
- b) Rampa de 50 °C/min hasta 550 °C + isoterma 5 minutos
- c) Rampa de 50 °C/min hasta 950 °C + isoterma 5 minutos

Con el empleo de estos tres ciclos se puede determinar el contenido en humedad de la muestra (a), la descomposición del Ca(OH)<sub>2</sub> (b) y por último la determinación del contenido en carbono que se correspondería con el porcentaje de CO<sub>2</sub> capturado en el sólido (c).

La Figura 2.13 muestra el sistema experimental empleado para la determinación del contenido de CO<sub>2</sub> retenido en las cenizas.



Figura 2. 13: Sistema experimental empleado para la determinación del contenido de CO<sub>2</sub> retenido en las cenizas.

La Tabla 2.21 muestra la cantidad de CO<sub>2</sub> capturado evaluado mediante la técnica de termogravimetría. La columna de CO<sub>2</sub> capturado hace referencia al porcentaje de CO<sub>2</sub> (% peso) que retiene el sólido. Tal y como se observa en los resultados, la muestra sin tratar (M23) contiene en torno a un 10% de CO<sub>2</sub> pudiéndose llegar a combinar con un 21-26% en peso de CO<sub>2</sub> durante la carbonatación. La columna  $\Delta m$  muestra los resultados de CO<sub>2</sub> capturado por gramo de ceniza inicial, situándose entre un 10-16%.

Finalmente, se ha calculado el aumento en masa de la muestra tras la carbonatación, denominado CO<sub>2</sub> uptake, siendo determinado como una función del contenido de CO<sub>2</sub> antes y después de la carbonatación de acuerdo a la ecuación:

$$CO_2\text{uptake (\%)} = CO_2(\%) - CO_{2\text{inicial}}(\%) / 100 - CO_{2\text{final}}(\%) \times 100$$

donde CO<sub>2</sub> uptake representa la cantidad de CO<sub>2</sub> capturado expresada como los gramos de CO<sub>2</sub> secuestrados por 100 gramos de ceniza y CO<sub>2</sub> final y CO<sub>2</sub> inicial representan el contenido en porcentaje en peso de CO<sub>2</sub> de la muestra carbonatada y sin tratar respectivamente. Tal y como se muestra en la Tabla 2.20, el aumento de masa en las cenizas como consecuencia de la captura de CO<sub>2</sub> se sitúa entre 13- 22%.

Es posible calcular el rendimiento alcanzado en la conversión de Ca calculado directamente como la relación entre la cantidad de Ca carbonatado, proporcional al CO<sub>2</sub> uptake y el contenido de Ca inicial de acuerdo a la ecuación:

$$(\%) = (\%CO_2\text{uptake} / 44) / (\%Ca_0 / 56) \times 100$$

El contenido inicial de CaO analizado en las cenizas es de 45,1%. El rendimiento alcanzado en la conversión de Ca se sitúa entre el 38 y 63%.

Los resultados relativos a la captura de CO<sub>2</sub> por parte de las cenizas durante la carbonatación están en consonancia con los obtenidos en la bibliografía para estudios similares (Ver Tabla 1.3).

Tabla 2. 20: Principales resultados de captura de CO<sub>2</sub>.

Muestra	% CO <sub>2</sub> capturado	Δm	CO <sub>2</sub> uptake (%)	ηCa (%)
<b>M10</b>	21,49	10,74	13,68	39,27
<b>M16</b>	26,11	15,36	20,79	59,67
<b>M23</b>	23,52	12,77	16,70	47,93
<b>M11</b>	25,32	14,57	19,51	56,00
<b>M17</b>	23,59	12,84	16,80	59,67
<b>M24</b>	24,89	14,14	18,83	54,04
<b>M12</b>	26,84	16,09	21,99	63,13
<b>M18</b>	21,94	11,19	14,34	41,15
<b>M25</b>	25,32	14,57	19,51	56,00
<b>M13</b>	25,42	14,67	19,67	56,46
<b>M19</b>	22,34	11,59	14,92	42,84
<b>M26</b>	23,54	12,79	16,73	48,01
<b>M14</b>	21,33	10,58	13,45	38,60
<b>M20</b>	24,87	14,12	18,79	53,95
<b>M27</b>	25,12	14,37	19,19	55,08
<b>M15</b>	21,25	10,50	13,33	38,27
<b>M21</b>	22,81	12,06	15,62	44,85
<b>M28</b>	22,36	11,61	14,95	42,92
<b>M22</b>	10,75	-	-	-

Respecto al contenido en CO<sub>2</sub> de las cenizas, las cenizas sin carbonatar contienen alrededor de un 10% en peso de CO<sub>2</sub> pudiéndose llegar a combinar con un 21 - 26% en peso de CO<sub>2</sub> durante la carbonatación, lo que supone un porcentaje de CO<sub>2</sub> capturado por gramo de ceniza inicial en torno 10-16%. El incremento de masa respecto de la muestra inicial como consecuencia

de la carbonatación (CO<sub>2</sub> uptake) se sitúa entre un 13 - 22%. El rendimiento alcanzado en la conversión de Ca se coloca entre 38 - 63%.

### 2.1.3 Diseño de la instalación industrial a nivel proyecto básico

La primera etapa para el diseño industrial, basándonos en los datos de laboratorio, es determinar el dimensionamiento de la instalación. Para ello se fija así mismo el tiempo anual de operación y las toneladas a tratar (8.000 tn/año de cenizas). Las condiciones establecidas de reflejan en la Tabla 2.21.

Tabla 2. 21: Determinación de tiempo anual de operación para el tratamiento de las cenizas

Diaria	Semanal	Mes	Anual	Tiempo de producción	Tiempo de reacción
24 horas día	5días semana	20 días mes	240 días año	5.760 h/año	5.760 h/año * 0,85 = 4.896 h/año

Se estima, que es necesario un 15% del tiempo de producción en empleado para la carga y descarga de las cenizas.

#### 2.1.3.1 Cálculo del balance de flujos

En la Figura 2.14 se representa un esquema de bloques para detallar los diferentes flujos presentes en el proceso de carbonatación de las cenizas volantes.

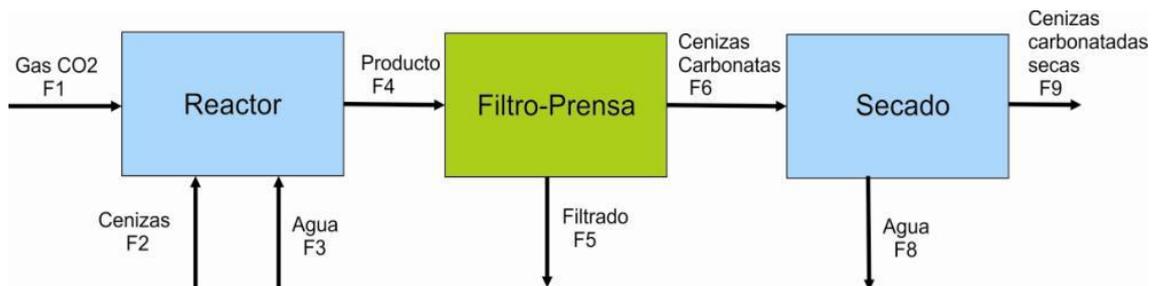


Figura 2. 14: Esquema del balance de materia del proceso de carbonatación.

#### Primera Etapa "Reactor"

##### Dióxido de carbono:

La cantidad de CO<sub>2</sub> anual que es necesaria para carbonatar las cenizas de combustión de residuos sólidos urbanos (cumpliendo los estándares establecidos) y que se ha determinado mediante los diferentes métodos de ensayo es **1.369 tn/año**.

$$F_1 = 1.369 \text{ tn/año} = 114 \text{ tn/mes} = 5,7 \text{ tn/día} = 0,28 \text{ tn/h}$$

Para determinar si, en el caso actual de la empresa SADER, el CO<sub>2</sub> generado en sus calderas es suficiente para aportar el CO<sub>2</sub> necesario para tratamiento de carbonatación de las cenizas de combustión de residuos sólidos urbanos, se realizan los siguientes cálculos:

Se calcula el suministro de gas natural en m<sup>3</sup>/año a partir de los datos de consumo de termias de ambas calderas que rondan los 7,3 millones de termias anuales.

$$7.300.000 \text{ termias/año} * 1,162 \text{ kwh/ termias} * 1 \text{ m}^3 / 11,7 \text{ kwh} = 725.008,55 \text{ m}^3 \text{ gas natural/año}$$

Se calcula la cantidad de CO<sub>2</sub> emitida por m<sup>3</sup> de gas quemado, suponiendo el gas natural como 100% metano y la combustión total, cada mol de CH<sub>4</sub> producirá un mol de CO<sub>2</sub>.

$$725.000 \text{ m}^3/\text{año} * 1 \text{ mol} / 22,4 \text{ l} * 44 \text{ g} / 1 \text{ mol} * 1 \text{ tn} / 1.000.000 \text{ g} * 1.000 \text{ l} / 1 \text{ m}^3 = \mathbf{1.424 \text{ tn CO}_2 \text{ año}}$$

Como se puede ver en los cálculos, la cantidad de CO<sub>2</sub> emitido por la empresa es aproximadamente igual a la cantidad necesaria para el tratamiento mediante carbonatación acelerada.

Cenizas:

$$F_2 = 8.000 \text{ tn/año} = 666,6 \text{ tn/mes} = 33,3 \text{ tn/día} = 1,64 \text{ tn/h}$$

Agua:

$$F_3 = 48.000 \text{ tn/año} = 4.000 \text{ tn/mes} = 200 \text{ tn/día} = 9,8 \text{ tn/h}$$

Producto:

$$F_4 = 57.369 \text{ tn/año} = 4.780,75 \text{ tn/mes} = 239 \text{ tn/día} = 11,7 \text{ tn/h}$$

## **Segunda Etapa "Filtro Prensa"**

Cenizas Carbonatadas (38% humedad):

$$F_6 = 12.929 \text{ tn/año} = 1.077 \text{ tn/mes} = 54 \text{ tn/día} = 2,6 \text{ tn/h}$$

Filtrado:

$$F_5 = 44.440 \text{ tn/año} = 3.703 \text{ tn/mes} = 185 \text{ tn/día} = 9,1 \text{ tn/h}$$

## **Tercer Etapa "Secado"**

Cenizas carbonatadas secas (10% de humedad final):

$$F_7 = 9.180 \text{ tn/año} = 765 \text{ tn/mes} = 38 \text{ tn/día} = 1,9 \text{ tn/h}$$

Agua:

$$F_8 = 3.749 \text{ tn/año} = 312 \text{ tn/mes} = 16 \text{ tn/día} = 0,8 \text{ tn/h}$$

En la tabla 2.22 se detallan los diferentes balances de flujos referenciados a distintas unidades temporales, de cara a determinar el dimensionamiento de los equipos del proceso.

Tabla 2. 22: Resultados del balance de flujos del proceso de tratamiento mediante carbonatación.

Código	Descripción	Anual	12 meses/año	20 días/mes	20,4 h/día
		tn/año	tn/mes	tn/día	tn/h
F1	CO <sub>2</sub>	1.369	114	6	0,3
F2	Cenizas	8.000	667	33	1,6
F3	Agua	48.000	4.000	200	9,8
F4	Producto	57.369	4.781	239	11,7
F5	Agua Filtrada	44.440	3.703	185	9,1
F6	Cenizas carbonatadas	12.929	1.077	54	2,6
F7	Cenizas carbonatadas secas	9.180	765	38	1,9
F8	Agua	3.749	312	16	0,8

### 2.1.3.2 Cálculo del volumen del reactor

Al tratarse de un sistema gas-líquido-sólido, con múltiples reacciones químicas en serie y paralelo, la cinética es muy compleja. No obstante, habitualmente se considera que la disolución y difusión del CO<sub>2</sub> en la fase líquida es la etapa limitante, al tratarse de la más lenta, y por tanto, la que determinará la velocidad global de reacción (Pan et al., 2013; He et al., 2005).

Se ha calculado el coeficiente de transferencia de materia del CO<sub>2</sub> en la fase líquida ( $k_{ia_{CO_2}}$ ) a partir de los datos experimentales a escala laboratorio. Dicho coeficiente de transferencia de materia depende de la geometría del sistema, de su fluidodinámica y de las propiedades del fluido, por lo que al escalar el equipo en el que se llevaron a cabo los experimentos, si estas características se mantienen constantes,  $k_{ia_{CO_2}}$  permanecerá invariable.

Para determinar  $k_{ia_{CO_2}}$  se planteó un balance de materia al flujo de CO<sub>2</sub> en el sistema experimental asumiendo que el flujo de CO<sub>2</sub> que reacciona ( $F_{CO_2}$ ), calculado mediante la técnica de termogravimetría, equivale al flujo de CO<sub>2</sub> que se transfiere a la fase líquida, de acuerdo con la ecuación siguiente:

$$F_{CO_2} = r_t * V_L$$

Dónde:

- $F_{CO_2}$ : Flujo de CO<sub>2</sub>
- $r_t$ : Velocidad de transferencia del CO<sub>2</sub> gas- líquido
- $V_L$ : Volumen del reactor

La velocidad de transferencia de CO<sub>2</sub> en la fase líquida es proporcional al gradiente impulsor debido a la diferencia entre la concentración de CO<sub>2</sub> en la fase líquida en condiciones de equilibrio y la concentración de CO<sub>2</sub> en la misma.

$$r_t = k_{la_{CO_2}} * (C_{eq} - C)$$

Dónde:

- $r_t$ : Velocidad de transferencia del CO<sub>2</sub> gas- líquido
- $k_{la_{CO_2}}$ : Coeficiente de transferencia de materia del CO<sub>2</sub> en fase líquida
- $C_{eq}$ : Concentración de equilibrio del gas en fase líquida

La concentración de equilibrio del gas en la fase líquida se calcula mediante la ley de Henry, la cual establece que es directamente proporcional a la presión parcial del gas:

$$C_{eq} = k_h * P_T * y$$

Dónde:

- $C_{eq}$ : Concentración de equilibrio del gas en fase líquida
- $k_h$ : Constante de Henry (0,035 mol/L\*atm)
- $P_T$ : Presión de la corriente gaseosa
- $y$ : Fracción molar de CO<sub>2</sub> en la corriente de gas en el reactor

Resolviendo conjuntamente las tres ecuaciones anteriores y despejando la constante de transferencia de materia del CO<sub>2</sub>, se obtiene que:

$$k_{la_{CO_2}} = F_{CO_2} / (k_h * P_T * y - C) * V_L$$

Para calcular el tamaño de reactor, hay que considerar los datos de partida, que se detallan en la Tabla 2.23.

Tabla 2. 23: Datos de partida para el cálculo del volumen de reactor (I)

Parámetros conocidos	Valor	Unidad
F <sub>CO<sub>2</sub></sub> (Dato obtenido de los ensayos de termogravimetría)	7,20 · 10 <sup>-5</sup>	mol/s
k <sub>h</sub>	0,035	mol/L*atm
P <sub>T</sub>	1	atm
C	0	mol/l
V <sub>L</sub>	0,6	l
Y	1	

$$k_{la_{CO_2}} = 0,00343 \text{ s}^{-1}$$

A partir de la obtención de la constante  $k_{la_{CO_2}}$  se puede calcular el volumen de reactor necesario para poder tratar el volumen de cenizas objetivo, según lo indicado en la Tabla 2.24:

Tabla 2. 24: Datos de partida para el cálculo del volumen de reactor (II)

Parámetros conocidos	Valor	Unidad
Cenizas anuales	8.000	Tn/año
CO <sub>2</sub> capturado por cada 100 g de ceniza (se expresa en tn para simplificar los cálculos)	17,11	tn CO <sub>2</sub> /100 tn ceniza
CO <sub>2</sub> (anual)	1.368,8	Tn/año
CO <sub>2</sub> (por segundo), se tiene en cuenta que el año corresponde a 5.760h de trabajo y 15% de ese tiempo se emplea en la carga y descarga	78	
CO <sub>2</sub> molar (F <sub>co2</sub> )	<b>1,8</b>	mol/s

Para una fracción molar de CO<sub>2</sub> en la corriente de gas en el reactor igual al 100% de CO<sub>2</sub> (y=1) tenemos:

$$V_L = F_{co2} / (k_h * P_T * y - C) * k_{ia_{co2}}$$

$$V_L = 14,993 \text{ l} = 15 \text{ m}^3$$

Considerando un reactor con L=D, podemos calcular el diámetro, despejando a partir de la siguiente fórmula:

$$V = \pi * D^3 / 4$$

$$D = (\sqrt[3]{V * 4}) / \pi$$

$$D = 2,6 \text{ m}$$

**2.1.3.3 Diagrama de flujo y descripción de la instalación.**

El diagrama de flujo propuesto para llevar a cabo todo el proceso de carbonatación de las cenizas volantes de incineración de RSUs es el siguiente:

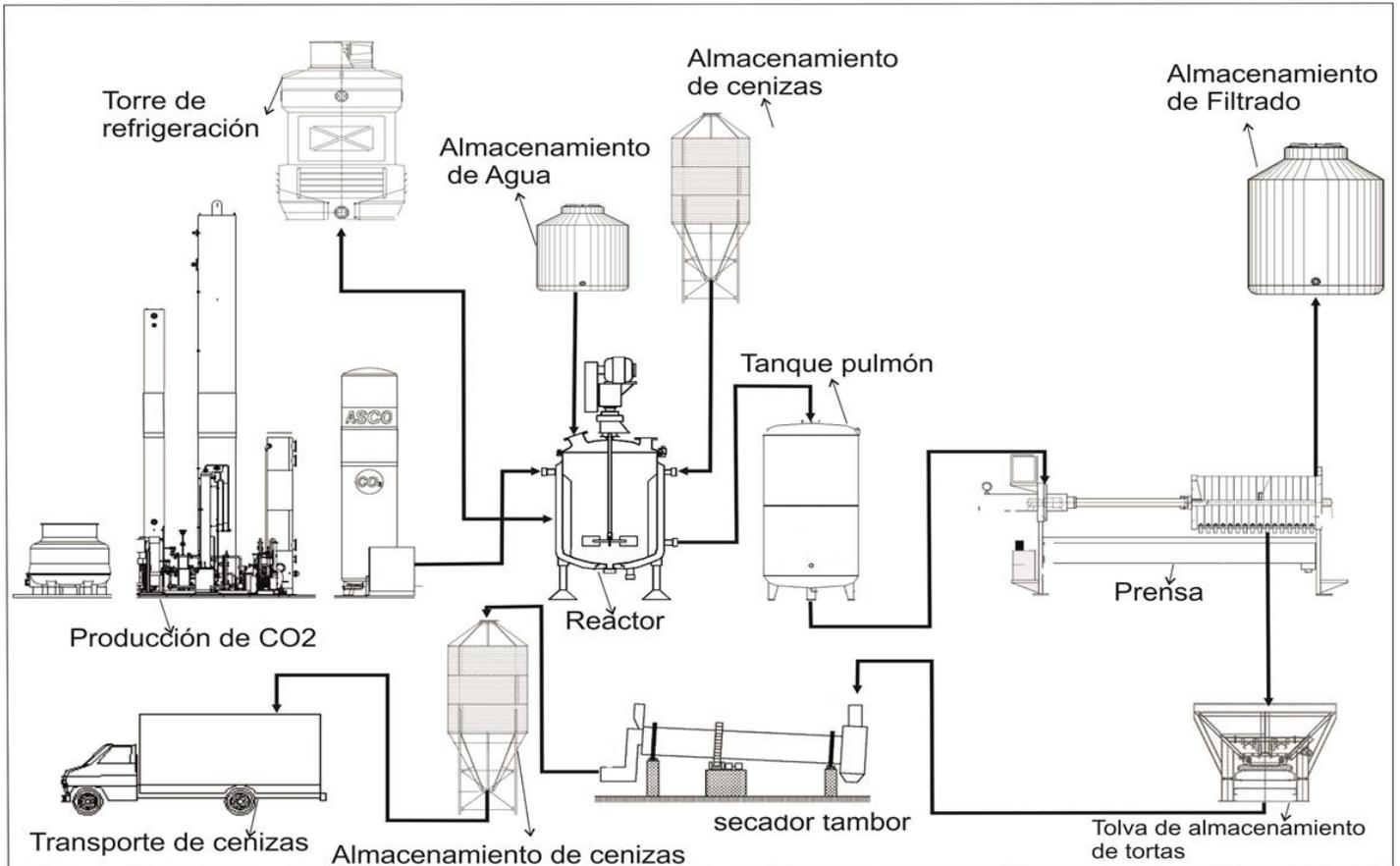


Figura 2. 15: Diagrama del proceso de tratamiento.

#### 2.1.3.3.1 Recepción de cenizas.

Diariamente se reciben en la empresa alrededor de 35 tn de cenizas volantes de RSU, provenientes de la incineradora de Zabalgardi, estas son almacenadas en un silo que cuenta con la capacidad para almacenar las cenizas recibidas diariamente.

#### 2.1.3.3.2 Producción de CO<sub>2</sub>.

El sistema ASCOSORB usa los gases provenientes de las descargas de caldera de la empresa SADER, ocupando la totalidad de dichos gases (esto tiene como efecto, la cero emisión de gases de efecto invernadero a la atmosfera de la empresa).

Dichos gases contienen productos de combustión como CO<sub>2</sub>, vapor de agua, N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, CO y posiblemente SO<sub>2</sub>, en función del combustible utilizado. En el marco del proceso ASCOSORB, el gas de combustión se enfría y se trata inicialmente para el SO<sub>2</sub>, restituyendo eficazmente un gas de combustión a una temperatura de funcionamiento adecuada y alcanzando un nivel aceptable de SO<sub>2</sub> antes de entrar en el proceso de extracción de CO<sub>2</sub> gaseoso.

Una vez enfriado y tratado, el gas de combustión entra en el sistema de recuperación de CO<sub>2</sub> de gases de combustión para la extracción de CO<sub>2</sub> gaseoso del gas de combustión, utilizando

el disolvente de absorción especialmente formulado ASCOSORB combinado con las torres de proceso y material de relleno para lograr la mejor eficiencia general. Estas torres incluyen el absorbedor y el extractor de CO<sub>2</sub> gaseoso.

La combinación de los disolventes ASCOSORB con las torres de proceso es lo que le confiere al proceso de extracción la eficiencia para extraer casi todo el CO<sub>2</sub> presente en el gas de combustión, así como la resistencia a cualquier nivel de O<sub>2</sub> presente en el flujo de origen.

Una vez absorbido, el CO<sub>2</sub> gaseoso es retirado dentro del disolvente especial ASCOSORB y los productos remanentes de la combustión son descargados por la parte superior del absorbedor.

El disolvente enriquecido con CO<sub>2</sub> pasa a la torre de extracción que utiliza disolvente pobre recalentado juntamente con la torre de proceso y material de relleno para liberar el CO<sub>2</sub> gaseoso del flujo de disolvente enriquecido.

El CO<sub>2</sub> gaseoso que sale del mecanismo de extracción está a temperatura y presión controladas para su posterior procesamiento.

El procesamiento se completa con el suministro eficiente y de alta calidad de los equipos de compresión, purificación, secado y licuefacción de ASCO.

#### 2.1.3.3.3 Producción de Carbonatos (reacción de carbonatación).

Después de almacenar las cenizas, el agua de proceso, y de producir el CO<sub>2</sub> para la carbonatación (se estima un tiempo de puesta en marcha del proceso de 24 horas, en donde se reciben las primeras 35 tn a tratar y se produce las 5,7 tn de CO<sub>2</sub> para la carbonatación), se procede a la carbonatación de las cenizas.

En el reactor entra primeramente 9,8 m<sup>3</sup> de agua, luego 1,63 tn de cenizas se mezcla unos diez minutos y luego se inyecta el CO<sub>2</sub> y esto da a lugar al inicio de la reacción. Se trabaja a 20°C y 1 bar y se lleva a cabo un control de pH y T<sup>a</sup> en continuo, además el reactor está provisto de una camisa de refrigeración para mantener la temperatura a 20°C, ya que la reacción es exotérmica.

La reacción de carbonatación se controla siguiendo el pH de la reacción ya que inicialmente se encuentra por encima de 12 y finaliza cuando permanece estable por debajo de 7.

La duración de la reacción es aproximadamente 90 minutos.

Una vez producida la misma se trasvasa el producto a un tanque pulmón provisto de agitación para pasar luego a la etapa de prensado.

#### 2.1.3.3.4 Prensado.

Una vez carbonatadas las cenizas, se intenta eliminar mediante deshidratación mecánica el mayor contenido de agua posible. El filtro propuesto es un filtro de membranas, puesto que este sistema permite alcanzar grados más altos de sequedad (se obtiene una torta con el 38 % de humedad) que los filtros convencionales.

Una vez prensado las tortas se almacenan en una tolva para pasar luego a una etapa de secado y el filtrado se almacena en un tanque para luego ser tratados y eliminar todos los contaminantes que superen los límites de vertido y en caso de no superar los límites se verterán al colector sin un tratamiento previo. El análisis de las aguas de vertido y su gestión más adecuada están descritos en el apartado 2.1.4 de la presente tesis.

#### 2.1.3.3.5 Secado.

Las tortas presadas tienen alrededor de un 38% de humedad en esta etapa se intenta llegar a un 10 % de humedad mediante el uso de un tambor rotatorio. Una vez que se coloca la materia prima húmeda en el secador rotatorio, el rastrillo que se encuentra en el interior del cilindro da la vuelta y distribuye uniformemente para propiciar el contacto total de la materia prima con la contracorriente de aire caliente, lo cual acelera el proceso de calentamiento y secado en masa. El rastrillo mueve el material a medida que se seca, y se va pasando a través de la zona de secado hacia una válvula que descarga el producto seco.

#### **2.1.3.4 Dimensionamiento y selección de los principales equipos de la instalación de carbonatación.**

Se describen a continuación los principales equipos de la instalación de carbonatación, indicándose sus principales características y posibles suministradores. Son datos aportados por proveedores directos, que servirán así mismo para determinar el valor de la inversión de la instalación.

##### 2.1.3.4.1 Tanque para almacenamiento de cenizas.

Teniendo en cuenta el volumen de generación de cenizas en la incineradora de referencia se selecciona el tanque de recepción.

$$F_2 = \text{Cenizas} = 8.000 \text{ tn/año} = 666,6 \text{ tn/mes} = 33,3 \text{ tn/día}$$

Se considera adecuado tener capacidad de almacenamiento para almacenar el equivalente a un día de recepción de cenizas, por lo tanto, se elige el modelo 38008C que provee la empresa "Silos Morales" (ver Figura 2.16). Esto minimiza el coste de inversión y de espacio físico, pero añade limitaciones a la recepción.

Las características técnicas del silo de recepción propuesto son:

- Capacidad: 114,02 m<sup>3</sup> (40 tn)
- Diámetro: 3,820 m
- Altura: 13,38 m

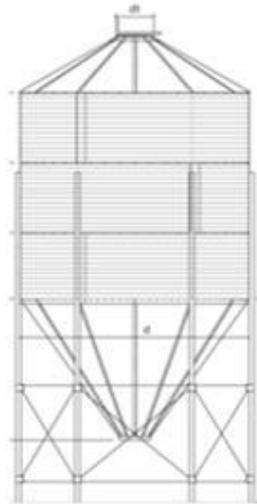


Figura 2. 16: Silo de recepción de cenizas

#### 2.1.3.4.2 Tanque de almacenamiento de agua.

Según los cálculos del balance de flujos y considerando que se deben tratar 33,3 toneladas día, se estima el siguiente consumo de agua:

$$F_3 = \text{Agua} = 48.000 \text{ tn/año} = 4.000 \text{ tn/mes} = 200 \text{ tn/día}$$

$$\rho_{\text{agua}} = 1 \text{ tn/m}^3 \rightarrow \text{Agua} = 200 \text{ m}^3/\text{día} \rightarrow 9,8 \text{ m}^3/\text{h}$$

En un turno de trabajo de 8 horas se consumirán **78,43 m<sup>3</sup>/h**.

Teniendo en cuenta el volumen de agua a consumir por hora y el ratio de suministro de agua de red hasta 4 l/sg (14,4 m<sup>3</sup>/h) se podría realizar consumo directo (115,2 m<sup>3</sup>/h > 78,43 m<sup>3</sup>/h), se plantea adecuado, para evitar paradas de proceso derivadas de cortes de suministro, colocar 1 tanque de almacenamiento de agua de capacidad aproximada a 8 horas de trabajo y se selecciona el tanque de 99,4 m<sup>3</sup> de la empresa proveedora es "Silos Morales" (ver Figura 2.17).



Figura 2. 17: Tanque almacenamiento de agua de red.

#### 2.1.3.4.3 Fuente de dióxido de carbono.

Se estima que la generación de CO<sub>2</sub> debe ser constante para el tratamiento de las cenizas, por lo que la producción de CO<sub>2</sub> a partir de los gases de combustión de la empresa SADER deberá de ser de:

$$F1 = \text{CO}_2 = 1.369 \text{ tn/año} = 114 \text{ tn/mes} = 5,7 \text{ tn/día} = 0,28 \text{ tn/h} = 280 \text{ kg/h}$$

Con esta información, se selecciona el sistema modular que produce **285 kg/h** de la empresa ASCOSORB, según los datos de la Figura 2.18.



Propuesta de diseño estándar (medidas en mm)							
Capacidad	A	B	C	D	E	F	G
285 kg/h	10 000	10 000	3500	6160	3000	6000	14 740
500 kg/h	10 000	10 000	4900	6160	3000	6000	14 740
1000 kg/h	10 000	15 500	4900	6160	3000	6000	15 140

Figura 2. 18: Selección de capacidad de producción horaria de CO<sub>2</sub> sistema Ascosorb.



Figura 2. 19: Instalación de concentración de CO<sub>2</sub> de ASCOSORB.

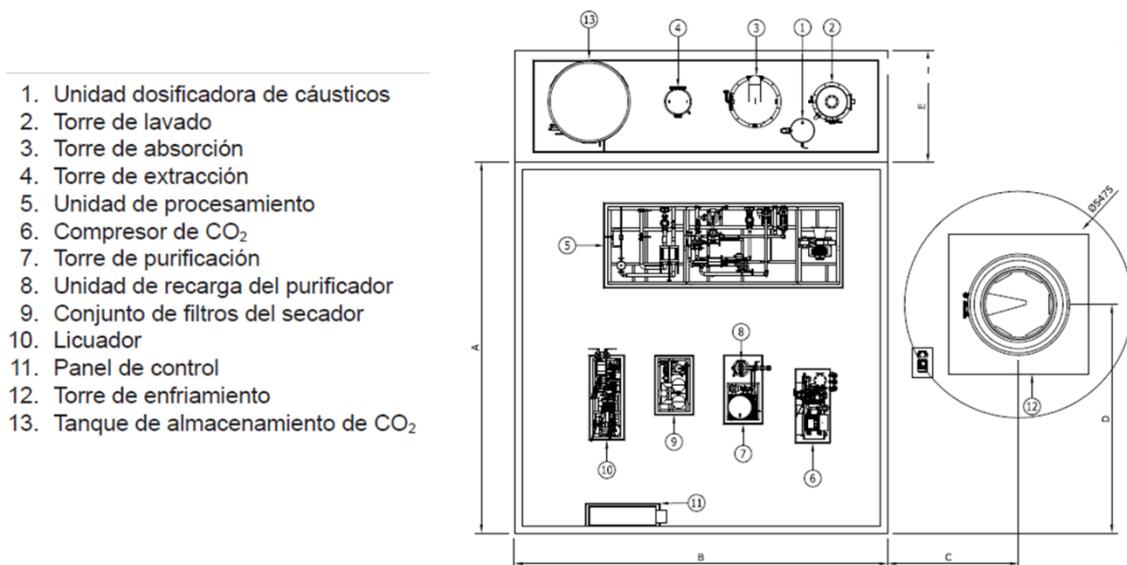


Figura 2. 20: Implantación y equipos principales planta de concentración de CO<sub>2</sub> de ASCOSORB.

En caso de optar por no aprovechar los gases de combustión de las calderas de SADER, habría que realizar una instalación de almacenamiento de CO<sub>2</sub> comercial (ver Figura 2.21). Estas instalaciones son suministradas por el propio proveedor del gas y suelen estar en régimen de alquiler. El tamaño seleccionado, permite almacenar el gas consumido en un mes de operación:

$$CO_2 = 1.369 \text{ tn/año} = 114 \text{ tn/mes}$$

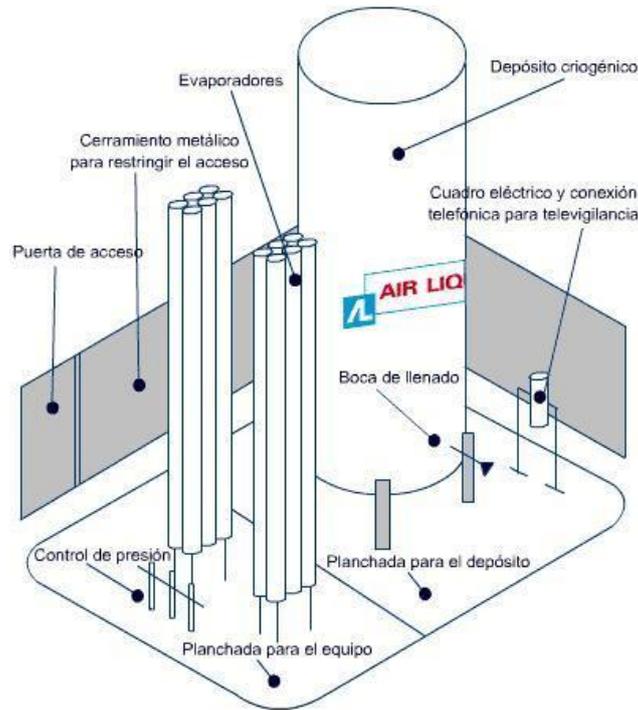


Figura 2. 21: Instalación de almacenamiento de CO<sub>2</sub> comercial.

#### 2.1.3.4.4 Reactor.

Para poder establecer cuál es la tipología de reactor más adecuada para llevar a cabo la carbonatación se tienen en consideración las características de la reacción:

- Presión: 1atm absoluta
- Temperatura: 20°C, el reactor está provisto de una camisa de refrigeración para mantener la temperatura, ya que la reacción es exotérmica y alcanza una temperatura de 60°C como máximo.
- pH= 12 a 7 (la reacción comienza a pH = 12 y finaliza a pH=7)
- Tiempo de reacción= 90 min.

Con esta información y con los cálculos del volumen de reactor visto en el punto 2.2.4.2, se selecciona el siguiente reactor, cuyas características técnicas son:

- El volumen del reactor según lo calculado es 15 m<sup>3</sup>.
- Dimensiones:
  - Diámetro interior: 2.500 mm
  - Altura cilindro: 3.000 mm
  - Fondo superior: 15° cónico / Fondo inferior: 18° cónico
- Espesores:

- Fondo inferior 3 mm
  - Fondo superior 3 mm
- Tipo de apoyo:
  - Patas tubulares de 200 con pies de apoyo planos.
- Potencia: 4kW
- Tensión: 400/690V
- Protección: IP 55
- Estanqueidad: Retén
- RPM: 88
- Palas: 3 hélices  $\varnothing 800$
- Material: AISI-316L
- Fijación torreta: Brida DN150 DIN 2576 PN10

Se ha considerado suficiente la calidad de material el propuesto AISI-316-L, puesto que la reacción, a pesar de ser exotérmica, se mantendrá constante a 20°C mediante refrigeración. En cualquier lugar sería conveniente, previa a la instalación industrial, un análisis de corrosividad del material expuesto a la lechada de cenizas, puesto que contiene una concentración de sales de cloro muy elevada. En ausencia de esta información y considerando la diferencia de costes entre un reactor con una aleación de acero en comparación con aleaciones especiales, se ha planteado la opción más económica desde un punto de vista de inversión inicial.



Figura 2. 22: Reactor

#### 2.1.3.4.5 Torre de Refrigeración.

Considerando que es necesario mantener el reactor a una temperatura constante de 20°C y que la reacción de carbonatación acelerada de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos es exotérmica y alcanzaría los 60°C, es necesario contar con una instalación de refrigeración (ver Figura 2.23). Las especificaciones técnicas de la torre de refrigeración se seleccionan para dar servicio a la instalación:

- Calor disipado: 420.000 kcal/h, 484,5 kw
- Caudal de agua: 20 m<sup>3</sup>/h
- Temperatura de salida: 45 °C
- Temperatura de entrada: 24 °C
- Temperatura de bulbo húmedo: 21 °C
- Pérdidas por evaporación: 0,7 m<sup>3</sup>/h
- Arrastre: 0,01 %
- Número de toberas: 4
- Presión: 4 m.c.a
- Tipo de ventilador: axial

- Potencia instalada (unid.) :4 kw
- Polos (rpm): 6/1000 nº/rpm
- Voltaje / Fases / Frecuencia 230/400/50
- Suministro eléctrico a 400v: 8,6 A



Figura 2. 23: Torre de refrigeración.

#### 2.1.3.4.6 Tanque pulmón para el producto de reacción.

Según los cálculos del balance de masas la cantidad de producto carbonatado que se obtendrá a la salida del reactor es la siguiente:

$$F_4 = \text{Producto} = 57.369 \text{ tn/año} = 4.780,75 \text{ tn/mes} = 239 \text{ tn/día} = 11,7 \text{ tn/h}$$

Con este dato y teniendo en cuenta la densidad de la mezcla  $1,1 \text{ tn/m}^3$  se calcula el volumen de tanque por hora de reacción:

$$\text{Caudal volumétrico} = \frac{11,7 \text{ tn} / \text{h}}{1,1 \text{ tn/m}^3} = 10,63 \text{ m}^3/\text{h}$$

Debido a que el tanque pulmón tiene por objeto el almacenamiento y regulación de la suspensión a efectos de preparar la carga para cada ciclo de filtrado, se considera un volumen de regulación equivalente al menos a dos horas de alimentación.

Las características técnicas del tanque seleccionado (ver Figura 2.24) son:

- Depósito vertical cilíndrico, construido en PRFV, con patas de acero galvanizado
- Capacidad: 26.000 litros
- Diámetro: 3.000 mm
- Altura total: 4.200 mm fondos bombeados

- Velocidad del agitador: 120 rpm
- HÉLICE tipo ATAX-3 & 1.100mm
- Material del eje y de la hélice: ACERO AL CARBONO EBONITADO
- Se incluye una sonda ultrasónica de nivel con salida analógica 4-20 mA y rango 0-10 m.



Figura 2. 24: Tanque pulmón para producto de reacción.

#### 2.1.3.4.7 Prensado del producto de reacción.

A partir del caudal másico que se obtiene a la salida del reactor 239 tn/día, disponiendo de 24 horas de trabajo al día y considerando una concentración de sólidos en la suspensión, del 20% en peso, el fabricante del equipo hace las siguientes consideraciones adicionales:

- Densidad de la suspensión: 1,1tn /m<sup>3</sup>
- Densidad de la torta: 1,32tn/m<sup>3</sup>
- Producción diaria de lodos: 264tn
- Producción de materia seca al día: 52,8tn
- Tiempo Total ciclo: 60 min
- Operatividad de máquina: 90 %
- Nº de ciclos al día: 22
- Producción de MS ciclo: 2.400 kgMS
- Volumen estimado de filtración: 2.933l
- Espesor de torta: 30 mm
- Sequedad estimada torta: 62 % peso

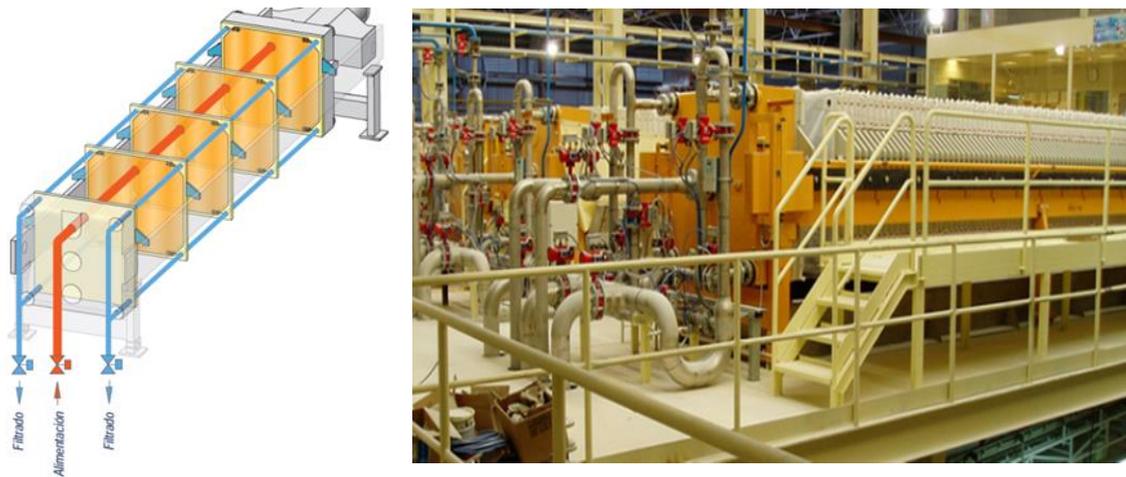


Figura 2. 25: Filtro de prensa.

Las ventajas del filtro de membranas frente a los filtros convencionales están descritas en la propia web del fabricante ([www.fsi-filtracion.com](http://www.fsi-filtracion.com)):

*Supone un avance importante frente al filtro convencional de cámara fija.*

*Incorpora placas de superficies filtrantes superpuestas a su estructura base susceptibles de ser infladas modificando el espesor de la cámara de filtración.*

*De esta forma, el proceso de deshidratación, no sólo se basa en la filtración a presión, donde se supera la pérdida de carga a través del soporte y de la propia torta, sino también en la compresión de la torta.*

*Este sistema nos permite, frente a los filtros convencionales, las siguientes VENTAJAS:*

- *Aplicación del FILTRO PRENSA a productos "no manejables" con filtros de cámara.*
- *Mejor acomodación a diferentes condiciones de entrada del producto, con condiciones de salida más regulares.*
- *Menor dependencia del correcto acondicionamiento del lodo o de las ayudas de filtración a utilizar.*
- *Mayor producción por m<sup>2</sup> instalado debido a la reducción del ciclo de operación, con la consiguiente disminución de espacio y elementos auxiliares requeridos.*
- *Reducción de la humedad de la torta con su repercusión en los gastos de transporte y disposición de las mismas con importante ahorro de energía en su proceso de secado.*
- *Requerimiento de bombas de llenado convencionales, sin necesidad de bombas de pistón-diafragma de alta presión.*
- *Mayor homogeneidad de las características de la torta, con su beneficio en los problemas de disposición y recuperación de vertederos.*

- *Además, cuando los procesos de lavado y soplado son posibles y necesarios, su ventaja suele ser definitiva, al permitir realizar dichas operaciones con mejores resultados en menor tiempo y drástica reducción del agua de lavado y del aire de soplado porque nos ofrece una torta más homogénea y evita los caminos preferenciales que se producen en este proceso.*
- *Actualmente estas placas de membrana se fabrican con piezas desmontables, recambiables y en diferentes materiales principalmente cauchos naturales o sintéticos.*

Las características del filtro prensa de membranas seleccionado son las siguientes para las condiciones descritas en el inicio del subapartado son:

- Modelo del filtro: P-1215/13-CM 1200
- Formato: 1200
- Dimensión de placas: 1200 x 1200 mm
- Presión de diseño del bastidor: 15 bar
- Temperatura de trabajo: 0 °C
- Tipo de paquete filtrante: Mixto
- Espesor de cámara: 35 mm
- Tipo de placas: "Placa de cámara, prensada en molde y fabricada en polipropileno de alta densidad. Placa de doble membrana con estructura en PP y membrana en EPDM"
- Forma de placas: S/C-464
- Entrada de suspensión: Central DN125
- Evacuación del filtro: Cerrada
- Conexiones evacuación: 4 x DN 65-PN10
- Tipo de telas: Doble con manguito
- Material de telas: Polipropileno
- Tratamiento de telas: Termofijado, calandrado
- Nº de placas: 99
- Placas de cámara: 50
- Placas de membrana: 49
- Apertura del filtro: 400 mm
- Volumen de filtración: 3.416 l
- Superficie de filtración: 216,6 m<sup>2</sup>
- Longitud útil: 7.200 mm

- Longitud total: 9.700 mm
- Altura del filtro con sistema de lavado: 3.500 mm
- Anchura del filtro: 1.900 mm
- Peso aproximado: 22.600 Kg

2.1.3.4.8 Tanque de almacenamiento de filtrado.

A la salida del filtro se obtiene un volumen de aguas de filtrado que deberán almacenarse para posteriormente ser vertidas (si cumple los parámetros limitativos estipulados), para ser tratadas en las propias instalaciones de SADER o bien para ser gestionadas en un gestor de residuos externo (en el caso de que no cumplierse parámetros y no se optase por una autogestión).

$$F_5 = \text{Caudal teórico} = 44.440 \text{ tn/año} = 3.703 \text{ tn/mes} = 185 \text{ tn/día} = \mathbf{9,1 \text{ tn/h}}$$

Se selecciona un tanque para que almacene aproximadamente cada día de operación (20,4 h/día), por lo que debe tener capacidad para almacenar un volumen de filtrado producido de 185,64m<sup>3</sup>.

Analizando los tamaños que provee la empresa Silos Morales, recogidos en la Figura 2.26, se selecciona un tanque de almacenamiento de V= 197 m<sup>3</sup>.



Modelo	Diam. Ø Mt.	Nº Aros	Altura Mt.	Capacidad Lt.	Volumen M <sup>3</sup>
7,60 / 1	7,640	1	1,104	50.611	50,61
7,60 / 2	7,640	2	2,168	99.388	99,39
7,60 / 3	7,640	3	3,232	148.166	148,17
7,60 / 4	7,640	4	4,296	196.943	196,94
7,60 / 5	7,640	5	5,360	245.720	245,72

Figura 2. 26: Opciones de tanques de almacenamiento de filtrado.

2.1.3.4.9 Tolva para el almacenamiento de cenizas carbonatadas.

A la salida del filtro prensa y considerando una humedad del 38% de las cenizas carbonatadas y filtradas se tiene que:

$$F_6 = 12.929 \text{ tn/año} = 1.077 \text{ tn/mes} = 54 \text{ tn/día} = 2,6 \text{ tn/h}$$

Se selecciona una tolva para que almacene al menos el equivalente a medio día de operación, por lo tanto, debería tener una capacidad de 27 tn/día. Considerando que la torta obtenida tiene una densidad de 1,32tn/m<sup>3</sup>, se necesitaría una tolva en torno a 20m<sup>3</sup>.

Se analizaron las ofertas de la empresa "Tusa" y la tolva que mejor se ajusta tiene las siguientes características:

- Capacidad: 20 m<sup>3</sup>
- Dimensiones en planta = 4500x4700 mm
- Altura tolva = 5.000mm
- Inclinación de las paredes = 55°
- Tratamiento de superficies: Desengrasado superficial



Figura 2. 27: Tolva de almacenamiento de cenizas carbonatadas.

#### 2.1.3.4.10 Secado.

Se plantea como opcional la necesidad de secar las cenizas desde el 38% de humedad que presentan a la salida del sistema de filtración hasta una humedad del 10%, con el objeto de facilitar su uso posterior en otras aplicaciones industriales. El volumen de cenizas carbonatadas y filtradas que habría que secar sería:

$$F_6=12.929 \text{ tn/año}=1.077 \text{ tn/mes}=54 \text{ tn/día}=2,6 \text{ tn/h}$$

Para obtener cenizas con un 10 % de humedad se selecciona un secador tambor con las siguientes características:

- La secadora se calienta por gas natural.
- La temperatura del gas caliente en la entrada del secador se limita a aprox. 500 °C.
- Capacidad de calentamiento: 1.064 kW.
- El consumo de gas natural: 103 Nm<sup>3</sup>/h.

- El consumo de gas específico: 44 Nm<sup>3</sup> por tonelada de materia seca.
- Modelo TT 90/11 D E A G (diámetro de 1,580 mm; longitud del tambor 11.000 mm), con un sistema de eliminación de polvo durante aprox. 12.000 m<sup>2</sup> de aire / h ventilación de la secadora; secador y el filtro.

La empresa proveedora de este sistema es ALLGAIER. Según la información que figura en su web ([www.allgaier-process-technology.com](http://www.allgaier-process-technology.com)) la descripción del secador tipo tambor con doble carcasa y sistema Mozer es:

*CARACTERÍSTICAS: En tambores de doble carcasas, el secado/enfriado se produce en 2 tubos dispuestos de forma concéntrica. Durante la transición del tambor interior al tambor exterior, el sólido es desviado en su dirección de movimiento axial. Este diseño en tambores de doble carcasa da por resultado, la entrada y salida del producto en el mismo lado del tambor.*

*En comparación con los tambores de simple carcasa, los tambores de doble carcasa pueden ser diseñados con diámetros mayores, pero con longitudes muy reducidas. Con ello, en muchas aplicaciones se producen enormes ventajas con la integración del secador o enfriador en la instalación completa.*

*PRINCIPIO DE FUNCIONAMIENTO: Mediante el diseño individual relacionado con la aplicación (palas internas), en combinación con la rotación del tambor interno y externo uniforme, nos permite un contacto muy intenso entre el producto aflojado y el gas caliente con flujo turbulento por el tambor (para el secado o calentamiento) respectivamente el aire que fluye por el tambor para el enfriamiento eficiente.*

*Eso permite un intercambio entre material y calor muy intenso y por tanto un secado respectivamente enfriamiento muy eficiente.*

*ESPECIALMENTE ADECUADOS PARA: Minerales, arenas, escoria, carbón, arcilla, bentonita, productos químicos, fertilizantes, restos de fermentación, reciclaje de desechos, combustibles alternativos.*

*VENTAJAS: Sistema Mozer, longitudes de construcción compactas incluso con rendimientos altos, alta eficiencia térmica y baja demanda de combustible incluso sin aislamiento del tambor separado, la entrada y salida de material se encuentran en el mismo lado (ventajoso para muchas variantes de instalación).*

*SECTORES: Piedras y tierras, Química y Cerámica.*



Figura 2. 28: Secador de tambor de doble carcasa.

#### 2.1.3.4.11 Tanque de almacenamiento de producto final.

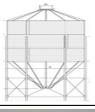
A la salida del secado se almacena el producto final antes de ser remitido a su destino final.

$$F_7=9.180 \text{ tn/año}=765 \text{ tn/mes}=38\text{tn/día}=1,9 \text{ tn/h}$$

Se considera adecuado tener capacidad de almacenamiento para almacenar el equivalente a un día de generación de producto, por lo tanto, se elige el modelo 38008C que provee la empresa "Silos Morales", que es el mismo silo que el empleado para almacenar las cenizas volantes cuando se reciben en la instalación de carbonatación.

En la Tabla 2.25, se recogen, a modo de resumen las principales características de los equipos principales del proceso de carbonatación acelerada de cenizas volantes:

Tabla 2. 25: Especificaciones de los equipos principales del proceso industrial de carbonatación.

Equipamiento	Suministrador	Descripción	Figura
2 Tanques almacenamiento de cenizas: 1 recepción residuo 1 producto final	Silos Morales Modelo 38008C	V: 114m <sup>3</sup> D: 3,82m H: 13,38m	
Tanque almacenamiento de agua	Silos Morales Modelo 760/2	V: 99m <sup>3</sup> D: 7,64m H: 2,17m	
CO <sub>2</sub>	ASCOSORB	285 kgCO <sub>2</sub> /h	
Reactor	Sagafluid	V: 15 m <sup>3</sup> D: 2,5m H: 3m	
Torre de Refrigeración	Sagafluid	20m <sup>3</sup> /h	
Tanque pulmón	FSI Filtraciones	V: 26m <sup>3</sup> D: 3m	
Filtro prensa	FSI Filtraciones	99 placas 1200x1200 60min/ciclo 62% de sequedad	
Tanque de almacenamiento de filtrado	Silos Morales Modelo 760/5	V: 197m <sup>3</sup> D: 7,64m H: 3,23m	
Tolva almacenamiento de cenizas carbonatadas	Tusa	V: 20m <sup>3</sup> 4,5x4,7m H: 5m	
Secado	Allgaier Modelo TT 90/11 DEA	D: 1,58m L: 11m	

#### 2.1.4 Caracterización del agua residual y determinación del tratamiento más adecuado

Con el objeto de determinar el impacto medioambiental de las aguas generadas en el proceso, cuyo volumen, al ser muy significativo (44.440n de agua generada anualmente para tratar las 8.000tn de cenizas), podría convertir a este tratamiento de carbonatación acelerada en vía húmeda en un proceso medioambientalmente no sostenible, se realizaron analíticas de los principales metales pesados solubles presentes en las cenizas en el agua filtrada en varios de los ensayos de carbonatación acelerada realizados.

Así mismo, el coste de tratamiento de más de 44 mil toneladas de aguas contaminadas podría convertir el proceso en no viable económicamente.

En la Tabla 2.26 se recogen los resultados analíticos para la concentración de Pb, Zn y Cloruros.

Tabla 2. 26: Concentración de Pb, Zn y Cloruros en las aguas de filtrado de cenizas carbonatadas.

Muestra	L/S (l/kg)	Pb (mg/ kg mat. seca)	Zn (mg/kg mat. seca)	Cl (mg/kg mat. seca)
M11	L/S=3	0,56	2,12	52.456,21
M17	L/S=3	0,52	2,45	52.321,87
M24	L/S=3	0,58	2,23	52.824,23
M12	L/S=4	0,61	2,65	52.832,35
M18	L/S=4	0,57	2,78	50.976,34
M25	L/S=4	0,59	2,95	51.345,30
M13	L/S=5	0,49	2,32	75.765,89
M19	L/S=5	0,45	2,15	74.347,32
M26	L/S=5	0,48	2,32	76.325,32
M14	L/S=6	0,53	2,02	87.214,38
M20	L/S=6	0,52	2,15	85.567,43
M27	L/S=6	0,52	2,25	79.652,89
M15	L/S=7	0,61	2,34	70.543,34
M21	L/S=7	0,56	2,54	73.033,18
M28	L/S=7	0,59	2,65	74.321,30
M16	L/S=8	0,51	2,78	83.324,76
M22	L/S=8	0,54	2,89	85.234,65
M29	L/S=8	0,56	2,63	81.213,21

Según los datos obtenidos, los parámetros analizados, estarían por debajo de los límites actuales establecidos para SADER en su permiso de vertido a Colector:

- Límite Pb: 3 mg/ kg mat. seca
- Límite Zn: 15 mg/ kg mat. Seca
- Cloruros: no existe limitación.

Adicionalmente a lo anterior, se realizó un nuevo ensayo de carbonatación en una relación L/S = 6 (seleccionada como óptima para la mínima concentración de cloruros en el lixiviado de las cenizas, tal y como se explicó en el apartado 2.1.2), para determinar una amplia batería de contaminantes susceptibles de estar presentes en el agua filtrada.

Por último, para evaluar el impacto de la adición de CO<sub>2</sub> en la calidad de las aguas obtenidas, se analizó el agua generada en un proceso de lavado de las cenizas sin añadir CO<sub>2</sub>, esto es, un lavado exclusivamente con agua en una relación L/S 1 a 6.

Los resultados de las analíticas realizadas a los efluentes obtenidos en los correspondientes ensayos, así como los diversos límites legales establecidos para el vertido (actual límite de SADER

para vertido a colector de la Depuradora de Galindo y los límites del nuevo BREF para residuos para el caso de vertido indirecto *DECISIÓN DE EJECUCIÓN (UE) 2018/1147 DE LA COMISIÓN de 10 de agosto de 2018 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el tratamiento de residuos, de conformidad con la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo*) están recogidos en la Tabla 2.27:

Tabla 2. 27: Concentración de contaminantes en las aguas de filtrado de cenizas carbonatadas.

	LÍMITES DE VERTIDO PARA COLECTOR	LÍMITES VERTIDO AGUAS INDIRECTAS BREF	AGUAS DE FILTRADO	AGUAS DE FILTRADO
			(sin CO <sub>2</sub> ) L/S 1/6	(con CO <sub>2</sub> ) L/S 1/6
pH	6-9,5	-	12,14	7,79
S. Suspensión (mg/l)	600	-	< 0,01	< 0,01
Dureza (mg/l)	-	-	16000	15050
Sólidos gruesos y flotantes	-	-	< 0,01	< 0,01
Aceites y grasas (mg/l)	50	-	< 0,01	< 0,01
Aceites y grasas flotantes	-	-	< 0,01	< 0,01
Turbidez (NTU)	-	-	6,22	< 0,01
Fenoles (mg/l)	50	-	< 0,01	< 0,01
Cr <sup>6+</sup> (mg/l)	-	0,01-0,1	0,11	0,65
D.Q.O. (mg O <sub>2</sub> /l)	-	-	115	101
C.O.D. (mg/l)	-	-	14,96	11,97
Conductividad (uS)	-	-	63100	57100
Sulfatos (mg/l)	1500	-	2682	1784
Fluoruros (mg/l)	-	-	< 0,01	0,98
Sulfuros (mg/l)	2	-	0,05	< 0,01
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	300	-	100,97	96,52
N Total (mg/l)	-	-	85,4	89,3
P Total (mg P/l)	-	-	1,7	0,2
Cianuros (mg/l)	2	0,02-0,1	< 0,01	< 0,01
Fe (mg/l)	150	-	< 0,01	< 0,01
Cu (mg/l)	7,5	0,05-0,5	0,06	0,05
Zn (mg/l)	15	0,1-2	4,11	0,49
Cd (mg/l)	1,5	0,01-0,1	< 0,01	0,03
Sn (mg/l)	-	-	0,1	< 0,01
Se (mg/l)	-	-	0,19	< 0,01
Pb (mg/l)	3	0,05-0,3	24,35	< 0,01
Mn (mg/l)	-	-	< 0,01	< 0,01
Ni (mg/l)	5	0,05-1	< 0,01	< 0,01
Cr (mg/l)	0,75 (*)	0,01-0,3	1,06	1,06
Al (mg/l)	-	-	0,05	0,13
Ti (mg/l)	-	-		
As (mg/l)	1,5	0,01-0,1	< 0,01	< 0,01
Hg (mg/l)	1,5	0,001-0,01	< 0,01	< 0,01

Como se aprecia en los resultados obtenidos, la adición de CO<sub>2</sub> no solo mejora la lixiviación de las cenizas, sino que también mejora la calidad de las aguas generadas en el proceso de

lavado: se ajusta el pH, se reduce el contenido en sulfatos, en Zn, Sn, Se y se elimina por completo la presencia de Pb. No hay diferencia en la carga contaminante para el caso del Cr y los cloruros.

La comparativa para el cumplimiento de los límites de cara a poder verter a colector se realiza respecto de los límites establecidos en la actualidad en el permiso de vertido de SADER emitido por el Consorcio de Aguas de Bilbao y que están recogidas en su actual Autorización Ambiental Integrada (AAI).

A raíz de la publicación del documento Bref de residuos, las administraciones competentes tendrán un plazo para revisar y modificar, en su caso, las condiciones de las AAI en vigor.

No obstante, y aunque los límites que establecen las mejores tecnologías disponibles en el Bref son mucho más restrictivos que los actuales, también se recoge en el propio cuadro 6.1., donde están reflejados los nuevos límites, lo siguiente: *Los NEA-MTD pueden no ser aplicables si la instalación de tratamiento posterior de las aguas residuales reduce los contaminantes de que se trate, siempre que ello no dé lugar a un nivel más elevado de contaminación en el medio ambiente*, tal y como es el caso, por lo que se prevé que los parámetros limitativos no se vean modificados a futuro.

Como se puede observar en la analítica del efluente resultante para el tratamiento de carbonatación de las cenizas, hay dos parámetros que superan levemente el límite actual establecido:

- Sulfatos: 1.784mg/l frente a 1.500mg/l.
- Cromo: 1,06 mg/l frente a 0,75mg/l. En este caso, el límite establecido en el permiso establece que esta concentración deberá ser la media diaria obtenida, pudiéndose alcanzar máximos de concentración en el vertido de 7,5mg/l.

El hecho de superar el ligeramente el límite establecido para sulfatos y cromo, no supondría un problema adicional para la implantación de la instalación de carbonatación acelerada en la planta de SADER, donde ya existe un vertido a colector que está exento tanto de cromo como de sulfatos, produciéndose una sinergia positiva en la generación del volumen global del vertido que entraría dentro de parámetros, produciendo la mínima desviación respecto a los límites de los parámetros mencionados.

El tratamiento actual de SADER para la gestión de residuos líquidos conteniendo cromo y sulfatos, consiste en la disminución del pH del efluente mediante la adición de HCl, para precipitar ambos contaminantes y posteriormente filtrar el agua. Por lo tanto, para analizar la instalación de carbonatación de cenizas como una unidad independiente, sería necesario incluir en el proceso una unidad de tratamiento de las aguas generadas en el filtrado y por lo tanto, sin considerar la integración de procesos aquí planteada, se haría necesario un análisis de costes de inversión y operación adicionales a los recogidos en el estudio de caso analizado en la presente tesis doctoral.

Como referencia para un posible análisis muy somero, en el escenario de no recurrir a una integración de procesos o efluentes como el planteado, considerando un coste de operación relativamente bajo para la gestión del efluente, en torno a los 10€/tn, tendría una repercusión en la cuenta de explotación planteada de -444.440€, lo que referenciado a las 8.000tn de cenizas a tratar supondría que, exclusivamente derivado de una gestión del efluente de forma independiente, se debería repercutir al precio de gestión un incremento de 55€/tn.

Como alternativa, para el escenario de una implantación de la planta de carbonatación sin integración de la fase de tratamiento del efluente generado en una planta de gestión de líquidos preexistente, se deja aquí reflejada como posibilidad, tras el necesario análisis previo, la utilización del efluente generado como agua de proceso, considerando la baja carga contaminante real del efluente en los parámetros que incumplen el límite de vertido. Como parámetro crítico, en este escenario de reutilización del agua, habría que considerar el contenido de cloruros que presenta el efluente obtenido, puesto que su concentración inicial podría limitar la solubilización de los cloruros presentes en las cenizas volantes y, por lo tanto, que la concentración de este contaminante en el residuo a tratar no se viese reducida.

### **2.1.5 Caracterización de emisiones al aire y determinación del tratamiento más adecuado**

Hay que considerar que si finalmente, de cara a la aplicación industrial seleccionada para valorizar la ceniza carbonatada, es necesario realizar el secado del producto tras la salida del filtro de prensa de membrana para reducir la humedad de 38% a 10%, la instalación debería contar con un sistema de depuración de gases, principalmente para evitar la emisión a la atmósfera de partículas PM10.

Al igual que ocurre en el caso del efluente líquido generado, el estudio de caso se plantea para la integración en una planta preexistente en donde otros procesos de gestión de residuos generan focos de emisión a la atmósfera que deben de ser depurados convenientemente. Por lo tanto, en el escenario planteado, no se ha estudiado el coste de inversión de un sistema de depuración de gases conteniendo partículas.

Por el contrario a lo que ocurre con el efluente líquido, en el que en un escenario de instalación de una planta de carbonatación de cenizas volantes de forma independiente, probablemente convirtiese la instalación en inviable desde un punto de vista económico, los costes de inversión y operación derivados de los sistemas de depuración de partículas convencionales (separadores mecánicos (ciclones), separadores húmedos (lavadores), filtros de gases, precipitadores electrostáticos...) no serían en absoluto críticos, puesto que no son tecnologías caras.

**Condición 3a: Se ha demostrado que el proceso de carbonatación acelerada por vía húmeda para la gestión de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, es un proceso válido que reduce muy significativamente la lixiviación de**

**metales y que reduce el contenido de cloruros en las cenizas. Así mismo, al realizar los cálculos de dimensionamiento del reactor y el resto de equipos de proceso, se ha verificado que es una instalación fácilmente escalable a nivel industrial, pudiendo disponer de equipos en el mercado apropiados para el proceso de carbonatación.**

**El proceso de carbonatación tiene impactos ambientales tanto al agua como a la atmósfera. No se consideran críticos, puesto que la carga contaminante no es alta y porque en el presente estudio, la implantación de la instalación de carbonatación se analiza como parte de un proceso global de gestión de residuos en donde existen previamente procesos de depuración de aguas y gases, de forma que está garantizada la integración de procesos y efluentes. No obstante, en el caso del efluente líquido, dado el volumen generado, de considerarse esta instalación de carbonatación como una planta independiente, podría convertir el tratamiento en inviable desde el punto de vista económico, que en cualquier caso requeriría de un análisis específico.**

## **2.2 Análisis de la viabilidad técnica de producto**

### **2.2.1 Estudio de alternativas de valorización**

#### **2.2.1.1 Análisis del estado del arte y selección de usos más atractivos y de mayor viabilidad técnica y económica para su estudio en profundidad**

A continuación, se realiza estado del arte sobre distintas aplicaciones de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.

Se han encontrado numerosísimas referencias relativas a la valorización de cenizas de fondo procedentes de la incineración de residuos sólidos urbanos o a la valorización de cenizas volantes de incineración de otros residuos o productos (lodos de depuradora, carbón, biomasa, etc.), pero considerando las diferentes cualidades físico-químicas entre estos residuos y el residuo objeto de estudio, no se han recogido en la presente tesis.

En el estado del arte se encuentran *usos directos*, aquellos en las que las cenizas se utilizan en sustitución de una materia prima en los procesos de fabricación habituales; *usos tras lixiviación*, aquellos que emplean como materia prima cenizas que se han sometido a un proceso de lavado con agua para extraer los compuestos solubles y *usos tras tratamiento*, aquellos en las que el residuo es tratado y es el producto de este tratamiento el que se valoriza. No se han encontrado aplicaciones de valorización tras un proceso de tratamiento mediante carbonatación acelerada, lo que pone de manifiesto, el grado de innovación del presente trabajo.

En este análisis se encuentran bastantes estudios a nivel escala de laboratorio, pero prácticamente ninguno se ha llegado a escalar a nivel industrial, excepto en dos aplicaciones concretas que se detallarán a continuación.

### 2.2.1.1.1 Materiales de Construcción

#### 2.2.1.1.1.1 Producción de clínker/cemento/hormigón

Se denomina cemento a un conglomerante hidráulico que, mezclado con agregados pétreos (árido grueso o grava, más árido fino o arena) y agua, crea una mezcla uniforme, maleable y plástica denominada hormigón, que fragua y se endurece al reaccionar con el agua, adquiriendo consistencia pétreo. Su principal función es la de aglutinante.

El proceso de fabricación del cemento comprende cuatro etapas principales:

- Extracción y molienda de la materia prima. Las principales materias primas para la elaboración del cemento son calizas, arcilla, arena, mineral de hierro y yeso. Se extraen de canteras o minas y son reducidas a tamaños que puedan ser procesados por los molinos de crudo.
- Homogeneización de la materia prima. La etapa de homogeneización puede ser por vía húmeda o por vía seca, según se utilice agua o aire para mezclar las distintas materias primas. En el proceso seco el control químico es más eficiente y el consumo de energía es menor, ya que no hay que eliminar el agua añadida.
- Producción del clínker. Una vez homogeneizadas, las materias primas llegan a los hornos en donde se produce el clínker a temperaturas superiores a los 1500 °C; está constituido principalmente por CaO y SiO<sub>2</sub>.
- Producción de cemento. El clínker obtenido, independientemente del proceso utilizado en la etapa de homogeneización, es luego molido con pequeñas cantidades de yeso para finalmente obtener cemento.

Dentro del proceso de fabricación del clínker de cemento, las cenizas se pueden utilizar como sustituto de la caliza (Ferreira et al., 2003), ya que son una fuente de cal al tener en su composición hidróxido cálcico. La producción de cemento consume grandes cantidades de energía, y un gran porcentaje se destina a la descomposición del carbonato cálcico de la caliza. Además, dicha descomposición produce grandes emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Si se utilizan cenizas como fuente de cal, se pueden reducir la necesidad de energía y las emisiones de CO<sub>2</sub> (Ferreira et al., 2003).

Una aplicación especial de las cenizas es la producción de cementos de baja energía, también llamados cementos de sulfoaluminato de calcio. Son cementos especiales que se pueden sintetizar a bajas temperaturas y presentan gran resistencia y rápido endurecimiento. Las cenizas volantes serían fuente tanto de alúmina, de silicatos y de cal (Ferreira et al., 2003).

La utilización de las cenizas aumenta la concentración de cloro y metales pesados en el cemento (Ferreira et al., 2003). Los metales traza pueden estar sujetos a un valor máximo por razones técnicas, mientras que el cloro puede formar un proceso de cycling (se volatiliza en las partes más calientes del proceso y se condensa en las frías, acumulándose) originando problemas de corrosión, por lo que es necesario un tratamiento previo de las cenizas.

Se han realizado varios estudios a escala de laboratorio sobre la utilización de las cenizas en la producción de clínker de cemento. En un estudio realizado por la universidad japonesa los resultados muestran que se puede añadir más de un 44% de cenizas lavadas como materia prima. Así, se requieren añadir muy pequeñas cantidades de sílice y óxido de hierro, y la cantidad de caliza necesaria disminuye desde más de un 70% para el proceso de fabricación habitual hasta un 50% aproximadamente (Saikia et al., 2007).

En este estudio (Saikia et al., 2007) se utilizaron cenizas crudas y cenizas lavadas con agua desionizada (el lavado elimina Na, K, sulfatos y sobre todo cloruros). Se observó que el lavado evita problemas en la operación del horno relacionados con el cloro y produce un clínker de mejor calidad que el clínker obtenido con cenizas no lavadas. Se monitorizó la formación de fases en el proceso del horno mediante XRD, y se observó que se forman todos los componentes del cemento Portland ordinario. Se estudió la cantidad de elementos traza volatilizados en el proceso de clinkerización, y los resultados mostraron que se volatilizan grandes cantidades de Na, K, Pb, Zn y Cd, aunque la cantidad remanente que queda en el Clínker está inmovilizada. También se estudió la lixiviación del clínker obtenido mediante el test SPLP (Synthetic precipitation leaching procedure), método 1312 de la EPA; el ensayo consiste en mezclar clínker en polvo con fluido SPLP en proporción 1:20; este fluido está compuesto por una mezcla 1:1 de nítrico/sulfúrico a pH de 4,2; se agita la mezcla durante 18 horas, se filtra y tras ajustar el pH se obtiene el correspondiente eluato para análisis. Dicho eluato cumple los criterios legislativos establecidos, aunque los niveles de algunos elementos traza como el Zn son muy elevados.

Otros autores (Pan et al., 2008) también han estudiado la utilización de cenizas, tanto volantes como de fondo, en la producción de clínker. Primero se lavaron las cenizas con agua y ácido para eliminar los cloruros, que pueden causar corrosión en el horno. La cantidad de cenizas que se puede utilizar está limitada por su contenido en cloruros, que según estos autores no puede exceder las 100 ppm en la mezcla de materiales con la que se alimenta el horno para producir clínker; por lo que la máxima cantidad de cenizas originales que se valorizan es un 1,75%. Los resultados mostraron que no se veía afectada la resistencia a la compresión del clínker, aunque el tiempo de endurecimiento aumentaba considerablemente.

Recientemente se ha analizado a escala laboratorio la inclusión de cenizas de incineración de residuos urbanos en la fabricación de clínker de cemento de sulfoaluminato (CSA), aplicando a las mismas previamente el proceso de carbonatación acelerada en vía húmeda propuesto por Wang et al., 2010. Wang et al., 2015, después de someter las cenizas volantes a una carbonatación acelerada y lavarlas con agua agregaron varias proporciones (5, 10 y 15% en peso) de las cenizas tratadas a la harina cruda compuesta de una mezcla de bauxita, piedra caliza y yeso. Las mezclas se sinterizaron en un horno de mufla a escala de laboratorio a temperaturas de 1250 °, 1300 °, 1325 ° y 1350 ° C.

Para el estudio comparativo de resultados enfocado principalmente al impacto medioambiental, se analizó la volatilidad durante la clinkerización de los contaminantes, así como

la lixiviación de estos en cemento estándar, en cemento con aditivación de cenizas volantes sin tratar, con cenizas volantes carbonatadas y finalmente con cenizas volantes carbonatadas y lavadas. Así mismo se estudió la influencia, de la proporción de las distintas cenizas, en la mineralogía, la composición de la fase principal y el desarrollo de la resistencia del clínker resultante.

Durante la clinkerización de las cenizas volantes no tratadas, el ratio de volatilización de Pb, Cd y Zn fueron 97.5%, 93.1% y 85.2%, respectivamente. Después de la carbonatación y el lavado con agua de las cenizas volantes, el ratio de volatilización de Pb, Cd y Zn se reduce a 21.5%, 33.6% y 16.3%, respectivamente. Por lo tanto, concluyen los autores que el tratamiento previo de la carbonatación acelerada y el lavado con agua es un proceso vital cuando se utilizan cenizas volantes de incineración de RSUs para fabricar Cemento Portland Standar o Cemento Sulfoaluminato.

Las tasas de lixiviación de los seis elementos traza objetivo (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb y Ni) fueron inferiores al 0.1% en el clínker resultante obtenido con cenizas volantes carbonatadas y lavadas. Además, el proceso previo de lavado de las cenizas redujo la lixiviación de Cl presente en las mismas en un 91%.

En Japón, la Taiheiyo Cement Corporation ha desarrollado dos nuevas tecnologías para la posible utilización de las cenizas de incineración (tanto volantes como de fondo) como materia prima en la producción de cemento (Tomita et al., 2006).

- El proceso de lavado de cenizas Ash Rinsing Process se aplica a las cenizas volantes y elimina efectivamente el cloro y los metales pesados. Los autores aseguran que es la mejor opción para las instalaciones de incineración próximas a plantas de producción de cemento. Las cenizas volantes se sumergen en un tanque para disolver las sales. Después de un periodo de tiempo determinado, las partículas insolubles se filtran y se introducen como materia prima en el proceso de producción de cemento. El filtrado se trata mediante la inyección del gas del horno, que al ser rico en CO<sub>2</sub> hace disminuir el pH de forma que precipitan los cloruros de algunos metales. Así, solo se descargan al medio NaCl y KCl, y se elimina hasta un 97% del cloro de las cenizas. Las cenizas de fondo se alimentan de forma separada, y, al ser su contenido en sales considerablemente menor, no es necesario someterlas a ningún tratamiento. La suma de los dos tipos de cenizas puede sustituir hasta un 3% de materias primas naturales. En Japón este proceso ya opera comercialmente.

- Ecocement es una opción más atractiva para las plantas de incineración que no tienen cerca una cementera (Tomita et al., 2006), y se puede aplicar tanto a cenizas volantes como a las de fondo (se trataría de formular un cemento específico en instalaciones propias). Ecocement se define como un cemento que se produce con más de 500 kg de cenizas de incineración de residuos por cada tonelada de cemento. El contenido en cloro está limitado al 0.1%. En este

caso, el cloro se combina con álcalis o metales pesados añadidos para este fin y se extrae para ser reciclado como fuente de metales.

La desventaja de este proceso es que la composición química de las cenizas fluctúa y podría afectar a la calidad del producto si no se tomaran medidas. Para evitarlo, las cenizas cuya composición es desconocida, se mezclan en un tanque con aire comprimido con el objetivo de homogeneizar su composición lo máximo posible. Luego se analiza su composición y a partir de este dato se mezclan con el resto de las materias primas, cuya composición es conocida (ver Figura 2.29).

Para eliminar el cloro, puesto que el proceso de lavado no sería suficiente al no ser despreciable la aportación de las cenizas de fondo, el tratamiento aplicado difiere. Los cloruros se vaporizan como cloruros de metales alcalinos (álcalis que se proveen mediante carbonato de sodio) a temperaturas relativamente bajas en el propio horno, recuperándose después mediante un sistema de bypass.

A continuación, los metales se recuperan de la siguiente forma: primero los cloruros extraídos se disuelven en agua. Esta solución se acidifica con ácido sulfúrico, de modo que precipita el Pb en forma de sulfato. Seguidamente se añaden sosa e hidrosulfuro de sodio, de modo que los metales restantes (cobre, zinc y cadmio) precipitan como hidratos o sulfuros. El efluente final se descarga al colector de aguas residuales, ya que la presencia de metales es prácticamente indetectable. Ecocement es un producto autorizado en Japón. La primera planta comercial de Ecocement entró en operación en abril de 2001.

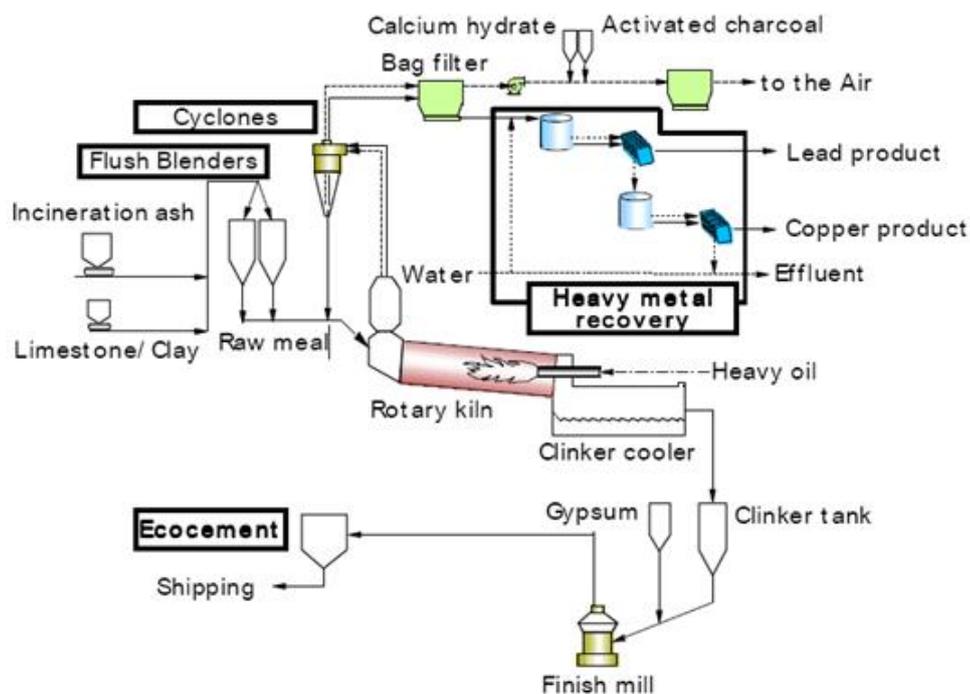


Figura 2. 29: Diagrama de flujo del proceso de fabricación de Ecocement (Tomita et al., 2006).

Así mismo, García-Lodeiro et al., 2015, han realizado ensayos de flexión y compresión, además de los correspondientes análisis de lixiviación a cementos híbridos elaborados con cemento Portland y cenizas de fondo y volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, en una proporción 60/40 respectivamente. A su vez, el 40% de residuo empleado está compuesto por una relación 17% de ceniza volante vs. 83% ceniza de fondo. El producto obtenido se muele en seco para obtener un material en el que el 96% tenga un tamaño de partícula inferior a 45 micras y el 90% sea inferior a 30 micras. Como referencia para la comparativa de resultados, se empleó cemento puzolánico estándar (CEM IV).

El planteamiento de los autores está basado en que, a pesar de que análisis composicional y mineralógico de las volantes y las cenizas de fondo revelan que este tipo de material difiere sustancialmente de los materiales utilizados convencionalmente en la activación alcalina (cenizas de carbón y escoria de alto horno) de los cementos, las propiedades composicionales y mineralógicas de las cenizas del fondo del incinerador (alto contenido de Ca, Si y Al) lo convierten en un material prometedor y potencialmente reactivo.

Los resultados obtenidos demuestran que el cemento híbrido estudiado presenta una aceptable dureza mecánica. Además, los estudios de compresión a 28 días (33 MPa) clasifican la mezcla diseñada dentro de la categoría europea de cemento 32.5 (EN 196-1).

Tal y como se recoge en numerosa bibliografía y como se ha mencionado anteriormente, la principal dificultad del empleo de cenizas volantes como materia prima es la presencia de cloruros. También en este estudio de García-Lodeira et al., 2015, la concentración de iones cloruro en el cemento híbrido propuesto (60/40) excedió el techo establecido en el estándar respectivo. No obstante, indican que una parte equitativa de estos cloruros se puede retener en la matriz cementosa (adsorbida químicamente sobre la superficie del gel C-A-S-H formado o formando fases secundarias de AFm-Cl). Por lo tanto, concluyen que, si estos cementos se van a utilizar para fabricar hormigón estructural, se recomiendan estudios preliminares para evitar la posible corrosión del refuerzo.

También se han estudiado aplicaciones de cenizas volantes (en 30% en peso) en cementos denominados de baja energía, como es el cemento anilita (Guo et al., 2015) ya que los productos de hidratación de alinita pueden tener metales pesados fijados dentro de su estructura de red cristalina y por lo tanto, se ha formulado la hipótesis como una forma de inmovilizar materiales residuales peligrosos. Se determinan varios parámetros de propiedades físicoquímicas del cemento obtenido (fuerza compresión, contracción, carbonatación, permeabilidad al agua y ataque de sulfato (corrosión)) y como en la mayoría de los estudios se hace un análisis de riesgos medioambientales analizando el comportamiento de los metales pesados en lixiviación del producto, así como las dioxinas contenidas. En este último caso, se determina que las dioxinas presentes en las cenizas son completamente destruidas al alcanzar el horno de sinterización los 1200°C.

Los materiales a base de cemento alinita exhiben una excelente resistencia a la carbonatación, permeabilidad al agua y ataque de sulfato, mientras que el rendimiento de la contracción en seco no es tan bueno como el del cemento de control.

Indican los autores que durante el proceso de hidratación, el contenido de iones de cloruro soluble aumenta al principio, luego disminuye, para estabilizarse por completo en niveles bajos después de 14 días. Aunque el contenido de iones de cloruro soluble del cemento de alinita durante su hidratación no es alto, puede acelerar la corrosión de las barras de acero de refuerzo y provocar fallos en las propiedades mecánicas en el hormigón. Por lo tanto, no se recomienda el uso de cemento alinita en hormigón armado.

El hormigón, como ya se ha indicado anteriormente, es el material resultante de la mezcla de cemento (u otro conglomerante) con áridos (grava, gravilla y arena) y agua. La mezcla de cemento con arena y agua se denomina mortero, por lo que se puede decir que el mortero es un tipo de hormigón.

#### a) Sustituto del cemento

Las cenizas contienen ciertas cantidades de minerales típicos del cemento, aunque en menor contenido que las cantidades aportadas por el clínker convencional empleado para su producción, y por tanto, se podrían utilizar sólo como sustituto parcial del cemento. Los niveles de sustitución aceptables dependen de las características de las cenizas, sobre todo de su actividad puzolánica. Las características del cemento que más se ven afectadas por la adición de cenizas son su resistencia y el tiempo de endurecimiento (Ferreira et al., 2003). Se han realizado varios estudios en este aspecto.

- Tratamiento de lixiviación: Hay autores que proponen utilizar un máximo de un 20% de cenizas lavadas para eliminar el cloro en sustitución al cemento (Gao et al., 2008), pero la lixiviación de metales pesados es demasiado elevada. Para mejorar este aspecto se añade un 0.50% de quelatos (respecto al peso de cenizas) sintetizados experimentalmente, resultando un material cuya lixiviación es comparable al de referencia (sin cenizas). Sus propiedades mecánicas también son satisfactorias.
- Tratamiento de vitrificación: se han utilizado cenizas volantes vitrificadas y posteriormente molidas sustituyendo en un 20% al cemento (Wang et al., 2001; Dyer et al., 2003). Algunos autores (Dyer et al., 2003) aseguran que la resistencia del material obtenido es similar al del hormigón de referencia. Otros sin embargo aseguran que aunque la resistencia a corto plazo es menor, esta aumenta de forma sustancial con el tiempo para finalmente superar las características del hormigón de referencia (Wang et al., 2001). El estudio por XRD confirma que se crean las fases habituales de la hidratación del cemento. El análisis de lixiviación confirma que el material cumple los niveles regulados por la EPA. Este punto se cumple de manera muy satisfactoria, ya que uno de los estudios (Wang et al., 2001) añade óxidos de metales pesados a las cenizas antes del tratamiento de fusión y aún así la lixiviación es baja.

Otros autores han utilizado un 20% de escorias de vitrificación de cenizas volantes y residuos de scrubbing del proceso de incineración de RSU (Lee et al., 2008). Los residuos de scrubbing no se pueden vitrificar simplemente por fusión, por lo que es necesario añadir frita de vidrio. Se mezclan las cenizas y los residuos de scrubbing en una proporción 3:1 (similar a la relación de producción). Se analiza la composición de la mezcla y se añade la frita de vidrio necesaria. Ésta es la mezcla que se vitrifica y se tritura para utilizar como sustituto del cemento. El producto tiene una resistencia a compresión baja en el corto plazo pero alta a largo plazo.

La cantidad de frita de vidrio puede llegar a ser considerable (hasta un 75% del peso de la mezcla cenizas-residuos scrubbing), por lo que la aportación de este estudio es la posible incorporación de los residuos de scrubbing.

- Tratamiento mediante proceso Novosol®: La compañía Solvay también ha estudiado el uso de las cenizas tratadas mediante el proceso Novosol® como sustituto parcial del cemento (Aubert et al., 2004). La incorporación de cenizas produce una disminución de la maniobrabilidad y resistencia a compresión respecto a un hormigón de referencia. El hormigón obtenido es similar al obtenido sustituyendo el cemento por arena en términos de consistencia y resistencia a compresión, por lo que se concluye que la adición de cenizas equivale a la utilización de menos cemento en la formulación del hormigón. Se estudia su lixiviación, tanto del producto triturado (método estándar en Francia) como en masa (condiciones reales del hormigón en su utilización). Se confirma que se obtiene un material que no ofrece riesgos para el medio ambiente.
- Tratamiento de lavado-fosfatación-calcinación: Hay autores que han comparado un proceso de estabilización muy similar al Novosol® (también incluye lavado, fosfatación y calcinación) con otro mejorado que pretende eliminar el aluminio y el sulfato contenido en las cenizas (Aubert et al., 2006; Aubert et al., 2006). En éste se añade carbonato sódico en el proceso de lavado, lo que aumenta el pH de modo que se disuelve el aluminio metálico y se forma sulfato sódico, que al ser soluble, se elimina en este paso. Esta modificación supone una reducción inesperada y significativa en la estabilización de algunos metales como el cromo. Una posible explicación de esto podría ser que durante la calcinación el cromo se oxida para formar compuestos más solubles que, por lo tanto, pasan del residuo a la fase acuosa. Además, se mejoran las propiedades mecánicas del hormigón obtenido.

#### b) Sustituto del árido

Las cenizas podrían en principio sustituir también a los áridos que se emplean junto al cemento y al agua en la fabricación del hormigón. Ya se ha estudiado la utilización de cenizas combinadas (de fondo+volantes), pero la utilización directa de cenizas volantes exclusivamente no parece muy prometedora ya que sus partículas son mucho menores que las de la arena.

- Tratamiento de sinterización: Se ha estudiado la aplicación como árido para hormigón partiendo de cenizas tratadas mediante sinterización (proceso térmico en el que se produce la coalescencia de las partículas por difusión en estado sólido a temperatura inferior a la de fusión)

(Mangialardi et al., 2001) . Sus autores recomiendan lavar previamente las cenizas. De este modo se eliminan sulfatos y cloruros (limitados por el estándar europeo de materiales áridos, prENV12620; además, la volatilización de los cloruros alcalinos durante el tratamiento térmico da lugar a materiales muy porosos y con poca resistencia mecánica) y se aumenta por tanto la proporción de óxidos que producen la vitrificación superficial necesaria para que se unan las distintas partículas. Posteriormente las cenizas se compactan formando cilindros (15 mm de diámetro y 20 mm de alto) y se sinterizan. Los productos obtenidos cumplen la normativa italiana para su uso como árido en hormigón. Las condiciones óptimas son una presión de compactación de 28N/mm<sup>2</sup>, una temperatura de 1140°C y un tiempo 60 minutos para la de sinterización.

- Tratamiento de estabilización: En este caso, el residuo estabilizado con cemento se compone de un 48% de cenizas lavadas, 20% de cemento Portland y 32% de agua (Cinquelpalmi et al., 2008) . Sustituye hasta en un 50% a la arena natural utilizada habitualmente. Se consigue una resistencia a compresión relativamente alta (36MPa) y baja lixiviación de metales pesados.
- Tratamiento de pelletizado: Una aplicación más fácil sería la utilización de las cenizas como árido ligero (Bertolini et al., 2004), una vez procesadas en forma de pellets, en la fabricación de hormigón ligero. Éste es menos denso que el hormigón habitual y tiene menor resistencia. Se utiliza en aplicaciones no estructurales, ya que tiene propiedades aislantes, tanto acústicas como térmicas (Ferreira et al., 2003).

El árido se fabrica mediante el siguiente proceso (Bertolini et al., 2004): se mezclan las materias primas (hasta un 10% de cenizas mezclada con arcilla) con agua y se forman pellets esféricos de unos 2.5 g. Se secan a 200°C durante al menos dos horas y se someten a cocción a 1170°C durante 8 minutos. Se estudia la resistencia a compresión, la densidad aparente y la absorción de agua, y se concluye que un porcentaje de adición de cenizas inferior al 5% produce un material válido para ser utilizado como árido ligero.

También ensaya la fabricación de árido ligero Quina et al., 2014b, sustituyendo las cenizas sin pretratar hasta un máximo de un 10% en peso y las cenizas lavadas en proporciones de sustitución de 5 y 10%. Al igual que Bertolini et al., 2004 concluyen que por encima de 5% de sustitución las propiedades del árido cambian excesivamente. También se comprueba que los resultados son mejores en el empleo de residuos lavados que no lavados. En general, la densidad aparente y la resistencia a la compresión aumentaron a medida que aumentó la cantidad de residuos añadido, mientras que el índice de hinchazón disminuyó. La capacidad de absorción de agua aumentó a medida que la cantidad de residuos aumentaba hasta el 5%, mientras que cuando se usa el 10% de los residuos se constató una reducción.

El comportamiento de lixiviación se investigó utilizando agua y soluciones ácidas, y se concluyó que el impacto ambiental de los metales pesados no sería significativo ya que los contaminantes se inmovilizaron en la matriz de cerámica vítrea.

- Tratamiento de vitrificación/fusión/cristalización: En Japón se ha construido una planta en las inmediaciones de la incineradora de la ciudad de Kamagaya que trata 4,8 toneladas de cenizas volantes de incineración al día mediante un proceso de fusión seguido de cristalización del residuo vitrificado (Nishida et al., 2001). Esta planta estuvo en operación durante dos meses de forma estable. Se han demostrado aplicaciones efectivas a escala comercial del producto, que posee muy buenas propiedades mecánicas. Los test de lixiviación cumplen los estándares japoneses. Puede sustituir hasta en un 100% a los áridos gruesos naturales utilizados en la fabricación de hormigón, entre otras aplicaciones que se citarán en sus correspondientes apartados.
- Tratamiento de carbonatación: Investigadores españoles (López-Zaldívar et al., 2015, López-Zaldivar et al., 2017), han estudiado el uso de cenizas volantes de incineración inertizadas en forma de carbonatos sustituyendo parcialmente el árido, para fabricar morteros de cemento de sulfoaluminato (ya se ha visto en anteriores referencias que también se ha estudiado la sustitución de materias primas en el proceso de producción de cemento de sulfoaluminato).

La hipótesis de la aplicación de cenizas volantes en la fabricación de morteros de cemento CSA, está basada en tres premisas: 1) La aparición de etringita en las fases tempranas provoca un rápido endurecimiento del producto con elevadas resistencias iniciales superiores a los cementos Portland ordinarios. 2) Las CV de RSU son ricas en sulfuros y cloruros. Éstos pueden reaccionar con el sulfoaluminato de calcio y generar productos principales en la hidratación, como etringita y sales de Friedel, para formar una matriz conjunta. 3) La matriz de los productos derivados del CSA muestra excelentes comportamientos en el lixiviado de metales pesados

El proceso de inertización en forma de carbonatos se consiste en tratar las cenizas con una disolución de agente estabilizante, y una etapa posterior de filtración y secado. Se utiliza como agente estabilizante un compuesto soluble, el bicarbonato de sodio. De esta forma el ión sodio permite la migración de los cloruros formando cloruro sódico en disolución, y los metales presentes en las cenizas reaccionan con el ión carbonato inmovilizando los metales, al tiempo que parte de los iones calcio, elemento mayoritario de las cenizas, forma carbonato cálcico sólido e insoluble que pasa a ser un compuesto constituyente de las cenizas. Según indican Lopez-Zaldivar et al., 2015, la adición de iones sodio tiene que tener una relación estequiométrica con los iones cloruro presentes en las cenizas volantes. Se consiguen reducciones del contenido de cloruros presentes en las cenizas tratadas cercanas al 99%.

Se han analizado las propiedades físicas y mecánicas de los morteros a través de ensayos de trabajabilidad, estabilidad dimensional, densidad y ensayos de resistencia. Las conclusiones demuestran que los morteros de CSA con áridos de granulometría 0/4 y con cenizas volantes inertizadas (sustituyendo un 10% de los áridos) reducen el periodo de trabajabilidad y tienen una mejor estabilidad dimensional que sus homólogos de granulometría 0/2 y que sus morteros de referencia.

#### *2.2.1.1.1.2 Relleno asfáltico*

Una mezcla asfáltica se compone mayoritariamente (entorno al 90 %) de agregados minerales pétreos –áridos-, de un ligante que aglomera las partículas de árido –asfalto- (en aproximadamente un 5 %) y de relleno mineral –el más utilizado es la cal, pero también puede ser cemento u otros- (alrededor de un 5 %). Las distintas proporciones de los diferentes áridos empleados determinan las propiedades físicas de la mezcla.

El objetivo es utilizar cenizas volantes de incineración de RSU como materia prima en la mezcla de asfalto SMA (Stone Matrix Asphalt).

En Holanda el 20-30% de las cenizas volantes de incineración de RSU generadas ya se utilizaban como relleno asfáltico para construcción de carreteras en 1997 (Born et al., 1997). Aproximadamente un 30% del relleno consisten en cenizas volantes.

La bibliografía plantea dos posibles aplicaciones de las cenizas en esta mezcla (Xue et al., 2009): la parte más fina de las cenizas (<0.075mm) se utilizó como sustituto de relleno mineral. Este relleno se utiliza, junto con estabilizantes, para obtener un alto contenido en aglomerante sin provocar excesivo drenaje. Un alto contenido de aglomerante proporciona durabilidad por medio de un incremento del grosor de la película alrededor de las partículas de árido. La parte gruesa se puede utilizar como árido fino.

Además, se utilizaron escorias básicas (Basic oxygen furnace slag) como parte del árido grueso para ahorrar aún más materias primas naturales, de forma que la mezcla final estaba compuesta por más de un 90% de materiales residuales (Xue et al., 2009).

Unos investigadores chinos, prepararon mezclas con las siguientes proporciones: hasta un 8% de cenizas gruesas –en sustitución de los agregados naturales-, hasta un 10% de cenizas finas -sustituyendo al relleno mineral- y un 5,3 % de asfalto, siendo el resto cal y escorias (Xue et al., 2009). A efectos de establecer comparativas de comportamiento con asfaltos convencionales, se prepararon además dos diseños típicos de mezclas estándares: una de ellas utilizó pavimento asfáltico de mayor calidad (SUPERPAVE, AASHTO TP4), mientras que la otra siguió el procedimiento Marshall (ASTM D1559).

Se realizaron ensayos de estabilidad dinámica (JTJ052 T0719-1993), drenaje (AASHTO T305), sensibilidad al agua (AASHTO T-283-89), fatiga (JTJ052 T0715-1993) y módulo de elasticidad (ASTM D 4123). En todos ellos la mezcla SUPERPAVE demostró ser mejor. Se hizo también el ensayo TCLP de lixiviación (EPA SW846-1311 Y SW846-351) de donde se extrajo que el asfalto es un agente efectivo para la estabilización y solidificación de los metales pesados contenidos en las cenizas, ya que las propiedades hidrofóbicas del bitumen aseguran baja lixiviación de contaminantes. Por tanto, los autores concluyen que se pueden utilizar las cenizas en construcción de carreteras (Xue et al., 2009).

Además de utilizar las cenizas de forma directa (sin tratamiento), se ha estudiado la utilización del mismo producto obtenido en la ciudad de Kamagaya como árido para producir asfalto que se aplicó en una autovía en la propia ciudad de Kamagaya (ver apartado anterior Fabricación de hormigón) (Nishida et al., 2001). El tratamiento aplicado consiste en la fusión de las cenizas para formar una escoria vitrificada seguida de un tratamiento de cristalización. Se construyeron tres secciones con diferentes proporciones de cenizas y no se observó ninguna diferencia entre las zonas que contenían cenizas respecto a las construidas utilizando áridos naturales. Es más, no se requirió de ningún tratamiento especial para las zonas con cenizas.

#### *2.2.1.1.1.3 Material de cubrición en vertederos*

Cuando un vertedero llega al final de su vida útil, es preciso cubrir los residuos que contiene para conseguir condiciones de seguridad e higiene. Habitualmente se utilizan tierra o materiales inertes para este fin. Aquí se estudia la posibilidad de utilizar cenizas de incineración de RSU.

Un estudio realizado por Wahlström y otros (Wahlström et al., 2006) propone que los materiales residuales utilizados como cubrición en vertederos deben verificar al menos dos condiciones:

- Deben cumplir las condiciones para ser vertidos en el tipo de vertedero en el que se quieren utilizar.
- Sus características deben estar en línea con los criterios ambientales aplicados a los materiales utilizados en construcción de carreteras.

Este estudio utiliza un material residual mezcla de cenizas (cuyo origen no se especifica), lodos de papel y residuos de carbonato sódico, que cumple las características para ser clasificado como no peligroso.

Se han desarrollado estudios sobre la posibilidad de utilizar cenizas (tanto de fondo como volantes) como material de cobertura o para verterlas conjuntamente con los RSU, para medir su potencial de liberar metales y neutralizar ácidos (Lo et al., 2007).

Se realizaron pruebas en cinco lisímetros, que contenían 22 L de RSU sintéticos. Se añadieron respectivamente 100 y 200 g/L de cenizas de fondo y 10 y 20 g/L de cenizas volantes, siendo el 5º el de control, que no contenía cenizas (Lo et al., 2007).

Las concentraciones de metales pesados en los lixiviados se encontraron por debajo de 1mg/L, salvo el Pb, que llegó a los 2 mg/L. Los metales pesados y metales traza se encontraron en concentraciones suficientemente bajas para inhibir la digestión anaerobia, y por tanto pueden servir como micronutrientes para ejercer un efecto beneficioso en la bioestabilización de los residuos (Lo et al., 2007).

Además, las cenizas liberan metales alcalinos que pueden contribuir a la capacidad de neutralización de ácidos. Las condiciones alcalinas son favorables para la digestión anaerobia.

Por otra parte, se simuló la co-digestión junto con los residuos en reactores anaerobios que contenían 0, 10 y 20 g cenizas/L RSU. Los resultados demostraron que la adición de cenizas aumenta la producción de gases y la conductividad, el contenido de metales alcalinos y los sólidos volátiles en el lixiviado (Lo et al., 2009).

De todo esto se deduce que una cantidad adecuada de cenizas volantes co-digeridas con los residuos pueden mejorar la actividad bacteriana.

Aun así, se concluye que la utilización de las cenizas requiere mayor investigación debido a los posibles efectos tóxicos en la salud humana y en el medio ambiente. Se necesitan desarrollar regulaciones y estrategias para prevenir el riesgo potencial sobre la salud humana y el medio ambiente (Lo et al., 2007).

En Suecia se han construido zonas de vertedero a nivel de experiencia piloto en las que se utilizaron mezclas de distintos materiales residuales como capa de cubrición final: escorias, cenizas, lodos, arenas de horno de incineración de lecho fluido, etc (Travar et al., 2005). Las cenizas volantes utilizadas en este caso provienen de la incineración de un combustible derivado de residuos compuesto por papel, cartón, plástico madera y astillas procedentes de residuos de construcción y demolición.

La cubrición utilizada se compone de distintas capas, cada una de las cuales está compuesta de distintos residuos o mezclas. Se forman distintas zonas de cubrición para estudiar la influencia de introducir cada material. Se recogen los gases y lixiviados generados durante un año, entendiéndose como lixiviado el agua que atraviesa el material de cobertura.

La cubrición que incluye cenizas volantes tiene la siguiente distribución:

- Compost  $\approx 0.3\text{m}$
- Lodo + cenizas volantes  $\geq 1.5\text{m}$
- Escoria  $\approx 0.3\text{m}$
- Cenizas volantes  $\geq 1\text{m}$
- Cenizas de fondo  $\geq 0.3\text{m}$

Se comprueba que los materiales utilizados afectan a la composición del lixiviado y del agua de drenaje, que necesitarán un tratamiento posterior (esto no debe suponer un problema excesivo ya que todos los vertederos deben tener sistema de recogida y tratamiento de lixiviados). El agua de drenaje se contamina sobre todo por Cu, Ni y Zn, mientras que en el lixiviado los contaminantes más significativos son Cd, Cu, As y Ni.

También en Suecia, se han realizado estudios con diversas cenizas volantes obtenidas a partir de diferentes procesos de incineración. Una de las cenizas volantes estudiadas procede de la incineración de RSUs. Se plantearon dos opciones para la aplicación de las cenizas volantes: como cubierta superior del vertedero (revestimiento) o como enmienda del suelo en la capa de

vegetación. Se concluye en el estudio realizado por (Brannvall et al., 2016) que, teniendo en cuenta la composición química y mineralógica, así como el comportamiento de lixiviación, incluso las cenizas volantes de incineración de RSUs podrían considerarse como un material de revestimiento adecuado en la cubierta superior del vertedero. Sin embargo, el uso de cenizas de estas cenizas como una enmienda del suelo en la capa de vegetación podría conducir a la lixiviación indeseable de elementos potencialmente tóxicos (por ejemplo, As, Cd y Pb), lo que requiere medidas adicionales de manejo de lixiviados. Para llegar a esta conclusión se analizaron las transformaciones químicas y minerales que se producen en el material, simulando en un corto espacio de tiempo lo que ocurriría en una evolución natural en 1.000 años (100% de CO<sub>2</sub>, 100% de humedad relativa, temperaturas por encima de 60°C).

#### 2.2.1.1.1.4 Bases y sub-bases de carreteras

El pavimento de las carreteras es una estructura estratificada formada por varias capas. Como se aprecia en la Figura 2.30 sobre el terreno natural o capa de asiento se forma una capa llamada sub-base. Ésta soporta la capa base, que fundamentalmente tiene un papel estructural. Ambas se construyen con el mismo tipo de materiales, aunque en la sub-base suelen ser de inferior calidad. Consisten en un material granular más o menos grueso (habitualmente arena) al que se pueden añadir materiales hidráulicos, como cemento o puzolanas naturales (puzolanas: materiales silíceos o alumino-silíceos los cuales por sí solos poseen poco o ningún valor cementante, pero que cuando se han dividido finamente y están en presencia de agua reaccionan químicamente con el hidróxido de calcio a temperatura ambiente para formar compuestos con propiedades cementantes), para mejorar sus propiedades mecánicas. Finalmente, la superficie es asfaltada. Las cenizas se pueden utilizar en bases y sub-bases como sustituto de la arena (por sus características de material granular) y/o del cemento (por tener propiedades aglomerantes).



Figura 2. 30: Sección de una carretera, donde se ven las capas de las que está formada.

Se han llevado a cabo diversas experiencias que desarrollan esta aplicación:

##### a) Tratamiento de lavado:

Un estudio realizado por el TNO (The Netherlands Organization for Applied Scientific Research) sobre la utilización de las cenizas (Mulder et al., 1997) asegura que para su aplicación es necesario un primer paso de lavado seguido de un proceso de estabilización-solidificación. El lavado elimina más del 90% del cadmio y los cloruros; el zinc y los sulfatos son eliminados en más de un 50%. El material granular consistiría en el producto obtenido al estabilizar la ceniza lavada con cemento (20 %) y otros aditivos como la cal, y puede ser utilizado como base para

carreteras. De esta forma cumple los estándares del Decreto Holandés sobre materiales de construcción (Dutch Building Materials Decree). Experimentos preliminares en una planta piloto muestran resultados prometedores. Una estimación global de costes para la situación en Holanda muestra que este procesamiento (lavado, procesamiento del líquido residual y estabilización) tiene un coste similar al vertido (Mulder et al., 1997).

b) Tratamiento Férox:

Cuando se mezclan cenizas de fondo con cenizas volantes tratadas con el proceso Férox (1800 kg aproximadamente con 110 kg) y se añade un 2,5% en peso de cemento se obtiene un material con la resistencia suficiente para ser utilizado como base para carreteras (Cai et al, 2004). El proceso Férox elimina la mayoría de las sales solubles y mejora la estabilización de metales pesados. Se basa en la mezcla del residuo con agua y una sal de hierro (II), de forma que el hierro precipita como hidróxido. El hierro añadido es posteriormente oxidado en la suspensión con los residuos. Durante este proceso, los elementos traza son ligados a los óxidos de hierro, mientras que las sales se disuelven. Finalmente, se elimina el agua residual, que contiene un alto contenido en sales y algunos elementos traza como Pb.

El contenido en metales del material así desarrollado es 100 veces mayor que en un hormigón de referencia. En consecuencia, también aumenta la lixiviación de estos metales, lo que sugiere que esta mezcla solo se debe utilizar en aplicaciones concretas. Las autopistas pueden ser una buena opción, ya que son públicas, se realiza un mantenimiento periódico, la base tiene poco contacto con agua y a menudo tienen sus propios planes de reciclaje (Cai et al, 2004).

Si se utiliza un 5% de cenizas tratadas mediante el proceso Férox mezclada con cemento, también se obtiene un material que cumple la normativa danesa de resistencia para ser utilizado en base de carreteras (5 MPa después de 7 días) (Cai et al, 2003). Además, se somete el material a tests de lixiviación. La lixiviación de metales pesados no aumenta significativamente. Se estima que menos de un 1% de los metales van a lixiviar en los siguientes 100 años. La lixiviación de sales aumenta entre 3 y 20 veces. De todas formas, la lixiviación seguía siendo modesta.

c) Tratamiento de vitrificación:

Se han realizado ensayos de exposición acelerada para evaluar los posibles riesgos de utilizar materiales secundarios en la construcción de base de carreteras (Sakamura et al, 2006). Esto consiste en estudiar cómo afecta la exposición a los factores ambientales que puede producir a largo plazo la liberación de las sustancias peligrosas contenidas en estos. En concreto, se ha estudiado la escoria fundida derivada de la vitrificación conjunta de cenizas de fondo y volantes y su aplicación como sustituto del árido grueso. Se utilizan tres tipos de tests de exposición acelerada: un test de ciclo seco-húmedo (dry-humid cycle test), test de carbonatación y test de ciclo de congelación-fusión (freeze-melt cycle test). Se concluye que de forma global las

condiciones de exposición afectan de forma poco significativa a los materiales (Sakanakura et al., 2006).

d) Tratamiento de lavado-fosfatación-calcinación:

Se ha desarrollado un proceso de estabilización de cenizas que incluye lavado, fosfatación y calcinación y que se ha aplicado a escala de planta piloto (Bröns-Laot et al., 2004). El material contiene un 12% de cenizas, 3.5% de un aglomerante hidráulico, 84.5% de gravilla de caliza natural. Se compara con un material de referencia que contiene 4.5% de aglomerante. Ha sido sometido a experimentos en escala piloto de lixiviación, ecotoxicidad e hidrodinámica. Se realiza también un experimento a escala real con el mismo material y se comparan los resultados.

En el caso de la planta piloto, se consigue una buena retención de los metales pesados en la matriz, sólo el 0,1% de los cloruros y el 1% de los sulfatos son móviles. Las especies que pueden dar problemas y de las que por tanto se modela su comportamiento son los cloruros, sulfato y cromo. Los contaminantes se movilizan más fácilmente en las condiciones reales de exposición donde se dan ciclos de seco/húmedo en comparación con las condiciones de laboratorio donde se someten a un caudal continuo de agua (Bröns-Laot et al., 2004).

e) Proceso Novosol:

Se ha estudiado la utilización ceniza obtenidas mediante el proceso Neutrec® de tratamiento de gases. Este pertenece a la compañía Solvay y se basa en la adición de bicarbonato sódico para neutralizar los ácidos. La misma compañía también ha patentado el proceso Novosol® para la estabilización de residuos minerales. Este consiste en un lavado para eliminar sales, una fosfatación para retener metales pesados en una fase cristalina –fosfato de calcio- y calcinación para eliminar compuestos orgánicos como dioxinas.

Las cenizas obtenidas mediante el proceso Neutrec® y posteriormente estabilizadas mediante el proceso Novosol® se utilizaron como sustituto de partículas finas en materiales hidráulicos destinados a base de carreteras (Sedran et al., 2004). El proceso Novosol® no insolubiliza el cromo hexavalente, por lo que se considera que se ha estudiado el peor caso desde el punto de vista ambiental.

Se realizan mezclas que contienen hasta un 15% de cenizas. Se tratan 20 toneladas en una planta experimental, y sus buenas propiedades mecánicas se confirman en un tramo de 30 metros de carretera en el que se incorporan las cenizas. Se compara con otro tramo en el que se utiliza el mismo aglomerante sin cenizas.

También se ha estudiado la utilización de este mismo tipo de cenizas para formar un material árido de calidad ligado por cemento (12% cenizas) (Francois et al., 2007). En este estudio se tratan muestras de cenizas de distintas procedencias y se elige la que peores condiciones presenta (mayor contenido en cromo y sulfato de calcio) para realizar un experimento en planta piloto y producir el material para el tramo de carretera.

Se realizan dos secciones de carretera, una con el material basado en cenizas y otra con uno de referencia, que se utiliza para comparar (Francois et al., 2007). Dicha carretera se construye según el esquema de la Figura 2.31, que contempla la recogida de lixiviados con doble membrana.

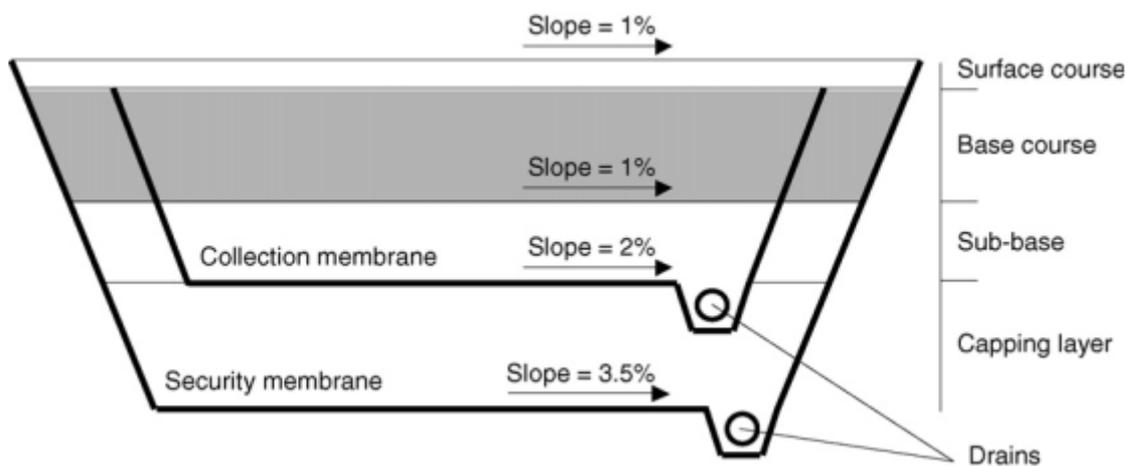


Figura 2. 31: Esquema utilizado en la construcción de la carretera.

Esta carretera estuvo abierta al tráfico, período durante el cual fueron monitorizados varios parámetros. Respecto a la lixiviación, los parámetros significativos fueron cromo, sulfatos y cloruros, que son significativamente mayores en la sección que contiene cenizas respecto a la de control. Concluye diciendo que, aunque los resultados fueron positivos se desmanteló la carretera al finalizar el proyecto debido a que se desconoce cuál va a ser la evolución a largo plazo. Se debe tener en cuenta que la duración habitual de una carretera es mucho mayor y que las cenizas están clasificadas como residuos peligrosos, por lo que pueden suponer un riesgo de mantenerse el material expuesto a las condiciones ambientales que lo pueden degradar.

También, recientemente en España se han llevado a cabo ensayos piloto en 3 carreteras de Tarragona, en las que una mezcla de 80% de cenizas de fondo de incineración de residuos sólidos urbanos y un 20% de mortero (consistente en el 50% de cenizas volantes de incineración de RSUs y un 50% de cemento Portland) se aplicaron como subbase (Valle-Zermeño et al., 2014). El esquema de construcción de las carreteras estaba formado por las siguientes capas: (i) la cubierta externa (ancho = 200 mm) formada por piedras de >40mm; (ii) una sub-base compuesta por el material granular objeto de estudio (ancho = 200 mm); (iii) una capa de drenaje con tamaños de grava <10 mm que cubre un sistema de tuberías de PVC para la recolección de lixiviados y (iv) una capa impermeable formada por una membrana geotextil como revestimiento inferior. El objeto de este trabajo era evaluar en condiciones lo más reales posibles, el comportamiento de lixiviación de los contaminantes presentes en los residuos empleados, por lo que se monitorearon estas variables regando artificialmente durante 4 meses, las carreteras construidas. Se demostró, que la inmovilización de todos los metales pesados y metaloides de las cenizas se logran gracias el efecto puzolánico del mortero de cemento aplicado. Se consideró además que la ausencia de una cubierta de asfalto pudo influir negativamente en los resultados

de lixiviación. Según los autores (Valle-Zermeño et al., 2014 este era (hasta la fecha) el único estudio a escala piloto que planteaba la reutilización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos como una forma segura de eliminación y, por lo tanto, está sujeto a la patente española número 201330986 en vigor desde julio de 2013.

#### *2.2.1.1.1.5 Diques*

Los diques se utilizan para prevenir la inundación de los campos aledaños a los ríos, encajonar el cauce de los ríos a fin de darle un flujo más rápido o para proteger determinadas áreas contra el embate de las olas. Habitualmente, se fabrican de tierra o piedras. Cuando la tierra no reúne las características adecuadas se añade cal o cemento para reducir su compresibilidad y aumentar su resistencia al esfuerzo cortante (Ferreira et al., 2003).

Aunque no se tienen datos sobre su aplicación a escala real, existe literatura científica sobre la aplicación de las cenizas sería como sustituto de la cal o el cemento. La citada aplicación presenta la ventaja de que, debido a su menor densidad, resulta en menores asentamientos de tierra (Ferreira et al., 2003).

La presencia de sales en las cenizas puede aumentar dependiendo de la composición de los residuos incinerados. Por ejemplo, un alto contenido en plásticos (muy habitual en Japón) aumenta su concentración, lo que afecta a las reacciones de endurecimiento con cemento o cal (Kamon et al., 2000). Se ha evaluado experimentalmente la solidificación/estabilización de las cenizas volantes de incineración de RSU con alto contenido en sales solubles con el propósito de minimizar el impacto geo-ambiental causado por los metales pesados, así como para garantizar la seguridad en los aspectos de ingeniería (Kamon et al., 2000).

Las sales solubles contenidas en las cenizas afectan significativamente al desarrollo de la resistencia, durabilidad frente al empapado (soaking durability) y la reacción de endurecimiento en la estabilización. La estabilización con cemento no tiene suficiente efecto en el desarrollo de la resistencia y la durabilidad, solo contribuye a la contención de los metales pesados debido al alto nivel de alcalinidad. Cuando se utilizan cenizas volantes de carbón (FCA) como agente estabilizante, la mezcla tiene buena resistencia y durabilidad, pero no se puede evitar la lixiviación de Cd en las etapas iniciales de curado. Utilizando como estabilizante una combinación de 10 kg de cemento y 5 kg de FCA por cada 80 kg de cenizas de incineración de RSU se pueden obtener todas estas propiedades, de modo que el material obtenido puede ser aplicado en diques, aunque se recomienda utilizar una cobertura de suelo para prevenir una lixiviación adicional (Kamon et al., 2000).

#### *2.2.1.1.1.6 Materiales cerámicos y vidrios.*

##### a) Tratamiento de vitrificación

Aunque la tecnología de la fusión de las cenizas es cara, si la caldera de fusión se construye al lado del incinerador la electricidad necesaria para fundir las cenizas puede ser proporcionada

por el mismo incinerador. Además, la reutilización de los productos también puede cubrir este gasto de energía (Cheng et al., 2004).

La escoria que se produce al vitrificar conjuntamente las cenizas de fondo y volantes se puede utilizar como árido en la producción de bloques permeables al agua y ladrillos para pavimento (Nishigaki et al., 2000). Ambos productos cumplen las características estándares requeridas y no mostraron lixiviación de metales pesados, e incluso se llegaron a instalar en una zona peatonal.

También se ha estudiado la fabricación de baldosas con cenizas volantes exclusivamente (Lin et al., 2006), pudiendo utilizar hasta un 40% mezclado con un 60% de arcilla. En este caso, las cenizas son tratadas durante 6 horas a temperaturas comprendidas entre los 800 y los 1000°C, con una velocidad de calentamiento de 10°C/min. El producto resultante cumple los estándares de lixiviación de la EPA según el método TCLP y las propiedades mecánicas son comparables a las de un producto que no contenga cenizas de incineración.

#### b) Tratamiento de producción de gres porcelánico

Se ha estudiado la sustitución de parte de las materias primas por cenizas volantes de incineración de RSU ya que contienen sílice (Hernández-Crespo et al., 2001). Se realiza una mezcla que contiene 10% de cenizas (que sustituyen en parte al feldespatos), 40% de arcilla, 30% de feldespatos y 20% de cuarzo. Mediante el proceso de fabricación convencional se produce un gres porcelánico modificado (modified porcelainized stoneware, MPS) cuyas propiedades físicas y mecánicas son similares al material convencional y al vidrio cerámico, por lo que tiene aplicaciones prometedoras en el campo de los materiales de construcción como pavimento o revestimiento exterior.

#### c) Tratamiento de producción de vidrio cerámico

El producto obtenido en la planta construida en la ciudad de Kamagaya (Nishida et al., 2001) (ver apartado Fabricación de hormigón) que somete las cenizas a un tratamiento de vitrificación y cristalización, se utilizó como materia prima para construir baldosas permeables (con un 85% de cenizas tratadas y molidas) que se utilizaron en la construcción de un parque en la provincia de Chiba. Las propiedades físicas mejoran las del material común fabricado con fragmentos de cerámica. Además, la construcción no requirió de una manipulación especial de los materiales.

Estudios realizados con cenizas volantes generadas en las plantas de incineración de residuos sólidos de Groenlandia, investigan sobre la posibilidad de producir ladrillos empleando estos residuos en su fabricación (Belmonte et al., 2016). La generación de ladrillos a partir de arcilla marina y residuos es muy interesante en esas latitudes por dos razones: actualmente se importan los ladrillos, lo que supone un coste y un impacto relevante y la gestión de los residuos generados en las plantas de incineración es complicada. Se emplearon cenizas volantes sin tratar, después de haber sido lavadas (L/S 1/10) y también tras un tratamiento de remediación electrolítica.

Los porcentajes de sustitución fueron del 20 y 40% en peso. Para verificar la viabilidad técnica de la producción de los bricks de arcilla con adición de cenizas volantes se analizaron la porosidad abierta, la densidad en seco y absorción de agua al vacío además del comportamiento en lixiviación, y un análisis mineralógico. En el caso de la lixiviación se realiza una comparativa con la normativa danesa para la aplicación de residuos en materiales de construcción, y poder determinar así la viabilidad medioambiental.

Las conclusiones del estudio determinan que los ladrillos contruidos con cenizas volantes presentan peores comportamientos en los tres parámetros de control (porosidad abierta, densidad en seco y adsorción en agua al vacío), lo que determina una menor durabilidad a medio plazo de estos, frente a los ladrillos sin residuos. Así mismo, se concluye que la producción de ladrillos de arcilla cocida con los materiales de desecho utilizados como recurso secundario a la temperatura de cocción de 1000° C no es una solución para la estabilización e inmovilización de metales pesados como, por ejemplo, As, Cr y Pb, ya que se comprueba un incremento de la movilización de estos.

En cualquier caso, algunos de los ladrillos producidos en el ensayo con este residuo, presentan propiedades aceptables, lo que indica debería de trabajarse sobre el problema de la lixiviación optimizando las mezclas y el esquema de cocción.

Sin embargo, a lo anterior, estudios españoles determinan que las características de losetas producidas con cenizas volantes y con diferentes proporciones en peso de residuos de mármol, presentan comportamientos en rangos de mercado para los parámetros de contracción lineal, la capacidad de absorción de agua y la resistencia a la flexión (Jordán et al., 2015).

La adición de residuos de polvo de mármol proporciona principalmente carbonato de calcio. En el proceso de cocción, cuando la temperatura aumenta, el  $\text{CaCO}_3$  se descompone formando  $\text{CaO}$ . La adición de cenizas volantes de incineración de RSU a la pasta cerámica produjo un aumento en el contenido de sal de  $\text{Cl}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ . Estas sales podrían ser responsables de la aparición de fallas en el material. Sin embargo, dado que el porcentaje de RSU introducido en la pasta es bajo (1-10%), el contenido total en estas sales solubles será similar al de las cerámicas convencionales.

#### 2.2.1.1.2 Materia prima para la industria

##### *2.2.1.1.2.1 Estabilización de lodos de la industria galvánica*

Los lodos derivados de la industria galvánica se caracterizan por su alto contenido en metales pesados. El tratamiento habitual que se da a este tipo de residuos es la estabilización, para lo que normalmente se utilizan cemento Portland tipo I, cal u otros lodos tratados térmicamente (Huang et al., 2008). La estabilización se basa en la formación de silicato de calcio hidratado ( $\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ), etringita ( $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ ) y monosulfato ( $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ ) en la matriz, quedando los metales pesados químicamente unidos a la red de hidratación y físicamente encapsulados en la matriz (Quian et al., 2008).

Se han realizado varios estudios sobre la estabilización de lodos de otras industrias que también contienen metales pesados utilizando cemento, cal y cenizas volantes de la combustión de carbón (Qian et al., 2006). Comparando con las cenizas de carbón, las cenizas de incineración de RSU contienen menos  $\text{SiO}_2$  y  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , por lo que no estabilizan estos residuos correctamente.

Para que se den las reacciones de estabilización y fijar debidamente los metales pesados es necesario añadir otros residuos con mayor contenido en  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Los lodos generados en los procesos de recubrimiento de metales cumplen estas condiciones, por lo que al tratarlos conjuntamente se estabilizan los metales pesados contenidos en ambos residuos (Qian et al., 2006). De esta forma se reduce su peligrosidad, disminuyendo al mismo tiempo el espacio necesario en vertedero y la cantidad de estabilizantes requerida.

Por tanto, se estudia la posibilidad de tratar conjuntamente los lodos derivados de la industria galvánica y las cenizas de incineración de RSU. En la bibliografía se han encontrado tres posibilidades:

- Se propone utilizar cenizas volantes junto con cemento Portland. Combinando 45% de cenizas, 5% de cemento y 50% de lodo industrial (se trata de lodo generado en plantas químicas y electrónicas de Singapur con contenido en metales pesados como el Cu, Pb, Mn, Ni y Zn). Se consigue la solidificación y estabilización requeridas (Qian et al., 2006), obteniendo un material apto para vertedero, que cumple las especificaciones de resistencia mecánica y lixiviación.

Sin embargo, para que el tratamiento sea efectivo es necesario que los lodos no tengan alto contenido en grasas, las cuales dificultan las reacciones de hidratación necesarias para la estabilización de la mezcla.

Para la caracterización de los productos se han realizado ensayos de compresión (a 3 y 7 días) y lixiviación (método TCLP de USEPA), y se caracterizan los productos de la reacción de estabilización mediante XRD (X-Ray diffraction), análisis DTG (termogravimétrico) y espectrometría FTIR.

- Los mismos autores han investigado la posibilidad de estabilizar los lodos de electrodeposición de metales (procedentes de una empresa de electrodeposición de cromo situada en Shanghai), que contienen gran cantidad de cromo, con materiales basados en cenizas (Qian et al., 2008). Las cenizas pertenecen al sistema  $\text{CaO-CaCl}_2\text{-CaSO}_4\text{-SiO}_2$ , siendo abundantes en cloro y azufre. Pueden reaccionar fácilmente con materiales como el cemento aluminoso (que aporta aluminio activo) para formar como productos mayoritarios de la hidratación etringita ( $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot3\text{CaSO}_4\cdot12\text{H}_2\text{O}$ ) y la fase Friedel ( $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{CaCl}_2\cdot10\text{H}_2\text{O}$ ). La fase Friedel es capaz de retener aniones como  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$  y  $\text{AsO}_4^{2-}$ .

La proporción cenizas: cemento utilizada es 4:1. Mezclando hasta un 50% de lodos con este estabilizante se obtiene un material final que cumple los requisitos de vertido respecto a resistencia mecánica y lixiviación. Los ensayos realizados son: TCLP (lixiviación), XRD, FTIR y especiación de metales pesados.

- La tercera posibilidad estudiada consiste en utilizar una mezcla que contiene distintas proporciones de cemento Portland tipo I, cenizas y polvo de fósforo demercurado (residuo del reciclado de lámparas, que se compone mayoritariamente de fosfato de calcio y CaClF) para estabilizar lodos de electrodeposición de metales que contienen gran cantidad de cobre (Huang et al., 2008). La mejor proporción para utilizar como agente de estabilización es una mezcla que contiene 90 % de cemento, 5% de cenizas y 5% de polvo de fósforo.

El material obtenido una vez se mezcla el agente estabilizante (cenizas + cemento + polvo de fósforo) con el lodo se somete a ensayos de resistencia a compresión y lixiviación, y se concluye que se puede utilizar como material de construcción (resistencia a compresión > 100 kg·cm<sup>-2</sup>) o material de baja resistencia (resistencia a compresión 10-100 kg·cm<sup>-2</sup>, sólo se puede utilizar como material de relleno), según la relación lodo: estabilizante utilizada.

Respecto a los estudios mencionados anteriormente, se utiliza una muy pequeña cantidad de cenizas y mucho cemento, sólo un 5% del estabilizante que luego se mezcla con el lodo son cenizas. Esto se debe a que el objetivo del estudio era dar salida al fósforo residual del reciclado de las lámparas. Parece ser que en Taiwán se estaba buscando una utilización para este residuo, pero se desconoce la disponibilidad de este tipo de residuos en España. En cambio, se consigue un material que no necesariamente debe ir a vertedero, ya que puede cumplir las características requeridas para ser utilizado como material de construcción.

#### *2.2.1.1.2.2 Acondicionamiento de lodos oleosos (con alto contenido en aceites) del tratamiento de aguas residuales*

El acondicionamiento de los lodos de tratamiento de aguas residuales consiste en mejorar las condiciones para el espesamiento, que trata de eliminar gran parte del agua que contienen para disminuir el volumen de fango que se debe manipular en procesos posteriores.

Como se ha mencionado anteriormente, los lodos que contienen altas cantidades de aceites son difíciles de tratar. La resistencia específica y el tiempo de succión capilar del lodo, que miden la filtrabilidad y la deshidratabilidad, aumentan con el contenido en aceite. Por tanto, cuando el contenido en grasas es elevado se dificulta la eliminación del agua. Se ha observado que los parámetros mencionados disminuyen al añadir hasta un 3% de cenizas, con lo que los sólidos totales del filtrado del lodo disminuyen y se mejora el proceso posterior de espesamiento (Hwa et al., 1997).

La contrapartida es que aumenta la concentración de metales pesados en el filtrado considerablemente. De todas formas, la bibliografía afirma que se mantienen dentro de los límites de descarga en alcantarillado (Hwa et al., 1997), aunque el artículo es del 97 y es posible que actualmente las concentraciones sean más restrictivas. No se conocen plantas piloto ni reales que estén utilizando este proceso.

#### *2.2.1.1.2.3 Adsorbente para la eliminación de Hg de los gases de incineración de RSU*

La mayor parte del mercurio contenido en los gases de la incineración de RSU (70-90%) está en forma de  $\text{HgCl}_2$ , que es fácil de eliminar. Sin embargo, el mercurio metálico se elimina más difícilmente. Se propone utilizar para ello las cenizas volantes, que por su contenido en carbón no quemado y en  $\text{CaCl}_2$  tienen la capacidad de adsorber el mercurio metálico. Además, más del 95% del mercurio adsorbido se puede recuperar con vapor sobrecalentado (Nishitani et al., 2001).

#### *2.2.1.1.2.4 Solidificación estabilización de suelos contaminados con metales pesados.*

Los residuos del control de la contaminación del aire inmovilizan As a través de la precipitación de minerales Ca-As ( $\text{Ca}_5\text{H}_2(\text{AsO}_4)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ),  $(\text{CaAsO}_4)$  y  $(\text{Ca}_5(\text{AsO}_4)_3(\text{OH}))$ , incorporando el As en estrignita ( $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$ ) y por adsorción en calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) (Travar et al., 2015a).

Se han realizado ensayos de tratamiento de suelos contaminados (con baja y alta carga orgánica) con diferentes residuos procedentes de la depuración de gases (cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, de incineración de madera y de incineración de carbón). Se ha determinado, que las cenizas volantes de los procesos de incineración de residuos sólidos urbanos (en una relación ceniza/suelo 70/30), son las que mayor reducción consiguen en la lixiviación del As, en torno a un 71-81%. Así mismo la lixiviación del Pb se reduce entre un 60 y un 99% (Travar et al., 2015b).

El contenido orgánico del suelo afecta a la solidificación del producto obtenido, a mayor carga orgánica, mayor concentración de ceniza volante se precisa para obtener una estabilidad mecánica del material en el vertedero.

#### *2.2.1.1.3 Agricultura*

##### *2.2.1.1.3.1 Fertilizantes*

Los fertilizantes se añaden para aportar a los cultivos tres elementos, principalmente, nitrógeno, fósforo y potasio. Una formulación típica puede contener 15 % de nitrógeno, 30 % de  $\text{P}_2\text{O}_5$  y 15 % de  $\text{K}_2\text{O}$ . Las cenizas de incineración de RSU contienen dos de estos nutrientes, fósforo y potasio (el nitrógeno se pierde en la combustión), por lo que potencialmente pueden aportarlos y sustituir a los fertilizantes comerciales (Ferreira et al., 2003). En el caso de las cenizas generadas por Zabalgardi, estos contenidos se sitúan en torno al 1,39 % de  $\text{P}_2\text{O}_5$  y del 3,5 % de  $\text{K}_2\text{O}$ .

Se han realizado estudios en los que se ha confirmado que el crecimiento de las plantas se acelera al añadir al suelo agrícola cenizas con un contenido total de 0,628% de P y 1,202% de K. La adición de hasta un 20% de cenizas produce efecto positivo al aumentar la intensidad respiratoria del suelo después de una incubación de 3-5 días (Ferreira et al., 2003). Sin embargo,

y como se indica posteriormente, puede ser más adecuada la adición de concentraciones inferiores por la posible toxicidad aportada por ciertos metales.

#### *2.2.1.1.3.2 Enmendante del suelo: agente neutralizante de suelos ácidos*

Además, las cenizas se pueden utilizar como agente neutralizante en suelos ácidos (en sustitución de la cal habitual), ya que se trata de un material de naturaleza básica. La movilidad de los distintos elementos depende del pH. Por ejemplo, la disponibilidad de fósforo puede ser un problema en suelos ácidos o muy alcalinos, donde predominan las formas insolubles. Los resultados demuestran que la adición de cenizas aumenta el pH (Wang et al., 2007).

Sin embargo, las cenizas contienen compuestos peligrosos, por lo que la cuestión de la toxicidad debe ser cuidadosamente tratada, ya que las plantas constituyen el primer nivel de la cadena trófica. Además, se debe tener en cuenta la contaminación de suelos y aguas (Ferreira et al., 2003). Finalmente, se debe considerar el efecto en los animales que se alimentarán con los cultivos.

Los principales elementos a tener en cuenta son los metales pesados y la salinidad, que se ven incrementados al añadir cenizas al suelo. Aunque algunos metales son esenciales para las plantas, en grandes cantidades se pueden volver fitotóxicos. Por otra parte, la salinidad puede causar estrés en las plantas. Ambos factores varían para cada especie. Se deben analizar por tanto las sales solubles y la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo tratado (Wang et al., 2007).

En definitiva, la adición de cenizas al suelo no debe ser excesiva, y se recomienda menos de un 5-10% dependiendo de la acidez del suelo y de las plantas que se estén cultivando en él. No se dispone de información sobre aplicaciones en cultivos reales, el estudio sólo se ha realizado a escala de laboratorio.

#### *2.2.1.1.4 Fabricación de materiales adsorbentes*

##### *2.2.1.1.4.1 Zeolitas*

Las zeolitas son un grupo de minerales compuestos por aluminosilicatos de metales alcalinos o alcalinotérreos que se utilizan como intercambiadores de iones en procesos como el ablandamiento de agua.

Debido a que sus componentes mayoritarios son  $\text{SiO}_2$  (~55 %) y  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (~25 %) se han utilizado cenizas volantes de la combustión de carbón para producir zeolitas mediante un tratamiento hidrotérmico con NaOH. Aunque resultan materiales de peor calidad que otras sintéticas, son comparables a las naturales y su uso es seguro (Ferreira et al., 2003). Aunque su contenido en  $\text{SiO}_2$  y  $\text{Al}_2\text{O}_3$  es menor (para las de Zabalgardi 9,13 y 6,22 % respectivamente), las cenizas de incineración de residuos tienen una composición similar, y por tanto también se pueden utilizar en la síntesis de zeolitas (Yang et al., 1998).

Se someten las cenizas a un proceso hidrotérmico utilizando NaOH como agente mineralizante. Este se lleva a cabo en bombas de reacción calentadas en una cámara oscilante (rocking chamber). Se observa que se sintetizan con éxito algunos tipos de zeolita (gismondina y gmelinita) en ciertas condiciones experimentales (Yang et al., 1998).

El análisis de lixiviación indica que los adsorbentes obtenidos no son peligrosos, y el análisis de difracción de rayos X confirma que se consiguen sintetizar zeolitas. El líquido residual del tratamiento hidrotérmico, sin embargo, contiene altas concentraciones de metales pesados como Pb y Zn. El material obtenido es de baja calidad, aunque su utilización es ambientalmente segura (Yang et al., 1998).

En recientes ensayos se han empleado cenizas volantes de combustión de residuos sólidos urbanos a las que se aditivan diversos residuos sólidos (polvos de aluminio y vidrio de deshecho) que aportan silicio y aluminio (para complementar la baja concentración de dichos compuestos en las cenizas de incineración de RSUs comparadas con las de otros procesos de incineración), para la producción de zeolitas. El proceso de síntesis hidrotérmico es similar al descrito por Yang et al., 1998, pero realizándose un proceso de mezcla previo de los tres residuos mencionados en una relación 6 g de cenizas, 12 g de polvo de vidrio y 7 g de polvo de  $Al_2O_3$  en un matraz de fondo redondo de 250 ml para obtener la relación de la molécula de silicio / aluminio de 1 y la cantidad total de  $SiO_2$  de más de 50 % (Deng et al., 2016).

Del mismo modo, se ha conseguido sintetizar tobermorita ( $Ca_5Si_6H_2O_{18} \cdot 4H_2O$ ), que es capaz de actuar como intercambiador de cationes. Para ello, se deben someter las cenizas a un tratamiento térmico con NaOH a 100°C durante 12h (Shim et al., 2006). La tobermorita elimina  $Cs^+$  y  $NH_4^+$  de aguas residuales, entre otros (Ferreira et al., 2003). El adsorbente obtenido cumple con creces la normativa coreana de lixiviación. La capacidad de intercambio de cationes cuando se utilizan cenizas de incineración tratadas aumenta 8 veces respecto a las cenizas sin tratar.

#### *2.2.1.1.4.2 Adsorbentes carbonosos*

El carbón activo es uno de los adsorbentes más utilizados en la industria. Aunque las cenizas apenas contienen carbono, se pueden sintetizar este tipo de adsorbentes si se añade una fuente de carbono.

Se han intentado sintetizar adsorbentes a partir de diferentes tipos de cenizas de incineración de RSU (incluye cenizas volantes) y PET reciclado (Zhang et al., 2003). Se funde el PET, se mezcla con las cenizas y se carboniza la mezcla (60 % PET, 40 % cenizas), obteniéndose adsorbentes porosos. De esta forma se consigue reducir la lixiviación de metales respecto a las cenizas originales en gran medida, ya que el PET cubre las partículas de ceniza restringiendo la lixiviación (Zhang et al., 2003).

Se mide la capacidad de adsorción de azul de metileno (MB), cadmio y plomo del material obtenido. Se obtiene un adsorbente con mayor capacidad de adsorción que el carbón obtenido a

partir de PET exclusivamente (sin cenizas), por lo que se podría utilizar en el tratamiento de aguas de procesos de teñido, minas, acerías, etc. (Zhang et al., 2003).

Al analizar la lixiviación de metales de los adsorbentes producidos, se observa que el material sintetizado con cenizas volantes excede la ley japonesa respecto a lixiviación de plomo, por lo que hace falta una mayor estabilización de este metal. El artículo propone utilizar ácido fosfórico, ácido ditiocarbámico o sus sales solubles para estabilizarlo, o un lavado con una solución ácida antes de su utilización en el tratamiento de aguas (Zhang et al., 2003).

Hay autores (Shim et al., 2006) que han preparado un adsorbente peletizado a partir de cenizas volantes de incineración de RSU, mezclando la ceniza en un tratamiento hidrotérmico con brea de alquitrán de hulla (coal tar pitch) y  $K_2CO_3$  (que funcionan como fuente de carbono y activante, respectivamente), y sometiendo la mezcla a un proceso de activación en flujo de nitrógeno a 500-900°C. Se pretende obtener un adsorbente que elimine no sólo contaminantes inorgánicos, sino también orgánicos.

El adsorbente obtenido se analiza por SEM (x1000) y se miden su capacidad de adsorción de yodo (iodine adsorption capacity, Korea Standard Method 1802) y su superficie específica (BET). También se realiza un análisis termogravimétrico.

La temperatura de activación y los porcentajes de materiales mezclados son importantes para producir adsorbentes con alta capacidad de adsorción de yodo. Sin embargo, el aumento de la temperatura y el porcentaje de  $K_2CO_3$  conllevan una pérdida de resistencia mecánica debido a una pérdida de peso significativa por gasificación.

Los parámetros óptimos son: cenizas/brea/ $K_2CO_3$ : 40/40/20 % en peso, temperatura de activación: 800°C; tiempo de activación 1h; flujo de  $N_2$ : 30 ml/min. Se obtiene un adsorbente con una capacidad de adsorción de yodo de 455mg/g y una BET 325 m<sup>2</sup>/g.

### **2.2.2 Resumen de alternativas de valorización**

- **Fabricación de cemento**

En sustitución parcial de la caliza como uno de los componentes que forma parte de la mezcla para producción de clínker. Tecnologías desarrolladas en Japón:

Ej. 1: Ecocement: Se mezclan las cenizas (volantes y de fondo) con carbonato de sodio, para que se formen cloruros de metales alcalinos que se extraen con agua; el sólido restante se mezcla con las materias primas para constituir el clínker.

Ej. 2: Proceso Ash Rinsing: se disuelven las sales contenidas en las cenizas volantes, eliminándose el cloro y los metales pesados, y las partículas insolubles se utilizan para la fabricación de clínker de cemento.

- **Fabricación de hormigón sustituyendo al cemento**

Ej. 1: Cenizas lavadas + quelantes (para inmovilizar los metales).

Ej. 2: Escorias obtenidas por vitrificación de cenizas y posterior molido.

Ej. 3: Cenizas estabilizadas por proceso Novosol (lavado + fosfatación + calcinación).

Ej. 4: Cenizas estabilizadas por proceso similar al Novosol pero el lavado realizado con carbonato sódico (se disuelven el Al metálico y el sulfato en forma de sulfato sódico, mejorando la calidad de las cenizas).

- **Fabricación de hormigón sustituyendo al árido**

Ej. 1: Cenizas lavadas y posteriormente sinterizadas.

Ej. 2: Sustitución de la fracción arenosa del árido mediante cenizas previamente lavadas y estabilizadas con cemento (48 % cenizas lavadas + 20 % cemento portland + 32 % agua).

Ej. 3: Sustitución del árido ligero para fabricación de hormigón ligero, previa formación de pellets tratados térmicamente (5 % cenizas mezcladas con arcilla + agua → pellets → secado 200 °C → cocción a 1170 °C, 8 minutos).

Ej. 4: Cenizas vitrificadas seguidas de un proceso de cristalización para obtener un producto que sustituye a los áridos gruesos en la fabricación de hormigón.

- **Fabricación de relleno asfáltico**

Ej. 1: 18 % cenizas (8 % gruesas/10 % finas) + 5 % asfalto + áridos (naturales y/o sustitución parcial con escorias de acería tipo BOFS). El asfalto estabiliza los metales de la ceniza.

Ej. 2: Cenizas vitrificadas seguidas de un proceso de cristalización para obtener un producto que se utiliza como árido para producir asfalto.

- **Como material de cubrición en vertederos**

Ej. 1: Utilización de una mezcla de cenizas, lodos de papel y residuos de carbonato sódico, la cual cumple los requisitos de admisión de un residuo para vertedero de residuos no peligrosos.

Ej. 2: Utilización de mezclas de cenizas y escorias como material de cobertura o para verterlas conjuntamente con los RSU.

Acondicionamiento de lodos oleosos del tratamiento de aguas residuales.

Ej: Adición entorno a un 3 % de cenizas para mejorar el tratamiento de espesamiento en el que se elimina agua de los lodos, lo que es especialmente difícil cuando son oleosos.

- **Fabricación de bases y sub-bases**

Ej. 1: Lavado de las cenizas con agua y posterior adición de cemento y cal.

Ej. 2: Cenizas tratadas mediante sistema Ferrox (adición de agua y sal de hierro) + escorias + cemento (2,5-5 %).

Ej. 3: Escoria derivada del tratamiento de cenizas mediante vitrificación + escorias de incineración, como sustitutas del árido grueso:

Ej. 4: Tratamiento inicial de cenizas mediante lavado, fosfatación y calcinación. Cenizas tratadas (12,5 %) + aglomerante hidráulico (3,5 %) + gravilla de caliza natural (84,5 %).

Ej. 5: Cenizas obtenidas mediante sistema de depuración de gases de incineración según proceso Neutrec (adición de bicarbonato sódico para neutralizar los ácidos), estabilizadas con proceso Novosol (lavado +fosfatación y calcinación), como sustituto de partículas final de los materiales hidráulicos destinados a bases de carretera.

Ej 6: Construcción de subbase de carreteras con una mezcla 80% de cenizas de fondo de incineración de residuos sólidos urbanos y un 20% de mortero (consistente en el 50% de cenizas volantes de incineración de RSUs y un 50% de cemento Portland).

- **Construcción de diques**

Sustituto parcial del cemento o de la cal empleados junto con tierra y piedras en la fabricación de diques. Las cenizas se estabilizan con cemento o con mezcla de cemento y cenizas volantes del carbón FCA (10 kg cemento + 5 kg FCA + 80 kg cenizas).

- **Ladrillos para pavimentos**

Ej.1: Empleo de la escoria que se produce al vitrificar conjuntamente las cenizas volantes con las de fondo como árido para la producción de bloques permeables al agua y ladrillos para pavimentos.

Ej. 2: Fabricación de pavimentos a partir de gres porcelánico sustituyendo parte del feldespatos empleado en un material convencional (10 % cenizas + 40 % arcilla + 30 % feldespatos + 20 % cuarzo).

Ej. 3: Cenizas vitrificadas seguidas de un proceso de cristalización para obtener un producto, vidrio cerámico, que se utilizó como materia prima para construir baldosas permeables (en un parque).

- **Adsorbente del mercurio de los gases de incineración de RSU**

Ej: El carbón no quemado y el  $\text{CaCl}_2$  contenido en las cenizas pueden adsorber el mercurio metálico generado en los gases de incineración de RSU.

- **Para la estabilización de lodos de la industria galvánica**

Ej. 1: Estabilización de lodo generado en plantas químicas y electrónicas de Singapur, conteniendo Cu, Pb, Mn, Ni y Zn: 45 % cenizas + 5 % cemento + 50 % lodo.

Ej. 2: Estabilización de lodo generado en empresa de electrodeposición de cromo de Shanghai, con alto contenido en Cr: 50 % (mezcla de cenizas y cemento aluminoso, 4:1) + 50 % lodo.

- **Solidificación estabilización de suelos contaminados con As y Pb**

Ej: Una mezcla de ceniza volante con suelo contaminado con As y Pb en una relación 30/70 reduce la lixiviación del As hasta un 81% y del Pb hasta un 99%.

- **Fertilizantes y enmendantes del suelo**

Ej. 1: Nutriente por su aporte en P y K, adición de hasta un 20 % de cenizas por masa de suelo.

Ej. 2: Agente neutralizante para suelos ácidos, en sustitución del uso de cal como aditivo convencional. Hay que tener precaución con los metales pesados y la salinidad que aportan las cenizas, por lo que se recomiendan adiciones inferiores al 5-10 %.

- **Fabricación material absorbente**

Síntesis de materiales absorbentes para el tratamiento de aguas, previo tratamiento hidrotérmico de las cenizas:

Ej. 1: Zeolitas: Se sintetizan zeolitas sintéticas mediante tratamiento de las cenizas con NaOH a 100 °C durante 12 hr. Pueden emplearse para tratamiento de aguas como intercambiador de iones. Se mezclan previamente al proceso hidrotérmico polvo de aluminio y vidrio residuales.

Ej. 2: Adsorbentes carbonosos para tratamiento de aguas en procesos de teñido, minas, acerías, etc. Métodos de síntesis:

Ceniza (40 %) + PET fundido (60 %) y carbonizar.

Ceniza (40 %) + brea (40 %) + K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (20 %) y activación a 800°C durante 1 hr.

### **2.2.3 Selección de alternativa de valorización para las cenizas carbonatadas**

Tras el análisis detallado de los diferentes procesos que se resumen en el apartado anterior, se determina que los procesos de valorización con expectativas más altas de éxito son aquellos que están más estudiados (llegando en algunos casos a estar patentados y/o alcanzar una escala de planta industrial) y que son los relacionados con el uso del producto obtenido en materiales de construcción.

Se han encontrado alrededor de 50 publicaciones relacionadas con la aplicación de cenizas volantes en diversos materiales de construcción (cemento, cerámicos y vidrios, pavimentos y bases de carreteras, diques y rellenos, etc.), frente a las 2 referencias de la industria agrícola, y las 14 de aplicaciones industriales (tratamiento de lodos, adsorbente y absorbente).

Además del criterio del número e impacto de las referencias en el análisis del estado del arte para el uso de este tipo de residuos, se consideran dos aspectos adicionales para la selección de la alternativa de valorización:

- Impacto social y medioambiental del uso del residuo tratado en la aplicación seleccionada. Descartando por tanto las opciones de uso tanto en la industria (estabilización de lodos, adsorbente de gases, fabricación de materiales absorbentes)

como en la agricultura (producción de fertilizantes y/o enmendantes del suelo). Así mismo se considera que las aplicaciones de aprovechamiento material en el sector de la construcción (fabricación de cemento, fabricación de hormigón y sus diversas aplicaciones) por la propia tipología del proceso en el que van a estar empleados, se garantiza un encapsulamiento y una estabilización adicional de los contaminantes presentes en el residuo carbonatado.

- Proximidad a clientes finales. Circunscribiendo la solución planteada para el tratamiento de las cenizas de Zabalgardi se considera prioritario que, debido al volumen generado y al coste de transporte del producto, los usuarios finales del residuo tratado estén próximos tanto a la instalación de generación de las cenizas, como a la planta de tratamiento de las mismas. En Vizcaya, a menos de 20 kilómetros de distancia desde Zabalgardi, se encuentran dos fábricas de producción de cemento, Cementos Lemona y Cementos Rezola (HeidelbergCement Group).

Así mismo se ha considerado como prioritaria esta vía de valorización, puesto que el cemento, es el material de construcción más utilizado en todo el mundo, con un consumo de 450kg de cemento por persona y año y que ha crecido más de un 100% entre los años 2004 y 2014 (Quina M.J. et al. 2018), lo que permitirá contemplar esta solución para grandes volúmenes de cenizas volantes tratadas y generadas en las distintas plantas de incineración de residuos sólidos urbanos de todo el mundo.

## **2.2.4 Caracterización del producto**

### **2.2.4.1 Caracterización química: Análisis químico de componentes mayoritarios y minoritarios: Composición química, pérdida por calcinación, contenido en metales pesados, constituyentes orgánicos, contenido de cloruros**

A muestra de ceniza carbonatada obtenida en el ensayo realizado con el objeto de determinar la concentración de contaminantes presentes en el agua empleada en el proceso de carbonatación con una relación L/S de 6 partes de agua por una de ceniza, también se le hicieron dos determinaciones analíticas.

Por una parte, considerando la aplicación seleccionada, se remitió una partición de la muestra a Cementos Lemona, quien realizó un análisis semicuantitativo por fluorescencia de rayos X (XFR) y los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 2.28.

Tabla 2. 28: Análisis XFR semicuantitativo ceniza carbonatada. Fuente Cementos Lemona.

<b>XRF Ceniza Carbonatada Anillo1 (LOI 36,17)</b>			
CaO	47,24	Ca	33,77
SO <sub>3</sub>	5,88	Sx	2,35
SiO <sub>2</sub>	2,19	Si	1,02
Cl	1,99	Cl	1,99
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,2	Al	0,635
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,958	Px	0,418
ZnO	0,9	Zn	0,725
K <sub>2</sub> O	0,89	K	0,736
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,656	Fe	0,452
MgO	0,522	Mg	0,315
TiO <sub>2</sub>	0,465	Ti	0,279
Na <sub>2</sub> O	0,441	Na	0,327
PbO	0,18	Pb	0,167
SnO <sub>2</sub>	0,08	Sn	0,0627
CuO	0,051	Cu	0,041
Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0479	Sb	0,04
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0436	Cr	0,0298
SrO	0,042	Sr	0,0354
MnO	0,0341	Mn	0,0264
Br	0,0175	Br	0,0175
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,0095	V	0,0053
ZrO <sub>2</sub>	0,0056	Zr	0,0041

<b>XRF Ceniza Carbonatada Anillo2 (LOI 36,13)</b>			
CaO	47,22	Ca	33,76
SO <sub>3</sub>	5,86	Sx	2,35
SiO <sub>2</sub>	2,12	Si	0,993
Cl	2,09	Cl	2,09
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,16	Al	0,616
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,953	Px	0,416
ZnO	0,9	Zn	0,743
K <sub>2</sub> O	0,9	K	0,724
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,619	Fe	0,433
MgO	0,564	Mg	0,34
TiO <sub>2</sub>	0,494	Ti	0,366
Na <sub>2</sub> O	0,494	Na	0,275
PbO	0,18	Pb	0,167
SnO <sub>2</sub>	0,075	Sn	0,0591
CuO	0,054	Cu	0,043
Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0445	Sb	0,0304
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0422	Cr	0,0352
SrO	0,0387	Sr	0,0327
MnO	0,0339	Mn	0,0263
Br	0,0214	Br	0,0214
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,0065	V	0,0048
ZrO <sub>2</sub>	0,0043	Zr	0,0024

<b>XRF Ceniza Carbonatada Anillo3 (LOI 21,9)</b>			
CaO	37,86	Ca	27,08
SO <sub>3</sub>	6,9	Sx	2,76
SiO <sub>2</sub>	3,06	Si	1,43
Cl	14,14	Cl	14,14
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,76	Al	0,932
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,74	Px	0,76
ZnO	0,588	Zn	0,473
K <sub>2</sub> O	5,18	K	4,3
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,72	Fe	0,504
MgO	0,904	Mg	0,545
TiO <sub>2</sub>	0,549	Ti	0,329
Na <sub>2</sub> O	4,23	Na	3,14
PbO	0,126	Pb	0,117
SnO <sub>2</sub>	0,0528	Sn	0,0416
CuO	0,037	Cu	0,03
Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0394	Sb	0,0329
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0446	Cr	0,0305
SrO	0,0364	Sr	0,0308
MnO	0,0396	Mn	0,0307
Br	0,088	Br	0,088
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,0055	V	0,0031
ZrO <sub>2</sub>	0,0064	Zr	0,0047

<b>XRF Ceniza Carbonatada Anillo2 (LOI 20,71)</b>			
CaO	40,26	Ca	28,78
SO <sub>3</sub>	6,5	Sx	2,6
SiO <sub>2</sub>	3,24	Si	1,51
Cl	13,78	Cl	13,78
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,77	Al	0,938
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,59	Px	0,694
ZnO	0,634	Zn	0,509
K <sub>2</sub> O	5,17	K	4,29
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,742	Fe	0,519
MgO	0,845	Mg	0,51
TiO <sub>2</sub>	0,561	Ti	0,337
Na <sub>2</sub> O	3,71	Na	2,75
PbO	0,133	Pb	0,124
SnO <sub>2</sub>	0,0557	Sn	0,0439
CuO	0,04	Cu	0,032
Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0404	Sb	0,0337
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,0382	Cr	0,0261
SrO	0,0373	Sr	0,0315
MnO	0,0378	Mn	0,0293
Br	0,09	Br	0,09
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,0062	V	0,035
ZrO <sub>2</sub>	0,0068	Zr	0,005

Así mismo, empleando las mismas técnicas analíticas que las descritas en el apartado 2.1.1.3.2, se realizó una determinación de componentes mayoritarios y minoritarios de la ceniza carbonatada, obteniéndose los resultados recogidos en la Tabla 2.29.

Tabla 2. 29: Análisis Ceniza Carbonatada (Relación S/L 1 a 6).

<b>Análisis Ceniza Carbonatada L/S 6</b>	
Pérdidas por calcinación (%)	31,43
Materia orgánica (%)	2,43
CaO (%)	44,35
SiO <sub>2</sub> (%)	7,39
SO <sub>3</sub>	4,82
Cl <sup>-</sup> (%)	2,54
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	2,01
MgO (%)	1,79
Na <sub>2</sub> O (%)	1,64
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	1,57
K <sub>2</sub> O (%)	1,24
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	0,87
MnO (%)	0,05
Zn (mg/Kg)	6.554,78
Pb (mg/Kg)	1.232,60
Cu (mg/Kg)	394,47
Ni (mg/Kg)	106,72
Cd (mg/Kg)	78,10
Cr (mg/Kg)	72,81
Fenoles (mg/Kg)	2,00
CN <sup>-</sup> (mg/Kg)	0,01
Cr <sub>6</sub> <sup>+</sup> (mg/Kg)	0,01

Se analiza la evolución de la caracterización de las cenizas brutas pre y post tratamiento, tanto de los componentes mayoritarios, como de los componentes minoritarios (seleccionando los 4 contaminantes principales existentes en las cenizas), recogiendo de forma agregada los datos en la Tabla 2.30.

Tabla 2. 30: Evolución de las características químicas de las cenizas pre y post tratamiento.

Parámetro	U.	2008	2014	Ceniza A	Promedio Pre Tratamiento	Ceniza Tratada	Ceniza Tratada (Análisis Lemona A1)	Promedio Post Tratamiento	Evolución
SiO <sub>2</sub>	%	9,23	8,55	9,13	<b>8,97</b>	7,39	2,19	<b>4,79</b>	53%
SO <sub>3</sub>	%	4,16	4,96	5,30	<b>4,81</b>	4,82	5,88	<b>5,35</b>	111%
Cl <sup>-</sup>	%	12,73	13,83	12,20	<b>12,92</b>	2,54	1,99	<b>2,27</b>	18%
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	%	1,72	1,03	1,39	<b>1,38</b>	1,57	0,96	<b>1,26</b>	92%
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	1,57	1,01	1,92	<b>1,50</b>	0,87	0,66	<b>0,76</b>	51%
CaO	%	44,34	49,00	45,10	<b>46,15</b>	44,35	47,24	<b>45,80</b>	99%
MgO	%	1,54	1,14		<b>1,34</b>	1,79	0,52	<b>1,16</b>	86%
MnO	%	0,05	0,04	0,05	<b>0,05</b>	0,05	0,03	<b>0,04</b>	90%
Na <sub>2</sub> O	%	5,05	4,81	3,62	<b>4,49</b>	1,64	0,44	<b>1,04</b>	23%
K <sub>2</sub> O	%	4,13	3,46	3,45	<b>3,68</b>	1,24	0,89	<b>1,07</b>	29%
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	3,45	30,65	6,22	<b>13,44</b>	2,01	1,20	<b>1,61</b>	12%
Cu	mg/Kg	424	322	1.083	<b>609,64</b>	394	410	<b>402,24</b>	66%
Zn	mg/Kg	6.554	6.585	5.776	<b>6.305,10</b>	6.555	7.250	<b>6.902,39</b>	109%
Pb	mg/Kg	1.701	1.096	2.056	<b>1.617,67</b>	1.233	1.670	<b>1.451,30</b>	90%
Cr	mg/Kg	264	190	198	<b>217,47</b>	73	298	<b>185,41</b>	85%

Se han señalado en verde las variaciones de concentraciones iguales o superiores al 15%.

Como se puede observar en los resultados obtenidos, la concentración del componente mayoritario CaO se mantiene cercano al 50%, siendo este componente el que le otorga valor al producto obtenido para poder ser aprovechado en la aplicación de fabricación de cemento seleccionada como opción de valorización prioritaria en la presente tesis.

Así mismo, y tal y como se podía deducir previamente a través de los datos obtenidos para los ensayos de lixiviación de la ceniza carbonatada, donde se aprecia la baja lixiviación de Pb y Zn, situada en 0,5 y 2,12 mg/kg respectivamente y que ha presentado una reducción de la lixiviación respecto de la ceniza sin tratar superiores al 95% (Ver Tabla 2.20), que la concentración de dichos metales se mantiene constante en las cenizas antes y después del tratamiento, puesto que ha sido fijada muy efectivamente a través de la carbonatación.

En el caso de la concentración de Cr y a pesar de que se ha reducido significativamente la lixiviación en las cenizas carbonatadas desde los 18,8 hasta los 5,88 kg/kg, lo que representa una reducción del 69% (Ver Tabla 2.20), no se ha conseguido una fijación total del compuesto. Esto se traduce en que la concentración presente en las cenizas carbonatadas sea menor tal y como se observa en la tabla 2.30. Esto tiene un efecto positivo en el producto final obtenido, por el contrario, tal y como se observó en el apartado 2.1.4 un efecto negativo en el agua de filtración

de proceso, donde el cromo se encuentra presente por encima de los límites de vertido autorizados.

También cabe destacar la reducción de la concentración de las sales solubles, habiéndose reducido la concentración de cloruros presente el producto de 12,9 a 2,27% lo que significa una reducción del 82%.

### 2.2.5 Definición de hoja de especificaciones de producto

A continuación, se resume, a modo hoja de especificaciones de producto para su posible comercialización, la siguiente información:

<b>Hoja de Especificación de Producto</b>	
<b>Nombre:</b>	<b>Caliza Recuperada</b>
<b>Descripción:</b>	Ceniza volante de incineración de RSU lavada y carbonatada con CO <sub>2</sub> , con un alto contenido en CaO
<b>Apariencia:</b>	Polvo Gris
<b>Composición:</b>	CaO 45-50% (conversión en CaCO <sub>3</sub> 49%) SiO <sub>2</sub> 2-7% Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 1-2%
<b>pH:</b>	7
<b>Especificaciones Físicoquímicas:</b>	SO <sub>3</sub> Max 6% Cl <sup>-</sup> Max 2% Zn Max 0,7% Plomo Max 0,14%
<b>Aplicaciones:</b>	Producción de Clinker de cemento
<b>Presentación:</b>	Granel
<b>Almacenamiento:</b>	En silo cerrado

### 2.2.6 Integración del producto en la cadena de suministro

Una vez seleccionada la aplicación destino para la valorización del residuo de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos mediante carbonatación acelerada en vía húmeda se contacta con las dos empresas fabricantes de cemento ubicadas en Vizcaya, Cementos Rezola y Cementos Lemona.

Con ambas organizaciones se mantienen sendas reuniones de presentación del producto y se entrega una muestra.

Se consulta así mismo, la posibilidad que pudiesen aplicar el residuo con un contenido de humedad del 38%, con el objeto de determinar si sería posible valorizar el residuo obtenido a la

salida del filtro de prensa, puesto que esto que evitaría la instalación de secado en el proceso y el consecuente foco de emisión a la atmósfera que requeriría un sistema de depuración de gases.

Cementos Rezola no tiene posibilidad de aplicar productos húmedos, puesto que no tiene la instalación de recepción y de secado pertinente para manipular materias primas con el grado de humedad planteado. Sin embargo, Cementos Lemona, que ha avanzado considerablemente en la valorización de multitud de subproductos sustitutivos de las materias primas convencionales sí tiene posibilidad de admitir el producto húmedo, aunque manifiesta que evidentemente es mejor un producto seco.

Posteriormente a la reunión preliminar, se recibe contestación de Cementos Lemona, en la que se adjunta la analítica recogida en la Tabla 2.28 y en la que se hace mención a que el grado de reducción de la carga contaminante es muy sustancial, sobre todo en lo concerniente al Cl. Así mismo se indica que aún hay dos parámetros críticos que son el Cl y el  $SO_3$ , ya que para que no hubiese limitaciones de dosificación del producto deberían alcanzar 0,05 y 1% en peso respectivamente, frente al 2% y 6% que presentan según el análisis semicuantitativo XFR.

No se recibe contestación por parte de Cementos Rezola.

Con estas conclusiones preliminares se establece que el producto tiene interés para el posible cliente, pero al presentar limitaciones de uso solo con pruebas específicas de dosificación en la planta de Cementos Lemona, sería posible determinar el % máximo de aplicación por tonelada de cemento fabricada.

Aun así, considerando que la producción anual de cenizas carbonatadas ronda las 10.000tn anuales y que la planta de Cementos Lemona tiene una capacidad de fabricación anual de 950.000tn de cemento según se recoge en su Autorización Ambiental Integrada 16-I-01-000000000017, el uso completo de toda la producción generada de cenizas carbonatadas significaría una dosificación rondando el 1% en peso.

**Condición 3b. Se ha demostrado que existen diversas aplicaciones enfocadas a la valorización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos después de recibir un tratamiento de gestión para reducir la carga contaminante y mitigar la lixiviación de los metales. De entre todas las aplicaciones estudiadas, se ha seleccionado como aplicación principal la fabricación de cemento, habiéndose comprobado tanto por datos analíticos como a través de información remitida directamente por consumidores finales, que el producto es interesante, aunque sí presenta limitaciones de uso (limitación en la sustitución de materias primas, ya que exige limitación de dosificación derivada de la concentración de Cl y  $SO_3$ ). Como nota adicional, sería necesario analizar el ciclo de vida del cemento fabricado con este producto secundario, para evaluar los impactos medioambientales derivados de su uso a medio y largo plazo.**

## 2.3 Análisis de la viabilidad económica de proceso

### 2.3.1 Análisis de costes de inversión

Con la información recogida en el apartado 2.1.3 Diseño de la Instalación, se determina el coste de inversión necesario para la instalación de una planta de tratamiento de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos mediante carbonatación.

Tabla 2. 31: Presupuesto de inversión proceso de carbonatación acelerada (opción A).

Equipos	Cantidad	Precio (€)	Total	Observaciones
Sistema de producción de CO <sub>2</sub>	1,0	1.100.000,0	1.100.000,0	
Silo para el almacenamiento inicial y final de cenizas Modelo 38008C	2,0	11.959,0	23.918,0	
Tanque de almacenamiento de agua	1,0	1.992,6	1.992,6	Se aplicó el descuento del 5% de la empresa Morales (precio neto € 2097,44, descuento € 104,87).
Reactor, encamisado, aislante y torre de refrigeración	1,0	42.260	42.260	
Tanque pulmón para producto de reacción y sistema de filtración	1,0	351.200,0	351.200,0	La empresa Fsi incluye en su presupuesto el tanque pulmón y todo el sistema de filtración.
Tanque de almacenamiento de filtrado	1,0	1.992,6	1.992,6	Se aplicó el descuento del 5% de la empresa Morales (precio neto € 2097,44, descuento € 104,87).
Tolva de almacenamiento de cenizas	1,0	14.674,0	14.674,0	
Sistema de secado	1,0	249.000,0	249.000,0	
Automatismos	1,0	40.000,0	40.000,0	En función de la experiencia previa en inversiones en instalaciones industriales se estima que, para una planta de estas características, el coste de inversión en automatización será de 40.000€
Sistemas hidráulicos (tuberías, bombas, valvulería,..)	1,0	13.521,0	13.521,0	En función de la experiencia previa en inversiones en instalaciones industriales se estima que, para una planta de estas características, el coste de inversión en hidráulica será de un 20% sobre el coste de inversión en las instalaciones (no se considera el filtro prensa, el sistema de producción de CO <sub>2</sub> que ya lo tienen incluido)
<b>Total</b>			<b>1.839.612,8</b>	

Considerando que el 60% del coste de inversión del proceso de carbonatación está derivado del sistema de aprovechamiento de los gases de combustión de la caldera para generar el CO<sub>2</sub> necesario, se plantea estudiar la alternativa de emplear CO<sub>2</sub> comercial.

Si la inversión y operación con la planta de producción de CO<sub>2</sub> no fuese viable, se renunciaría en primera instancia (el proyecto podría ser en dos fases) al aprovechamiento de los gases de combustión generados por la instalación y por lo tanto no se actuaría como sumidero de CO<sub>2</sub>.

Las instalaciones de almacenamiento de CO<sub>2</sub> de los suministradores consultados están siempre en régimen de alquiler, por lo tanto, el cuadro anterior, en caso de no aprovechar los gases de la caldera quedaría de la siguiente manera:

Tabla 2. 32: Presupuesto de inversión proceso de carbonatación acelerada (opción B).

Equipos	Cantidad	Precio (€)	Total	Observaciones
Silo para el almacenamiento inicial y final de cenizas Modelo 38008C	2,0	11.959,0	23.918,0	
Tanque de almacenamiento de agua	1,0	1.992,6	1.992,6	Se aplicó el descuento del 5% de la empresa Morales (precio neto € 2097,44, descuento € 104,87).
Reactor , encamisado, aislante y torre de refrigeración	1,0	42.260	42.260	
Tanque pulmón para producto de reacción y sistema de filtración	1,0	351.200,0	351.200,0	La empresa Fsi incluye en su presupuesto el tanque pulmón y todo el sistema de filtración.
Tanque de almacenamiento de filtrado	1,0	1.992,6	1.992,6	Se aplicó el descuento del 5% de la empresa Morales (precio neto € 2097,44, descuento € 104,87).
Tolva de almacenamiento de cenizas	1,0	14.674,0	14.674,0	
Sistema de secado	1,0	249.000,0	249.000,0	
Automatismos	1,0	40.000,0	40.000,0	En función de la experiencia previa en inversiones en instalaciones industriales se estima que para una planta de estas características, el coste de inversión en automatización será de 40.000€
Sistemas hidráulicos (tuberías, bombas, valvulería,..)	1,0	13.521,0	13.521,0	En función de la experiencia previa en inversiones en instalaciones industriales se estima que, para una planta de estas características, el coste de inversión en hidráulica será de un 20% sobre el coste de inversión en las instalaciones (no se considera el filtro prensa, el sistema de producción de CO <sub>2</sub> que ya lo tienen incluido)
<b>Total</b>			<b>739.612,8</b>	

Tabla 2. 33: Contacto de proveedores de instalaciones para proceso de carbonatación

Equipos	Contacto
Silo de almacenamiento de cenizas Modelo 38008C	Silos Morales, página web: <a href="http://www.silosmorales.es/">http://www.silosmorales.es/</a> , teléfono:+34 968 383 275, e-mail:ata@silosmorales.com
Tanque de almacenamiento de agua	Silos Morales, página web: <a href="http://www.silosmorales.es/">http://www.silosmorales.es/</a> , teléfono:+34 968 383 275, e-mail:ata@silosmorales.com
Sistema de producción de CO <sub>2</sub>	ASCOSORB, página web: <a href="http://www.ascoco2.com">www.ascoco2.com</a> , teléfono:+41 71 466 80 80, e-mail:Maron@ascoco2.com
Reactor , encamisado Y torre de refrigeración	Sagafluid, página web: <a href="http://www.sagafluid.es/">http://www.sagafluid.es/</a> ,teléfono: 964 529 631, e-mail: comercialbcn@sagafluid.es
Tanque pulmón para producto de reacción y sistema de filtración	FSI filtraciones, página web: <a href="http://www.fsi-filtracion.com">www.fsi-filtracion.com</a> , teléfono:+ 34 915 643 146, e-mail:gmolpeceres@fsi-filtracion.com
Tanque de almacenamiento de filtrado	Silos Morales, página web: <a href="http://www.silosmorales.es/">http://www.silosmorales.es/</a> , teléfono:+34 968 383 275, e-mail:ata@silosmorales.com
Tolva de almacenamiento de cenizas	Tusa, página web: <a href="http://www.tusa.es/">http://www.tusa.es/</a> , teléfono: +34976 57 11 12, e-mail: carlosmorillo@tusa.es
Sistema de secado	ALMO, página web: <a href="http://www.almo.es">http://www.almo.es</a> teléfono:+34 609 122 652, e-mail: JoseMaria.Guerrero@almo.es

### 2.3.2 Análisis de costes de explotación

Los costes de explotación que se van a considerar para llevar a cabo el análisis son los siguientes:

- Costes de producción: Son los costes puramente variables.

Cv1: Consumo Agua

Cv2: Consumo Electricidad

Cv3: Consumo Gas Natural

Cv4: Obtención CO<sub>2</sub>

Cv5: Transporte del residuo a la planta de carbonatación

Cv6: Transporte del producto al destino

Cv7: Vertido

- Costes de operación: Son los costes fijos.

Cf1: Mano de obra

Cf2: Mantenimiento

Cf3: Alquiler terreno instalación

De cara a elaborar un Plan de Negocio completo de la planta de tratamiento de cenizas mediante carbonatación, considerándose esta como una actividad/empresa independiente, habría que tener en cuenta otra tipología de costes, como son otros costes de explotación (laboratorio, suministros,...), costes comerciales (personal, gastos viajes...), costes de estructura (gerencia, seguros, tributos, otros gastos generales, servicios profesionales, ...).

En esta tesis el objetivo es analizar la viabilidad de la sustitución de la línea de solidificación estabilización de una empresa de tratamiento de residuos que ya tiene integrados estos costes generales, por lo tanto se van a considerar para la comparativa de tratamientos, que estos costes son similares en ambos casos y que ya estaban asumidos por la actividad global de la empresa de tratamiento de residuos industriales.

Se detallan a continuación los costes anuales de producción y operación de la instalación de tratamiento de cenizas de incineración de RSUs mediante carbonatación acelerada:

- Cv1: Consumo Agua

Tabla 2. 34: Coste consumo de agua del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER.

	€/ m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> / hr	m <sup>3</sup> /día	m <sup>3</sup> /mes	m <sup>3</sup> /año	€/año
Agua para reacción	1,0	9,8	200,0	4.000,0	48.000,0	48.000,0
Agua para torre	1,0	1,4	33,6	672,0	8.064,0	8.064,0
Agua para encamisado	1,0	20,0	-	-	-	20,0
<b>Total</b>						<b>56.084,0</b>

- Cv2: Consumo Electricidad

Tabla 2. 35: Coste consumo de electricidad del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER.

Electricidad	Consumo (kwh)	kw día	kw mes	kw año	€/kw	€/año
Reactor (sistema de agitación)	4,0	81,6	1.632,0	19.584,0	0,089	1.742,976
Torre de refrigeración	4,0	81,6	1.632,0	19.584,0	0,089	1.742,976
Tanque pulmón y sistema de prensado	75,0	1.530,0	30.600,0	367.200,0	0,089	32.680,800
Sistema de secado	22,10	450,8	9.016,8	108.201,6	0,089	9.629,942
<b>Total</b>			<b>42.880,8</b>	<b>514.569,6</b>		<b>45.796,7</b>

- Cv3: Consumo Gas Natural

Tabla 2. 36: Coste consumo de gas natural del proceso de Carbonatación. Precio unitario actual en SADER.

Gas Natural	Nm <sup>3</sup> /tn	tn/año	Nm <sup>3</sup> /año	Poder calorífico kwh/Nm <sup>3</sup>	Kwh/año	€/kwh	total
Secado	44,0	12.929,0	568.876,0	11,7	6.655.849,2	0,026	<b>173.052,1</b>

- Cv4: Obtención CO<sub>2</sub>

Tabla 2. 37: Coste consumo de generación de CO<sub>2</sub> del proceso de Carbonatación. Dato aportado por el suministrador.

	€/tn	(tn/día)	tn/mes	tn/año	Coste diario	Coste mensual	Coste anual
Gasto operativo	80	5,7	114,1	1.369,00	456	9.126,70	<b>109.520,0</b>

- Cv5: Transporte del residuo a la planta de carbonatación

Tabla 2. 38: Coste transporte cenizas a planta. Precio unitario actual en SADER.

	€/tn	tn cenizas	Total en transporte por tramo
Transporte de cenizas a SADER	4,0	8.000,0	<b>32.000,0</b>

- Cv6: Transporte del producto al destino

Tabla 2. 39: Coste transporte producto a destino.

	€/tn	tn cenizas secas	Total en transporte por tramo
Transporte de cenizas tratadas (secas)	9,0	9.180,0	<b>82.448,0</b>

- Cv7: Vertido

Tabla 2. 40: Coste vertido a colector (Galindo). Precio unitario actual en SADER.

Volumen de filtrado	€/ m <sup>3</sup>	Total
44.252,0	1,0	<b>44.252,0</b>

- Cf1: Mano de obra

Como la producción estará automatizada en un 100% se considera un trabajador por cada turno de 8 horas. Así mismo se considera necesario disponer de un encargado del proceso que será responsable de su correcto funcionamiento. Considerando que dicho encargado tiene a su cargo otros 3 procesos, se imputará el coste de manera proporcional, por lo que respecto a este proceso estará afectado por un factor de corrección de ¼.

Tabla 2. 41: Coste de mano de obra directa para la planta de tratamiento mediante carbonatación.

Operario Planta	Cantidad	€/Trabajador mes	Total (mes)	Total (año)
Reactor, producción de CO <sub>2</sub> , prensa y secado	3	2.500,00	7.500,00	108.750,00
<b>Total</b>				<b>108.750,00</b>

Tabla 2. 42: Coste de mano de obra encargado para la planta de tratamiento mediante carbonatación.

	Cantidad	€/trabajador mes	Factor	Coste repercutido a Carbonatación	Total (mes)	Total (año)
Encargado	1,0	4.166,7	1/4	1.041,7	1.041,7	<b>15.104,2</b>

- Cf2: Mantenimiento

Tabla 2. 43: Coste del recambio de filtros. Dato suministrado por el proveedor.

Filtro prensa	Nº FM	Nº FT	€/FM	€/FT	Total membrana	Total tela	Recambio (año)	Total
Recambio de filtros	49	50	180	140	8.820,0	7.000	1	<b>15.820</b>

Tabla 2. 44: Coste mantenimiento de la instalación. Coste unitario estimado en base a históricos de SADER.

	Toneladas tratadas en la instalación	€/tn	Total
Reparación y conservación	8.000	2	<b>16.000</b>

- Cf3: Alquiler terreno instalación

Tabla 2. 45: Coste alquiler terreno para la instalación del proceso de Carbonatación.

Superficie de la instalación (m2)	€/m <sup>2</sup> *mes	€/ mes	€/ año
500,0	4,0	2.000,0	<b>24.000,0</b>

El resumen de los costes anuales de producción y operación de la instalación de tratamiento mediante carbonatación es el siguiente (son los costes directos de explotación):

Tabla 2. 46: Coste total anual de explotación para una planta de tratamiento de carbonatación (8.000tn anuales de cenizas volantes de RSU).

Coste	€/año
Cv1: Consumo Agua	0
Cv2: Consumo Electricidad	45.796,7
Cv3: Consumo Gas Natural	173.052,1
Cv4: Obtención CO <sub>2</sub>	109.520
Cv5: Transporte del residuo a la planta de carbonatación	32.000
Cv6: Transporte del producto al destino	82.448
Cv7: Vertido	44.252
Cf1: Mano de obra	123.854,2
Cf2: Mantenimiento	31.820
Cf3: Alquiler terreno	24.000
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN ANUAL</b>	<b>722.827</b>

Por lo tanto, el coste unitario de explotación es 90,35€ para el tratamiento de carbonatación.

Siguiendo el mismo esquema que en caso anterior, y empleando datos históricos de SADER, se detallan a continuación los costes para el tratamiento de solidificación-estabilización de las cenizas:

Tabla 2. 47: Coste total anual de explotación para una planta de tratamiento de solidificación-estabilización (8.000tn anuales de cenizas volantes de RSU).

<b>Coste</b>	<b>€/año</b>
Cv1: Consumo Agua	0
Cv2: Consumo Electricidad	18.500
Cv3: Consumo Gas Natural	0
Cv4: Obtención CO <sub>2</sub>	0
Cv5: Transporte del residuo a la planta de carbonatación	32.000
Cv6: Transporte del producto al destino	70.400
Cv7: Vertido	0
Cv8: Consumo de MP	46.000
Cv9: Coste deposición en vertedero	352.000
Cf1: Mano de obra	156.322
Cf2: Mantenimiento	36.000
Cf3: Alquiler terreno	0
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN ANUAL</b>	<b>711.222,00</b>

Por lo tanto, el coste unitario de explotación es 88,90€ para el tratamiento de solidificación-estabilización.

Hay que tener en cuenta un factor muy relevante a la hora de comparar estos costes. En el análisis de los costes de carbonatación, no se está considerando que existan costes de deposición del producto obtenido. Si el producto no se pudiese valorizar o no se encontrasen clientes para dicho producto habría que incluir el coste Cv8 en la valoración del proceso de costes del tratamiento de carbonatación. Por lo tanto, teniendo en cuenta el coste unitario de deposición actual (24,7€/tn) y el volumen de producto obtenido (9.180,0tn), se debería incluir en caso de no poder valorizar las cenizas un coste de deposición de 226.732€. De esta manera el coste total de explotación del tratamiento de carbonatación sería de 937.510,90 €, lo que daría un coste unitario de 117,19 €/tn.

Tabla 2. 48: Comparativa de costes de operación.

<b>Coste (€/año)</b>	<b>Escenario base: SE</b>	<b>Valorización mediante carbonatación</b>	<b>Tratamiento carbonatación sin valorización</b>
Cv1: Consumo Agua	-	56.084,00	56.084,00
Cv2: Consumo Electricidad	18.500,00	45.796,70	45.796,70
Cv3: Consumo Gas Natural	-	173.052,10	173.052,10
Cv4: Obtención CO2	-	109.520,00	109.520,00
Cv5: Transporte del residuo a la planta de carbonatación	32.000,00	32.000,00	32.000,00
Cv6: Transporte del producto al destino	70.400,00	82.448,00	70.400,00
Cv7: Vertido	-	44.252,00	44.252,00
Cv8: Consumo de MP	46.000,00	-	-
Cv9: Coste deposición en vertedero	352.000,00	-	226.732,00
Cf1: Mano de obra	156.322,00	123.854,10	123.854,10
Cf2: Mantenimiento	36.000,00	31.820,00	31.820,00
Cf3: Alquiler terreno	-	24.000,00	24.000,00
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN ANUAL</b>	<b>711.222,00</b>	<b>722.826,90</b>	<b>937.510,90</b>
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN UNITARIO</b>	<b>88,90</b>	<b>90,35</b>	<b>117,19</b>
<b>Variación</b>		<b>1,6%</b>	<b>32%</b>

Los costes de operación asociados al proceso de tratamiento y posterior gestión del producto obtenido resultan prácticamente iguales, 1,6% de incremento, entre la opción de solidificar y estabilizar el residuo para su posterior deposición en vertedero y la opción de valorizar el residuo mediante el proceso de carbonatación acelerada. Por lo tanto resulta un proceso económicamente viable, siempre y cuando el producto tenga una salida para valorización, puesto que si finalmente el residuo/producto obtenido se depositara en vertedero el incremento de costes de operación respecto de un escenario actual de solidificación estabilización sería de un 32%, siendo por tanto inasumible, máxime cuando al productor del residuo no se le puede otorgar una R de valorización (que tiene un valor en el mercado medioambiental) y por lo tanto no se podría tampoco repercutir en el precio de gestión.

### 2.3.3 Viabilidad económico-financiera de la inversión.

Para el análisis de la viabilidad económico-financiera de la inversión se usa como método el modelo Cost Benefit Análisis propuesto por Boardman et al., 2006 y empleado así mismo por Berber et al., 2017 para el análisis de la inversión de una planta de valorización de cenizas volantes. Los pasos del modelo son los siguientes:

- 1) Se especifican las alternativas de inversión y el caso de base.
- 2) Se identifican las partidas de beneficios y costes.
- 3) Se monetizan y cuantifican los ingresos y los costes.
- 4) Se calculan los ratios de la inversión: periodo de retorno, valor neto contable y/o tasa de recuperación de la inversión.
- 5) Se realiza un análisis de sensibilidad
- 6) Se realizan recomendación/valoración definitiva sobre las inversiones.

El primer hito por tanto es identificar las alternativas de inversión. En este caso se van a analizar 4 alternativas, respecto de un escenario base:

- a) Tratamiento mediante solidificación-estabilización para posterior deposición (caso base)
- b) Valorización mediante carbonatación
- c) Valorización mediante carbonatación (CO<sub>2</sub> comercial)
- d) Tratamiento carbonatación sin valorización
- e) Tratamiento carbonatación sin valorización (CO<sub>2</sub> comercial)

A continuación, en los pasos dos y tres; considerando que se plantea un plan de negocio para la inversión en la planta de carbonatación acelerada dentro de una instalación de gestión de residuos, en donde no se consideran los gastos estructurales del negocio, por estar estos ya previamente incurridos; se define y se monetiza el siguiente cuadro de ingresos y costes del plan de negocio de la unidad de carbonatación integrada en una empresa de gestión de residuos

- Ingresos por la gestión del residuo peligroso, cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos. Se considera para el análisis de la viabilidad económico-financiera el precio actual de mercado para la gestión de esta tipología de residuo, de alta complejidad física y química, que se cifra en 135€ por tonelada. Es común a todas las alternativas analizadas.
- Ingresos por la venta del producto obtenido. Para dotar de mayor robustez al análisis, se considera el escenario más negativo, en el cual el producto obtenido se pone en el mercado a precio 0. Es común a todas las alternativas analizadas.

- Costes de explotación: son los calculados en el subapartado anterior para todas las alternativas estudiadas.
- Costes de amortización de la instalación: El periodo de amortización de la instalación para el análisis económico financiero se define en 20 años. En los casos b y d) según se estimó en el apartado 2.3.1 la inversión a amortizar es de 1.839.612,8€ y en los casos c y e) 739.612,8€. El dato de coste de la inversión en el escenario base se obtiene de datos suministrados por la empresa Sader quien dispone de una planta de solidificación-estabilización para el tratamiento de 8.000tn de residuos sólidos.

En caso de pretender realizar una planta de carbonatación como una única unidad de negocio, sería necesario realizar los cálculos de los costes fijos asociados a cualquier negocio: costes de servicio, costes comerciales y costes de estructura.

En el paso cuarto, una vez calculado el resultado de explotación, se determina el payback (PB) o plazo de recuperación como método para evaluar la viabilidad económica de la inversión. El payback es el periodo de tiempo requerido para recuperar el capital inicial de una inversión. Así mismo se determinan el valor actual neto (VAN) para un periodo de 10 años y una rentabilidad deseada del 5% (siendo el VAN el valor presente de los flujos de caja futuros, originados por la inversión) y la tasa interna de retorno (TIR), que es la rentabilidad a la que el VAN se hace igual a 0.

En los casos de estudio se estiman que los flujos de caja son constantes a lo largo del periodo de estudio (10 años). Cuando los flujos de caja son fijos, el VAN y el TIR se determinan por las siguientes fórmulas:

$$\text{VAN} = -I + R * [ 1 - (1+i)^{-n} ] / i$$

$$0 = -I + R * [ 1 - (1+TIR)^{-n} ] / TIR$$

Siendo I la inversión inicial, R el flujo de caja anual (resultado), i la rentabilidad deseada y n el periodo de estudio.

Los resultados obtenidos están recogidos en la Tabla 2.49.

Tabla 2. 49: Resultados de los ratios de análisis Coste Beneficio para los escenarios estudiados.

	<b>Estabilización</b>	<b>Valorización mediante carbonatación</b>	<b>Valorización mediante carbonatación (CO<sub>2</sub> comercial)</b>	<b>Tratamiento carbonatación sin valorización</b>	<b>Tratamiento carbonatación sin valorización (CO<sub>2</sub> comercial)</b>
<b>INVERSION</b>	<b>1.000.000</b>	<b>1.839.613</b>	<b>739.613</b>	<b>1.839.613</b>	<b>739.613</b>
Ingresos Gestión	1.080.000	1.080.000	1.080.000	1.080.000	1.080.000
Ingresos Venta Producto	0	0	0	0	0
Costes de explotación	711.222	722.827	750.207	937.511	964.891
Amortización	50.000	91.981	36.981	91.981	36.981
Resultado	318.778	265.192	292.812	50.508	78.128
<b>PAY BACK</b>	<b>3,14</b>	<b>6,94</b>	<b>2,53</b>	<b>14,64</b>	<b>9,47</b>
<b>VAN a 10 años (rentabilidad 5%)</b>	<b>1.461.519,22</b>	<b>208.133,08</b>	<b>1.521.407,40</b>	<b>- 1.449.599,86</b>	<b>- 136.325,54</b>
<b>TIR a 10 años</b>	<b>29%</b>	<b>7%</b>	<b>38%</b>	<b>-19%</b>	<b>1%</b>

Según los datos reflejados en la tabla anterior, los escenarios de tratamiento mediante carbonatación sin valorización posterior no son viables económicamente, puesto que el VAN es negativo, el payback superior a 7 años, y el TIR muy próximo a 0 e incluso negativo en el escenario d). Esta cuestión es muy relevante, puesto que determina que una posterior valorización del producto es imprescindible para que el proceso alternativo de gestión de las cenizas volantes de incineración mediante la carbonatación acelerada sea rentable desde un punto de vista económico.

El escenario b) que es el caso de estudio de la presente tesis, presenta ratios positivas, pero sustancialmente menores que el escenario base de tratamiento de solidificación estabilización, y la opción de la valorización mediante carbonatación usando CO<sub>2</sub> comercial (sin inversión para la generación de CO<sub>2</sub> a partir de gases de combustión).

En cualquier caso, desde un punto de vista exclusivamente de negocio, sin considerar otras mejores medioambientales asociadas al proceso mencionado, donde también se actúa de sumidero de CO<sub>2</sub>, la opción c) se presenta como una alternativa muy interesante respecto a la situación actual (escenario base), puesto que se obtienen ratios mejores tanto en payback, VAN y TIR.

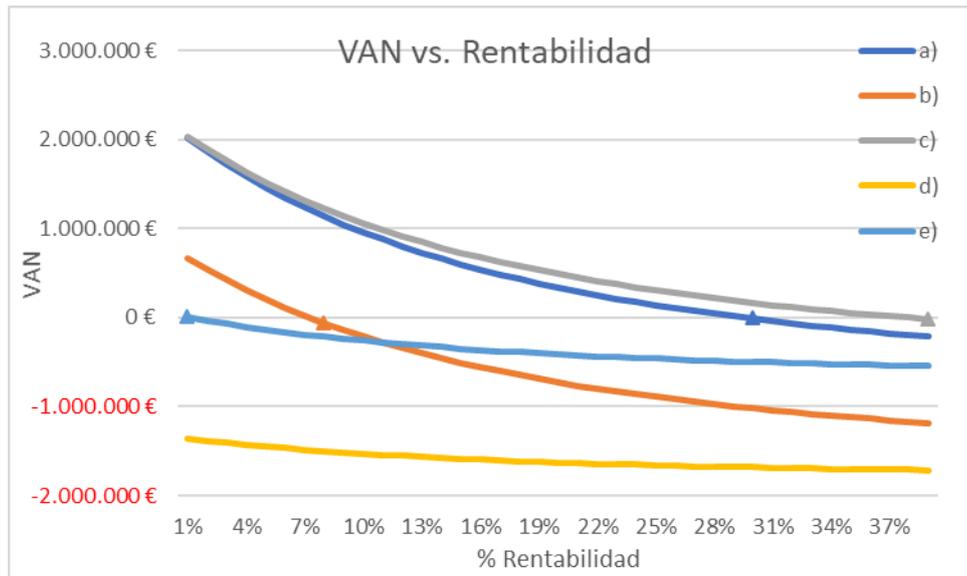


Figura 2. 32: Evolución del VAN para los diferentes escenarios en función de la rentabilidad exigida.

Hay que tener en cuenta, además que el periodo de estudio de 10 años es realmente exigente para una inversión industrial. En los casos en los que la inversión tiene una duración ilimitada en el tiempo, se podría aplicar una fórmula de VAN y TIR diferente que incluso arrojaría resultados más atractivos desde el punto de vista económico.

Tabla 2. 50: Cálculo de VAN y TIR para un periodo de análisis ilimitado.

	Estabilización	Valorización mediante carbonatación	Valorización mediante carbonatación (CO <sub>2</sub> comercial)	Tratamiento carbonatación sin valorización	Tratamiento carbonatación sin valorización (CO <sub>2</sub> comercial)
<b>LimiteVAN (rentabilidad 5%)</b>	<b>2.187.780 €</b>	<b>812.312 €</b>	<b>218.8511 €</b>	<b>-1.334.528 €</b>	<b>41.672 €</b>
<b>Limite TIR</b>	<b>32%</b>	<b>14%</b>	<b>40%</b>	<b>3%</b>	<b>11%</b>

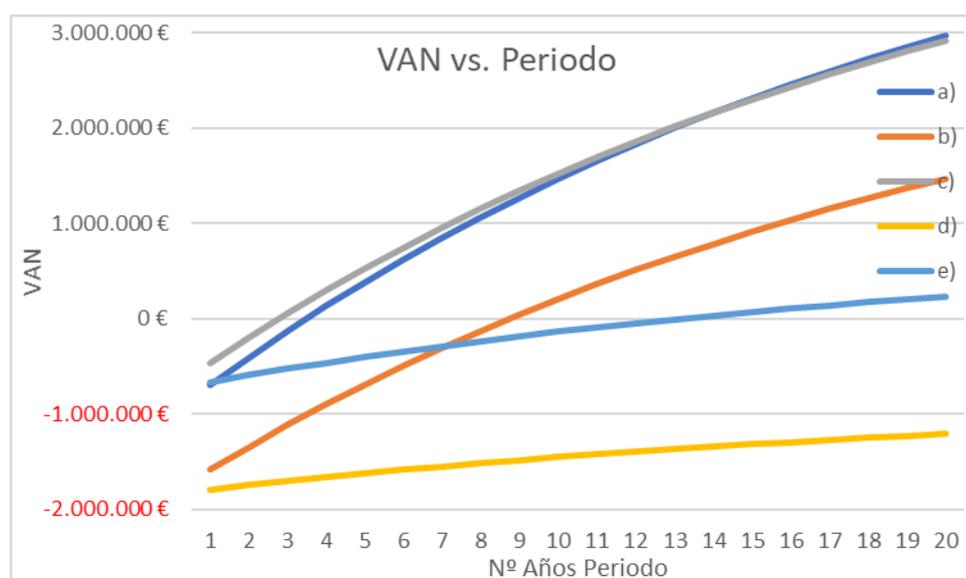


Figura 2. 33: Evolución del VAN para los diferentes escenarios en función del periodo en el que se exige la rentabilidad del 5%.

Por último, se plantea un análisis de sensibilidad para determinar la criticidad del modelo planteado. En este paso, se realiza el análisis solo sobre los tres primeros escenarios, puesto que son los que a priori, arrojan datos de viabilidad económica positivos.

Se calculan cuales son las reducciones en el flujo de caja generado (resultado) para que el VAN se torne negativo (inviabilidad de la operación). Se compara también con una rentabilidad exigida del 5% y en un periodo de estudio de 10 años. Los resultados obtenidos son:

- Caso a) Reducción máxima de resultado admitida para mantener VAN positivo: 59%. En números absolutos, el resultado se podría reducir hasta 180.079€ al año.
- Caso b) Reducción máxima de resultado admitida para mantener VAN positivo: 10%. En números absolutos, el resultado se podría reducir hasta 26.519€ al año.
- Caso c) Reducción máxima de resultado admitida para mantener VAN positivo: 65%. En números absolutos, el resultado se podría reducir hasta 190.328€ al año.

Se calculan así mismo cuales serían los incrementos en los costes de inversión para que el VAN se torne negativo (inviabilidad de la operación). Se compara también con una rentabilidad exigida del 5% y en un periodo de estudio de 10 años. Los resultados obtenidos son:

- Caso a) Incremento máximo del coste de inversión para mantener VAN positivo: Admite duplicar el coste de la inversión. En números absolutos, el coste de inversión podría alcanzar los 2.000.000€.
- Caso b) Incremento máximo del coste de inversión para mantener VAN positivo: Admite un incremento del 11% el coste de la inversión. En números absolutos, el coste de inversión podría alcanzar los 2.041.970€.

- Caso c) Incremento máximo del coste de inversión para mantener VAN positivo: Admite triplicar el coste de la inversión. En números absolutos, el coste de inversión podría alcanzar los 2.218.838€.

Una vez realizados los cinco primeros pasos, el último hito consiste en tomar una decisión a la vista de los datos obtenidos. En este caso se puede determinar que el tratamiento mediante carbonatación acelerada para la posterior valorización del producto obtenido, usando CO<sub>2</sub> comercial, es una inversión rentable y que presenta unos márgenes de sensibilidad muy altos, lo que recomienda seleccionar esta opción como la óptima para la gestión de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos. Esta conclusión es similar a la que establece Berber et al., 2017 para el estudio de carbonatación realizado con las cenizas volantes generadas en la planta de incineración de Maardu (Estonia), en donde se concluye que la carbonatación es viable económicamente, pero solo si se evita la deposición del residuo carbonatado en vertedero.

**Condición 4a. Una vez calculados los costes de inversión y los costes de explotación del proceso de carbonatación se concluye que el proyecto de inversión es claramente viable empleando como materia prima CO<sub>2</sub> comercial y destinando el producto obtenido a una aplicación industrial. El proyecto también es viable, pero presenta unos márgenes de sensibilidad muy bajos (mucho riesgo en caso de desviaciones en el plan de negocio) para el empleo de CO<sub>2</sub> generado a partir de gases de combustión. Es muy relevante destacar que, si no existe una valorización posterior del producto y éste debe ser depositado en vertedero, el proyecto de inversión para el tratamiento mediante carbonatación se torna inviable desde un punto de vista económico (tanto para CO<sub>2</sub> comercial, como para CO<sub>2</sub> generado).**

## **2.4 Análisis de la viabilidad económica del producto**

Tal y como se determina en el apartado anterior, la carbonatación acelerada empleando CO<sub>2</sub> comercial es rentable como método de gestión para el tratamiento de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, aun considerando que la venta del producto obtenido y destinado a su valorización es a precio 0.

Tal y como se recoge en el apartado 2.2.1 la alternativa de valorización escogida y que ha sido determinada por varios criterios de selección y priorización (número de referencias, grado de madurez de los procesos y aplicaciones, distancia a consumidores, capacidad de consumo de la actividad de valorización del producto), es la aplicación del residuo carbonatado para la fabricación de cemento.

En la producción de cemento, el producto carbonatado puede sustituir a dos materias primas convencionales, en la fabricación del clinker como sustituto parcial de la caliza y/o arcilla o en la fabricación del cemento: como árido o material adicional (carga o masa) en la mezcla con el clinker.

Los criterios de selección de la aplicación de valorización de cenizas volantes carbonatadas se han basado exclusivamente en aspectos técnicos. Esto ha resultado en que el precio de las materias primas convencionales a las que el producto obtenido puede sustituir, son muy bajos (en torno a 1-2€ por tonelada, precio de referencia aportado por las empresas cementeras de Vizcaya), es decir, el producto generado tiene un bajo valor añadido. Así mismo, no presenta cualidades físicas o químicas especiales que le aporten un valor diferencial respecto de las materias primas estándar.

Por tanto, hay que considerar como altamente probable que el producto secundario no pueda competir en igualdad de condiciones económicas respecto de los productos minerales naturales.

Incluso, la hipótesis planteada de entregar el producto para su valorización a precio 0, podría no ser suficiente. Por esta razón, se repite a continuación un análisis de sensibilidad de la inversión incluyendo costes de gestión por la valorización del producto, esto es que tenga un precio negativo en el mercado.

Se realiza este análisis solo sobre el escenario c) de valorización mediante carbonatación (CO2 comercial) puesto que, como se recoge en el apartado anterior 2.3.2. es el único escenario que soporta un margen de sensibilidad suficiente para poder incluir un coste por la gestión del producto obtenido (reducción máxima de resultado admitida para mantener VAN positivo: 65%).

En la figura 2.34 se refleja la tendencia del VAN a 10 años y una rentabilidad del 5% para diferentes precios de gestión del producto obtenido, y que serían abonados al consumidor final, esto es las empresas de fabricación de cemento. El precio en el cual el VAN se torna en negativo, lo que significa que la inversión dejaría de ser viable se sitúa en 21-22€/tn.

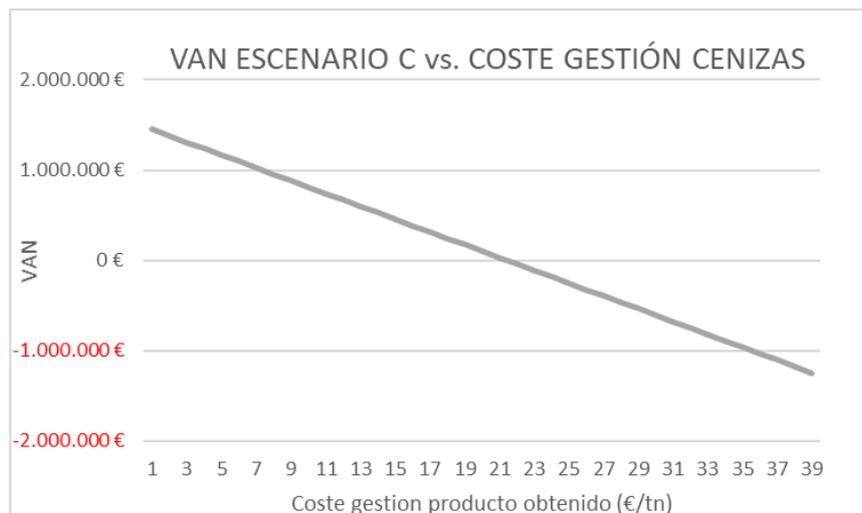


Figura 2. 34: Evolución del VAN para el escenario c) en función del coste de gestión del producto obtenido.

Considerando el volumen de cenizas carbonatadas secas generadas esto traduciría en un coste anual absoluto adicional y máximo en torno a 190.000€.

En cualquier caso, no es razonable, desde un punto de vista de negocio, asumir una inversión cuyo VAN sea igual a 0. Por lo tanto, en el supuesto caso que fuese necesario pagar por la valorización de las cenizas volantes carbonatadas, porque no se pudiesen colocar a precio 0, nunca sería asumible llegar a costes de gestión de 21-22€.

Lo lógico desde un punto de vista de negocio sería asumir un coste de gestión adicional por el producto obtenido que nos arrojarase una VAN semejante al escenario base, esto es 1.461.519€. Puesto que, si no fuese así, la situación actual de gestionar el residuo mediante un proceso de solidificación estabilización para su posterior deposición sería más interesante desde un punto de vista económico.

El VAN del escenario c) se iguala al VAN del escenario base a) para un precio de gestión de 0,85€/tn. Esto se traduce en que el consumidor final tendría una mejora del coste unitario de sustituir las materias primas convencionales por el producto secundario de 1,85-2,85€/tn (diferencia entre coste de consumo de materia prima estándar e ingreso por consumo de material secundario). En datos anuales, por adición completa de las 9.180tn de cenizas volantes carbonatadas en el proceso de fabricación de cemento, las empresas cementeras tendrían un ahorro de entre 16.983 y 26.163€.

**Condición 4b. El producto generado, no es un producto de gran valor añadido, ni desde el punto de vista económico, puesto que aun recibiendo los posibles usuarios un ingreso por su valorización, no es esta significativa, ni desde el punto de vista técnico, puesto que el producto no presenta cualidades superiores que beneficien el proceso de valorización material, respecto de las materias primas estándar. Según los datos obtenidos en el apartado anterior, el proceso no es viable económicamente si no hay valorización del producto, es decir, la viabilidad económica del proceso depende de la viabilidad económica del producto. Se determina que la viabilidad económica del producto no está garantizada (no se han podido establecer motivos de interés suficientes por el posible usuario final) por lo que se establece este punto como crítico para la viabilidad global del proyecto.**

## **2.5 Análisis de la normativa de aplicación**

Se hace a continuación un análisis de las principales disposiciones que regulan el marco normativo de aplicación (gestión de residuos, economía circular, etc.) para determinar si existen políticas o normativas que fomenten y apoyen el uso de materias primas secundarias, por ejemplo, con incentivos económicos, que puedan ayudar a solventar el punto crítico determinado en el apartado 2.4.

Se analizan las principales disposiciones que delimitan el marco normativo agrupado por el ámbito geográfico (Unión Europea, Estado Español y Comunidad Autónoma del País Vasco).

A nivel de la Unión Europea existe un desarrollo normativo muy amplio a través de Reglamentos, Directivas, Decisiones, Recomendaciones. Cabe destacar otros documentos estratégicos que merecen mención especial como son:

- Séptimo Programa de Acción de la CE en materia de Medio Ambiente: dentro de este Programa de título "Living well, within the limits of our planet". Su filosofía en materia de residuos se basa en prevenir o reducir los impactos adversos de la generación y gestión de residuos, a través de la reducción del impacto global del uso de recursos y el incremento de la eficiencia de dicho uso de recursos a través de la aplicación del principio de jerarquía de residuos.
- Estrategia Temática sobre el uso sostenible de los recursos, encaminada a desvincular el crecimiento económico de los impactos ambientales negativos.
- Estrategia Temática sobre Prevención y Reciclaje de Residuos, arbitra la estrategia para que la aplicación de la jerarquía de residuos, cuya primera opción, la prevención, sea clara y efectiva. Marca la necesidad de minimizar el vertido de residuos aplicando para ello medidas de prevención y reciclado de los residuos.
- Política Integrada de Producto (IPP), tiene por objeto considerar todo el ciclo que se inicia en el momento en el que un producto se diseña, para identificar y gestionar los impactos asociados a su vida útil. El diseño de productos con criterios ecológicos facilita que un consumidor informado pueda elegir productos con un menor impacto ambiental. En línea con la IPP, existen diferentes normas y referencias que tiene por objeto analizar la repercusión ambiental de productos y servicios y asistir en la toma de decisiones en materia de diseño: como son el análisis de ciclo de vida (ACV), la etiqueta ecológica y el ecodiseño.

Toda la filosofía recogida en estos documentos estratégicos se traslada a la legislación en materia de residuos a nivel europeo.

Entre dicha normativa cabe destacar especialmente la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos también denominada Directiva Marco de Residuos (DMR) que dota de un marco jurídico para controlar todo el ciclo de los residuos, desde su producción a tratamiento final.

La DMR, así como su transposición en la Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados (LRSC), introduce como orden de prioridad aplicable en materia de prevención y gestión de residuos la "jerarquía de residuos" donde la prevención es la estrategia prioritaria para proteger el medio ambiente y la salud humana en los ámbitos de la producción y manejo de los residuos, seguida de las medidas de preparación para la reutilización.

Con independencia a la jerarquía y de que la prevención debe ser el principal objetivo, hasta que se lleguen a alcanzar mayores cotas en la prevención, se ha de garantizar que los residuos se gestionan adecuadamente y las administraciones han de velar por ello.

Los aspectos más relevantes de la DMR son los siguientes:

- Incide sobre la importancia en la jerarquía de residuos y a tal efecto confiere importancia a la prevención (art. 9 a 12 y 29), en ese sentido se establece la obligación de que los Estados Miembros aprueben planes de prevención de residuos, bien de forma independiente o como parte integrante de otros.
- Incide sobre la responsabilidad ampliada del productor del producto que se aplicará sin perjuicio de la responsabilidad de la gestión de residuos establecida en el artículo 15 apartado 1 y sin perjuicio de la legislación en vigor sobre flujos de residuos específicos y productos específicos (artículo 8).
- Incorpora los principales pronunciamientos jurisprudenciales en materia de residuos de los últimos años, en especial por lo que respecta a los conceptos de subproducto, fin de la condición de residuo, valorización y eliminación; y que han sido transpuestos a la Ley 22/2011 sin variación alguna en sus definiciones. Establece las condiciones para determinar cuándo un residuo puede ser considerado subproducto (artículo 5) y cuando se puede determinar el fin de vida de un residuo (artículo 6). Para poder determinar la condición de fin de vida del residuo, la DMR establece los siguientes criterios:

*a) la sustancia u objeto se usa normalmente para finalidades específicas;*

*b) existe un mercado o una demanda para dicha sustancia u objeto;*

*c) la sustancia u objeto satisface los requisitos técnicos para las finalidades específicas, y cumple la legislación existente y las normas aplicables a los productos;*

*d) el uso de la sustancia u objeto no generará impactos generales adversos para el medio ambiente o la salud humana.*

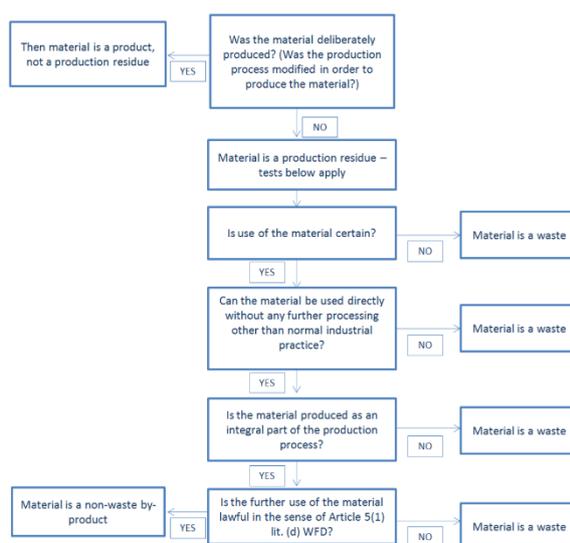


Figura 2. 35: Esquema de decisión para aplicación de fin de condición de vida de residuo. Fuente: Guidelines on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste.

- Fija objetivos de recogida y separación selectiva de residuos de papel, metales, plástico y vidrio para 2015, así como de preparación para la reutilización y de reciclado para 2020, con el fin de lograr una política de reciclado de alta calidad (artículo 11).
- Determina que para residuos domésticos solo serán consideradas operaciones de valorización energética aquellas que se desarrollen en plantas energéticamente eficientes, pasando a ser consideradas operaciones de eliminación las que no se desarrollen en esas determinadas condiciones de eficiencia (anexo II).
- Incorpora una nueva categoría de residuos: los biorresiduos, se impulsa la recogida y separación selectiva con vistas al compostaje y la digestión de los mismos, el tratamiento de los biorresiduos con un alto grado de la protección del medio ambiente y el uso de materiales ambientalmente seguros producidos a partir de los biorresiduos (artículo 3 y 22).

En la propia DMR se establecen una serie de objetivos cuantitativos como son:

- Antes de 2020, la cantidad de residuos domésticos y comerciales destinados a la preparación para la reutilización y el reciclado para las fracciones de papel, metales, vidrio, plástico, biorresiduos u otras fracciones reciclables deberá alcanzar, en conjunto, como mínimo el 50% en peso.
- Antes de 2020, la cantidad de residuos no peligrosos de construcción y demolición destinados a la preparación para la reutilización, el reciclado y otra valorización de materiales, con exclusión de los materiales en estado natural definidos en la categoría 17 05 04 de la lista de residuos, deberá alcanzar como mínimo el 70% en peso de los producidos.

Con el fin de verificar el cumplimiento de los objetivos de reutilización y reciclado establecidos en el artículo 11, apartado 2 de la DMR se publica la Decisión de la Comisión de 18 de noviembre de 2011 por la que se establecen normas y métodos de cálculo de los objetivos relativos a los residuos urbanos y residuos de construcción y demolición.

Así mismo, tal y como se explica en el apartado 1.2, la Unión Europea publicó en 2015 el paquete sobre Economía Circular (denominado PEC). Derivado de este plan, se han publicado 4 directivas, dos de las cuales tienen relación directa con el trabajo planteado en la presente tesis doctoral:

- Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.
- Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.

Esta legislación europea deberá se transpuesta a la normativa estatal antes de Julio de 2020.

Es de destacar como relevante para el presente trabajo, lo recogido en el Anexo IV bis de la Directiva 2018/851 relativo a ejemplos de instrumentos económicos que incentiven la aplicación de la jerarquía de residuos, en donde se indican entre otras medidas:

- *"Tasas y restricciones aplicables a las operaciones de depósito en vertederos e incineración de residuos que incentiven la prevención y el reciclado de residuos, manteniendo el depósito en vertederos como la opción de gestión de residuos menos deseable".*
- *"Uso de medidas fiscales o de otros medios para promover la utilización de productos y materiales preparados para su reutilización o reciclado."*
- *"Contratación pública sostenible para incentivar una mejor gestión de los residuos y el uso de productos y materiales reciclados".*
- *"Apoyo a la investigación y la innovación en tecnologías de reciclado avanzadas y refabricación".*

A nivel estatal la norma básica en materia de residuos es la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (LRSC).

La LRSC transpone al derecho interno la DMR y deroga la Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. Esta norma incorpora al ordenamiento jurídico la necesaria actualización sobre el régimen jurídico relativo a la producción y gestión de residuos.

La LRSC recalca los principios establecidos en la DMR (jerarquía en la gestión, política preventiva, responsabilidad del productor), define la estructura de los planes de gestión de residuos a elaborar por las Comunidades Autónomas y desarrolla el régimen sobre suelos contaminados.

Las implicaciones más relevantes que incorpora la LRSC son las siguientes:

- La jerarquía de gestión de residuos como prioridad. Además, previa justificación por un enfoque de ciclo de vida, se posibilita adoptar un orden distinto de prioridades.
- Incorporación de la fórmula de eficiencia energética para la valorización de residuos domésticos. (anexo II)
- Obligaciones de información pública: memoria anual e informe de coyuntura (local, autonómico, nacional), obligación de planes y programas en la web.
- Obligación de aprobar planes de gestión para todos los residuos, evaluables y revisables cada 6 años, con un contenido mínimo (artículo 14).
- Obligación de aprobar programas de prevención antes del 12 de diciembre de 2013.
- Posibilidad de establecer cánones aplicables al vertido y a la incineración de residuos domésticos (artículo 16).
- Antes de 2015 recogida y separación selectiva papel, vidrio, plástico, metal (artículo 21.3)
- Apuesta por el compostaje de calidad. Fomento por parte de las autoridades ambientales de medidas para impulsar la recogida y separación selectiva de biorresiduos para destinarlos al compostaje o a la digestión anaerobia, el compostaje doméstico y comunitario, el tratamiento de biorresiduos y el uso del compost producido.
- Habilita a las autoridades ambientales para adoptar medidas que faciliten Sistemas de Devolución Depósito y Retorno (SDDR) según viabilidad técnica, social, impacto ambiental, etc. (artículo 21.2) y grado de cumplimiento de objetivos, circunstancias y posibilidades pequeñas empresas (artículo 31.3).

Entre los objetivos cuantitativos que recoge destacan:

- Reducir el peso de los residuos producidos en 2020 en un 10% respecto a los generados 2010 (artículo 15).
- Antes de 2020:
  - La cantidad de residuos domésticos y comerciales destinados a la preparación para la reutilización y el reciclado para las fracciones de papel, metales, vidrio, plástico, biorresiduos u otras fracciones reciclables deberá alcanzar, en conjunto, como mínimo el 50% en peso.
  - La cantidad de residuos no peligrosos de construcción y demolición destinados a la preparación para la reutilización, el reciclado y otra valorización de materiales, con exclusión de los materiales en estado natural

definidos en la categoría 17 05 04 de la lista de residuos, deberá alcanzar como mínimo el 70% en peso de los producidos.

También en el estado se han publicado recientemente varias Órdenes Ministeriales que establecen los criterios para considerar que ciertos flujos de residuos dejan de ser considerados como tales (aceite y Marpol). Así mismo existe normativa específica para ciertos flujos de residuos (RAEE, pilas y acumuladores, PCBs, envases, etc.) pero al no ser de aplicación para el presente trabajo no se detallan.

La normativa relevante a nivel autonómico se recoge fundamentalmente en la Ley 3/1998, de 27 de febrero, de protección general del Medio Ambiente.

La ley 3/98, de protección general del Medio Ambiente establece en sus artículos 73 y 74 las competencias que corresponden en relación a distintas tipologías de residuos a los distintos órganos ambientales de la Comunidad Autónoma del País Vasco.

Según dicha ley 3/1998, corresponderá al Órgano Ambiental de la Comunidad autónoma del País Vasco en materia de Residuos Urbanos y sin perjuicio de las competencias que puedan corresponder a los entes locales en virtud de la normativa en vigor:

- La elaboración de la planificación marco de la gestión de residuos sólidos urbanos.
- La autorización, inspección y sanción de los sistemas integrados de gestión definidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases.
- La definición de los requisitos técnicos de ubicación, implantación y explotación de infraestructuras de gestión de residuos que garanticen altos estándares de protección medioambiental y la uniformidad de criterios dentro del ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco.
- La validación desde una óptica medioambiental de los sistemas emergentes de gestión de residuos.

En materia de residuos peligrosos y restantes tipologías de residuos, corresponderá al órgano ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco la autorización, inspección y sanción de las actividades de producción y gestión de residuos, sin perjuicio de las competencias que puedan corresponder a los entes locales en virtud de la normativa en vigor.

Asimismo, corresponderá al órgano ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco:

- La definición de los requisitos técnicos de ubicación, implantación y explotación de infraestructuras de gestión de residuos que garanticen altos estándares de protección medioambiental y la uniformidad de criterios dentro del ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco.
- La validación desde una óptica medioambiental de los sistemas emergentes de gestión de residuos.

Por otro lado, esta misma ley dispone que, en materia de residuos sólidos urbanos les corresponda a los órganos forales de los territorios históricos las siguientes competencias:

- El desarrollo, en cada territorio histórico, de la planificación marco de gestión de residuos sólidos urbanos, a través de los correspondientes planes forales.
- La coordinación, en el ámbito de cada territorio histórico, de las actuaciones municipales en orden a garantizar la prestación integral de servicios en esta materia.
- El impulso de infraestructuras supramunicipales de gestión de residuos.

Por último, es de consideración por la implicación en el presente trabajo doctoral (habiendo sido mencionado en numerosas ocasiones en el documento), el Decreto 49/2009, en donde se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos. Este Decreto supone la adecuación de la legislación de la CAPV a la Directiva relativa al vertido de residuos (Directiva 1999/31/CE), normativa comunitaria que fue objeto de transposición al derecho interno español vía el Real Decreto 1481/2001.

El decreto incluye un listado de residuos que por ser valorizables en la CAPV no pueden ser objeto de depósito en vertedero. Esta lista se puede ampliar reglamentariamente en la medida que surjan instalaciones de valorización para otro tipo de residuos.

La finalidad del Decreto es la de establecer un marco jurídico y técnico adecuado para las actividades de eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, así como regular las principales características técnicas que deben reunir los vertederos y establecer los procedimientos para su correcta gestión y explotación.

Todo ello se realizará teniendo en cuenta el principio de jerarquía en la gestión de los residuos, primando la prevención y minimización en origen y la incentivación de la reutilización, el reciclado y cualquier otra forma de valorización y cierre de ciclos y optando por la eliminación de los residuos sólo en el caso de que estos no puedan valorizarse.

Los residuos que efectivamente sean destinados a eliminación mediante su depósito en vertedero deberán ser objeto de algún tratamiento previo.

El anexo II del Decreto determina el procedimiento y los criterios de admisibilidad de un residuo en una instalación de eliminación, debiendo garantizar las entidades explotadoras el cumplimiento de dicho procedimiento con carácter previo a su admisión.

Otro documento relevante a nivel autonómico es el Plan de Prevención de Residuos de la CAPV 2020. En el marco del Plan se establecen varios programas entre los que destacan Programa de Preparación para la reutilización, Reciclaje y Valorización y el Programa de Optimización de la Eliminación. Se detallan en la Figura 2.36. los flujos de residuos sobre los que los diferentes programas hacen foco y plantean objetivos concretos.

**CORRIENTES DE RESIDUOS PRIORIZADAS EN EL PLAN POR ORDEN DE APORTACIÓN A LOS OBJETIVOS ESTRATÉGICOS Y PROGRAMAS DE ACTUACIÓN EN LOS QUE SE RECOGEN**

Corrientes de residuos prioritizadas	Programa de Actuación			
	Prevención	Recogida y separación selectiva	Preparación para la reutilización, reciclaje y valorización	Optimización de la eliminación
Biorresiduos	•	•	•	•
Residuos de construcción y demolición (RCD)	•	•	•	•
Envases	•	•	•	•
Electrodomésticos y otros RAEE	•	•	•	•
Tierras excavadas (alteradas y no alteradas)	•		•	
Escorias de acería	•		•	•
Lodos pastero papeleros	•		•	•
Arenas de fundición	•		•	•
Lodos de EDAR	•		•	•
Pilas, Baterías, fluorescentes y RPdH	•	•		
Disolventes, pinturas y barnices, aceites y taladrinas....	•		•	
Vehículos fuera de uso (VFU) y neumáticos fuera de uso (NFU)	•		•	
Residuos con mercurio		•		
Fibrocemento estructural		•		
Residuos fitosanitarios y zoonosanitarios		•		
Papel y cartón, vidrio, metales, madera,		•		•
Residuos procedentes del desmantelamiento de buques			•	
Residuos susceptibles de autogestión			•	
Aprovechamiento de materiales de vertedero				•
Residuos peligrosos que se envían a eliminación y residuos tratados fuera de la CAPV				•

Figura 2. 36: Corrientes de residuos prioritizadas en el Plan de Prevención de Residuos de la CAPV 2020. Fuente: Plan de Prevención de Residuos de la CAPV 2020.

Además de este Plan de Residuos, en materia de Economía Circular, el Gobierno Vasco tiene en borrador el documento Estrategia de Economía Circular del País Vasco 2030, cuya misión es: *"Impulsar la transición de Euskadi hacia una economía más circular a través de la innovación, el emprendimiento y un modelo de colaboración público-privada que involucre a ciudadanía, empresas y Administraciones hacia la consecución de un objetivo común"*. El documento en borrador incluye como línea de actuación la *Gestión de Residuos y Materias Secundarias*, concretando para 2015 las siguientes acciones en esta materia:

- *Mercado de materias primas secundarias.*
- *Impulso al sector del reciclaje.*
- *Sustitución de materias primas clave.*
- *Simbiosis industrial.*

También como destacable dentro del documento, está la línea de actuación *Consumo*, una acción en materia de *Acuerdo voluntario de Compra y Contratación privada verde*.

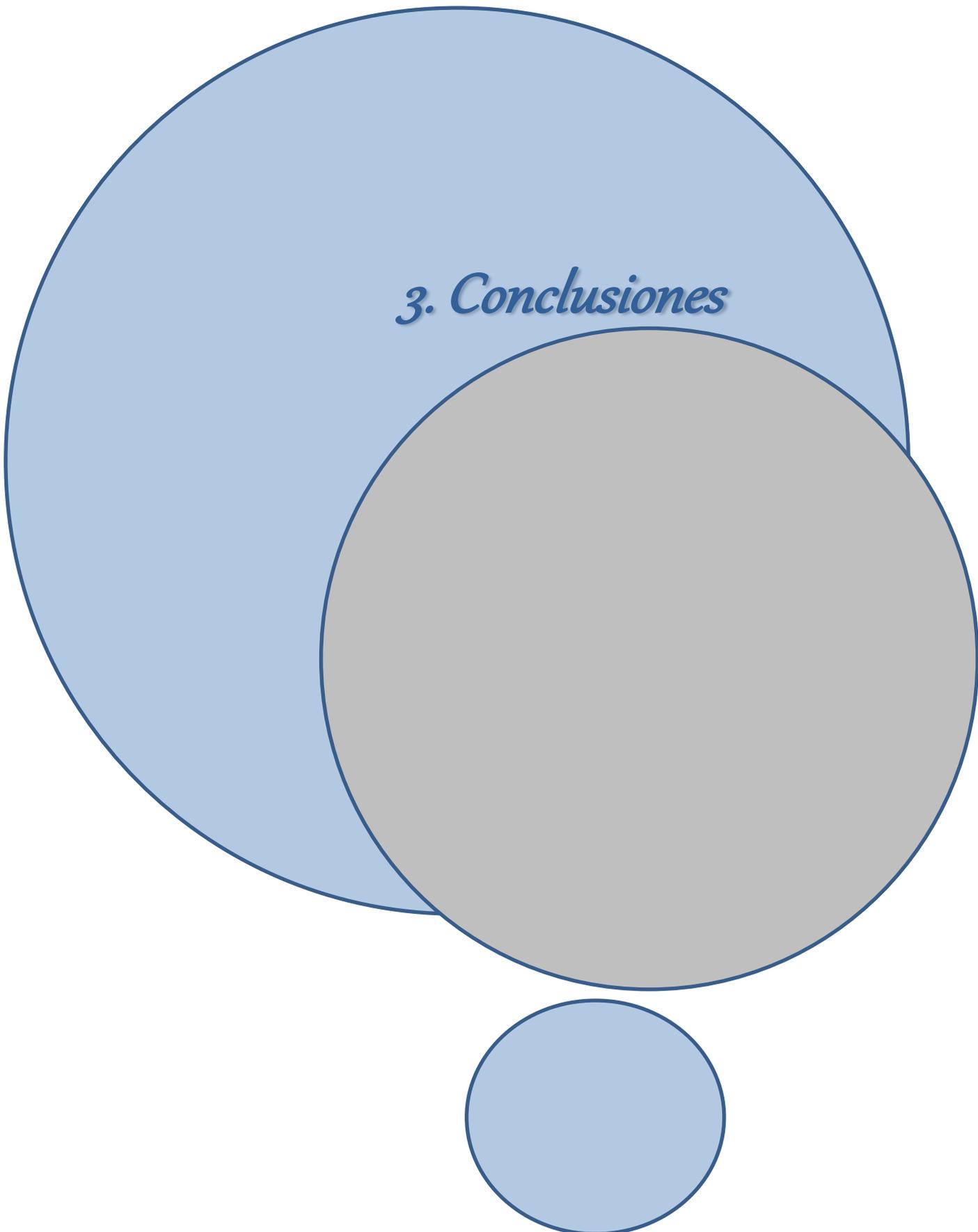
El documento señala también las principales conclusiones relativas a la situación actual de la economía circular en Euskadi y que son muy relevantes en el marco de este trabajo. Se recogen estas conclusiones en la Figura 2.37.

PRINCIPALES CONCLUSIONES DIAGNÓSTICO ECONOMÍA CIRCULAR EN LA INDUSTRIA DE EUSKADI
El sector industrial en Euskadi consume <b>anualmente 21 millones de toneladas de materias primas</b>
La industria vasca <b>importa el 77% de las materias primas que consume</b>
<b>Anualmente</b> se generan en la industria de Euskadi <b>3,5 millones de toneladas de residuos</b> de los cuales <b>se vierten sin aprovechamiento un 43 %</b>
Los <b>costes de las empresas en materias primas</b> representan <b>un 61% del total, frente al 2 % de los costes de energía</b> . Este último dato de costes de energía se sitúa en un porcentaje similar al de Alemania.
Si se acometieran soluciones innovadoras más circulares, se ha estimado un <b>ahorro potencial medio alcanzable del 6 %</b> de dicho consumo de materias primas, lo que <b>supondría ahorros de 2.000 millones de euros en la industria vasca</b> .
Más de <b>150 empresas industriales de Euskadi están ya aplicando prácticas o modelos circulares</b> (ecodiseño, servitización, remanufactura, análisis de ciclo de vida, declaraciones ambientales, etc.)
El <b>60% de las empresas que ya trabajan estos enfoques señalan que es primordial introducir estos criterios en su negocio o producto</b> para, entre otros, aumentar la productividad de sus procesos, reducir el consumo de energía, ahorrar materiales, crecer en ventas, diferenciarse en mercados internacionales, abrir nuevos mercados, mejorar su imagen, o incrementar sus capacidades internas.

Figura 2. 37: Conclusiones sobre la situación en materia de Economía Circular en la Industria de Euskadi recogidas en el borrador de Estrategia de Economía Circular en el País Vasco 2030. Fuente: Economía circular en la industria del País Vasco - Diagnóstico, Departamento de Medio Ambiente, Gobierno Vasco, 2018

**Condición 5. Aunque a nivel europeo y autonómico se están desarrollando planes, programas y estrategias encaminadas a fomentar el uso de materias primas secundarias (obtenidas a partir del tratamiento de residuos), aún no se ha materializado en normativa específica que concluya en medidas concretas en el estado español ni a nivel autonómico. En Euskadi, la ausencia de tasa de deposición no contribuye a priorizar la valorización frente a la deposición. Tampoco se han encontrado medidas fiscales concretas (fiscalidad ambiental) que incentiven la compra verde en empresas privadas; una fiscalidad ambiental apropiada contribuiría a que las empresas usuarias finales se animasen a sustituir las materias primas convencionales por materias primas recuperadas. Con carácter general, las líneas de priorización para la valorización de residuos están orientadas al residuo no peligroso, no encontrándose en la normativa ni programas objetivos cuantificables para la valorización de residuos peligrosos, como el de aplicación en este trabajo.**





*3. Conclusiones*



## CAPITULO 3. CONCLUSIONES

### 3.1 Resultados

De cara a resumir los resultados obtenidos en la presente tesis doctoral, se va a seguir el esquema de análisis planteado para definir los hitos que deben ser superados para poder poner en el mercado un producto desarrollado mediante un proceso de innovación. Se recogen a continuación los principales resultados del análisis de viabilidad técnico-económica de aplicar un modelo de economía circular para la obtención de un producto a partir de la carbonatación acelerada en vía húmeda del residuo peligroso cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.

#### 1. Existe una *necesidad medioambiental relevante*.

El tratamiento actual, que no está orientado a la valorización de las cenizas volantes y que por lo tanto no aplica criterios de economía circular, presenta además varios inconvenientes medioambientales como son, la estabilidad a largo plazo del residuo que se ha solidificado/estabilizado, el alto consumo de reactivos (materias primas primarias) y por lo tanto el coste que representan para el proceso los estabilizantes y solidificantes, el notable incremento de la masa del residuo que redonda en un elevado coste de depósito en vertedero y por último la ineficacia en la necesaria reducción del contenido de cloruros presente en las cenizas.

En la actualidad en España se generan del orden de 65.000tn anuales de cenizas volantes. En Europa se generan del orden de 3-4 millones de toneladas de dicho residuo. Además, dentro de la Unión Europea, muchos estados miembros están alejados del porcentaje objetivo de valorización energética de los residuos sólidos urbanos que fija la PEC en el 10%, lo que significa en el horizonte temporal de 20-30 años el volumen de cenizas volantes generadas se incrementará sustancialmente. Este es, además, un residuo clasificado como peligroso, por su elevado contenido en metales pesados (Pb, Zn, Cr, Cu) y en sales como los cloruros.

#### 2. Existe *conocimiento técnico previo*.

Se han estudiado más de 10 referencias en las que se aplica a varios residuos de incineración el procedimiento de carbonatación acelerada como método para reducir la carga contaminante presente en las mismas.

La carbonatación acelerada implica la disminución del pH del lixiviado desde un pH altamente alcalino (12-13) hasta moderadamente alcalino (7-9) y el cambio de la solubilidad de los metales debido a la precipitación de estos en forma carbonatos y de hidróxidos, lo que reduce la lixiviación de los mismos en el producto resultante, siendo esta una condición necesaria para su posterior valorización material.

El agua reacciona con el CO<sub>2</sub> produciendo ácido carbónico, dicho ácido carbónico se disocia para dar protones y el ion carbonato. El óxido de calcio por su parte reacciona con el agua dando

lugar al hidróxido correspondiente) que se disocia en iones calcio y OH<sup>-</sup>. Por último, el carbonato y el calcio se unen para formar carbonato de calcio precipitado.

Así mismo, se determina que existe conocimiento previo, detallado en diversas publicaciones, que identifica opciones de valorización material para residuos de características similares a las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos (escorias de fondo de incineración de RSUs, cenizas volantes de incineración de biomasa, cenizas volantes de carbón, polvos de aspiración de gases de depuración) a los que previamente se les han aplicado otros procesos de tratamiento diferentes a la carbonatación. Algunas de estas opciones de valorización de productos asimilables son: fabricación de cemento, hormigón, materiales cerámicos, adsorbentes, etc.

### ***3. Riesgos técnicos. Se demuestra la viabilidad técnica y medioambiental del proceso y del producto:***

Se parte de un residuo cuyo contenido en cloruros cuyo ensayo de lixiviación arroja resultados con concentraciones superiores a las admisibles en vertederos de residuos peligrosos en Cl, Pb y Hg. Así mismo incumple parámetros para admisión en vertederos de residuos no peligrosos en Zn, Cr, Cu, Ni, Se, Mo y Ba.

Tras diferentes ensayos de carbonatación se determinan que las condiciones óptimas de operación son las recogidas en Tabla 3.1:

Tabla 3. 1: Datos de operación óptimos para el tratamiento de carbonatación de las cenizas a escala laboratorio.

<b>Parámetro</b>	<b>Datos de operación</b>
Temperatura	0°C (se trabaja en un reactor de 2L encamisado para controlar la temperatura)
Presión	1bar
Relación L/S	6 partes de agua por 1 parte de residuo
Tiempo de reacción	60-90 minutos (se controla con el pH)
pH	Inicial 12 y final 7
Secado	3h a 105°C

Tras los ensayos de laboratorio, los análisis de lixiviado de la ceniza tratada arrojan una eficacia de la reducción media de los contaminantes de un 84%.

Tabla 3. 2: Análisis de lixiviación de las cenizas pre y post tratamiento mediante carbonatación en el ensayo de laboratorio de condiciones óptimas. Determinación de la eficacia de la reducción y comparativa con los límites de admisión en las diferentes tipologías de vertedero.

Muestra / Parámetro (mg/Kg mat. Seca)	Pb	Zn	Cl-	Cr	Cu	Ni	As	Se	Mo	Cd	Sb	Ba	Hg
Sin tratar	108,3	56,23	122.452	18,8	8,3	0,9	<0,01	0,8	4,2	<0.005	0,09	28,4	0,3
Post tratamiento	0,50	2,12	13.472	5,88	0,9	0,3	<0,01	0,3	1,3	<0,005	<0,005	10,6	0
Eficacia Tratamiento	99,5%	96,2%	89,0%	69%	89%	69%	--	64%	70%	--	94%	63%	94%
Límite Vertedero RPs	50	200	25.000	70	100	40	25	7	30	5	5	300	2
Límite Vertedero RNP	10	50	15.000	10	50	10	2	1	10	1	1	100	0
Límite Vertedero Inertes	0,5	4	800	0,5	2	0,4	0,5	0,1	0,5	0	0,1	20	0

El porcentaje de CO<sub>2</sub> capturado por gramo de ceniza inicial se sitúa en torno 10-16%. El incremento de masa respecto de la muestra inicial como consecuencia de la carbonatación (CO<sub>2</sub> uptake) se sitúa entre un 13 - 22%. El rendimiento alcanzado en la conversión de Ca se coloca entre 38 - 63%.

Con los datos de los ensayos de laboratorio, y para un volumen de cenizas volantes a gestionar mediante carbonatación acelerada en vía húmeda de 8.000tn, se determina el balance de materias del proceso, que se recoge en la Tabla 3.3.

Tabla 3. 3: Balance de flujos anual para la carbonatación de 8.000tn de cenizas.

FLUJOS	tn/año
CO <sub>2</sub> necesario	1.369
Cenizas tratadas	8.000
Consumo de Agua	48.000
Producto generado tras carbonatación	57.369
Agua filtrada generada	44.440
Cenizas carbonatadas post filtración	12.929
Producto final: cenizas carbonatadas secas	9.180
Agua generada	3.749

A partir del balance de masas, se determina el volumen del reactor necesario, pieza clave en el diseño de la instalación a nivel industrial. El tamaño de reactor necesario para la instalación planteada es de 15m<sup>3</sup>.

Con el esquema de la instalación a escala laboratorio, los datos obtenidos en los ensayos realizados, los cálculos del balance de masas y el dimensionamiento del reactor, se realiza el diseño de la instalación a nivel industrial. Los principales equipos de la instalación se recogen en la Tabla 3.4.

Tabla 3. 4: Listado de equipos principales de la instalación industrial de carbonatación de cenizas volantes.

<b>EQUIPOS PRINCIPALES</b>
2 Tanques almacenamiento de cenizas: 1 recepción residuo 1 producto final
Tanque almacenamiento de agua
Instalación de CO <sub>2</sub>
Reactor
Torre de Refrigeración
Tanque pulmón
Filtro prensa
Tanque de almacenamiento de filtrado
Tolva almacenamiento de cenizas carbonatadas
Sistema de Secado

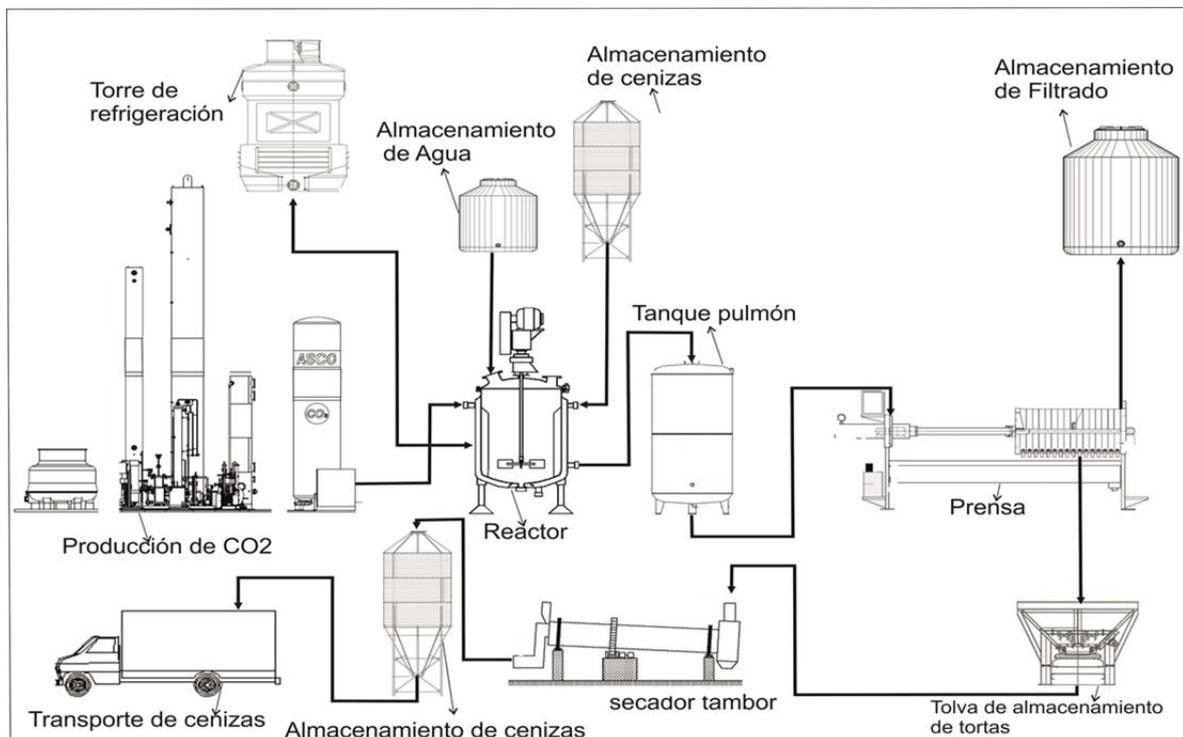


Figura 3.38: Diagrama del proceso de tratamiento.

Se analizan las emisiones al agua, procedentes de las aguas de filtración, encontrándose que hay dos parámetros que superan levemente los límites establecidos en la actualidad para el vertido de aguas al Colector de Galindo, del Consorcio de Aguas de Bilbao:

- Sulfatos: 1.784mg/l frente a 1.500mg/l.
- Cromo: 1,06 mg/l frente a 0,75mg/l.

Se analiza la composición química del producto obtenido y se compara con el residuo de partida, obteniéndose los resultados recogidos en la Tabla 3.5.

Tabla 3. 5: Comparativa y evolución de la composición química promedio de los principales compontes de las cenizas pre y post tratamiento mediante carbonatación.

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Promedio Pre Tratamiento</b>	<b>Promedio Post Tratamiento</b>	<b>Evolución</b>
SiO <sub>2</sub>	%	<b>8,97</b>	<b>4,79</b>	53%
SO <sub>3</sub>	%	<b>4,81</b>	<b>5,35</b>	111%
Cl <sup>-</sup>	%	<b>12,92</b>	<b>2,27</b>	18%
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	%	<b>1,38</b>	<b>1,26</b>	92%
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	<b>1,50</b>	<b>0,76</b>	51%
CaO	%	<b>46,15</b>	<b>45,80</b>	99%
MgO	%	<b>1,34</b>	<b>1,16</b>	86%
MnO	%	<b>0,05</b>	<b>0,04</b>	90%
Na <sub>2</sub> O	%	<b>4,49</b>	<b>1,04</b>	23%
K <sub>2</sub> O	%	<b>3,68</b>	<b>1,07</b>	29%
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	<b>13,44</b>	<b>1,61</b>	12%
Cu	mg/Kg	<b>609,64</b>	<b>402,24</b>	66%
Zn	mg/Kg	<b>6.305,10</b>	<b>6.902,39</b>	109%
Pb	mg/Kg	<b>1.617,67</b>	<b>1.451,30</b>	90%
Ni	mg/Kg	<b>38,23</b>	<b>106,72</b>	279%
Cd	mg/Kg	<b>61,19</b>	<b>78,10</b>	128%
Cr	mg/Kg	<b>217,47</b>	<b>185,41</b>	85%

Se han encontrado alrededor de 50 publicaciones relacionadas con la aplicación de cenizas volantes (obtenidas a partir de la incineración de diferentes productos/residuos) en diversos materiales de construcción, frente a las 2 referencias de la industria agrícola, y las 14 de aplicaciones industriales (tratamiento de lodos, adsorbente y absorbente).

Por ser las más relevantes se recogen aquí diferentes aplicaciones como material de construcción recogidos de las referencias bibliográficas:

- Fabricación de cemento, hormigón y mortero: sustituto del cemento, sustituto del árido, producción de clinker de cemento, fabricación de ecocemento.
- Relleno asfáltico: aditivo del pavimento.
- Agente estabilizante: material de cubrición en vertederos, material de relleno en minas de sal y terraplenes.
- Bases y sub-bases de carreteras.
- Diques.
- Materiales cerámicos y vidrios: bloques y baldosas, productos cerámicos, azulejos y baldosas, material de vidrio, producción de ladrillos y tejas, producción de materiales cerámicos y vidrios, ladrillos para pavimento, síntesis de anortita, gres.

Tras el análisis de las referencias existentes la alternativa de valorización escogida y que ha sido determinada por varios criterios de selección y priorización (número de referencias, grado de madurez de los procesos y aplicaciones, distancia a consumidores, capacidad de consumo de la actividad de valorización del producto), es la aplicación del residuo carbonatado para la fabricación de cemento.

Según una de las dos empresas que poseen plantas de fabricación de cemento en Vizcaya (Cementos Lemona) y a la vista de los resultados de los análisis químicos de la ceniza carbonatada, aún hay dos parámetros críticos que son el Cl y el SO<sub>3</sub>, ya que para que no hubiese limitaciones de dosificación del producto deberían alcanzar 0,05 y 1% en peso respectivamente, frente al 2% y 6% que presentan según el análisis semicuantitativo XFR (ver Tabla 2.28). Esta cuestión se solventa considerando que el volumen de cenizas generadas carbonatadas, frente a la capacidad de producción de cemento de dicha instalación, solo significaría un grado de sustitución de las materias primas convencionales de un 1%. Lo que reduciría la presencia de cloruros del 2%, al 0,02% y la del SO<sub>3</sub> del 6% al 0,06%, cumpliendo por tanto los niveles exigidos por el posible cliente y usuario final del producto generado.

#### **4. *Riesgos económicos.* La solución puesta en el mercado es novedosa y sostenible económicamente.**

A partir de los datos de diseño de la instalación y el diagrama de flujo, se realizó la estimación del coste de la inversión a través de los contactos con los principales proveedores de los equipos principales y estimando un coste adicional del resto de equipos auxiliares, tuberías, instrumentación y control, etc.

El coste de la inversión considerando también la adquisición de una instalación comercial para la generación de CO<sub>2</sub> a partir de los gases de combustión de una caldera asciende a 1.839.613€. El coste solo de la instalación de carbonatación, empleando por tanto CO<sub>2</sub> comercial, se reduciría a 739.613€.

Se han calculado los costes de explotación de la planta de tratamiento de cenizas mediante la carbonatación acelerada con posterior valorización del producto obtenido o con deposición en vertedero y se ha comparado con el escenario actual de tratamiento mediante solidificación estabilización para su posterior vertido. Los costes de operación de los diferentes escenarios se recogen en la Tabla 3.6.

Tabla 3. 6: Comparativa de costes de operación en diferentes escenarios de gestión de las cenizas volantes.

Coste (€/año)	Escenario base: SE	Valorización mediante carbonatación	Tratamiento carbonatación sin valorización	Valorización mediante carbonatación con compra de CO <sub>2</sub>	Tratamiento carbonatación sin valorización con compra de CO <sub>2</sub>
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN ANUAL</b>	711.222,00	722.826,90	937.510,90	750.206,90	964.890,90
<b>TOTAL COSTE PRODUCCION/OPERACIÓN UNITARIO</b>	88,90	90,35	117,19	93,78	120,61
<b>Variación</b>		<b>1,6%</b>	<b>32%</b>	<b>5%</b>	<b>33%</b>

Con los datos de costes de inversión y explotación, más los precios de gestión actuales de las cenizas volantes se determina el PAYBACK, VAN (5% rentabilidad) y TIR en un plazo de 10 años para los cinco escenarios planteados y se recogen en la Tabla 3.7.

Tabla 3. 7: Comparativa de PB, VAN y TIR en diferentes escenarios de gestión de las cenizas volantes.

	Payback	VAN a 10 años	TIR a 10 años
Solidificación Estabilización	5,9	1.461.519 €	29,47%
Valorización mediante carbonatación	6,9	208.133 €	7,27%
Valorización mediante carbonatación (CO <sub>2</sub> comercial)	2,5	1.521.407 €	38,01%
Tratamiento carbonatación sin valorización	14,6	-1.449.600 €	-18,51%
Tratamiento carbonatación sin valorización (CO <sub>2</sub> comercial)	9,5	-136.326 €	1,01%

Lo cual determina que, para el plazo calculado, con la rentabilidad aplicada, los dos últimos escenarios (sin valorización posterior del producto generado) no son rentables económicamente por presentar un VAN negativo.

El análisis de sensibilidad sobre los escenarios viables determina que el VAN seguirá siendo mayor que 0, siempre y cuando el resultado (ingresos-costes) no se vea mermado en más de lo señalado en la Tabla 3.8.

Tabla 3. 8: Reducción máxima del beneficio para VAN igual a 0 según los diferentes escenarios.

	<b>% reducción flujo caja</b>
Solidificación Estabilización	59
Valorización mediante carbonatación	10
Valorización mediante carbonatación (CO <sub>2</sub> comercial)	65

El análisis de sensibilidad sobre los escenarios viables determina que el VAN seguirá siendo mayor que 0, siempre y la inversión no se vea incrementada en más de lo señalado en la Tabla 3.9.

Tabla 3. 9: Incremento máximo del coste de inversión para VAN igual a 0 según los diferentes escenarios

	<b>% Incremento Inversión</b>
Solidificación Estabilización	200
Valorización mediante carbonatación	11
Valorización mediante carbonatación (CO <sub>2</sub> comercial)	300

La viabilidad económica del proceso se ha estudiado para un precio de venta del producto carbonatado de 0€. Haciendo un análisis de sensibilidad en el VAN, suponiendo que finalmente el producto generado tiene un precio negativo, nos arroja que el VAN se hace 0, con un coste de gestión de la ceniza carbonatada entre 21-22€/tn, pero que con un precio de gestión por encima de los 0,85€/tn deja de ser una opción competitiva frente a la actual solidificación-estabilización.

### **3.2 Conclusiones**

De cara a resumir las principales conclusiones alcanzadas en la presente tesis doctoral, se va a seguir de nuevo el esquema que en el subapartado anterior, puesto que es el hilo conductor de todo el trabajo de análisis de la viabilidad técnico-económica del proceso planteado.

#### **1. Se ha demostrado que existe una *necesidad medioambiental* relevante.**

Las cantidades anuales de cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos (residuo clasificado como peligroso) generadas en Europa, más aquellas que se generarán a futuro en plantas ya proyectadas como por ejemplo la Incineradora de RSUs de Guipúzcoa, respondiendo a los nuevos objetivos planteados por la Unión Europea, justifican sobradamente el

esfuerzo en la búsqueda de soluciones de gestión de estas que vayan más allá de los tratamientos actuales que están enfocados a una posterior deposición.

## **2. Se ha demostrado que existe *conocimiento técnico* previo.**

La carbonatación acelerada se presenta como una alternativa técnicamente viable para lograr la estabilización de las cenizas volantes ya que los metales pasan a formas químicamente más estables, como óxidos o carbonatos, reduciéndose considerablemente la lixiviación (Pan et al., 2012; Sanna et al., 2014), siendo este requisito, la reducción de la lixiviación, condición necesaria para el planteamiento de una posterior valorización material.

Existe conocimiento previo, detallado en diversas publicaciones, que identifica opciones de valorización material para residuos de características similares a las cenizas volantes a los que previamente se les han aplicado otros procesos de tratamiento diferentes a la carbonatación.

## **3. Se ha demostrado que el proceso es viable técnicamente y que el producto tiene aplicaciones ciertas para su valorización posterior.**

Se ha demostrado que el proceso de carbonatación acelerada por vía húmeda para la gestión de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos es un proceso válido, que reduce muy significativamente la lixiviación de metales y que reduce el contenido de cloruros en las cenizas. Así mismo, al realizar los cálculos de dimensionamiento del reactor y el resto de los equipos de proceso, se ha verificado que es una instalación fácilmente escalable a nivel industrial, pudiendo disponer de equipos en el mercado apropiados para el proceso de carbonatación.

Se ha demostrado que existen diversas aplicaciones enfocadas a la valorización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos después de recibir un tratamiento de gestión para reducir la carga contaminante y mitigar la lixiviación de los metales. De entre todas las aplicaciones estudiadas, se ha seleccionado como aplicación principal la fabricación de cemento, habiéndose comprobado tanto por datos analíticos como a través de información remitida directamente por consumidores finales, que el producto es interesante, aunque sí presenta limitaciones de uso (limitación en la sustitución de materias primas, ya que exige limitación de dosificación derivada de la concentración de Cl y SO<sub>3</sub>).

## **4. Se ha demostrado que el proceso propuesto es sostenible económicamente y que el planteamiento es novedoso.**

Una vez calculados los costes de inversión y los costes de explotación del proceso de carbonatación se concluye que el proyecto de inversión es claramente viable empleando como materia prima CO<sub>2</sub> comercial y destinando el producto obtenido a una aplicación industrial. El proyecto también es viable, pero presenta unos márgenes de sensibilidad muy bajos (mucho riesgo en caso de desviaciones en el plan de negocio) para el empleo de CO<sub>2</sub> generado a partir de gases de combustión. Es muy relevante destacar que, si no existe una valorización posterior del producto y éste debe ser depositado en vertedero, el proyecto de inversión para el tratamiento

mediante carbonatación se torna inviable desde un punto de vista económico (tanto para CO<sub>2</sub> comercial, como para CO<sub>2</sub> generado).

El producto generado, no es un producto de gran valor añadido, ni desde el punto de vista económico, puesto que aun recibiendo los posibles usuarios un ingreso por su valorización, no es esta significativa, ni desde el punto de vista técnico, puesto que el producto no presenta cualidades superiores que beneficien el proceso de valorización material, respecto de las materias primas estándar. Según los datos obtenidos en el apartado anterior, el proceso no es viable económicamente si no hay valorización del producto, es decir, la viabilidad económica del proceso depende de la viabilidad económica del producto. Se determina que la viabilidad económica del producto no está garantizada (no se han podido establecer motivos de interés suficientes por el posible usuario final) por lo que se establece este punto como crítico para la viabilidad global del proyecto.

La presente tesis doctoral, que se encuentra dentro del Programa de Doctorado Industrial, se plantea como un caso de estudio no solo técnico, si no también económico que evalúe la implantación a nivel industrial de un nuevo proceso de tratamiento, la carbonatación acelerada en vía húmeda, de un residuo clasificado como peligroso y que como resultado se obtenga un producto que sea valorizable (enfoque economía circular), realizando el estudio de los riesgos técnicos y económicos hasta un grado de nivel que permita realizar una toma de decisiones desde un punto de vista de viabilidad de negocio. Por lo tanto, supone un salto cualitativo y cuantitativo respecto a las referencias previas que están limitadas a un nivel de investigación básica (las referencias encontradas no se encuentran en fases de análisis de viabilidad técnico-económica, sino que se basan en ensayos de laboratorio y están circunscritas en su mayoría a la carbonatación de residuos no peligrosos).

**5. Se ha demostrado que aún no existe un impulso público suficiente que fomente el mercado y estimule la compra verde en la empresa privada. He demostrado que no existe normativa relativa a las condiciones de calidad requeridas para materias primas secundarias obtenidas a partir de residuos peligrosos.**

Aunque a nivel europeo y autonómico se están desarrollando planes, programas y estrategias encaminadas a fomentar el uso de materias primas secundarias (obtenidas a partir del tratamiento de residuos), aún no se ha materializado en normativa específica que concluya en medidas concretas en el estado español ni a nivel autonómico. En Euskadi, la ausencia de tasa de deposición no contribuye a priorizar la valorización frente a la deposición. Tampoco se han encontrado incentivos económicos concretos para la compra verde, que anime a las empresas usuarias finales a sustituir las materias primas convencionales por materias primas recuperadas. Con carácter general, las líneas de priorización para la valorización de residuos están orientadas al residuo no peligroso, no encontrándose en la normativa ni programas objetivos cuantificables para la valorización de residuos peligrosos, como el de aplicación en este trabajo.

A modo de conclusión general, y dado que esta tesis está enmarcada en el Programa de Doctorado Industrial, con una clara orientación práctica y de implantación cierta, se plantea la elaboración de un análisis DAFO (herramienta ampliamente empleada en el marco empresarial) para determinar los riesgos y oportunidades de la realización de un proyecto de carbonatación acelerada en vía húmeda para la gestión y posterior valorización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.

Tabla 3. 10: Análisis DAFO del proyecto de innovación en economía circular: Valorización de cenizas volantes de incineración de RSUs mediante carbonatación.

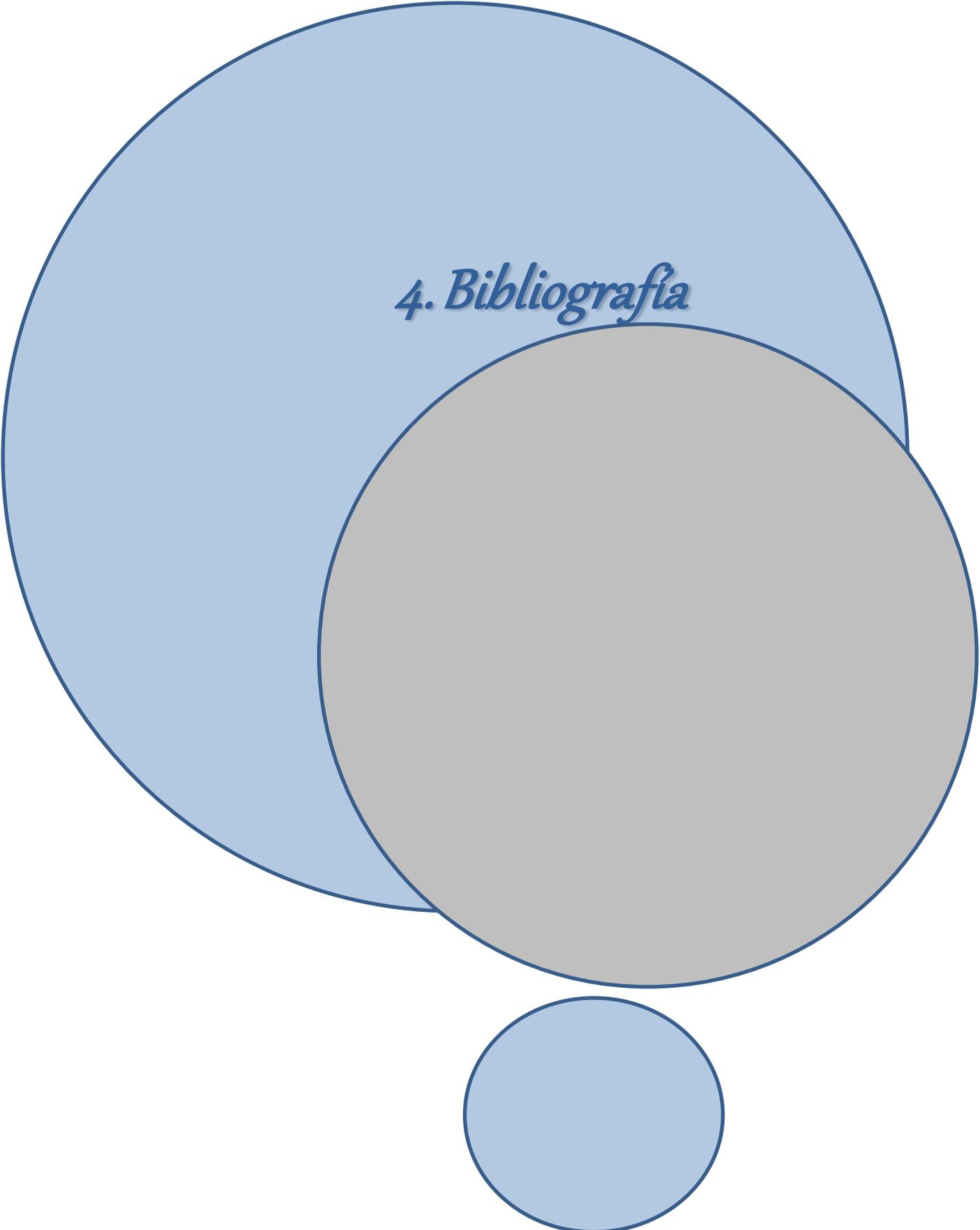
<b>DEBILIDADES</b>	<b>AMENAZAS</b>
El proceso está validado técnicamente solo para tratar un flujo concreto de residuo: cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos.	No existe un interés claro en los usuarios finales en el uso de la materia prima secundaria y el proceso solo es rentable económicamente si el producto no es destinado a vertedero.
La tecnología de carbonatación en vía húmeda genera un alto volumen de agua que requiere de la integración del efluente en una planta donde existan procesos de depuración de residuos líquidos.	No existen en la actualidad incentivos económicos para las empresas en colaborar con la economía circular, es decir en utilizar como materia prima el residuo valorizado.
El producto obtenido presenta limitaciones de uso.	
El producto obtenido no es de gran valor añadido.	
<b>FORTALEZAS</b>	<b>OPORTUNIDADES</b>
El proceso genera una reducción muy significativa de todos los contaminantes presentes en las cenizas volantes.	La políticas, estrategias y normativas tanto europeas como estatales como autonómicas están dando un claro impulso al modelo de economía circular, lo que ha de traducirse a futuro en normativas que faciliten la reintroducción en el ciclo productivo de los materiales secundarios.
El proceso permite evitar la deposición del producto generado en vertedero.	No existe actualmente competencia en la valorización de las cenizas volantes.
El proceso de carbonatación con uso de CO <sub>2</sub> industrial es económicamente competitivo frente a la actual solidificación-estabilización.	Existe un volumen muy significativo de cenizas volantes tanto a nivel estatal como a nivel europeo.
	Es factible que a corto plazo se establezca una tasa a la deposición, que permita que incluso el proceso sea competitivo frente a la SE aunque el producto obtenido tenga un precio negativo.

**Esta tesis demuestra que es factible (con las limitaciones mencionadas) aplicar el principio de economía circular no solo a los residuos peligrosos, sino también en la gestión de un residuo peligroso como es la ceniza volante de incineración estudiada, en un planteamiento tan novedoso como la “economía doblemente circular” en la que se va a obtener un producto a partir de un residuo que se ha generado en un proceso de valorización energética de los residuos sólidos urbanos.**

**Habiéndose demostrado, a través de un extenso análisis técnico y económico del proceso alternativo de gestión del residuo, la carbonatación acelerada en vía húmeda,**

**que se pueden superar todos los riesgos en innovación de producto planteados en el “Valle de la Muerte de la I+D”, a excepción del riesgo de introducción del producto en el mercado derivado de una ausencia de normativa clara que regule e incentive el uso de materias primas secundarias como la aquí obtenida.**

**Por lo tanto, se ha demostrado que la valorización de las cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos, postratamiento de carbonatación acelerada en vía húmeda, es viable desde un punto de vista técnico y económico de proceso y lo será desde un punto de vista técnico y económico de producto cuando los resultados de las regulaciones de la administración y de las decisiones empresariales permitan priorizar la circularidad de estos materiales que actualmente son residuos peligrosos.**



*4. Bibliografía*



**CAPITULO 4. BIBLIOGRAFIA REFERENCIADA**

A.T. Lima, L.M. Ottosen, A.J. Pedersen, A.B. Ribeiro, Characterization of fly ash from bio and municipal waste, *Biomass Bioenergy*. 32 (2008) 277-282.

Andreola F., Barbieri L., Hreglich S., Lancellotti I., Morselli L., Passarini F., Vassura I., Reuse of incinerator bottom and fly ashes to obtain glassy materials. *J. Hazard. Mater.* 153 (2008) 1270-1274.

Aubert, J. E., Husson, B., & Vaquier, A. (2004). Use of municipal solid waste incineration fly ash in concrete. *Cement and Concrete Research*, 34(6), 957-963

Aubert, J.E; Husson, B, Sarramone, N (2006) "Utilization of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in blended cement. Part 1: Processing and characterization of MSWI fly ash" *Journal of Hazardous Materials B* 136 624-631

Aubert, J.E; Husson, B, Sarramone, N (2006) "Utilization of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in blended cement. Part 2: Mechanical strength of mortars and environmental impact" *Journal of Hazardous Materials* 146, 12-19

Bacocchi R., Costa G., Di Bartolomeo E., Poletti A., Pomi, R. The effects of accelerated carbonation on CO<sub>2</sub> uptake and metal release from incineration APC residues, *Waste Management* 29 (2009) 2994-3003.

Bacocchi R., Costa G., Di Gianfilippo, M., Poletti A., Pomi, R., Stramazzo. A., Thin-film versus slurry-phase carbonation of steel slag: CO<sub>2</sub> uptake and effects on mineralogy, *Journal of Hazardous Materials*, 283 (2015) 302-313.

Belmonte LJ., Ottosen LM., Kirkelund M., Jensen PE., Vestbø AP (2016). Screening of heavy metal containing waste types for use as raw material in Arctic clay-based bricks. *Environmental science and pollution research*.

Berber H, Frey R., Voronova V., and Koroljova A., A feasibility study of municipal solid waste incineration fly ash utilisation in Estonia, 2017. *Waste Management & Research* 1 –9.

Bertolini, L; Carsana, M, Cassago, D; Curzio, A.Q, Collepari, M (2004) "MSWI ashes as mineral additions in concrete" *Cement and Concrete Research* 34, 1899-1906

Boardman A, Greenber D, Vining A. et al. (2006) *Cost benefit analysis-concepts and practices*. 3rd. ed. New Jersey. NJ: Pearson Education Inc.

Born, J.G.P; Veelenturf, R.A.L (1997) "MSWI residues in the Netherlands; Putting theory into practice" *Proceedings Wascon 1997*

Brännvall E. and Kumpiene J. (2016), Fly Ash in Landfill Top Covers – a review. *Environ. Sci.: Processes Impacts*. DOI: 10.1039/C5EM00419E.

Bröns-Laot, G; Méhu, J; Bazin, C (2004); "Fillers elaborated from stabilised MSWI fly ash used in different types of road applications: Lab, pilot and full scales of experimentation. Proceedings Rewas 2004

C.H. King Lam, J.P. Barford, G. McKay, Utilization of incineration waste ash residues in Portland cement clinker, *Chemical Engineering Transactions*. 21 (2010) 757-762.

Cai, Z; Bager, D.H; Christensen, T.H (2004) "Leaching from solid waste incineration ashes used in cement-treated base layers for pavements" *Waste Management* 24, 603-612

Cai, Z; Jensen, D.L; Christensen, T.H, Bager, D.H (2003) "Re-use of stabilised flue gas ashes from solid waste incineration in cement-treated base layers for pavements" *Waste Management & Research* 21, 42-53

Cappai G., Cara S., Muntoni A., Piredda M. Application of accelerated carbonation on MSW combustion APC residues for metal immobilization and CO<sub>2</sub> sequestration, *Journal of Hazardous Materials* 207–208 (2012) 159-164.

Cheng, T.W; Chen, Y.S (2004) "Characterisation of glass ceramics made from incinerator fly ash" *Ceramics International* 30, 343-349

Cinquepalmi, M.A; Mangialardi, T; Panei, L; Paolini, A.E; Piga, L (2008) "Reuse of cement-solidified municipal incinerator fly ash in cement mortars: Physico-mechanical and leaching characteristics" *Journal of Hazardous Materials* 151, 585-593

De Boom A., Aubert J-E., Degrez M. (2014). Carbonation of municipal solid waste incineration electrostatic precipitator fly ashes in solution, *Waste Management and Research*, 32, 406-413.

Deng, L., Xu, Q., Wu, H., 2016. Synthesis of zeolite-like material by hydrothermal and fusion methods using municipal solid waste fly ash. *Procedia Environ Sci* 31, 662–667.

Dyer, T.D; Dhir, R.K (2003) "Hydration reactions of cement combinations containing vitrified incinerator fly ash" *Cement and Concrete Research* 34, 849-856

F. Bodénan, P. Deniard, Characterization of flue gas cleaning residues from European solid waste incinerators: Assessment of various Ca-based sorbent processes, *Chemosphere*. 51 (2003) 335-347.

F. Zhu, M. Takaoka, K. Oshita, N. Takeda, Comparison of two types of municipal solid waste incinerator fly ashes with different alkaline reagents in washing experiments, *Waste Manage.* 29 (2009) 259-264.

F. Zhu, M. Takaoka, K. Shiota, K. Oshita, Y. Kitajima, Chloride chemical form in various types of fly ash, *Environmental Science and Technology*. 42 (2008) 3932-3937.

Ferreira, C; Ribeiro, A; Ottosen, L (2003) "Possible applications for municipal solid waste fly ash" *Journal of Hazardous Materials* B96, 201-216

François, D; Criado, C (2007) "Monitoring of leachate at a test road using treated fly ash from municipal solid waste incinerator" *Journal of Hazardous Materials* B139, 543-549

Gao, X; Wang, W; Te, T; Wang, F, Lan, Y (2008) "Utilization of washed MSWI fly ash as parcial cement substitute with the addition of dithiocarbamic chelate" *Journal of Environmental Management* 88, 293-299.

Garcia-Lodeiro, I., Carcelen-Taboada, V., Fernandez-Jimenez, A., Palomo, A., 2016. Manufacture of hybrid cements with fly ash and bottom ash from a municipal solid waste incinerator. *Constr. Build. Mater.* 105, 218–226.

Guo X., Shi H., Wu K., Ju Z., Dick WA. (2015). Performance and risk assessment of alinite cement-based materials from municipal solid waste incineration fly ash (MSWIFA). *Materials and Structures*.

He P.-J., Cao Q.-K., Shao L.-M., Lee D.-J. (2006). Aging of air pollution control residues from municipal solid waste incinerator: Role of water content on metal carbonation. *Science of the Total Environment*, 359 (2006), 26-37.

Hernández-Crespo, M.S; Rincón, J.J (2001) "New porcelainized stoneware materials obtained by recycling of MSW incinerator fly ashes and granite sawing residues" *Ceramics International* 27, 713-720

Huang, W.J;Wu, C.T; Wu, C.E; Hsieh, L.H; Li, C.C; Lain, C.Y; Chu, W (2008); "Ternary blends containing demercurated lighting phosphor and MSWI fly ash as high-performance binders for stabilizing and recycling electroplating sludge" *Journal of Hazardous Materials* 156, 118-122

Hwa, T.J; Jeyaseelan, S (1997); "Conditioning of oily sludges with municipal solid wastes incinerator fly ash" *Water Science and Technology* 35, 231-238

J. Jianguo, C. Maozhe, Z. Yan, X. Xin, Pb stabilization in fresh fly ash from municipal solid waste incinerator using accelerated carbonation technology, *J. Hazard. Mater.* 161 (2009) 1046-1051.

Jordán M., Montero M., Rincón-Mora B., Rincón JM., Sanfeliu T. (2015). Rustic ceramic covering tiles obtained by recycling of marble residues and MSW fly ash. *Fresenius Environmental Bulletin*. Volume 24 – No 2.

Joseph, A.M., Snellings, R., Van der Heede, P., Matthys, S., De Belie, N., 2018. The Use of Municipal Solid Waste Incineration Ash in Various Building Materials: A Belgian Point of View. *Materials* 11, 141-171.

J. Yang, B. Xiao, A.R. Boccaccini, Preparation of low melting temperature glass-ceramics from municipal waste incineration fly ash, *Fuel*. 88 (2009) 1275-1280.

Kamon, M; Katsumi, T; Sano, Y (2000) "MSW fly ash stabilized with coal ash for geotechnical application" *Journal of Hazardous Materials* 76, 265-283

L. Wang, Y. Jin, Y. Nie, Investigation of accelerated and natural carbonation of MSWI fly ash with a high content of Ca, *J. Hazard. Mater.* 174 (2010) 334-343.

Lee, T.C; Wang, W.J, Shih, P.Y (2008) "Slag-cement mortar made with cement and slag vitrified from MSWI fly ash/scrubber-ash and glass frit

Li, R., Zhang, B., Wang, Y., Zhao, Y., Li, F., 2019. Leaching potential of stabilized fly ash from the incineration of municipal solid waste with a new polymer. *J. Environ. Manag.* 232, 286-294.

Li X., Fernández Bertos M., Hills C.D., Carey P.J., Simon S., Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ashes, *Waste Management* 27 (2007) 1200-1206.

Lin, K.L (2006); "Feasibility study of using brick made from municipal solid waste incinerator fly ash slag" *Journal of Hazardous Materials* B137, 1810-1816

Lo, H.M.; Liu, M.H. Pai, T.Y.; Liu, W.F.; Lin, C.Y.; Wang, S.C.; Banks, C.J.; Hung, C.H.; Chiang, C.F.; Lin, K.C.; Chen, P.H.; Chen, J.K.; Chiu, H.Y.; Su, M.H.; Kurniawan, T.A.; Wu, K.C.; Hsieh, C.Y.; Hsu, H.S. (2009) "Biostabilization assessment of MSW co-disposed with MSWI fly ash in anaerobic bioreactor". *Journal of Hazardous Materials* 162, 1133-1242

Lo, H.M; Liao, Y.L (2007) "The metal-leaching and acid-neutralizing capacity of MSW incinerator ash co-disposed with MSW in landfill sites" *Journal of Hazardous Materials* 142, 512-519

López-Zaldívar, O., Mayor-Lobo, P. L., Fernández-Martínez, F., & Hernández-Olivares, F. (2015). Improved cement mortars by addition of carbonated fly ash from solid waste incinerators. *Materiales de Construcción*, 65(319).

López-Zaldívar, O., Vicente, R., Verdú-Vázquez, A., Gil-López, T. (2017). Inertización y valorización de cenizas volantes de residuos sólidos urbanos para la fabricación de morteros de cemento. *Tecnología de la construcción*, 92(230-234).

Mangialardi T (2001) "Sintering of MSW fly ash for reuse as concrete aggregate" *Journal of Hazardous Materials* B 87, 225-239

Mangialardi T., Disposal of MSWI fly ash through a combined washing-immobilisation process, *Journal of Hazardous Materials* 98 (2003) 225-240

Mayoral M.C., Andrés J.M., Gimeno M.P., Optimization of mineral carbonation process for CO2 sequestration by lime-rich coal ashes, *Fuel* 106 (2013) 448-454.

Montes-Hernandez G., Perez-Lopez R., Renard F., Nieto J.-M., Charlet L., Mineral sequestration of CO2 by aqueous carbonation of coal combustion fly-ash, *Journal of Hazardous Materials* 161 (2009) 1347-1354.

Mulder, E; Zijlstra, R.K (1997) "Pre-treatment of MSWI fly ash for useful application" *Proceedings Wascon 1997*

---

Nishida, K; Nagayosi, Y; Ota, H; Nagasawa, H (2001) "Melting and stone production using MSW incinerated ash" *Waste Management* 21, 443-449.

Nam, S.Y., Seo, J., Thenepalli, T., Ahn, J.W., 2012. Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration bottom ash for CO<sub>2</sub> sequestration. *Geo. Eng.* 15 (4), 305-311.

Nishigaki, M (2000) "Producing permeable blocks and pavement bricks from molten slag" *Waste Management* 20, 185-192

Nishitani, T; Fukunaga, I; Itoh, H; Nomura, T (2001) "Adsorption of metal mercury by fly ash in MSW incinerator flue gas", *Proceedings on 7th ISWA international Congress and Exhibition*

Nyambura M.G., Muguera G.W., Felicia P.L., Gathura N.P., Carbonation of brine impacted fractionated coal fly ash: implications for CO<sub>2</sub> sequestration, *Journal of Environmental Management* 92 (2011) 655-664.

O. Ginés, J.M. Chimenos, A. Vizcarro, J. Formosa, J.R. Rosell, Combined use of MSWI bottom ash and fly ash as aggregate in concrete formulation: Environmental and mechanical considerations, *J. Hazard. Mater.* 169 (2009) 643-650.

Pan S.-Y., Chiang P.-C., Chen Y.-H., Tan C.-S., Chang E.-E. Ex situ CO<sub>2</sub> capture by carbonation of steelmaking slag coupled with metalworking wastewater in a rotating packed bed. *Environmental Science and Technology*, 47 (2013) 3308-3315.

Pan S-H., Chang E.E., Chiang P-C., CO<sub>2</sub> capture by accelerated carbonation of alkaline wastes: a review on its principles and applications, *Aerosol and Air Quality Research* (2012), 12, 770-791.

Pan, J.R; Huan, C, Kuo, J.J; Lin, S.H (2008) "Recycling MSWI bottom and fly ash as raw materials for Portland cement" *Waste Management* 28, 1113-1118

Planta de valorización energética de residuos municipales de Zabalgardi.  
<http://www.zabalgardi.com/>.

Qian, G; Cao, Y; Chui, P; Tay, J (2006) "Utilization of MSWI fly ash for stabilization/solidification of industrial waste sludge" *Journal of Hazardous Materials* B129, 274-281

Qian, G; Song, Yu; Zhang, C; Xia, Y; Zhang, H; Chui, P (2006); "Diopside based glass-ceramics from MSW fly ash and bottom ash" *Waste Management* 26, 1462-1467

Qian, G; Yang, X; Dong, S; Zhou, J; Sun, Y; Xu, Y; Liu, Q (2008); "Stabilization of chromium-bearing electroplating sludge with MSWI fly ash-based Friedel matrices" *Journal of Hazardous Materials*, Article in Press

Quina, M.J., Bordado, J.C.M., Quinta-Ferreira, R.M., 2014b. Recycling of air pollution control residues from municipal solid waste incineration into lightweight aggregates. *Waste Manag.* 34, 430-438.

Quina, M.J., Almeida, M., Santos, R., Bordado, J.C.M., Quinta-Ferreira, R.M., 2014c. Compatibility analysis of municipal solid waste incineration residues and clay for producing lightweight aggregates. *Appl. Clay Sci.* 102, 71–80.

Quina M.J., Elza Bontempi, Anna Bogush, Stefan Schlumberger, GiselaWeibeld, Roberto Brag, Valerio Funari, JiriHyks, ErikRasmussen, Jakob Lederer. (2018) Technologies for the management of MSW incineration ashes from gas cleaning: New perspectives on recovery of secondary raw materials and circular economy. *Science of the Total Environment* 635 526–542.

Saikia, N; Kato, S; Kojima, T (2007); "Production of cement clinkers from municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash" *Waste Management* 27 1178-1189

Sakanakura, H; Kida, A; Osako, M (2006) "Evaluation of secondary materials used for road base by combination of accelerating exposure test and tank leach test" *Proceedings Wascon 2006*

Sanna A., Uibu M., Caramanna G., Kuusik R., Maroto-Valer M.M., A review of mineral carbonation technologies to sequester CO<sub>2</sub> *Chem. Soc. Rev.*, 43 (2014) 8049-8080.

Sedran, T; Mauget, G; Depleenaire, G, Mauduit, V (2004); "Recycling stabilized fly ash from solid waste incineration facility in road hydraulic materials. *Proceedings Rilem 2004*.

Shi, H.-S., Kan, L.-L., 2009. Characteristics of municipal solid wastes incineration (MSWI) fly ash-cement matrices and effect of mineral admixtures on composite system. *Construction and Building Materials*, 23 2160-2166.

Shim, Y.S; Lee, W,K (2006); "Effect of Hydrothermal Conditions on the Cation Exchange Capacity of MSWI fly ash" *Materials Science Forum Vols 510-511*, 110-113

Shim, Y.S; Yoo, Y.S; Rhee, S.W; Lee, W.K (2006) "Evaluation of pelletized adsorbent made for removing VOCs by MSWI fly ash (II)" *Materials Science Forum Vols 510-511*, 594-597

Sicong T., Jianguo J., Chang Z., Influence of flue gas SO<sub>2</sub> on the toxicity of heavy metals in municipal solid waste incinerator fly ash after accelerated carbonation stabilization, *Journal of Hazardous Materials* 192 (2011) 1609-1615.

Sun X., Li J., Zhao X., Zhu B., Zhang G. (2016); "A review on the management of municipal solid waste fly ash in American". *Procedia Environmental Sciences* 31 535-540.

T.N. Elsevier: Amsterdam, *Municipal Solid Waste Incinerator Residues Study*, *Environmental Science*. 67 (2000).

Todorovic J., Ecke H., Demobilisation of critical contaminants in four typical waste to energy ashes by carbonation, *Waste Management* 26 (2006) 430-441.

Tomita, R, Hirao, H, Tochigi, T, Tamashige T (2006); "ECOCEMENT: Innovative cement for contributing to sustainable society" *Key Engineering Materials vols 302-303*, 44-54

Travar, I; Andreas, L; Tham, G, Lagerkvist, A (2005); "Field test of landfill covers with secondary construction materials" Proceedings Sardinia 2005.

Travar, I., Kihl, A., Kumpiene, J., 2015a. The release of As, Cr and Cu from contaminated soil stabilized with APC residues under landfill conditions. *J. Environ. Manag.* 151, 1–10.

Travar, I., Kihl, A., Kumpiene, J., 2015b. Utilization of air pollution control residues for the stabilization/solidification of trace element contaminated soil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 19101–19111.

Ukwattage N.L., Ranjith P.G., Wang S.H. Investigation of the potential of coal combustion fly ash for mineral sequestration of CO<sub>2</sub> by accelerated carbonation, *Energy* 52 (2013) 230e236.

Ukwattage, N. L., Ranjith, P. G., Yellishetty, M., Bui, H. H., & Xu, T. (2015). A laboratory-scale study of the aqueous mineral carbonation of coal fly ash for CO<sub>2</sub> sequestration. *Journal of Cleaner Production*, 103, 665-674.

Valle-Zermeño, R., Formosa, J., Prieto, M., Nadal, R., Niubó, M., & Chimenos, J. M. (2014). Pilot-scale road subbase made with granular material formulated with MSWI bottom ash and stabilized APC fly ash: Environmental impact assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 266, 132-140.

Wang K.S., Lin K.L., Huang Z.Q. (2001). Hydraulic activity of municipal solid waste incinerator fly-ash-slag-blended eco-cement, *Cement and Concrete Research. Res.* 31 97-103.

Wang, L., Jin, Y., & Nie, Y. (2010). Investigation of accelerated and natural carbonation of MSWI fly ash with a high content of Ca. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3), 334-343.

Wang, L.I., Jamro, I.A., Chen, Q., Li, S., Luan, J., Yang, T. (2015). Immobilization of trace elements in municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash by producing calcium sulphoaluminate cement after carbonation and washing. *Waste Management & Research. Vol* 34(3) 184-194.

Wang, T; Liu, T; Sun, C (2007); "Application of MSWI fly ash on acid soil and its effect on the environment" *Waste Management* 28, 1977-1982

Wei G., Liu H., Zhang S., Using of different type cement in solidification/stabilization of MSWI fly ash, *Advanced Materials Research* 291-294 (2011) 1870-1874.

Xue, Y; Hou, H; Zhu, S; Zha, J (2009) "Utilization of municipal solid waste incineration ash in stone mastic asphalt mixture: Pavement performance and environmental impact" *Construction and Building Materials* 23, 989-996

Yang G.C.C; Yang, T.Y (1998) "Synthesis of zeolites from municipal incinerator fly ash" *Journal of Hazardous Materials* 62, 75-89

Zacco, A., Borgese, L., Gianoncelli, A., Struis, R.P., Depero, L.E., Bontempi, E., 2014. Review of fly ash inertisation treatments and recycling. *Environ. Chem. Lett.* 12, 153–175.

Z. Haiying, Z. Youcai, Q. Jingyu, Characterization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incinerators in Shanghai, *Process Saf. Environ. Prot.* 88 (2010) 114-124.

Zhang F.S; Itoh, H (2003) "Adsorbents made from waste ashes and post-consumer PET and their potencial utilization in wastewater treatment" *Journal of Hazardous Materials B101*, 323-337

Zingaretti D., Costa G., Baciocchi R., Assesment of accelerated carbonation process for CO2 storage using alkaline industrial residues, *Industrial Engineering Chemistry Research* 53 (2014) 9311-9324.

Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, de 2 de diciembre de 2015. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.

Decisión de Ejecución (UE) 2018/1147 de la Comisión de 10 de agosto de 2018 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el tratamiento de residuos, de conformidad con la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo.

Decreto 49/2009, de 24 de febrero, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos.

Directiva 2018/851/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre residuos.

Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados.

Resolución de 30 de abril de 2008 del Viceconsejero de Medio Ambiente, por la que se concede AAI para la actividad de valorización energética de residuos, promovido por Zabalgarbi, S.A. en el término municipal de Bilbao (Bizkaia). (2008).

Resolución de 11 de julio de 2011 de la Viceconsejera de Medio Ambiente se modifica la autorización ambiental integrada 16-I-01-00000000017 concedida a Cementos Lemona, S.A. para la actividad de producción de cemento en el municipio de Lemoa (Bizkaia).

ALMO. [www.almo.es](http://www.almo.es)

ASCOSORB. [www.ascoco2.com](http://www.ascoco2.com).

Asociación de empresas de valorización energética de RSU's, AEVERSU. [www.aeversu.org](http://www.aeversu.org).

Confederation of European Waste-to-Energy Plants, CEWEP. [www.Cewep.eu](http://www.Cewep.eu).

Ecologistas en Acción. [www.ecologistasenaccion.org](http://www.ecologistasenaccion.org)

European Comission, Eurostat. <http://www.epp.eurostat.ec.europa.eu/>.

FSI filtraciones. [www.fsi-filtracion.com](http://www.fsi-filtracion.com).

Sagafluid. [www.sagafluid.es](http://www.sagafluid.es).

Silos Morales. [www.silosmorales.es](http://www.silosmorales.es)

Sociedad Pública de Gestión Medioambiental del Gobierno Vasco, IHOBE. [www.ihobe.eus](http://www.ihobe.eus)

The circularity gap report. [www.circularity-gap.world](http://www.circularity-gap.world).

The Ellen Macarthur Foundation. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/>

Tusa. [www.tusa.es](http://www.tusa.es)

### **OTRA BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA**

A. De Boom, M. Degrez, Belgian MSWI fly ashes and APC residues: A characterisation study, *Waste Manage.* 32 (2012) 1163-1170.

Ahmaruzzaman, M. (2010). A review on the utilization of fly ash. *Progress in Energy and Combustion Science*, 36(3), 327-363.

Ampol Wongsa, Kornkanok Boonserm, Chattichai Waisurasingha, Vanchai Sata, Prinya Chindaprasirt, Use of municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash in high calcium fly ash geopolymer matrix, *Journal of Cleaner Production*, Volume 148, 1 April 2017, Pages 49-59

Basu M., Pande M., Bhadoria P.B.S., Mahapatra S.C., Potential fly ash utilization in agriculture: a global review. *Prog. Nat. Sci.* 19 (2009) 1173-1186.

Besco S., Brisotto M., Gianoncelli A., Depero L.E., Bontempi E., Lorenzetti A., Modesti M., Processing and properties of polypropylene-based composites containing inertized fly ash from municipal solid waste incineration. *J. Appl. Polym. Sci.* 130 (2013) 4157-4164.

C. Shan, Z. Jing, L. Pan, L. Zhou, X. Pan, L. Lu, Hydrothermal solidification of municipal solid waste incineration fly ash, *Research on Chemical Intermediates*. 37 (2011) 551-565.

C. Shan, Z. Jing, L. Pu, X. Pan, Solidification of MSWI ash at low temperature of 100 °C, *Industrial and Engineering Chemistry Research*. 51 (2012) 9540-9545.

C.H.K. Lam, A.W.M. Ip, J.P. Barford, G. McKay, Use of incineration MSW ash: A review, *Sustainability*. 2 (2010) 1943-1968.

Chen, Ch.-G., Sun, Ch.-J., Gau, S.-H., Wu, Ch.-W, Chen, Y.-L., 2013. The effect of the mechanical-chemical stabilization process for municipal solid waste incinerator fly ash on the chemical reactions in cement paste. *Waste Manag.* 33, 858–865.

Chen, W., Chang, F., Shen, Y., Tsai, M., Ko, C., 2012. Removal of chloride from MSWI fly ash. *J. Hazard. Mater.* 237–238, 116–120.

Chen, Z., Lu, S., Mao, Q., Buekens, A., Chang, W., Wang, X., Yan, J., 2016. Suppressing heavy metal leaching through ball milling of fly ash. *Energies* 9 (524).

Chimenos J.M., Del Valle-Zermeño R., Formosa J., Espiell F., Segarra M., Fernández A.I., (2013). Método de obtención de un material granular formulado a partir de escorias estabilizadas y cenizas volantes APC. ES-P201330986.

Chu T.C., Wang K.S., Lin K.L., Chien C.C., Chen J.H., (2013). Synthesis of waste-derived glassceramics from MSWI fly ash and EAF dust: kinetics of nucleation and crystallization. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 32, 480-488.

Colangelo, F., Cioffi, R., Montagnaro, F., & Santoro, L. (2012). Soluble salt removal from MSWI fly ash and its stabilization for safer disposal and recovery as road basement material. *Waste Management*, 32(6), 1179-1185.

D. Li, M. Fan, J. Luo, K. Yang, The leaching toxicity in the MSWI Fly ash treated by enhanced electrokinetic removal technology, *Disaster Advances*. 5 (2012) 1771-1775.

Daniel Lindberg, Camilla Molin, Mikko Hupa, Thermal treatment of solid residues from WtE units: A review, *Waste Management*, Volume 37, March 2015, Pages 82-94

De Boom, A., Aubert, J.-E., Degrez, M., 2014. Carbonation of municipal solid waste incineration electrostatic precipitator fly ashes in solution. *Waste Manag. Res.* 32, 406–413.

De Boom, A., Degrez, M., 2015. Combining sieving and washing, a way to treat MSWI boiler fly ash. *Waste Manag.* 39, 179–188.

Ecke, H., Menad, N., Lagerkvist, A., 2003. Carbonation of municipal solid waste incineration fly ash and the impact on metal mobility. *J. Environ. Eng.* 129, 435–440.

F. Colangelo, R. Cioffi, F. Montagnaro, L. Santoro, Soluble salt removal from MSWI fly ash and its stabilization for safer disposal and recovery as road basement material, *Waste Manage.* 32 (2012) 1179-1185.

F. Zhu, T. Masaki, O. Kazuyuki, H. Jiang, K. Yoshinori, Pretreatment technology for fly ash from MSWI and the corresponding study of chloride behavior, *Huanjing Kexue/Environmental Science*. 34 (2013) 2473-2478.

Fedje, K.K., Ekberg, C., Skarnemark, G., Steenari, B.-M., 2010. Removal of hazardous metals from MSW fly ash-an evaluation of ash leaching methods. *J. Hazard. Mater.* 173, 310–317.

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.

G. Ma, H. Zhang, Washing of the ash from one shanghai plant using phosphoric acid, *Advanced Materials Research*. 664 (2013) 228-231.

G. Wei, H. Liu, S. Zhang, Using of different type cement in solidification/stabilization of MSWI fly ash, *Advanced Materials Research*. 291-294 (2011) 1870-1874.

Galiano L.Y., Fernández Pereira C., Vale J., Stabilization/ solidification of a municipal solid waste incineration residue using fly ash-based geopolymers. *J. Hazard. Mater.* 185 (2011) 373-381.

Gisela Weibel, Urs Eggenberger, Stefan Schlumberger, Urs K. Mäder, Chemical associations and mobilization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration, *Waste Management*, Volume 62, April 2017, Pages 147-159

Goh, C.K., Valavan, S.E., Low, T.K., Tang, L.H., 2016. Effects of different surface modification and contents on municipal solid waste incineration fly ash/epoxy composites. *Waste Manag.* 58, 309–315.

Gunning, P., Hills, C., Carey, P., 2012. Commercial production of accelerated carbonated aggregate from MSWI APCR. *Proceedings of WASCON 2012, Proceedings of the 8th International conference on Sustainable management of waste and recycled materials in construction*, Gothenburg, Sweden, 30 May–1 June.

Guo X., Shi H., Hu W., Wu K., (2014). Durability and microstructure of CSA cement-based materials from MSWI fly ash. *Cement & Concrete Composites* 46, 26-31.

Guo, X., Shi, H., Wu, K., Ju, Z., Dick, W.A., 2016. Performance and risk assessment of alinite cement-based materials from municipal solid waste incineration fly ash (MSWIFA). *Mater. Struct.* 49, 2383–2391.

H. Hu, G. Luo, H. Liu, Y. Qiao, M. Xu, H. Yao, Fate of chromium during thermal treatment of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash, *Proceedings of the Combustion Institute*. 34 (2013) 2795-2801.

H. Hu, H. Liu, W. Shen, G. Luo, A. Li, Z. Lu, H. Yao, Comparison of CaO's effect on the fate of heavy metals during thermal treatment of two typical types of MSWI fly ashes in China, *Chemosphere*. 93 (2013) 590-596.

H. Zhang, G. Ma, Leaching of heavy metals from municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash using sulfuric acid, *Applied Mechanics and Materials*. 249-250 (2013) 922-926.

H. Zhang, G. Yuan, G. Ma, Analysis of heavy metal leaching in fly ash from one Shanghai municipal solid waste incineration (MSWI) plant, *Advanced Materials Research*. 531 (2012) 292-295.

H. Zhang, G. Yuan, G. Ma, Basic physicochemical characteristics of fly ash from one shanghai municipal solid waste incineration (MSWI) plant, *Advanced Materials Research*. 531 (2012) 362-365.

H. Zhang, J. Qi, Reuse of air pollution control ash, *Environ. Eng. Sci.* 29 (2012) 902-906.

H.M. Lo, H.Y. Chiu, S.W. Lo, F.C. Lo, Effects of micro-nano and non micro-nano MSWI ashes addition on MSW anaerobic digestion, *Bioresour. Technol.* 114 (2012) 90-94.

H.M. Lo, T.A. Kurniawan, M.E.T. Sillanpää, T.Y. Pai, C.F. Chiang, K.P. Chao, M.H. Liu, S.H. Chuang, C.J. Banks, S.C. Wang, K.C. Lin, C.Y. Lin, W.F. Liu, P.H. Cheng, C.K. Chen, H.Y. Chiu, H.Y. Wu, Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors, *Bioresour. Technol.* 101 (2010) 6329-6335.

H.Y. Zhang, S.Z. Li, Chemical extraction of heavy metals from the ash using perchloric acid, *Applied Mechanics and Materials.* 459 (2014) 3-6.

Hartmann, S., Koval, L., Škrobánková, H., Matýsek, D., Winter, F., & Purgar, A. (2015). Possibilities of municipal solid waste incinerator fly ash utilisation. *Waste Management and Research*, 33(8), 740-747.

Hartmann, S., Koval', L., Škrobánková, H., Matýsek, D., Winter, F., Purgar, A., 2015. Possibilities of municipal solid waste incinerator fly ash utilisation. *Waste Manag. Res.* 33, 740–747.

Hasegawa, H., Rahman, I.M., Egawa, Y., Sawai, H., Begum, Z.A., Maki, T., Mizutani, S., 2014. Recovery of the rare metals from various waste ashes with the aid of temperature and ultrasound irradiation using chelants. *Water Air Soil Pollut.* 225 (2112) (13 pg).

Hazard property classification of waste according to the recent propositions of the EC using different methods. *Waste Manag.* 34, 1739–1751.

Hjelmar, O., 2013. Washing of residues from municipal solid waste incinerators. In: Cossu, R., van der Sloot, H. (Eds.), *Sustainable Landfilling*. CISA Publishing, Italy, pp. 402–415.

Hu, H.-Y., Liu, H., Zhang, Q., Zhang, P.-A., Li, A.-J., Yao, H., Naruse, I., 2016. Sintering characteristics of CaO-rich municipal solid waste incineration fly ash through the addition of Si/Al-rich ash residues. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 18, 340–347.

Hu, Y., Zhang, P., Li, J., Chen, D., 2015. Stabilization and separation of heavy metals in incineration fly ash during the hydrothermal treatment process. *J. Hazard. Mater.* 299, 149–157.

Huang, T.Y., Chiueh, P.T., Lo, S.L., 2017. Life-cycle environmental and cost impacts of reusing fly ash. *Resour. Conserv. Recycl.* 123, 255–260.

Huang, T.Y., Chuieh, P.T., 2015. Life cycle assessment of reusing fly ash from municipal solid waste incineration. *Procedia Eng.* 118, 984–991.

Huber, F., Fellner, J., 2018. Integration of LCA with monetary valuation into a resource classification framework: the case of MSWI fly ash. *Resour. Conserv. Recycl.* (Submitted). Huber, F., Blasenbauer, D., Mallow, O., Lederer, J., Winter, F., Fellner, J., 2016. Thermal co-treatment of combustible hazardous waste and waste incineration fly ash in a rotary

Huber, F., Laner, D., Fellner, J., 2018. Comparative life cycle assessment of MSWI fly ash treatment and disposal. *Waste Manag.* 73, 392–403.

Huber, F., Lederer, J., Laner, D., Fellner, J., 2017. Comparative life cycle assessment of the utilisation of MSWI fly ash in cement production and metal recovery. Proceedings of the 16th International Waste Management and Landfill Symposium, 2nd-6th October 2017 Forte Village/Santa Margherita die Pula.

J. Jiang, X. Du, M. Chen, C. Zhang, Continuous CO<sub>2</sub> capture and MSWI fly ash stabilization, utilizing novel dynamic equipment, *Environmental Pollution*. 157 (2009) 2933-2938.

Jayasinghe G.Y., Tokashiki Y., Kitou M., Kinjo K., Coal fly ash based synthetic aggregates as potential alternative container substrates for ornamentals. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 172 (2009) 720-728.

Jayasinghe G.Y., Tokashiki Y., Kitou M., Use of synthetic soil aggregates as a containerized growth medium component to substitute peat in the ornamental plant production. *Arch. Agron. Soil Sci.* 56 (2010) 183-199.

Jiang J-G., Du X-J., Chen M-Z., Zhang C., Continuous CO<sub>2</sub> capture and MSWI fly ash stabilization utilizing novel dynamic equipment, *Environmental Pollution* 157 (2009) 2933-2938.

Jiang, J.-G., Du, X.-J., Chen, M.-Z., Zhang, C., 2009. Continuous CO<sub>2</sub> capture and MSWI fly ash stabilization utilizing novel dynamic equipment. *Environ. Pollut.* 157 (11), 2933–2938.

Jianguo J., Maozhe C., Yan Z., Xin X., Pb stabilization in fresh fly ash from municipal solid waste incinerator using accelerated carbonation technology, *Journal of Hazardous Materials* 161 (2009) 1046-1051.

Jin M., Huang C., Chen L., Sun X., Wang L. Immobilization of MSWI fly ash with geopolymers. *Adv. Mater. Res.* 150:151 (2011) 1564-1569.

Jin, M., Zheng, Z., Sun, Y., Chen, L., Jin, Z., 2016. Resistance of metakaolin-MSWI fly ash based geopolymer to acid and alkaline environments. *J. Non-Cryst. Solids* 450, 116–122.

Johansson, K., 2017. Livscykelanalys Av Behandlingsprocesser för Flygaska från avfallsförbränning [Life Cycle Assessment of Treatment Processes for Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration - A Comparison of the Ash2S Alt Process and Existing Treatment Methods]. Swedish University of Agricultural Sciences.

Jordan, M.M., Montero, M.A., Rincon-Mora, B., Rincon, J.M., Sanfeliu, T., 2015. Rustic ceramic covering tiles obtained by recycling of marble residues and msw fly ash. *Fresenius Environ. Bull.* 24, 533–538.

K. Chiang, Y. Hu, Water washing effects on metals emission reduction during municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash melting process, *Waste Manage.* 30 (2010) 831-838.

K. Wu, H. Shi, G.D. Schutter, X. Guo, G. Ye, Preparation of alinite cement from municipal solid waste incineration fly ash, *Cement and Concrete Composites.* 34 (2012) 322-327.

K. Wu, H. Shi, X. Guo, Sulphoaluminate cement prepared with municipal solid waste incineration fly ash and its hydration heat evolution characteristics, *Kuei Suan Jen Hsueh Pao/Journal of the Chinese Ceramic Society*. 39 (2011) 670-675.

K. Wu, H. Shi, X. Guo, Utilization of municipal solid waste incineration fly ash for sulfoaluminate cement clinker production, *Waste Manage.* 31 (2011) 2001-2008.

Kalmykova, Y., Karlfeldt Fedje, K., 2013. Phosphorus recovery from municipal solid waste incineration fly ash. *Waste Manag.* 33, 1403–1410.

Kalmykova, Y., Palme, U., Yu, S., Fedje, K.K., 2015. Life cycle assessment of phosphorus sources from phosphate ore and urban sinks: sewage sludge and MSW incineration fly ash. *Int. J. Environ. Res.* 9, 133–140.

Karlfeldt Fedje, K., Ekberg, C., Skarnemark, G., Pires, E., Steenari, B.-M., 2012. Initial studies of the recovery of Cu from MSWI fly ash leachates using solvent extraction. *Waste Manag. Res.* 30, 1072–1080.

Keppert, M., Pavlík, Z., Tydlitát, V., Volfová, P., Švarcová, S., Šyc, M., Černý, R., 2012. Properties of municipal solid waste incineration ashes with respect to their separation temperature. *Waste Manag. Res.* 30, 1041–1048.

Keppert, M., Polozhiy, K., 2014. Residual strength of thermally loaded mortars with municipal solid waste incineration fly ash used as supplementary cementitious material. *Adv. Mater. Res.* 982, 114–118.

Khatri C., Mishra M.K., Rani A., Synthesis and characterization of fly ash supported sulfated zirconia catalyst for benzylation reactions. *Fuel Process Technol.* 91 (2010) 1288-1295.

Kim, J., An, J., Nam, B.H., Tasneem, K.M., 2016. Investigation on the side effects of municipal solid waste incineration ashes when used as mineral addition in cement-based material. *Road Mater. Pavement Des.* 17, 1–20.

Kirkelund, G.M., Magro, C., Guedes, P., Jensen, P.E., Ribeiro, A.B., Ottosen, L.M., 2015. Electrolytic removal of heavy metals and chloride from municipal solid waste incineration fly ash and air pollution control residue in suspension - test of a new two compartment experimental cell. *Electrochim. Acta* 181, 73–81.

Kubonova, L., Langova, S., Nowak, B., Winter, F., 2013. Thermal and hydrometallurgical recovery methods of heavy metals from municipal solid waste fly ash. *Waste Manag.* 33, 2322–2327.

L. Wang, R. Li, L. Wei, Y. Li, Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ash using CO<sub>2</sub> as an acidic agent for clinker production, *Environ. Eng. Sci.* 29 (2012) 677-684.

L. Wang, R. Li, Y. Li, L. Wei, Release of soluble salts and heavy metals during the short-time washing process of MSWI fly ash, *Advanced Materials Research*. 518-523 (2012) 3247-3251.

L. Wang, Y. Jin, Y. Nie, J. Liu, R. Li, Effect of additive and washing pre-treatment on heavy metal vaporization during sintering process of MSWI fly ash, *Huanjing Kexue/Environmental Science*. 30 (2009) 1232-1237.

L. Wang, Y.-. Jin, Y.-. Nie, Accelerated carbonation of high Ca content municipal solid waste incineration fly ash and impact on leaching of heavy metal, *Huanjing Kexue/Environmental Science*. 30 (2009) 3399-3404.

L. Wang, Y.-. Jin, Y.-. Nie, Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ash, *Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science*. 29 (2009) 1111-1116.

L. Zheng, Y. Liu, Comparison of Cu/Zn/Pb extraction from MSWI fly ash by different processes: Water washing, acid washing and water-washing combining acid-washing, *Beijing Daxue Xuebao (Ziran Kexue Ban)/Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*. 45 (2009) 502-510.

Lam, C.H., Barford, J.P., McKay, G., 2010b. Utilization of incineration waste ash residues in Portland cement clinker. *Chem. Eng. Trans.* 21, 757–762.

Lam, C.H., Ip, A.W., Barford, J.P., McKay, G., 2010a. Use of incineration MSW ash: a review.

Lancellotti I., Kamseu E., Michelazzi M., Barbieri L., Corradi A., Leonelli C. Chemical stability of geopolymers containing municipal solid waste incinerator fly ash. *Waste Manag.* 30 (2010) 673-679.

Lassesson, H., Fedje, K.K., Steenari, B.-M., 2014. Leaching for recovery of copper from municipal solid waste incineration fly ash: influence of ash properties and metal speciation. *Waste Manag. Res.* 32, 755–762.

Lederer, J., Laner, D., Fellner, J., 2014. A framework for the evaluation of anthropogenic resources: the case study of phosphorus stocks in Austria. *J. Clean. Prod.* 84, 368–381. Lederer, J., Bogush, A., Fellner, J., 2017a. The utilization of solid residues from municipal solid waste incineration in the cement industry: a review. 16th International Waste

Lederer, J., Syc, M., Bogush, A., Fellner, J., 2017b. A network approach towards a secondary raw material inventory for Europe applied to waste incineration residues. Proceedings of the 16th International Waste Management and Landfill Symposium, 2nd– 6th October 2017, Forte Village/Santa Margherita die Pula.

Lederer, J., Trinkel, V., Fellner, J., 2017c. Wide-scale utilization of MSWI fly ashes in cement production and its impact on average heavy metal contents in cements: the case of Austria. *Waste Manag.* 60, 247–258.

Lee T.-C. , Chang C.-J., Rao M.-K., Su X.-W., Modified MSWI ash-mix slag for use in cement concrete. *Construction and Building Materials* 25 (2011) 1513-1520.

Lee T.-C. , Li Z.-S., Conditioned MSWI ash-slag-mix as a replacement for cement in cement mortar, *Construction and Building Materials* 24 (2010) 970-979.

Li, M.G., Sun, C.J., Gau, S.H., Chuang, C.J., 2010. Effects of wet ball milling on lead stabilization and particle size variation in municipal solid waste incinerator fly ash. *J. Hazard. Mater.* 174, 586–591.

Li, X., Chen, Q., Zhou, Y., Tyrer, M., Yu, Y., 2014. Stabilization of heavy metals in MSWI fly ash using silica fume. *Waste Manag.* 34, 2494–2504.

Li, X., Wang, L., Zhang, H., Li, J., 2016. Stabilization of MSWI fly ash using alkali-activated strontium carbonate waste residues. *Fresenius Environ. Bull.* 25, 3775–3780.

Liao, W.-P., Yang, R., Kuo, W.-T., et al., 2014. The application of electrocoagulation for the conversion of MSWI fly ash into nonhazardous materials. *J. Environ. Manag.* 137, 157–162.

Lin, K.-L., Lo, K.-W., Shie, J.-L., Tuan, B.L., Hwang, C.-L., Chang, Y.-M., 2016. Properties and microstructure of eco-cement produced from co-sintered washed fly ash and waste sludge. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 35, 764–771.

Lindberg, D., Molin, C., Hupa, M., 2015. Thermal treatment of solid residues from WtE units: a review. *Waste Manag.* 37, 82–94.

Liu, J., Chen, J., Huang, L., 2015. Heavy metal removal from MSS fly ash by thermal and chlorination treatments. *Sci. Rep.* 5 (17270).

Liu, S.-J., Guo, Y.-P., Yang, H.-Y., Wang, S., Ding, H., Qi, Y., 2016. Synthesis of a water-soluble thiourea-formaldehyde (WTF) resin and its application to immobilize the heavy metal in MSWI fly ash. *J. Environ. Manag.* 182, 328–334.

Lo H.M., Chiu H.Y., Lo S.W., Lo F.C., Effects of micro-nano and non micro-nano MSWI ashes addition on MSW anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 114 (2012) 90-94.

Lo H.M., Kurniawan T.A., Sillanpää M.E.T., Pai T.Y., Chiang C.F., Chao K.P., Liu M.H., Chuang S.H., Banks C.J., Wang S.C., Lin K.C., Lin C.Y., Liu W.F., Cheng P.H., Chen C.K., Chiu H.Y., Wu H.Y., Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresour. Technol.* 101 (2010) 6329-6335.

Luan, J., Chai, M., Li, R., Yao, P., Khan, A.S., 2016. The mineral phase evolution behaviour in the production of glass-ceramics from municipal solid waste incineration flyash by melting technology. *Environ. Technol.* 37, 1036–1044.

M. Aguiar del Toro, W. Calmano, H. Ecke, Wet extraction of heavy metals and chloride from MSWI and straw combustion fly ashes, *Waste Management*, Volume 29, Issue 9, September 2009, Pages 2494-2499

M. Keppert, V. Tydlitát, P. Volfová, M. Šyc, R. Cerný, Characterization of solid waste materials from municipal solid waste incineration facility, 2nd International Conference on Sustainable Construction Materials and Technologies (2010) 737-743.

M. Ko, Y. Chen, P. Wei, Recycling of municipal solid waste incinerator fly ash by using hydrocyclone separation, *Waste Manage.* 33 (2013) 615-620.

M. Margallo, R. Aldaco, A. Bala, P. Fullana, A. Irabien, Best available techniques in municipal solid waste incineration: State of the art in Spain and Portugal, *Chemical Engineering Transactions.* 29 (2012) 1345-1350.

M. Margallo, R. Aldaco, A. Irabien, Life cycle assessment of bottom ash management from a municipal solid waste incinerator (MSWI), *Chemical Engineering Transactions.* 35 (2013) 871-876.

Margallo, M., Taddei, M. B.i, Hernandez-Pellon, A., Aldaco, R., Irabien, A., 2015. Environmental sustainability assessment of the management of municipal solid waste incineration residues: a review of the current situation. *Clean Techn. Environ. Policy* 17, 1333–1353.

Meffre, A., Py, X., Olives, R., Bessada, C., Veron, E., Echegut, P., 2015. High-temperature sensible heat-based thermal energy storage materials made of vitrified MSWI fly ashes. *Waste Biomass Valoriz.* 6, 1003–1014.

Mustafa Al Bakri A.M., Kamarudin H., Bnhussain M., Khairul Nizar I., Rafiza A.R., Izzat A.M., Chemical reactions in the geopolymerisation process using fly ash-based geopolymer: a review. *Aust. J .Basic. App. Sci.* 5 (2011) 1199-1203.

Okada, T., Tomikawa, H., 2016. Efficiencies of metal separation and recovery in ash-melting of municipal solid waste under non-oxidative atmospheres with different reducing abilities. *J. Environ. Manag.* 166, 147–155.

P. Zhao, G. Ni, Y. Jiang, L. Chen, M. Chen, Y. Meng, Destruction of inorganic municipal solid waste incinerator fly ash in a DC arc plasma furnace, *J. Hazard. Mater.* 181 (2010) 580-585.

Park J.S., Taniguchi S., Park Y.J., (2009). Alkali borosilicate glass by fly ash from a coal-fired power plant. *Chemosphere*, 74, 320-324.

Park J.S., Taniguchi S., Park Y.J., Alkali borosilicate glass by fly ash from a coal-fired power plant. *Chemosphere* 74 (2009) 320-324.

Ponsot, I., Bernardo, E., Bontempi, E., Depero, L., Detsch, R., Chinnam, R.K., Boccaccini, A.R., 2015. Recycling of pre-stabilized municipal waste incinerator fly ash and soda-lime glass into sintered glass-ceramics. *J. Clean. Prod.* 89, 224–230.

Puma S., Marchese F., Dominijanni A., Manassero M., (2014). Reuse of MSWI bottom ash mixed with natural sodium bentonite as landfill cover material. *Waste Management and Research.* 31, 577-584.

Purgar, A., Winter, F., Blasenbauer, D., Hartmann, S., Fellner, J., Rechberger, H., 2016. Main drivers for integrating zinc recovery from fly ashes into the Viennese waste incineration cluster. *Fuel Process. Technol.* 141, 243–248.

Qiu, Q., Jiang, X., Lv, G., Lu, S., Ni, M., 2016. Stabilization of heavy metals in municipal solid waste incineration fly ash in circulating fluidized bed by microwave-assisted hydrothermal treatment with additives. *Energ. Fuels* 30, 7588–7595.

Quina, M.J., Bordado, J.C., Quinta-Ferreira, R.M., 2014a. Stabilization/solidification of APC residues from MSW incineration with hydraulic binders and chemical additives. *J. Hazard. Mater.* 264, 107–116.

Quina, M.J., Bordado, J.C.M., Quinta Ferreira, R.M., 2010. Chemical stabilization of air pollution control residues from municipal solid waste incineration. *J. Hazard. Mater.* 179, 382–392.

R. del Valle-Zermeño, J. Formosa, J.M. Chimenos, M. Martínez, A.I. Fernández, Aggregate material formulated with MSWI bottom ash and APC fly ash for use as secondary building material, *Waste Manage.* 33 (2013) 621-627.

R. Yang, W. Liao, P. Wu, Basic characteristics of leachate produced by various washing processes for MSWI ashes in Taiwan, *J. Environ. Manage.* 104 (2012) 67-76.

Ramanathan, T., Ting, Y.-P., 2016. Alkaline bioleaching of municipal solid waste incineration fly ash by autochthonous extremophiles. *Chemosphere* 160, 54–61.

Rasmussen, E., 2015. Co-Treatment of APC Residues and Scrubber Liquid from MSWI Plants by HALOSEP (in Danish with English Summary), Environmental Project Nr. 1648. Danish EPA (Miljøstyrelsen), Copenhagen.

Rodella, N., Bosio, A., Dalipi, R., Zacco, A., Borgese, L., Depero, L.E., Bontempi, E., 2017. Waste silica sources as heavy metal stabilizers for municipal solid waste incineration fly ash. *Arab. J. Chem.* 10, S3676–S3681.

Shi, H.-S., Kan, L.-L., 2009. Leaching behavior of heavy metals from municipal solid wastes incineration (MSWI) fly ash used in concrete. *J. Hazard. Mater.* 164, 750–754.

Sreekanth M.S., Joseph S., Mhaske S.T., Mahanwar P.A., Bambole V.A., Effects of mica and fly ash concentration on the properties of polyester thermoplastic elastomer composites. *J. Thermoplast. Compos.* 24 (2011) 317-331.

T. Lee, C. Chang, M. Rao, X. Su, Modified MSWI ash-mix slag for use in cement concrete, *Constr. Build. Mater.* 25 (2011) 1513-1520.

T. Lee, Z. Li, Conditioned MSWI ash-slag-mix as a replacement for cement in cement mortar, *Constr. Build. Mater.* 24 (2010) 970-979.

Tang, J., Steenari, B.-M., 2015. Solvent extraction separation of copper and zinc from MSWI fly ash leachates. *Waste Manag.* 44, 147–154.

Tang, J., Steenari, B.-M., 2016. Leaching optimization of municipal solid waste incineration ash for resource recovery: a case study of Cu, Zn, Pb and Cd. *Waste Manag.* 48, 315–322.

Tejasvi A., Kumar S., Impact of fly ash on soil properties. *Natl. Acad. Sci. Lett.* 35 (2012) 13-16.

Tho-in T., Sata V., Chindapasirt P., Jaturapitakkul C., Pervious high-calcium fly ash geopolymer concrete. *Constr. Build. Mater.* 30 (2012) 366-371.

Tu, X., Yu, L., Yan, J., Cen, K., Chéron, B.G., 2010. Plasma vitrification of air pollution control residues from municipal solid-waste incineration. *IEEE Trans. Plasma Sci.* 38, 3319–3325.

Ukwattage NL, Ranjith PG (2018) Accelerated Carbonation of Coal Combustion Fly Ash for Atmospheric Carbon dioxide Sequestration and Soil Amendment: An Overview. *J Pollut Eff Cont* 6: 210.

Valle-Zermeño, R., Formosa, J., Chimenos, J.M., Martínez, M., Fernández, A.I., 2013. Aggregate material formulated with MSWI bottom ash and APC fly ash for use as secondary building material. *Waste Manag.* 33, 621–627.

Valle-Zermeño, R., Formosa, J., Prieto, M., Nadal, R., Niubó, M., Chimenos, J.M., 2014. Pilot-scale road subbase made with granular material formulated with MSWI bottom ash and stabilized APC fly ash: environmental impact assessment. *J. Hazard. Mater.* 266, 132–140.

W. Chen, F. Chang, Y. Shen, M. Tsai, C. Ko, Removal of chloride from MSWI fly ash, *J. Hazard. Mater.* 237-238 (2012) 116-120.

W. Liu, H. Hou, C. Zhang, D. Zhang, Feasibility study on solidification of municipal solid waste incinerator fly ash with circulating fluidized bed combustion coal fly ash, *Waste Management and Research.* 27 (2009) 258-266.

W.-. Chen, F.-. Chang, Y.-. Shen, M.-. Tsai, C.-. Ko, Removal of chloride from MSWI fly ash, *J. Hazard. Mater.* 237-238 (2012) 116-120.

Wachter, A., Ionel, I., Wachter, R., Vargaa, L.A., Negrea, A., Minzatu, V., Muntean, C., Ciopec, M., 2016. Encapsulation of municipal solid waste incineration residues into coal fly ash rock matrix. *J. Environ. Protect. Ecol.* 17, 1037–1047.

Wang, F.-H., Zhang, F., Chen, Y.-J., Gao, J., Zhao, B., 2015a. A comparative study on the heavy metal solidification/stabilization performance of four chemical solidifying agents in municipal solid waste incineration fly ash. *J. Hazard. Mater.* 300, 451–458.

Wang, Y., Pan, Y., Zhang, L., Yue, Y., Zhou, J., Xu, Y., Qian, G., 2015b. Can washing-pretreatment eliminate the health risk of municipal solidwaste incineration fly ash

Wang, L., Li, R., Wei, L., & Li, Y. (2012). Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ash using CO<sub>2</sub> as an acidic agent for clinker production. *Environmental Engineering Science*, 29(7), 677-684.

Weibel, G., 2017. Optimized Metal Recovery from Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration, PhD Thesis. Institute for Geological Sciences, University of Bern, Switzerland.

Wu C.-W., Sun C.-J., Gau S.-H., Hong C.-L., Chen C.-G., Mechanochemically induced synthesis of anorthite in MSWI fly ash with kaolin. *J. Hazard. Mater.* 244-245 (2013) 412-420.

Wu K., Shi H., De Schutter G., Guo X., Ye G. (2012). Preparation of alinite cement from municipal solid waste incineration fly ash. *Cement & Concrete Composites* 34, 322-327.

Wu, K., Shi, H., Guo, X., 2011. Utilization of municipal solid waste incineration fly ash for sulfoaluminate cement clinker production. *Waste Manag.* 31, 2001–2008.

X. Ma, X. Jiang, Y. Jin, H. Liu, X. Li, J. Yan, Hydrothermal stabilization of fly ash from a fluidized bed incinerator co-firing refuse and coal, *Fresenius Environ. Bull.* 21 (2012) 586-592.

X. Wang, B. Xu, D. Zhao, B. Jin, Experimental analysis of heavy metals behavior during melting process of fly ashes from MSWI under different atmospheres, 2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2010 (2010).

Xue, Q., Li, J.-S., Wang, P., Liu, L., Li, Z.-Z., 2014. Removal of heavy metals from landfill leachate using municipal solid waste incineration fly ash as adsorbent. *Clean: Soil, Air, Water* 42, 1626–1631.

Y. Hu, P. Zhang, D. Chen, B. Zhou, J. Li, X. Li, Hydrothermal treatment of municipal solid waste incineration fly ash for dioxin decomposition, *J. Hazard. Mater.* 207-208 (2012) 79-85.

Y. Jin, X. Ma, X. Jiang, H. Liu, X. Li, J. Yan, K. Cen, Effects of hydrothermal treatment on the major heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration, *Energy and Fuels.* 27 (2013) 394-400.

Y. Li, X. Peng, D. Li, K. Yang, The environmental toxicity of heavy metals in municipal solid waste incineration fly ash, *Applied Mechanics and Materials.* 71-78 (2011) 4760-4764.

Y. Liu, J. Wang, L. Xiang, L. Wang, Z. Shan, Y. Wei, Microstructures and thermal properties of municipal solid waste incineration fly ash, *Journal of Central South University of Technology (English Edition).* 19 (2012) 855-862.

Y. Pan, Z. Wu, J. Zhou, J. Zhao, X. Ruan, J. Liu, G. Qian, Chemical characteristics and risk assessment of typical municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in China, *J. Hazard. Mater.* 261 (2013) 269-276.

Y. Zhang, B. Cetin, W.J. Likos, T.B. Edil, Impacts of pH on leaching potential of elements from MSW incineration fly ash, *Fuel*, Volume 184, 15 November 2016, Pages 815-825

Yang, R., Liao, W.-P., Lin, C.-Y., 2013. Feasibility of lead and copper recovery from MSWI fly ash by combining acid leaching and electrodeposition treatment. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 32, 1074–1081.

Yilmaz G., Structural characterization of glass-ceramics made from fly ash containing SiO<sub>2</sub>–Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>–Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>–CaO and analysis by FT-IR-XRD-SEM methods. *J. Mol. Struct.* 1019 (2012) 37-42.

Yu, J., Qiao, Y., Jin, L., Ma, C., Paterson, N., Sun, L., 2015. Removal of toxic and alkali/alkaline earth metals during co-thermal treatment of two types of MSWI fly ashes in China. *Waste Manag.* 46, 287–297.

Zhang, Y., Soleimanbeigi, A., Likos, W.J., Edil, T., 2016a. Geotechnical and leaching properties of municipal solid waste incineration fly ash for use as embankment fill material. *Transp. Res. Rec.* 2579, 70–78.

Zhang, Z., Li, A., Wang, X., Zhang, L., 2016b. Stabilization/solidification of municipal solid waste incineration fly ash via co-sintering with waste-derived vitrified amorphous slag. *Waste Manag.* 56, 238–245.

Zheng, L., Wang, W., Gao, X., 2016. Solidification and immobilization of MSWI fly ash through aluminate geopolymerization: Based on partial charge model analysis. *Waste Manage.* 58, 270–279

Zhu T., Kuang J., Xu W., Ye M., Guo Y., Liu W., Study on mercury adsorption performance of modified fly ash. *Adv. Mater. Res.* 343-344 (2012) 246-2

DECISIÓN 2014/955/UE DE LA COMISIÓN, de 18 de diciembre de 2014, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.

Directiva (UE) 2018/849 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifican la Directiva 2000/53/CE relativa a los vehículos al final de su vida útil, la Directiva 2006/66/CE relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores y la Directiva 2012/19/UE sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.

Directiva (UE) 2018/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases.

Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.

Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 4 de diciembre de 2000 relativa a la incineración de residuos.

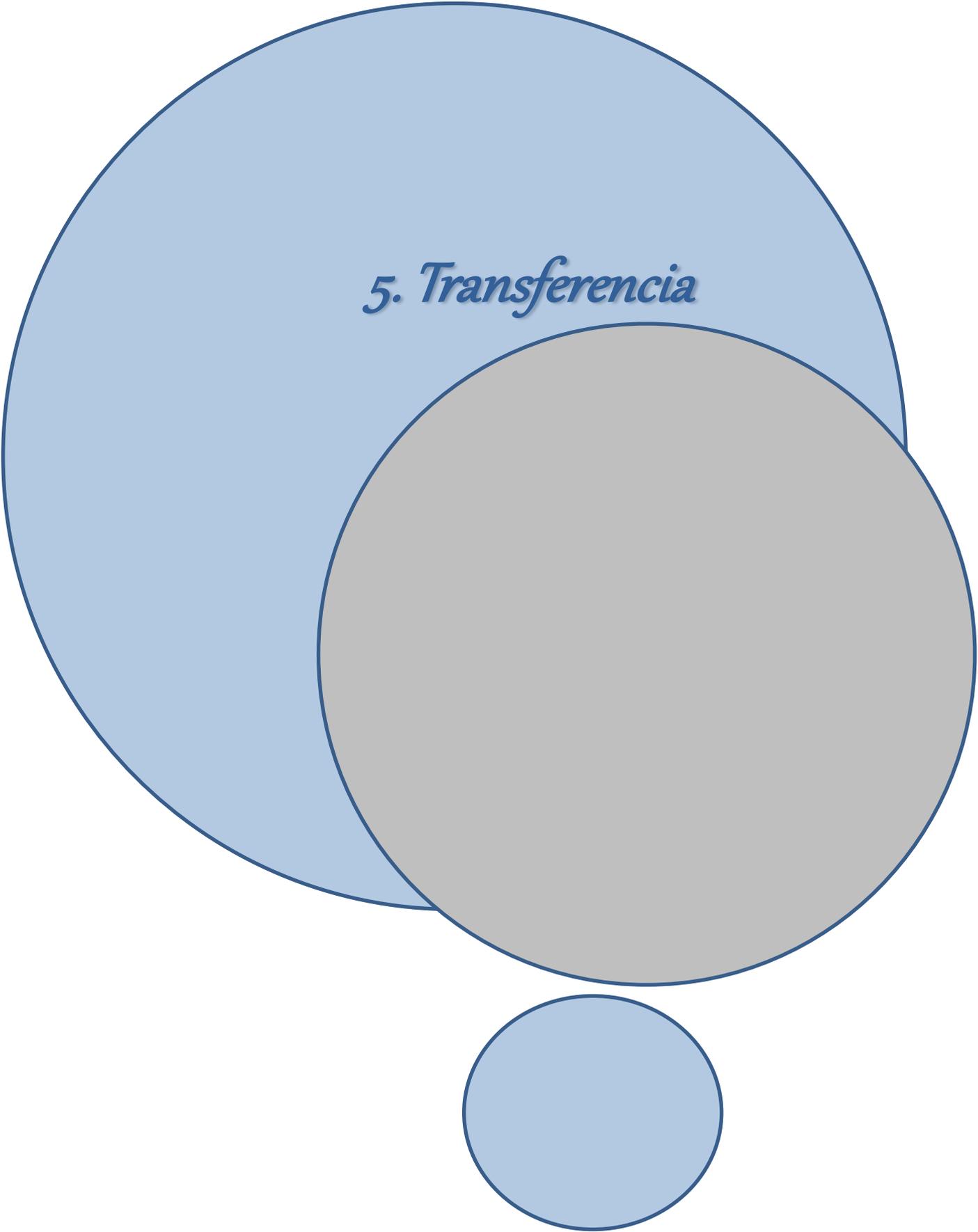
Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos.

Estrategia de economía circular del País Vasco 2030.

España Circular 2030. Estrategia española de economía circular.

Plan de Prevención y Gestión de Residuos del País Vasco 2014-2020.

Reglamento (UE) No 1357/2014 de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por el que se sustituye el anexo III de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.



*5. Transferencia*



**CAPITULO 5. TRANSFERENCIA CONOCIMIENTO**

**Comunicaciones a congresos nacionales e internacionales:**

E. Santos, S. Cobo, A. Fernández, A. Irabien. CO<sub>2</sub> capture by accelerated carbonation of MSWI fly ashes. WasteEng2016. Albi, Francia. Mayo 2016. Presentación oral. 

E. Santos, S. Cobo, A. Fernández, A. Irabien. Accelerated carbonation of MSWI fly ashes for CO<sub>2</sub> fixation. Congress of Chemical and Process Engineering CHISA. Agosto 2016. Praga, República Checa. Presentación póster.  CHISA

A. Fernández, E. Santos, A. Irabien. CO<sub>2</sub> capture by accelerated carbonation of MSWI fly ashes. XXXVI Reunión Bienal Real Sociedad Española de Química. Junio 2017. Sitges, España. Presentación oral. 

A. Fernández, E. Santos, A. Irabien. Valorization of municipal solid waste incineration fly ashes by carbonation. 10<sup>th</sup> Word Congress Of Chemical Engineering. Octubre 2017. Barcelona, España. Presentación póster. 

A. Fernández, E. Santos, A. Irabien. Feasibility study of an innovation project in circular economy: valorization of municipal solid. ANQUE-ICCE-CIBIQ 2019. Junio 2019. Santander, España. Presentación póster. 

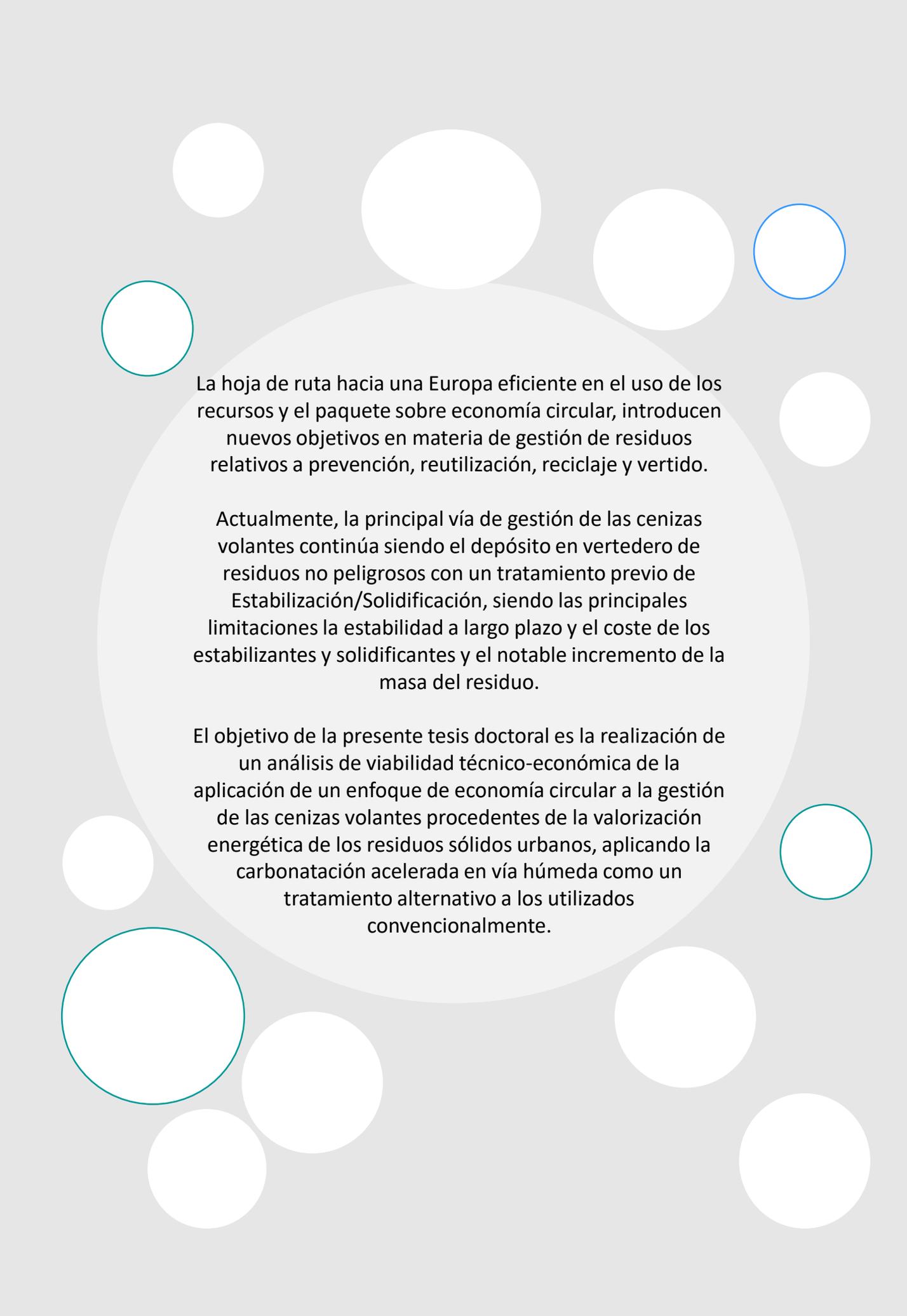
**Artículos científicos:**

Margallo M., Cobo S., Laso J., Fernández A., Muñoz E., Santos E., Aldaco R., Irabien A., Environmental performance of alternatives to treat fly ash from a waste to energy plant, J. Clean. Prod., 2019, 231, 1016-1026.

Margallo M., Cobo S., Muñoz E., Fernández A., Santos E., Dominguez-Ramos, A., Aldaco R., Irabien A., Life cycle assessment of alternative processes to treat fly ash from waste incineration, 2018, Chem. Eng. Trans. 70, 883-888.







La hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos y el paquete sobre economía circular, introducen nuevos objetivos en materia de gestión de residuos relativos a prevención, reutilización, reciclaje y vertido.

Actualmente, la principal vía de gestión de las cenizas volantes continúa siendo el depósito en vertedero de residuos no peligrosos con un tratamiento previo de Estabilización/Solidificación, siendo las principales limitaciones la estabilidad a largo plazo y el coste de los estabilizantes y solidificantes y el notable incremento de la masa del residuo.

El objetivo de la presente tesis doctoral es la realización de un análisis de viabilidad técnico-económica de la aplicación de un enfoque de economía circular a la gestión de las cenizas volantes procedentes de la valorización energética de los residuos sólidos urbanos, aplicando la carbonatación acelerada en vía húmeda como un tratamiento alternativo a los utilizados convencionalmente.