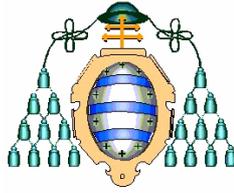


# Estudio multidisciplinar sobre *fracción resto* de residuos sólidos urbanos (RSU) en **ASTURIAS**

Coordinado por José Coca Prados  
Catedrático de Ingeniería Química

Departamento de Ingeniería Química  
y Tecnología del Medio Ambiente  
Universidad de Oviedo





El “Estudio multidisciplinar sobre *fracción resto* de residuos sólidos urbanos (RSU) en Asturias” ha sido dirigido por D. José Coca Prados del Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Oviedo por encargo del Consorcio para la Gestión de Residuos Sólidos de Asturias (COGERSA) y en el marco del convenio suscrito entre ambas entidades con fecha de 12 de noviembre de 2007.



## **AGRADECIMIENTOS**

En la elaboración de este estudio ha sido de gran importancia la colaboración de las siguientes personas y/o grupos:

- Chantal Block, Leuven Engineering College GroepT (Lovaina, Bélgica); por su importante colaboración en el informe sobre residuos sólidos.
- Santiago Fernández, COGERSA; por la información proporcionada acerca de la gestión de residuos en Asturias.
- Grupo de Emulsiones y Fenómenos Interfaciales, Universidad de Oviedo; dirigido por M<sup>a</sup> Carmen Pazos Medina e integrado por David Allende, José Manuel Benito, Gemma Gutiérrez, Alberto Lobo y María Matos; por los medios proporcionados para la elaboración de este estudio.

Asimismo, se agradece a COGERSA la información prestada y las gestiones realizadas con vistas a la realización de este estudio.



# ESTUDIO MULTIDISCIPLINAR SOBRE *FRACCIÓN RESTO* DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) EN ASTURIAS

## ÍNDICE

<i>Resumen ejecutivo</i>	i
<i>Introducción</i>	1
<b>MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) ALTERNATIVOS A LA INCINERACIÓN Y EL VERTEDERO</b>	
<b>D. José Coca Prados y Miguel Ángel Suárez Valdés, Universidad de Oviedo</b>	
<b>1. <i>Introducción</i></b>	<b>7</b>
<b>2. <i>Pirólisis</i></b>	<b>8</b>
2.1. Conceptos generales	8
2.2. Fracciones de pirólisis	10
2.3. Procesos industriales	13
2.4. Situación de la pirólisis	14
<b>3. <i>Gasificación</i></b>	<b>15</b>
3.1. Conceptos generales	15
3.2. Procesos industriales	17
3.3. Situación de la gasificación	22
<b>4. <i>Tratamiento con plasma</i></b>	<b>25</b>
4.1. El plasma	25
4.2. El plasma en el tratamiento de residuos	26
4.3. Procesos	27
4.4. Situación del plasma	29
<b>5. <i>Conclusiones</i></b>	<b>30</b>
<b>6. <i>Bibliografía</i></b>	<b>32</b>
<b>EMISIONES GASEOSAS, LIXIVIADOS E IMPACTO AMBIENTAL EN VERTEDEROS CONTROLADOS</b>	
<b>D. Pedro Antonio García Encina, Universidad de Valladolid</b>	
<b>1. <i>Política ambiental de la UE y gestión de residuos</i></b>	<b>37</b>
<b>2. <i>Gestión de residuos</i></b>	<b>37</b>
<b>3. <i>Gestión de residuos sólidos urbanos</i></b>	<b>38</b>
<b>4. <i>Vertederos</i></b>	<b>39</b>
<b>5. <i>Reacciones en vertederos</i></b>	<b>41</b>

5.1.	Gases de vertedero	41
5.1.1.	Generación de gases de vertedero	41
5.1.2.	Control de gases en vertederos	43
5.2.	Lixiviados	44
5.2.1.	Generación de lixiviados	44
5.2.2.	Control de lixiviados en vertedero	47
<b>6.</b>	<b><i>Legislación sobre vertederos</i></b>	<b>50</b>
<b>7.</b>	<b><i>Conclusiones</i></b>	<b>51</b>
<b>8.</b>	<b><i>Bibliografía</i></b>	<b>52</b>

## **EMISIONES GASEOSAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)**

### **D. Manuel Bao Iglesias, Universidad de Santiago de Compostela**

<b>1.</b>	<b><i>Combustión de RSU</i></b>	<b>55</b>
1.1.	Control de emisiones	55
1.1.1.	Pretratamientos	55
1.1.2.	Optimización de la combustión	57
1.2.	Partículas	57
1.3.	SO <sub>2</sub> y SO <sub>3</sub>	57
1.4.	HCl y cloruros	57
1.5.	NO <sub>x</sub>	65
1.6.	CO y compuestos hidrocarbonatos	66
1.7.	Dioxinas	67
<b>2.</b>	<b><i>Pirólisis de RSU</i></b>	<b>68</b>
2.1.	Productos obtenidos	68
2.2.	Análisis del gas	71
2.3.	Procesos a gran escala de pirólisis de RSU	74
<b>3.</b>	<b><i>Gasificación de RSU</i></b>	<b>76</b>
3.1.	Introducción	76
3.2.	Experiencia en la gasificación de RSU y CDR	76
3.2.1.	Gasificación en CFB por Lurgi	76
3.2.2.	Planta TPS AB en Greve (Italia)	79
3.2.3.	Proceso Thermoselect en Fondotoce	82
3.3.	Tecnología de plasma	85
3.4.	Resumen gasificación	86
<b>4.</b>	<b><i>Técnicas a considerar en la evaluación de las Mejores Técnicas Disponibles (MTDs) y Valores Límite de Emisión (VLE) asociados</i></b>	<b>87</b>
4.1.	Metodologías generales	87
4.2.	Rangos de niveles de emisión operacionales asociados con el uso de MTD para emisiones al aire procedentes de incineradoras de residuos	88
<b>5.</b>	<b><i>Conclusiones</i></b>	<b>90</b>
<b>6.</b>	<b><i>Bibliografía</i></b>	<b>90</b>

# RESIDUOS SÓLIDOS DE TRATAMIENTOS TÉRMICOS DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU): CARACTERÍSTICAS, TRATAMIENTO, VALORIZACIÓN E IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

**D. Carlo Vandecasteele y Dña. Chantal Block, Katholieke Universiteit Leuven (Bélgica)**

<b>1. Introducción</b>	<b>93</b>
<b>2. Incineración</b>	<b>93</b>
2.1. Tipos y cantidades de residuos sólidos	93
2.2. Composición y lixiviación de residuos sólidos	95
2.2.1. Escorias	95
2.2.2. Cenizas de caldera, cenizas volantes y residuos de tratamiento de gases	98
2.3. Tratamiento de residuos sólidos	104
2.3.1. Escorias	104
2.3.2. Investigación sobre el tratamiento de escorias	106
2.3.3. Solidificación/estabilización de residuos de tratamiento de gases de incineración de residuos urbanos	108
2.4. Aplicaciones de los residuos sólidos de incineración	111
2.4.1. Escorias	111
2.4.2. Holanda	113
2.4.3. Escorias y cenizas	113
2.4.4. Cenizas volantes, residuos de tratamiento de gases	113
<b>3. Técnicas alternativas a la incineración para el tratamiento térmico de la fracción resto de RSU</b>	<b>114</b>
3.1. Introducción	114
3.2. Composición de la entrada y la salida	115
3.2.1. <i>Char</i> , residuos urbanos carbonizados (RUC)	116
3.2.2. Escoria ( <i>slag</i> ), residuo vitrificado	118
<b>4. Conclusión general</b>	<b>121</b>
<b>5. Bibliografía</b>	<b>122</b>

# EFLUENTES LÍQUIDOS DE TRATAMIENTOS TÉRMICOS DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

**D. Antonio Gutiérrez Lavín, Universidad de Oviedo**

<b>1. Efluentes líquidos en incineración</b>	<b>127</b>
1.1. Aguas residuales	127
1.1.1. Aguas residuales del proceso	127
1.1.2. Aguas de secado de lodos	129
1.1.3. Aguas de escorias y cenizas	129
1.1.4. Aguas sanitarias	131
1.1.5. Aguas de drenajes	131
1.2. Control de las aguas residuales	132

1.2.1.	Operación óptima de incineración	132
1.2.2.	Minimización de consumo y descarga de aguas	132
1.2.3.	Control de los lixiviados	133
1.2.4.	Cumplimiento de los estándares de emisión	134
1.2.5.	Operación óptima de los sistemas de tratamiento de aguas	134
1.3.	Límites de vertido	134
1.4.	Tratamientos de aguas de lavado de gases. Tratamiento físico-químico	137
1.4.1.	Tratamiento físico químico sin recuperación	138
1.4.1.1.	Homogeneización	139
1.4.1.2.	Ajuste de pH	139
1.4.1.3.	Agregación de contaminantes (coagulación y floculación)	140
1.4.1.4.	Sedimentación de sólidos	141
1.4.1.5.	Filtración del efluente (afinado)	141
1.4.1.6.	Deshidratación de los lodos	141
1.4.1.7.	Destino final	142
1.4.1.8.	Precipitación (de metales pesados)	142
1.4.1.9.	Desorción de amoniaco	146
1.4.1.10.	Control de pH y temperatura	147
1.4.1.11.	Procesos biológicos (conversión de sulfatos en azufre elemental)	147
1.4.2.	Tratamiento físico-químico con recuperación	150
1.4.2.1.	Primera etapa de lavado de gases	152
1.4.2.2.	Segunda etapa de lavado de gases	153
1.4.3.	Evaporación del efluente	153
1.4.3.1.	En línea	153
1.4.3.2.	Separada	154
1.5.	Tratamientos de efluentes líquidos. Lixiviados	156
1.6.	Recomendaciones incineración	158
<b>2.</b>	<b><i>Efluentes líquidos en gasificación y plasma</i></b>	<b>161</b>
2.1.	Aguas residuales	161
2.2.	Tratamientos	161
2.2.1.	Eliminación de cianuros	161
2.2.2.	Eliminación de sulfhídrico	163
<b>3.</b>	<b><i>Conclusiones</i></b>	<b>164</b>
3.1.	Incineración	164
3.2.	Gasificación y plasma	165
<b>4.</b>	<b><i>Bibliografía</i></b>	<b>165</b>

## ASPECTOS TOXICOLÓGICOS Y DE SALUD PÚBLICA

**D. Radhamés Hernández Mejía y D. Antonio Cueto Espinar,  
Universidad de Oviedo**

<b>1. <i>Introducción</i></b>	<b>167</b>
<b>2. <i>Incineración de residuos</i></b>	<b>167</b>
<b>3. <i>Efectos de los contaminantes atmosféricos sobre la salud humana</i></b>	<b>168</b>
3.1.Efectos de las partículas, SO <sub>2</sub> , CO y NO <sub>x</sub> sobre la salud	168
3.2.Efectos de los metales pesados en la salud	169
3.2.1. Conceptos generales	169
3.2.2. Arsénico	170
3.2.3. Cadmio	170
3.2.4. Mercurio	171
3.2.5. Níquel	172
3.2.6. Plomo	173
<b>4. <i>Dioxinas</i></b>	<b>174</b>
4.1.Efectos de las dioxinas (PCDD) y los furanos (PCDF) sobre la salud humana	174
4.2.Las dioxinas en las plantas incineradoras y su efecto sobre la salud humana de los trabajadores	177
4.3.Prevenición y control de la exposición a las dioxinas	178
<b>5. <i>Conclusiones</i></b>	<b>179</b>
<b>6. <i>Bibliografía</i></b>	<b>180</b>

## EFFECTOS DE LAS EMISIONES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) DE ASTURIAS EN LOS SUELOS DE SU ENTORNO

**D. Felipe Macías Vázquez, Universidad de Santiago de Compostela**

<b>1 <i>Emisiones características de las diferentes alternativas de gestión de la fracción resto mediante procesos de recuperación energética</i></b>	<b>183</b>
1.1 Combustión de RSU	183
1.2 Pirólisis de RSU	183
1.3 Gasificación	184
<b>2 <i>Contaminantes potencialmente producidos en sistemas de eliminación térmica de residuos y sus principales efectos sobre los suelos</i></b>	<b>184</b>
2.1 Características y principales efectos ambientales de los contaminantes originados en procesos de incineración	186
2.1.1 Óxidos de carbono inorgánico	186
2.1.2 Compuestos de carbono orgánicos volátiles	187
2.1.3 Gases acidificantes	187
2.1.3.1 NO <sub>x</sub>	187
2.1.3.2 Gases acidificantes amoniacales	188
2.1.3.3 Gases acidificantes azufrados	188
2.1.3.4 Gases acidificantes clorados y fluorados	188

2.1.3.5	Síntesis de los efectos potenciales de los gases acidificantes	189
2.1.4	Contaminantes eutrofizantes	193
2.1.5	Metales	194
2.1.6	Dioxinas y furanos	196
2.1.7	Hidrocarburos Policíclico Aromáticos y otros compuestos orgánicos recalcitrantes	196
2.1.8	Materia particulada	197
<b>3</b>	<b><i>Impactos potenciales sobre los suelos derivados de la construcción y funcionamiento de una planta de combustión de la fracción resto de los procesos de gestión de residuos en Asturias</i></b>	<b>198</b>
3.1	Características de los suelos del entorno de la planta de tratamiento de la fracción resto	199
3.1.1	Suelos sobre rocas consolidadas con metamorfismo de bajo grado	203
3.1.1.1	Umbrisoles	203
3.1.1.2	Cambisoles	204
3.1.1.3	Leptosoles	205
3.1.2	Suelos desarrollados sobre materiales sedimentarios	206
3.1.2.1	Acrisoles	206
3.1.2.2	Luvisoles	207
3.1.2.3	Alisoles	208
3.1.2.4	Suelos hidromorfos	208
3.1.2.5	Otros suelos puntuales	209
3.2	Sensibilidad de los suelos a los impactos potenciales de la planta de tratamiento de residuos por incineración	211
3.2.1	Efecto de los contaminantes acidificantes. Carga Crítica de Acidez	212
3.2.2	Efecto de los contaminantes eutrofizantes. Cargas Críticas de Contaminantes Eutrofizantes	216
3.2.3	Efecto de la contaminación por metales pesados y otros elementos traza. Superación de los niveles genéricos de referencia para la determinación de suelos contaminados.	218
3.2.4	Efectos sobre los suelos de las emisiones de sustancias orgánicas recalcitrantes	223
<b>4</b>	<b><i>Conclusiones</i></b>	<b>223</b>
<b>5</b>	<b><i>Bibliografía</i></b>	<b>223</b>

## APÉNDICES

<b>1.</b>	<b><i>Normativa</i></b>	<b>229</b>
<b>2.</b>	<b><i>Case study: Tratamiento integrado de residuos sólidos urbanos usando incineración en horno de parrilla. El caso de Indaver. (Vandecasteele et al., 2007)</i></b>	<b>235</b>
<b>3.</b>	<b><i>Lista de abreviaturas</i></b>	<b>241</b>

# **RESUMEN EJECUTIVO**



## **ESTUDIO MULTIDISCIPLINAR SOBRE FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) EN ASTURIAS**

### **RESUMEN EJECUTIVO**

El presente estudio titulado: “Estudio Multidisciplinar sobre *fracción resto* de residuos sólidos urbanos (RSU) en Asturias” se centra en las alternativas de tratamiento de la fracción resto de los RSU. Se entiende por fracción resto la parte de los RSU que queda tras llevar a cabo los procesos de: reducción, reutilización, reciclaje, biometanización y compostaje. Se estima que para el año 2015, en Asturias, la cantidad a tratar de esta fracción resto será de 400 000 - 550 000 t/a. Las opciones más habituales para el tratamiento de la fracción resto son la incineración con recuperación energética y el vertido en vertedero controlado (aunque ésta es la última opción según la legislación).

El presente estudio consta de 7 informes en los que se tratan las alternativas a la incineración (métodos alternativos y vertederos); se estudian los diferentes efluentes producidos en incineración (emisiones gaseosas, residuos sólidos y efluentes líquidos) así como en los métodos alternativos; y se analizan los efectos que pueden provocar la incineración y los métodos alternativos sobre la salud humana y los suelos (y el medio ambiente).

### **ALTERNATIVAS A INCINERACIÓN**

#### **MÉTODOS ALTERNATIVOS A INCINERACIÓN Y VERTEDERO**

Los métodos alternativos a la incineración para el tratamiento de la fracción resto de RSU son métodos térmicos: pirólisis, gasificación y gasificación con plasma. Estos métodos han de cumplir también con los límites de emisión impuestos para incineración. Algunos de estos procesos están pensados para otro tipo de materiales y su aplicación a los RSU, caracterizados por su gran heterogeneidad y fluctuaciones en la concentración, ha conllevado complicaciones técnicas.

La pirólisis es un tratamiento térmico del residuo en ausencia total de oxígeno para obtener un gas, una fracción líquida y un sólido (*char*); las tres fracciones tienen un cierto poder calorífico. Generalmente estas fracciones se suelen quemar (el *char* en algún caso se comercializa) en una cámara de combustión para generar vapor y electricidad, mientras que los gases se han de someter a limpieza.

La gasificación es un tratamiento del residuo con aire en proporciones sub-estequiométricas o con oxígeno para generar un gas de síntesis (formado principalmente por CO y H<sub>2</sub>), que se suele quemar para su valorización energética (generación de vapor y electricidad). En todo caso es necesario llevar a cabo una limpieza de gases: o bien el gas de síntesis, o bien los gases de combustión generados tras quemar dicho gas de síntesis.

Mientras que las tecnologías de pirólisis de RSU son bastante similares entre sí, las de gasificación son muy variadas. En Europa existen algunas plantas de pirólisis (2 y una línea de una térmica) y de gasificación (Noruega), pero ninguna de estas últimas es a gran escala (> 100 000 t/a). La gasificación se encuentra más extendida en Japón, donde

se ha logrado desarrollar a gran escala. No obstante, en Japón la han llevado a cabo empresas muy fuertes de otros sectores y su principal objetivo ha sido la reducción de volumen de los residuos sólidos mediante vitrificación que se consigue con algunos métodos, que se caracterizan por su baja rentabilidad económica. En Europa la gasificación a gran escala no ha tenido éxito y se han producido cierres y ceses de actividad debido a problemas técnicos, económicos y medioambientales, como por ejemplo en Karlsruhe (Alemania) y Greve in Chianti (Italia).

El plasma es un gas fuertemente ionizado a temperaturas muy elevadas generado mediante arco eléctrico y sostenido con un gas para generar una antorcha. Este plasma se utiliza como fuente de calor en la gasificación de la fracción resto de RSU (producción de gas de síntesis). El plasma se puede aplicar directamente al residuo o bien como agente de refino de un gas de síntesis formado por otros medios. El segundo de los casos es mejor en términos energéticos y medioambientales.

Las principales ventajas del plasma son la destrucción de gran parte de los compuestos orgánicos (si el diseño permite alcanzar las elevadas temperaturas), la vitrificación de los residuos sólidos (*slag*) y la generación de un gas de síntesis de calidad que se puede quemar en motores o turbinas de gas. No obstante, en el gas de síntesis permanecen contaminantes cuyas moléculas son sencillas (y también metales pesados) por lo que es necesario someterlo a una limpieza. Sin embargo, algunas de estas ventajas se pueden perder si el diseño del reactor no es adecuado, lo que puede suceder previsiblemente si se aplica el plasma directamente al residuo. El plasma es una tecnología emergente que apenas se ha aplicado a RSU a escala comercial, de hecho sólo hay una planta en Ottawa con capacidad para 75 000 t/a, por lo que existe una importante falta de experiencia.

En general los métodos alternativos presentan una serie de características comunes:

- *Incineración multietapa.* Se generan unos productos que posteriormente se queman para generar vapor y electricidad, por lo que desde el punto de vista global se puede decir que se trata de una incineración. Sin embargo, presentan como ventaja frente a ésta un menor volumen de gases generados (menor tamaño de equipos). Al tratarse de un tipo de incineración y al haber tenido problemas medioambientales algunas de ellas, estos métodos alternativos cuentan con el mismo rechazo social que la incineración.
- *Modularidad.* Debido a la falta de experiencia a gran escala y al riesgo que conlleva (cierres, ceses), las empresas suelen construir líneas de baja capacidad, aumentando su número para alcanzar capacidades mayores (no hay economía de escala). Por ejemplo, para tratar 450 000 t/a serían necesarias 6 plantas de 75 000 t/a, lo que choca con los modelos de gestión centralizados.

## **VERTEDEROS**

Los vertederos controlados son la última opción de gestión de la fracción resto de RSU como indica la legislación; asimismo, se ha establecido la reducción en las cantidades de materiales reciclables y biodegradables que vayan a vertedero. Las principales emisiones en los vertederos son los gases de vertedero y los lixiviados.

Los gases de vertedero son el resultado de la degradación anaerobia de los residuos y están compuestos principalmente por metano y dióxido de carbono, lo que les confiere un cierto poder energético. También se encuentran algunas cantidades de amoníaco, sulfuro de hidrógeno y compuestos orgánicos volátiles, que les proporcionan un olor característico y desagradable. Es necesario y obligatorio recoger los gases de vertedero mediante un sistema de captación para posteriormente llevar a cabo su valorización energética, tal y como se realiza en el vertedero de La Zoreda (COGERSA). No obstante, no es posible captar el 100% del gas de vertedero y se producen emisiones a la atmósfera que contribuyen a aumentar el efecto invernadero debido al potencial de sus dos principales componentes ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ).

Los lixiviados que se generan presentan elevadas concentraciones de materia orgánica y nitrógeno así como una cierta acidez y metales pesados, y dependen de la edad del vertedero. Para evitar su filtración a las aguas subterráneas es necesario el sellado de la superficie del vertedero y un sistema para su recogida, con un tratamiento posterior. En algunos casos se pueden recircular los lixiviados para mantener la humedad que permita seguir produciendo gas de vertedero.

## **EFLUENTES SÓLIDOS, LÍQUIDOS Y GASEOSOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO TÉRMICO DE FRACCIÓN RESTO DE RSU**

### **EMISIONES GASEOSAS**

En la incineración de RSU se generan diversos contaminantes: partículas, cloruro de hidrógeno (HCl), fluoruro de hidrógeno (HF), dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y en condiciones de deficiente combustión, monóxido de carbono (CO) y compuestos orgánicos, entre los que se encuentran dioxinas y furanos. Asimismo, se volatilizan metales pesados que salen en forma de diferentes compuestos (principalmente cloruros). La mayoría condensa sobre las partículas salvo el mercurio, que es el más problemático y permanece en fase gaseosa.

Para minimizar las emisiones se actúa de tres maneras. Una primera son los pretratamientos, que permiten retirar residuos que vayan a dar lugar a aumentos significativos de las emisiones de determinados contaminantes (PVC, tubos fluorescentes). Sin embargo, una medida más importante es llevar a cabo la operación en unas condiciones que permitan asegurar una combustión de calidad; en este sentido, el control de la temperatura, tiempo de residencia y turbulencia (“las 3 tes”) son fundamentales y por ley se exige que los gases alcancen  $850\text{ }^\circ\text{C}$  durante 2 segundos al menos, con el fin de destruir las dioxinas del residuo. Bajo estas condiciones los niveles de concentración de los diferentes contaminantes (en especial los orgánicos) se reducen de manera considerable. No obstante, para cumplir los límites exigidos por el RD

653/2003 es necesario disponer de un sistema de limpieza de gases, que suele constar de varios dispositivos, lo que permite alcanzar concentraciones bien por debajo de los niveles exigidos.

Los contaminantes asociados a los métodos alternativos son en buena parte los mismos que los asociados a incineración, ya que en la mayoría de los casos se queman los productos obtenidos. No obstante, antes de la combustión se forman en algunos casos otros contaminantes (alquitranes, sulfuro de hidrógeno, amoníaco, ácido cianhídrico) que pueden afectar a efluentes líquidos y sólidos. Algunos de estos contaminantes se destruyen en la combustión o en la antorcha de plasma.

Los niveles de emisión en incineración (también aplicables a los métodos alternativos) se encuentran regulados en el RD 653/2003. Esta estricta normativa permite asegurar unas bajas concentraciones de emisión, que permiten minimizar la inmisión correspondiente. De hecho se estima que los niveles de inmisión conseguidos en plantas de incineración modernas que cumplen con la legislación son de al menos un orden de magnitud (10 veces) inferiores que los identificados como causantes de afección ambiental. Además, la incineración se encuentra sometida a la normativa IPPC, lo que obliga a utilizar las Mejores Técnicas Disponibles (MTDs), que permiten alcanzar unos determinados niveles de emisión.

## RESIDUOS SÓLIDOS

En la incineración de RSU se generan residuos sólidos de diferente naturaleza: escorias, que son los materiales no combustibles que quedan en el horno; partículas que son arrastradas desde con los gases de combustión (cenizas de caldera y cenizas volantes), así como sólidos que quedan tras someter los gases a tratamiento (residuos de tratamiento de gases). Las características de estos residuos sólidos son diferentes, ya que su composición es diferente.

Las escorias suponen un 20 – 30% en peso del residuo incinerado, están formadas principalmente por materiales no combustibles y contienen una cierta cantidad de metales. La escorias no suelen considerarse un residuo peligroso y o bien se llevan al vertedero de no peligrosos o bien se valorizan (reciclaje). De cara a la valorización como subbase en construcción de carreteras o en otras aplicaciones (materiales de construcción) es importante el contenido en metales de sus lixiviados, en los que el más problemático es el cobre. Para mejorar las características de las escorias se pueden someter a diferentes tratamientos: recuperación de metales, clasificación por tamaños (con trituración), envejecimiento (3 meses en pilas), tratamiento húmedo. El tratamiento húmedo es el más novedoso y permite obtener agregados con buenas características de lixiviación que cumplen la normativa flamenca de materiales de construcción (VLAREA), con lo que se consigue la valorización de escorias y la minimización de residuos a llevar a vertedero. En el correspondiente informe se incluye un *case study* de la planta de incineración de Indaver cerca de Amberes (Bélgica), donde se aplica este método húmedo de tratamiento.

Las cenizas volantes, cenizas de caldera y residuos de tratamiento de gases contienen dioxinas, furanos y metales pesados, por lo que deben tratarse como un residuo peligroso y han de llevarse a depósito de seguridad. En función del tipo de tratamiento

de gases (seco, húmedo) la cantidad generada será mayor o menor (se estima entre un 5% y un 10% en peso). En cuanto a la lixiviación, el plomo y el zinc son los metales más problemáticos. Antes de llevarlas a depósito de seguridad, las cenizas y residuos de tratamiento de gases se pueden introducir en *big bags* o bien pueden someterse a una solidificación-estabilización con diferentes reactivos (típicamente cemento). Con la solidificación-estabilización con cemento se consigue reducir la lixiviación de metales con bajo coste, pero aumenta el peso y volumen de residuo a depositar. En algunos países (Holanda), las cenizas se valorizan mediante mezcla con asfalto para lograr su encapsulación.

En cuanto a los residuos sólidos de los métodos alternativos, se tratan dos principalmente:

- *Char de pirólisis*. Es un material sólido carbonoso con buenas propiedades de lixiviación, pero que en muchas ocasiones se incinera debido a su poder calorífico. No se recomienda su posible valorización como combustible alternativo al carbón, debido a su elevado contenido en metales pesados (20% a 30% superior al de las escorias de incineración) y cloro. Sin embargo, se puede utilizar como agente reductor del zinc.
- *Slag*. En este estudio se denomina de esta manera a los materiales no combustibles vitrificados (fusión y posterior enfriamiento) que se generan en algunos métodos de gasificación y en el tratamiento con plasma. Su principal característica es la notable reducción de volumen con respecto al residuo original y las buenas propiedades de lixiviación (encapsulación de metales). Este slag se puede utilizar como agregado en construcción de carreteras e ingeniería civil.

## EFLUENTES LÍQUIDOS

En muchos casos los diferentes efluentes líquidos de las plantas de tratamiento térmico se pueden recircular y reutilizar, disminuyendo de manera importante el caudal vertido. También es posible tener plantas que no generen efluentes líquidos (*waste water free*).

El principal efluente líquido de las plantas de tratamiento térmico son las aguas de lavado húmedo en el caso de que se utilice para la limpieza del gas de combustión (o el gas de síntesis en algunas plantas de gasificación y plasma). En incineración el lavado húmedo se lleva a cabo en dos etapas, una en la que se absorbe el HCl y HF (y también mercurio iónico), en la que el pH del efluente es bastante bajo y una segunda etapa en la que se absorbe el SO<sub>2</sub> y en la que el pH es neutro. Es importante que la operación se haga en las condiciones adecuadas para evitar o minimizar la presencia de contaminantes orgánicos.

En general estos efluentes se han de someter a un tratamiento físico-químico para su neutralización y para la eliminación de los metales (mediante hidróxidos o utilizando sulfuros), lo que va a permitir cumplir los límites de vertido establecidos en el RD 653/2003. Del tratamiento de los efluentes de lavado se pueden recuperar sales (yeso, NaCl), pero para ello es necesario un tratamiento de ambas corrientes por separado. El

efluente tratado se puede verter o se puede recircular al proceso para la refrigeración, con lo que se evapora y puede dar lugar a plantas libres de efluentes.

Los lixiviados de los residuos sólidos del tratamiento son otro importante efluente y presentan las sales solubles y los metales pesados como principales contaminantes, que es necesario controlar, así como los contaminantes orgánicos. Estas aguas de escorias y cenizas se suelen recircular en el apagado de escorias, pero de vez en cuando es necesario realizar descargas tras un tratamiento. Existen otros efluentes líquidos en plantas de tratamiento térmico aparte de los de lavado: aguas de caldera, aguas de apagado de escorias, pluviales, aguas de limpieza, condensados de chimenea, aguas sanitarias, etc.

En plantas de gasificación y plasma en la limpieza del gas de síntesis pueden aparecer otros contaminantes diferentes a los de incineración (amoníaco, cianuros, sulfuro de hidrógeno). En el presente informe se incluyen varios esquemas de tratamiento de los diferentes efluentes líquidos de plantas de tratamiento térmico (incineración y métodos alternativos), así como descripciones detalladas de cada método

## **EFFECTOS DE LAS EMISIONES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO TÉRMICO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RSU**

### **ASPECTOS TOXICOLÓGICOS Y DE SALUD PÚBLICA**

Como consecuencia de algunos episodios sucedidos en el pasado siglo con las primeras incineradoras se pudo comprobar que los contaminantes atmosféricos (entre los que se incluyen algunos de los emitidos en plantas de tratamiento térmico) tienen efectos negativos sobre la salud humana. Las vías de entrada de los contaminantes al cuerpo humano pueden ser mediante inhalación o mediante ingesta de agua y/o alimentos. El efecto de los contaminantes sobre la salud humana depende de la naturaleza del compuesto y sobre todo de su concentración; de esta manera, la OMS establece una serie de valores a partir de los cuales los contaminantes empiezan a tener efectos negativos sobre la salud.

Los óxidos de azufre y nitrógeno, así como las partículas causan problemas respiratorios. En cuanto a los metales pesados, sus efectos dependen en gran medida de la naturaleza del compuesto y sobre todo de su concentración. Muchos de ellos son acumulativos (se acumulan en tejidos y en la cadena alimentaria) y los efectos son muy variados en función del metal. En el presente informe se han estudiado el mercurio, plomo, cadmio, arsénico y níquel.

Las dioxinas y furanos son quizás los contaminantes asociados a tratamientos térmicos que mayor alarma suscitan. Son compuestos acumulativos, tóxicos y están considerados como probable carcinógeno. Se ha demostrado que la principal vía de entrada de las dioxinas en el cuerpo humano es a través de los alimentos (90%), por lo que la vía respiratoria no es tan importante y por tanto sería necesario controlar las cantidades de estos contaminantes presentes en los alimentos.

Se han estudiado diferentes casos de exposiciones a concentraciones muy elevadas (Vietnam, Seveso) de dioxinas, y se han observado importantes efectos tóxicos

(cloracné). Sin embargo, la exposición a bajos niveles (ingesta de pequeñas cantidades) de dioxinas a largo plazo no ha puesto de manifiesto ningún resultado claro y fiable sobre la salud. Aunque en un principio se creía que eran compuestos artificiales, se ha demostrado que se forman en procesos naturales (incendios, volcanes) y se encuentran por tanto muy distribuidos.

## **EFFECTOS EN LOS SUELOS**

Las emisiones de la planta de tratamiento térmico (incineración y métodos alternativos, ya que se vio que los contaminantes son los mismos) de fracción resto de RSU pueden ocasionar de manera potencial una serie de efectos en los suelos.

El primero de ellos es la acidificación, debida a la lluvia ácida, causada por los NO<sub>x</sub> y el SO<sub>2</sub>. El efecto acidificante también lo pueden ocasionar el NH<sub>3</sub>, el HCl y el HF. La acidificación supone una pérdida progresiva de la capacidad del suelo de neutralización de ácidos, hasta llegar un punto en que puede producirse un descenso del pH, lo que también puede afectar a las aguas (lixiviación de metales). Asimismo se producen modificaciones en las características del suelo (sustitución por H<sup>+</sup> de los cationes de los minerales). Los NO<sub>x</sub> son los gases que tienen un mayor impacto sobre el suelo, puesto que quedan nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) libres que pueden ser arrastrados e ir a parar a las aguas. Sin embargo, los sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) se retienen mejor y el efecto del SO<sub>2</sub> no es tan acusado. La lluvia ácida además puede causar daños a los vegetales, aunque los eucaliptos son una de las especies menos sensibles a estos efectos.

Entre otros efectos diferentes al de la acidificación se puede mencionar también el de la eutrofización debida a compuestos de nitrógeno, que causa un desequilibrio debido al desarrollo excesivo de ciertas especies. Por otro lado, los metales pesados se acumulan en los suelos y se pueden transformar, pero sus efectos tóxicos van a depender en gran medida de su biodisponibilidad. En las emisiones de una planta de tratamiento térmico también están presentes compuestos orgánicos, algunos de ellos (PAHs, dioxinas) recalcitrantes, es decir, de difícil degradación biológica. Estos compuestos orgánicos se acumulan en los suelos, no obstante, existen determinadas reacciones que pueden facilitar su degradación biológica.

Los efectos de los contaminantes sobre los suelos dependen en gran medida de la sensibilidad del suelo y de su capacidad de hacer frente a episodios de acidificación. Los efectos dependen del tipo de suelo así como de la cantidad y concentración de contaminantes recibida (la meteorología también cumple cierto papel). Se ha llevado en este informe un estudio sobre los tipos de suelos presentes en el entorno de una hipotética planta (La Zoreda), para lo cual se han extrapolado datos de suelos de Galicia similares. El resultado es que los suelos del entorno están bien protegidos frente a la acidificación y son poco sensibles a la eutrofización. En cuanto a los metales pesados, la ausencia de datos del contenido en metales pesados en suelos de Asturias no ha permitido llevar a cabo la estimación de efectos; no obstante, en algunas ocasiones los Niveles Genéricos de Referencia para algunos metales empleados en la catalogación de suelos como contaminados, son inferiores al contenido en metales pesados presentes de manera natural. En cuanto a compuestos orgánicos recalcitrantes, los bajos niveles de emisión exigidos por ley a este tipo de plantas hacen que los efectos sean insignificantes.

Por tanto se ha llegado a la conclusión que las actividades de gestión de residuos que se llevan a cabo en la actualidad en La Zoreda tienen un mayor impacto sobre los suelos del entorno de lo que tendría una planta de incineración. Asimismo, utilizando las tecnologías actuales de combustión y limpieza de gases, se dan buenas condiciones para evitar alteraciones importantes en el entorno, dada la baja sensibilidad de los suelos de la zona. Asimismo, es necesario controlar la calidad del aire, el agua, los suelos y la biota para detectar cualquier desviación de las condiciones técnicas del proceso.

## CONCLUSIONES FINALES

- Al final de cada uno de los 7 informes se incluye un apartado en el que se indican las conclusiones específicas de cada uno de ellos.
- Antes de llevar a cabo otro tipo de tratamiento (incineración, métodos alternativos) debe reducirse la producción de residuos y valorizarlos mediante reutilización y reciclaje; en el caso de la fracción orgánica, es necesaria una recogida selectiva para la producción de biogás (biometanización) y/o compost.
- La incineración es un método de tratamiento de residuos con una tecnología muy experimentada (se realiza desde hace más de 100 años) y contrastada. Si se lleva a cabo de manera adecuada con unas buenas condiciones de combustión (temperatura > 850 °C, 2 segundos) y aplicando de manera adecuada las técnicas de limpieza de gases, se consigue cumplir con los límites de emisión (RD 653/2003) y que la operación sea segura desde el punto de vista medioambiental.
- La incineración sólo se debe aplicar a la fracción resto que no haya podido ser recuperada o valorizada mediante reducción, recuperación, reciclaje, biometanización y compostaje. Dentro de esta fracción resto se pueden incluir también los rechazos del tratamiento de otro tipo de residuos (lodos de depuradora, fracción orgánica) cuyas características (metales, restos de plásticos) no permiten otro tipo de valorización (compostaje).
- En las plantas de incineración actuales se lleva a cabo una valorización energética de los residuos con producción de electricidad, por lo que este tipo de plantas se pueden considerar como centrales termoeléctricas. En algunos países (Dinamarca) la electricidad generada a partir de residuos es hasta un 15% de la producción total, lo que supone una revalorización de los residuos y una disminución en el consumo de combustibles fósiles como el gas y el carbón.
- Los vertederos son la última opción en la gestión de residuos y cada vez se ven menos favorecidos en la legislación debido a las restricciones en cuanto a los materiales que pueden depositarse y a la jerarquía de gestión de residuos. Asimismo, conllevan un gran impacto medioambiental, ya que además de hacer desaparecer valles enteros, el control de sus emisiones (lixiviados, gases de vertedero) presenta dificultades, incluyendo la gestión postclausura. Por otro lado, las emisiones de metano contribuyen grandemente al aumento del efecto invernadero, lo que está en contra de las normativas de la UE.

- Los métodos alternativos (pirólisis, gasificación, plasma), no se encuentran todavía contrastados. A pesar de que algunos de ellos presentan ciertos aspectos positivos, la falta de experiencia a gran escala limita su aplicación. Asimismo, el riesgo (técnico, económico y medioambiental) asociado a este tipo de métodos es notablemente superior al de la incineración.



# **INTRODUCCIÓN**



## INTRODUCCIÓN

En la actualidad la empresa COGERSA realiza la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) generados en Asturias en el Centro de Tratamiento de Residuos de Asturias, situado en el Valle de la Zoreda, en la zona central de Asturias, al que llegan los residuos de los 78 ayuntamientos de Asturias. El destino de los residuos urbanos que no se pueden valorizar por otros métodos es el vertedero controlado de residuos no peligrosos, que está en funcionamiento desde el año 1986. A lo largo de estos años se han ido depositando en este vertedero los residuos no peligrosos, pero dicho vertedero está próximo al límite de su capacidad. Se prevé que, al actual ritmo de producción de residuos, el vertedero de la Zoreda se llene por completo en el año 2015, por lo que es necesario decidir cuál va a ser el esquema principal de gestión de los residuos antes de dicha fecha.

El vertedero se encuentra situado en el centro de Asturias, lo que permite optimizar los costes de transporte. Si el vertedero se colmata, la posibilidad de construir uno nuevo no sólo causaría problemas graves desde el punto de vista medioambiental (destrucción de valles), sino también de tipo económico, al incrementarse los costes de transporte desde los lugares de origen hasta el vertedero. Debido a la colmatación del vertedero de la Zoreda y a la necesidad de una actuación antes de que se produzca ésta, se ha planteado la reducción, la reutilización y el reciclaje como métodos fundamentales para la gestión de los residuos, tal y como indica la legislación. Es necesario hacer especial incidencia en la reutilización y el reciclaje, ya que permiten valorizar los residuos al entrar de nuevo en el ciclo productivo, lo que supone un ahorro de materias primas y energía. Para que el reciclaje tenga éxito es imprescindible la colaboración ciudadana, que a través de la separación en origen de los residuos domiciliarios permite la recogida selectiva de los mismos. En la actualidad se recoge de manera selectiva papel, cartón, vidrio y envases. Sin embargo, aunque se incrementara notablemente la cantidad de materiales recuperados mediante recogida selectiva, aún quedarían muchos materiales no reciclables, por lo que sería necesario buscar una forma adecuada de gestionarlos.

También es posible el aprovechamiento de los residuos orgánicos mediante tratamientos biológicos como la *biometanización* y/o el *compostaje*. No obstante, el correcto funcionamiento de estos dos métodos requiere la recogida selectiva de materia orgánica, puesto que si se tratan los residuos tal cual llegan aparecen graves problemas de operación (paradas de los digestores, baja calidad del compost, etc.).

## LA FRACCIÓN RESTO DE RSU EN ASTURIAS

Aun llevando a cabo una reducción, reutilización, reciclaje, biometanización y compostaje, todavía permanece una fracción de los RSU que es necesario gestionar. A esta problemática fracción se le denomina *fracción resto de RSU*, y es el punto de referencia de todo este estudio, puesto que los métodos mencionados no permiten resolver completa e integralmente la gestión de residuos ni el principal problema de dicha gestión en Asturias: la colmatación del vertedero de la Zoreda.

La cantidad de fracción resto de RSU a tratar, va a variar en función de diferentes parámetros entre los cuales se pueden mencionar:

- Generación de residuos
- Recogida selectiva de diferentes fracciones
- Separación de materiales en los residuos

En las estimaciones que se han hecho para obtener la cantidad de fracción resto que será necesario tratar en Asturias en 2015 se han hecho varias suposiciones muy optimistas:

- Se ha supuesto que la **cantidad** de residuos urbanos y residuos industriales, comerciales e institucionales asimilables a urbanos **va a permanecer constante** e igual a la de 2007 (478 000 t/a y 118 000 t/a respectivamente).
- No se han tenido en cuenta en ningún caso otro tipo de residuos que en la actualidad está recibiendo COGERSA en el vertedero de no peligrosos. Un ejemplo importante son los lodos de depuradora. Para este estudio **sólo se han tenido en cuenta los residuos urbanos y asimilables**. Se estima que la cantidad de lodos de depuradora a tratar en 2015 serían 135 000 t/a, que se transformarían en 34 000 t/a si se eliminase la humedad.
- Se ha supuesto que las plantas de **recogida selectiva** van a estar a **plena capacidad**, lo que supone **incrementar casi un 80% las tasas de recogida selectiva de 2007**, con unos rechazos del 20% para envases, 2% para papel y cartón y 0% para vidrio.
- Se ha supuesto que la tasa de recuperación de materiales para reciclaje en la planta de tratamiento de la basura bruta (250 000 t/a de capacidad) es del 7% (lo habitual es 5% y el máximo es de 10%).
- Se ha supuesto que se va a **recoger selectivamente materia orgánica y que se llegará a la capacidad prevista**, tanto en la primera fase (30 000 t/a) como en la segunda (60 000 t/a), con unos rechazos del 5%.
- En el escenario más optimista se ha considerado que se logra reducir en un 80% el peso de la materia orgánica en los residuos tratados (la materia orgánica supone un 40% del peso total del residuo) en la planta de tratamiento de la basura bruta. Esta reducción se puede deber a que se envíe la materia separada a compostaje y también a pérdida de humedad.

En las Fig. 1 y 2 se pueden apreciar las estimaciones de fracción resto de RSU. En el escenario menos optimista (Fig.1) la cantidad está en torno a **520 000 t/a sin incluir los lodos de depuradora y otros residuos**, mientras que en el escenario más optimista la cantidad se reduce hasta unas **410 000 t/a sin incluir lodos de depuradora y otros residuos**.

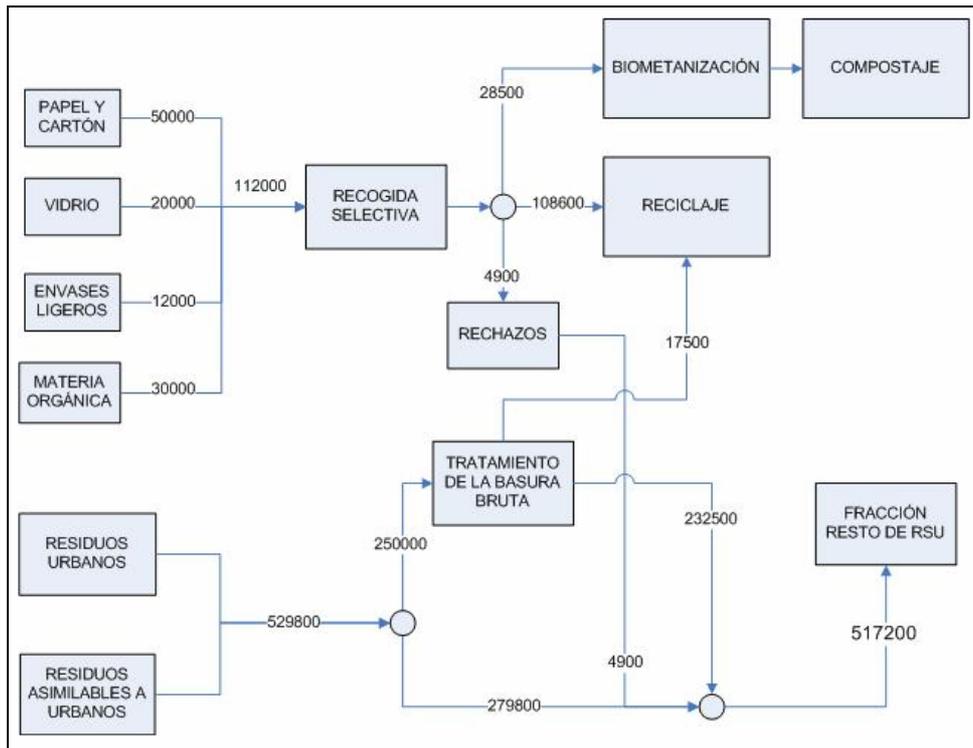


Figura 1. Fracción resto de RSU estimada para Asturias en 2015 en el escenario menos optimista

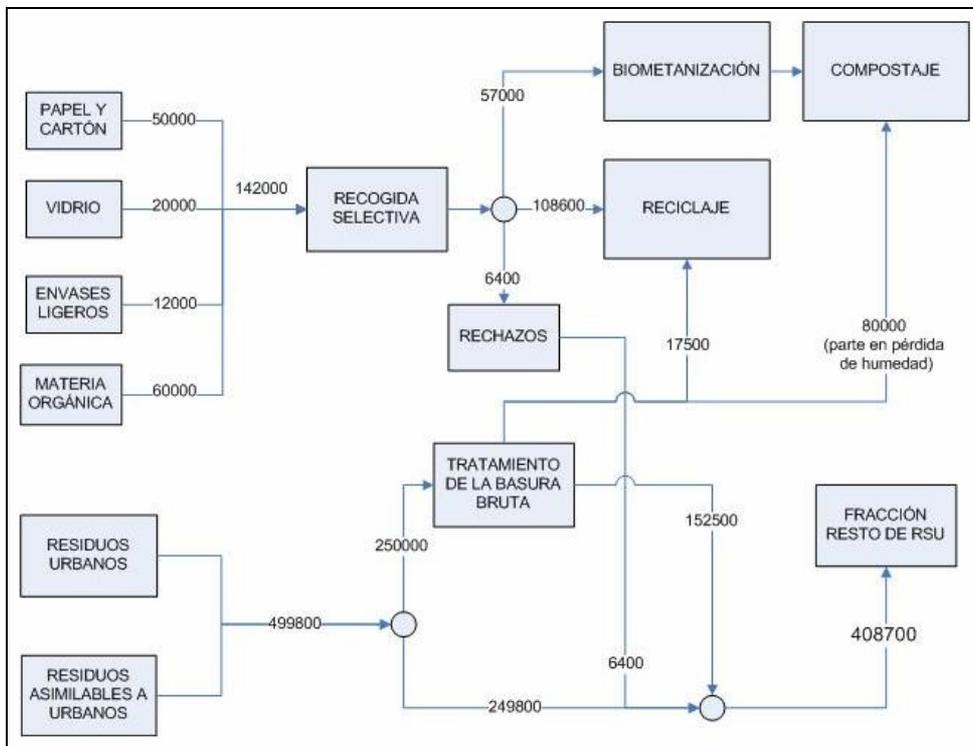


Figura 2. Fracción resto de RSU estimada para Asturias en 2015 en el escenario más optimista

## ESTRUCTURA DEL ESTUDIO

Se considera que las alternativas de tratamiento estudiadas se aplican a la fracción resto de RSU y no al total de los RSU. Tradicionalmente se ha planteado una disyuntiva para este tratamiento entre el vertido controlado y la incineración con recuperación energética. En la Legislación existe una jerarquía de tratamiento que antepone la valorización energética a la eliminación en vertedero, por ese motivo en Asturias se ha planteado como alternativa al vertedero la incineración con recuperación energética.

Sobre el proceso de incineración se ha elaborado un amplio estudio por parte del Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Oviedo (*Estudio Técnico y Medioambiental de la Incineración de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Asturias*). No obstante, a pesar del detalle de dicho estudio, aún quedaban algunos aspectos por completar relativos a temas mencionados en él que han suscitado interés, así como la existencia de técnicas de tratamiento (algunas de ellas bastante novedosas) alternativas a la incineración y por supuesto al vertido de la fracción resto de RSU. Asimismo, se ha planteado la necesidad de abordar el tema del tratamiento de la fracción resto el punto de vista de diferentes disciplinas científicas y técnicas.

Por estas razones se ha planteado este *Estudio Multidisciplinar sobre Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Asturias*. El estudio se compone de 7 informes a cargo de expertos en diversas disciplinas pertenecientes a diferentes universidades de España y de la UE en los que se abordan 7 temas relacionados con el tratamiento de la fracción resto. Los 7 temas podrían clasificarse en 3 bloques: 2 informes corresponden a las diferentes alternativas existentes a la incineración; 3 informes tratan las emisiones (sólidas, líquidas y gaseosas) de las plantas de incineración y de métodos alternativos; y finalmente 2 informes evalúan los efectos de estas emisiones. A continuación, se indica un resumen del contenido de dichos informes:

- *Métodos de tratamiento de la fracción resto alternativos a incineración y vertedero.* Este informe ha sido realizado en el Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Oviedo. En el mismo se exponen las alternativas existentes en la actualidad para el tratamiento de la problemática fracción resto que difieren de la disyuntiva incineración-vertedero (pirólisis, gasificación, plasma). Se ha abordado esencialmente desde un punto de vista práctico, teniendo en cuenta el grado de desarrollo a escala industrial de las diferentes técnicas en la actualidad y teniendo en cuenta la cantidad estimada de fracción resto a tratar en Asturias en el año 2015.
- *Emisiones y lixiviados en vertederos controlados.* Este informe ha sido realizado por D. Pedro Antonio García Encina, catedrático de Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Valladolid. El objetivo de este informe es completar los métodos de tratamiento con el vertido controlado, de manera que se pueda establecer una comparación con el resto de métodos aun sabiendo que por ley es la última opción. Se explican las emisiones gaseosas, los lixiviados y demás aspectos relacionados con los vertederos controlados.

- *Emisiones gaseosas en plantas de tratamiento de la fracción resto.* Este informe ha sido elaborado por D. Manuel Bao Iglesias, catedrático emérito de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Compostela. Trata de manera detallada sobre las diferentes emisiones gaseosas originadas en las plantas de incineración así como datos de emisiones en las plantas de los métodos alternativos.
- *Residuos sólidos de tratamiento de la fracción resto.* Este informe ha sido elaborado por D. Carlo Vandecasteele, catedrático de Ingeniería Química en la Universidad Católica de Lovaina (Bélgica) y uno de los expertos a nivel internacional en escorias y cenizas de incineración de RSU. En el informe se exponen diferentes opciones de tratamiento de escorias y cenizas de incineración, así como las opciones existentes para su aprovechamiento basándose en la experiencia adquirida en Flandes durante años. También se incluye un apartado relativo a los residuos sólidos generados en los métodos alternativos.
- *Efluentes líquidos.* Este informe ha sido elaborado por D. Antonio Gutiérrez Lavín, profesor de la Universidad de Oviedo y con una amplia experiencia en depuración de aguas y tratamiento de efluentes líquidos. El informe trata sobre las diferentes corrientes líquidas residuales generadas en una planta de incineración y sobre lixiviados generados por los residuos sólidos de tratamiento de fracción resto, indicando las posibles opciones de tratamiento.
- *Aspectos toxicológicos y de Salud Pública.* Este informe ha sido elaborado por dos expertos en Medicina Preventiva de la Universidad de Oviedo: D. Antonio Cueto Espinar y D. Radhamés Hernández Mejía. Este informe trata, desde un punto de vista toxicológico, de los efectos sobre la salud de las emisiones asociadas a plantas de tratamiento de la fracción resto, haciendo especial incidencia sobre los contaminantes que suscitan mayor atención.
- *Efecto sobre suelos de las emisiones de plantas de tratamiento de la fracción resto.* Este informe ha sido elaborado por D. Felipe Macías Vázquez, catedrático de Edafología de la Universidad de Santiago de Compostela. En este informe se indican los principales contaminantes que pueden tener algún efecto sobre las propiedades de los suelos así como su impacto. Posteriormente se analizan los diferentes tipos de suelos del entorno de La Zoreda indicando sus características y el grado de protección frente a impactos.





**UNIVERSIDAD DE OVIEDO**

**Departamento de Ingeniería Química  
y Tecnología del Medio Ambiente**

**PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias**

**COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados**

*Métodos de tratamiento de la  
fracción resto de residuos  
sólidos urbanos (RSU)  
alternativos a la incineración y  
el vertedero*

Pr. Dr. D. José Coca Prados

Miguel Ángel Suárez Valdés

**OVIEDO**



# MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RSU ALTERNATIVOS A LA INCINERACIÓN Y EL VERTEDERO

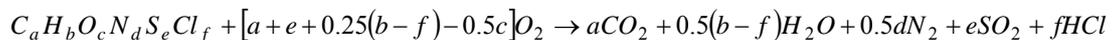
## 1. INTRODUCCIÓN

Para el tratamiento de la fracción resto de residuos urbanos existen diferentes opciones. Las dos más utilizadas son la incineración y el vertedero controlado, pero existen otros métodos alternativos que no se encuentran desarrollados en igual medida. Por supuesto, dentro de la propia definición de fracción resto se entiende que dichos métodos alternativos no van a ser ni reciclaje ni métodos biológicos, puesto que los materiales adecuados para dichos métodos de gestión se supone que ya han sido separados y por tanto no se encuentran presentes en la mencionada fracción resto. Por tanto, los métodos alternativos son fundamentalmente métodos térmicos conocidos, que se aplican a otro tipo de materiales (carbón, biomasa), pero también se pueden utilizar con la fracción resto de RSU. Los tres principales métodos alternativos son los siguientes:

- Pirólisis
- Gasificación
- Gasificación con plasma

Los tres son métodos térmicos y buscan una valorización del residuo, ya sea energética o material. Estos métodos han alcanzado un mayor grado de desarrollo en Japón que en Europa, debido en gran medida a la escasez de terreno para el vertido de residuos sólidos.

En primer lugar es necesario establecer como referencia la reacción de combustión:



La proporción de oxígeno (O<sub>2</sub>) indicada en la reacción es la denominada estequiométrica. En función de las proporciones de oxígeno con que se pone en contacto el residuo se puede hablar de tres procesos diferentes [1]:

- *Incineración.* La proporción de O<sub>2</sub> es igual o superior a la estequiométrica, por lo que en teoría debería tener lugar la reacción de combustión.
- *Pirólisis.* Tiene lugar cuando se somete el residuo a temperaturas elevadas en ausencia total de O<sub>2</sub>.
- *Gasificación.* La proporción de O<sub>2</sub> es inferior a la estequiométrica. Debido a ello van a tener lugar otro tipo de reacciones que van a dar lugar a compuestos orgánicos intermedios.

La incineración es la combustión del residuo en un horno en presencia de un exceso de aire (que suele aportarse en dos etapas) que ayuda a que la reacción tenga lugar. La incineración es un método de gestión de RSU ampliamente utilizado en Europa (junto a los vertederos) y el método de valorización energética de RSU más habitual. La incineración de RSU ha sido ampliamente estudiada en el informe *Estudio Técnico* y

*Medioambiental de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Asturias* [2], destacando entre los temas descritos los métodos de limpieza de gases y las dioxinas.

## 2. PIRÓLISIS

### 2.1 CONCEPTOS GENERALES

La pirólisis es un proceso químico en el que se obtienen diferentes productos al someter un material orgánico o con elevado contenido en carbono a elevadas temperaturas en ausencia de oxígeno. Se utiliza habitualmente en la producción de coque a partir de carbón; sin embargo, es posible también el tratamiento de la fracción resto de los RSU mediante este método.

Al calentar el residuo en total ausencia de  $O_2$ , la materia orgánica se descompone y se obtienen tres fracciones cuya proporción depende de la composición del residuo, de la temperatura y de las condiciones en que se haya producido el tratamiento:

- *Gas de pirólisis*. Se trata de un gas con compuestos volátiles de elevado poder calorífico. En él están presentes  $CO$ ,  $CO_2$ ,  $H_2$ ,  $CH_4$ ,  $C_2H_6$ ,  $C_3H_8$  y también  $C_2H_4$ ,  $C_3H_6$ ,  $C_4H_8$  y  $C_4H_6$  y otros hidrocarburos gaseosos de elevado peso molecular. [3].
- *Aceite de pirólisis*. Esta fracción está constituida por compuestos orgánicos condensables que forman unos aceites con un elevado poder calorífico y en teoría pueden utilizarse como combustible.
- *Residuo sólido carbonoso*. Este material con elevado contenido en carbono puede adoptar diferentes formas, en función de las condiciones y el material pirolizado: *char*, coque u hollín (*soot*). El residuo sólido carbonoso que se obtiene en la pirólisis de RSU o de su fracción resto se suele denominar *char*.

#### 2.1.1 Parámetros de operación

En la Fig.1 se muestra un esquema de los diferentes productos que se pueden obtener mediante pirólisis del residuo en diferentes condiciones de operación. Los parámetros de operación que determinan los productos que se forman en la operación de pirólisis son los siguientes [4]:

- *Velocidad de calentamiento*. En general cuando el calentamiento del residuo se realiza lentamente se favorece una elevada proporción de fracción sólida, mientras que cuando se realiza de manera rápida se favorece el aumento en las proporciones de fracciones volátiles (líquidos y gases). El calentamiento rápido provoca que el tiempo de residencia de los alquitranes a temperaturas intermedias sea bajo. Se producen reacciones de craqueo a elevada temperatura que favorecen la formación de gases.
- *Tamaño de partícula*. Tiene una gran influencia sobre la velocidad de calentamiento, ya que en función de la conductividad calorífica de las

mismas, para partículas de tamaño grande la velocidad de transmisión de calor disminuye y se forman perfiles de temperatura. Por tanto, si la velocidad de calentamiento es elevada, se favorece la formación de líquidos en el interior de las partículas. Cuanto más pequeña sea la partícula, mejor será la transferencia de calor y por tanto se formarán mayores proporciones de gases.

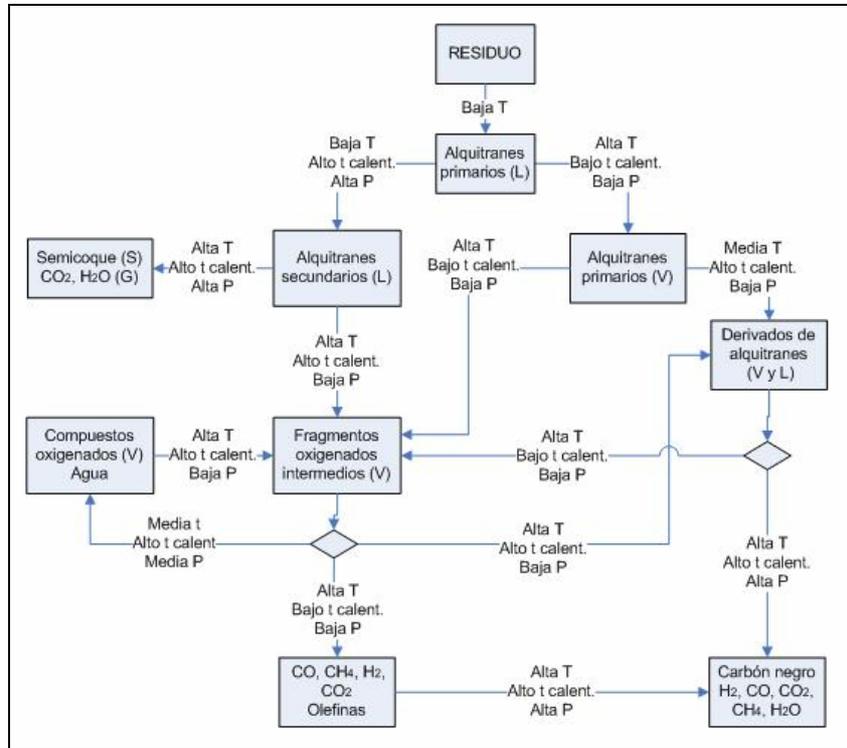


Figura 1. Diferentes vías de obtención de productos mediante pirólisis [4]

- *Tiempo de residencia del gas y de las partículas.* Un tiempo de residencia elevado de una fracción para unas condiciones determinadas permite favorecer las reacciones que se produzcan en ellas.
- *Temperatura.* Las temperaturas elevadas favorecen las reacciones de craqueo (en especial si el calentamiento es rápido y el tiempo de permanencia elevado) y gasificación (reacción del residuo carbonoso con vapor de agua de la humedad) que favorecen la producción de gas *in situ* (CO, H<sub>2</sub> y otros gases). La temperatura también influye en la composición de las fracciones. De esta manera, las relaciones H:C y O:C en los alquitranes disminuyen con la temperatura, mientras que para la fracción sólida se produce un aumento en la proporción de C a elevadas temperaturas, lo que le proporciona un mayor poder calorífico y una estructura microporosa (menor resistencia mecánica)
- *Tipo de reactor.* El diseño del reactor determina la transferencia de calor por conducción convección y radiación, y depende del tamaño de partícula disponible. No obstante, en la pirólisis de fracción resto de RSU siempre se suele utilizar un horno rotatorio.

- *Otros.* Presión y presencia de sustancias de actividad catalítica

En función de la fracción de mayor interés se pueden aplicar las condiciones de operación más adecuadas, que se indican en la Tabla 1.

Tabla 1. Condiciones de operación para la pirólisis en función de la fracción deseada [4]

Fracción	Temperatura	Velocidad de calentamiento	Tiempo de residencia	de	Reactor ideal
Gas	Elevada	Rápida			Lechos fluidizados
Líquido	Baja	Rápida	Bajo para el gas		Lechos fluidizados
Sólido	Baja	Lenta	Elevado para las partículas		Hornos rotatorios Hornos de apilamiento Cintas transportadoras

## 2.2. FRACCIONES DE PIRÓLISIS

### 2.2.1 Gas de pirólisis

Como se ha indicado anteriormente, la composición del gas depende en gran medida de las condiciones en que se lleva a cabo la pirólisis. Si la velocidad de calentamiento y la temperatura son elevadas, se favorece que la materia orgánica se volatilice y que por tanto las proporciones de gas sean mayores.

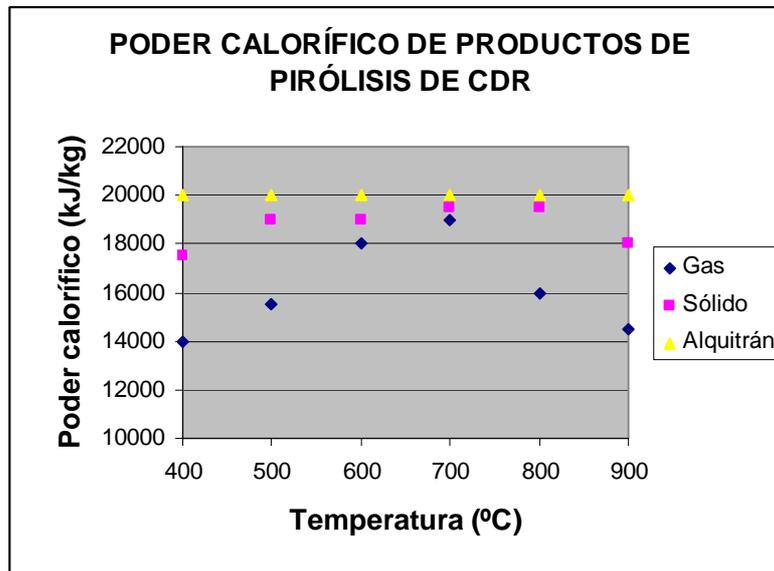


Figura 2. Variación del poder calorífico de las fracciones de pirólisis de CDR con la temperatura [5]

El poder calorífico del gas de pirólisis depende de los gases combustibles presentes. Para temperaturas superiores a 700 °C se obtiene un gas combustible dotado de un poder calorífico entre 14.5 y 16.0 MJ/Nm<sup>3</sup>, mientras que para temperaturas iguales o inferiores se obtiene en cambio, un gas combustible rico en hidrocarburos con un poder calorífico

más elevado (entre 14.0 y 19.0 MJ/Nm<sup>3</sup>) [5]. Por otro lado, a partir del análisis del gas obtenido a 720 °C a las velocidades de calentamiento de 5, 20, 40 y 80 K/min se obtienen valores de poder calorífico de 13.9, 14.9, 17.7, 18.0 MJ/m<sup>3</sup> [3]. En general se puede afirmar que el poder calorífico del gas estará entre los 14 y 19 MJ/Nm<sup>3</sup>, como se aprecia en la Fig.2 [4]. La composición de dicho gas de pirólisis obtenido en diferentes condiciones se explica de manera más detallada en el informe sobre emisiones gaseosas (Bao).

Este gas se puede gestionar de dos maneras diferentes:

- *Combustión*. Debido a su elevado poder calorífico se quema para producir energía en la cámara de combustión. Se trata de la opción más habitual en las plantas de pirólisis en Europa. Su beneficio frente a la incineración convencional es que se necesita un menor exceso de aire, con lo que el tratamiento de gases de combustión puede realizarse con equipos más pequeños.
- *Gasificación*. Esta opción tiene lugar en determinados métodos de gasificación en los que se lleva a cabo una pirólisis previa. La aplicación de un agente de gasificación (en general para gasificar el sólido) para obtener un gas de síntesis hace que aumente la proporción de CO y H<sub>2</sub> respecto a la del gas de pirólisis original. Esta opción se analiza en más detalle en el apartado correspondiente a gasificación.

### 2.2.2 Aceite de pirólisis

La fase líquida obtenida mediante condensación consta a su vez de dos fases: una fase acuosa y una fase aceitosa viscosa que es necesario separar. Una forma sencilla de separarlas es mediante centrifugación y decantación. La fase acuosa, que contiene HCl y compuestos orgánicos (cetonas, ácidos carboxílicos, fenol), no tiene interés económico de cara al aprovechamiento energético, por lo que es un efluente a tratar [5].

En los aceites de pirólisis de CDR se ha detectado la presencia de ácidos carboxílicos (fórmico, acético, málico, acrílico), junto con otros derivados de dichos ácidos. Se han identificado también aldehídos, cetonas, alquenos, éteres y alcoholes en estos aceites, así como compuestos aromáticos. Tan sólo en la fracción bencénica se pueden encontrar PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos). La fracción alifática de los aceites generados en pirólisis de CDR es superior a la presente en los aceites de pirólisis de residuos de madera (un 20 frente a un 8%) mientras que la fracción de compuestos oxigenados es inferior (30% frente a un 50%) [6].

El poder calorífico de los aceites de pirólisis tras la separación de la fase acuosa se encuentra en torno a 25.0 ± 1.0 MJ/kg [6]. Aunque también se han descrito 22.2 MJ/Kg para aceites secos [7] y 24 MJ/Kg para aceites de pirólisis flash [8]. Para aceite mezclado con la fase acuosa toma un valor de 20 MJ/kg [5]. No obstante, se ha llegado a la conclusión de que la pirólisis de RSU para obtener principalmente un líquido combustible, no es viable económicamente en comparación con otros esquemas de aprovechamiento energético [4].

Por tanto, aunque en determinadas condiciones de operación se podría llegar a generar un combustible líquido, en las plantas de pirólisis de RSU o fracción resto no se suele dirigir la operación hacia esta fracción, sino principalmente hacia la formación de gas. En la mayor parte de los casos no se llegan a condensar los aceites y se queman en la cámara de combustión.

### 2.2.3 Char

El contenido en cenizas del *char* es mayor a mayores temperaturas y velocidades de calentamiento, mientras que el contenido en oxígeno disminuye al aumentar la temperatura. El contenido en azufre es mayor cuanto mayor sea la temperatura e independiente de la velocidad de calentamiento, mientras que en cuanto al contenido en nitrógeno no se puede hablar con seguridad de una cierta tendencia con la temperatura [3].

El *char* obtenido a partir de CDR presenta un elevado contenido en cenizas, lo que limita en parte su uso como combustible a pesar de su poder calorífico ( $19.0 \pm 1.0$  MJ/Kg). Por otro lado, la superficie específica crece tanto con la temperatura como con la velocidad de calentamiento [3]. Esto se explica por la presencia de hidrocarburos de elevado peso molecular en la superficie que, al volatilizarse con el incremento de temperatura, producen un aumento de la superficie específica. Estas superficies específicas son reducidas en comparación con las de carbones procedentes de otras fuentes. Además, el tamaño de partícula, el contenido en ceniza y la presencia de hidrocarburos sólidos pueden limitar el empleo de estos carbones [4]. En el informe correspondiente a residuos sólidos (Vandecasteele&Block) se incluyen más datos acerca de la composición y propiedades del residuo carbonoso de pirólisis de RSU o de su fracción resto.

Debido a su composición y propiedades, el residuo sólido carbonoso que se genera durante el proceso de pirólisis de fracción resto de RSU a escala industrial se puede gestionar de 3 maneras diferentes.

- *Combustión*. Debido a su elevado poder calorífico se suele quemar en la cámara de combustión para la producción de vapor y energía eléctrica y como fuente de calefacción del reactor.
- *Gasificación*. El material sólido generado se somete a un proceso de gasificación con aire en proporciones subestequiométricas, con vapor de agua o con oxígeno puro para la producción de gas de síntesis. Esta opción se aplica en los métodos que combinan pirólisis y gasificación.
- *Valorización material*. El residuo sólido puede tener propiedades similares a las del coque y en algunos casos se comercializa, con lo que supone una fuente de ingresos extra para la planta. No obstante, el residuo de partida así como las condiciones en que se ha llevado a cabo la pirólisis determinan los usos posteriores que pueda tener este material dentro de la planta. Las opciones de gestión recomendables se estudian con mayor detalle en el informe sobre residuos sólidos (Vandecasteele&Block).

### 2.3 PROCESOS INDUSTRIALES

La pirólisis se suele llevar a cabo en cilindros rotatorios donde se calienta el residuo en total ausencia de aire. Este calentamiento puede tener lugar en una o en dos etapas (secado previo). La fuente de calor necesaria para llevar a cabo la reacción puede ser un combustible auxiliar, pero lo más habitual es que provenga del propio proceso, puesto que se suelen quemar algunas de las fracciones obtenidas (poseen elevado poder calorífico). Los gases de combustión generados se encuentran a elevada temperatura y se alimentan a la parte exterior del reactor como fuente de calefacción.

Aunque en los años 80 se intentó el aprovechamiento del gas de pirólisis, lo que conllevaba la limpieza del gas generado (con o sin craqueo previo), en los métodos que sobreviven hoy día (Tabla 2) ya no se contempla esa posibilidad y simplemente se quema el gas generado. De hecho, en casi todos los casos se queman las fracciones en una cámara de combustión con recuperación energética en caldera para la producción de vapor y electricidad (similar a las utilizadas en incineración). Para llevar a cabo la pirólisis existen diferentes métodos patentados, pero son bastante similares en su modo de operación, por eso se muestra el funcionamiento general en el esquema global de la Fig. 3.

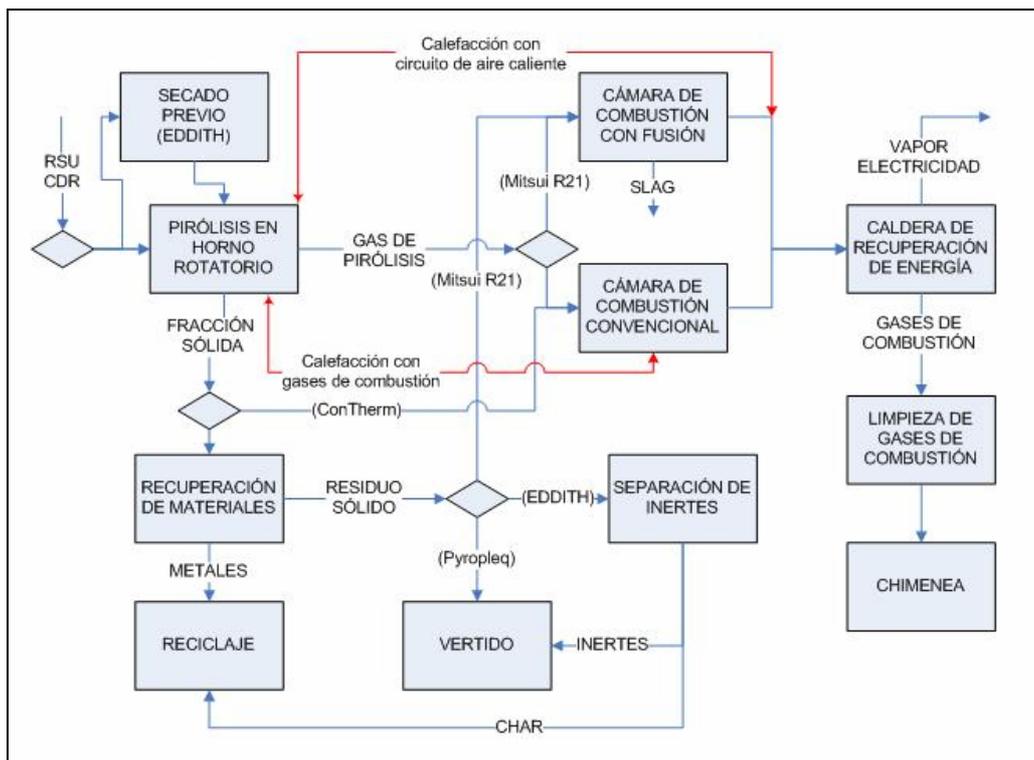


Figura 3. Pirólisis de RSU y fracción resto de RSU

No obstante, los gases de combustión han de someterse a un tratamiento posterior para reducir la concentración de contaminantes (partículas, SO<sub>2</sub>, HCl, metales pesados y NO<sub>x</sub>) por debajo de los límites exigidos en la legislación, que es la misma que para la incineración (RD 653/2003, Directiva 2000/76/CE).

Tabla 2. Diferentes métodos de pirólisis de RSU y fracción resto de RSU [9, 10]

Método	Combinación	Observaciones
ConTherm®	Pirólisis + combustión	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Utiliza fracción resto (CDR)</li> <li>• Combustión de <i>char</i></li> <li>• Coincineración con carbón de <i>char</i> y gas</li> </ul>
EDDITh®	Pirólisis + combustión	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reciclaje de <i>char</i></li> <li>• Recuperación de metales e inertes</li> <li>• Etapa previa de secado</li> <li>• Gas de combustión como fuente de calefacción</li> <li>• Separación y reciclaje de materiales sólidos</li> </ul>
Pyropleq®	Pirólisis + combustión	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gas de combustión como fuente de calefacción</li> <li>• Vertido de residuos sólidos</li> <li>• Separación de metales</li> </ul>
Compact Power	Pirólisis+ gasificación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gasificación</li> </ul>
Mitsui R21 (antiguo Siemens Schwel-Brenn modificado)	Pirólisis + fusión + combustión	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Calefacción con un circuito de aire caliente</li> <li>• Separación de metales</li> <li>• Combustión de <i>char</i></li> <li>• Fusión de no combustibles</li> <li>• Formación de <i>slag</i></li> <li>• Recirculación de cenizas volantes a la cámara de combustión por su fusión</li> </ul>

## 2.4 SITUACIÓN DE LA PIRÓLISIS

En la actualidad en Europa existen algunas plantas en que se lleva a cabo la pirólisis de RSU:

- *MPA Burgau (Alemania)*. Esta planta tiene una capacidad de 50 000 t/a (2 líneas), utiliza el método Pyropleq y está en funcionamiento desde 1983 [11]
- *ARTHELYSE*. Esta planta se encuentra en Arras, en el norte de Francia. Tiene una capacidad de 50 000 t/a y se encuentra en funcionamiento desde 2004. Utiliza el método EDDITh® y se comercializa el sólido carbonoso [12]
- *Kraftwerk Hamm-Uentrop (Alemania)*. Se trata de la mayor línea de pirólisis de Europa y opera desde 2002, pero esta planta no se dedica al tratamiento específico de RSU, sino que se trata de una central térmica cerca de Dortmund. Esta línea trata 100 000 t/a de RSU y lo que se alimenta a los reactores (método ConTherm®) es el combustible derivado de residuos (CDR), que se corresponde con la fracción resto que queda tras el tratamiento mecánico-biológico de dichos residuos, y que presenta un elevado poder calorífico. El sólido y el gas de pirólisis generados se queman en el horno junto al carbón [13].

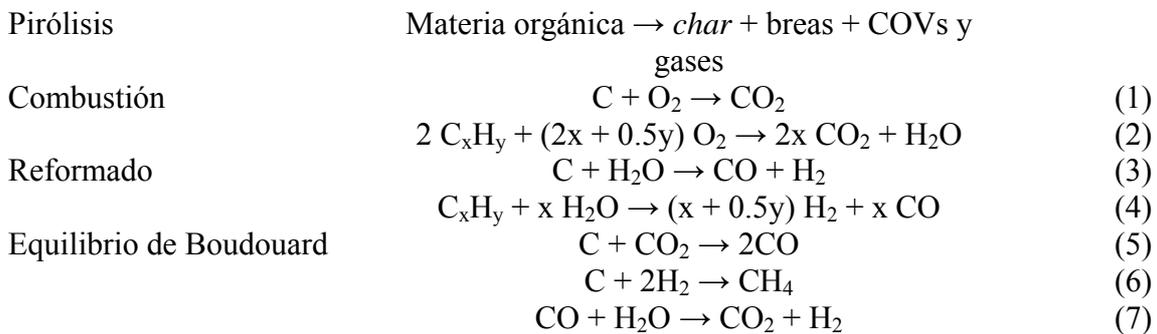
Estos tres ejemplos de pirólisis de RSU o fracción resto son los únicos que existen en la actualidad en Europa (la pirólisis + gasificación se estudiará en el siguiente apartado), aunque se ha intentado desde los años 80 o incluso antes. Algunos métodos como el de Siemens KWU Schwel-Brenn no se utilizan ya en Europa, pero sí en Japón (adquirido por Mitsui) después de una serie de modificaciones (Mitsui R21).

### 3. GASIFICACIÓN

#### 3.1 CONCEPTOS GENERALES

##### 3.1.1 Química del proceso

El proceso de gasificación tiene como objetivo transformar un sólido rico en carbono (como puede ser la fracción resto de RSU) en un gas de unas determinadas características mediante la reacción del sólido con un agente de gasificación (gas). Para ello tienen lugar una serie de reacciones que conllevan una descomposición térmica y una transformación de las sustancias formadas [1]:



Como se puede comprobar, el proceso conlleva una cierta complejidad, ya que por un lado se produce la combustión por reacción de compuestos orgánicos con el  $O_2$ , pero al no haber una cantidad suficiente se produce también una pirólisis. Se observa que tienen lugar reacciones tanto en fase homogénea (gaseosa) como en heterogénea (sólido-gas). El secado de la materia orgánica y la pirólisis, así como las reacciones (3), (4) y (5) son endotérmicas. Estas últimas son las que conducen al proceso de gasificación, ya que mediante ellas el carbono presente en fase sólida (*char*) se transfiere a la fase gaseosa. Todos estos procesos y reacciones endotérmicas tienen lugar gracias al calor liberado en el resto de reacciones (principalmente combustión), que son exotérmicas.

El objetivo de la gasificación es la producción de gas de síntesis, que está formado principalmente por monóxido de carbono (CO) e hidrógeno ( $H_2$ ). Este gas en teoría se puede utilizar para la producción de metanol ( $CH_3OH$ ) y abrir por tanto todas las diferentes vías de síntesis petroquímica. No obstante, el gas de síntesis generado a partir de gasificación de fracción resto de RSU se suele quemar para obtener vapor y electricidad. Como en el caso de la pirólisis, la gasificación es más habitual con otro tipo de sustratos tales como el carbón o la biomasa.

##### 3.1.2 Agentes de gasificación

El reactivo que se utiliza para llevar a cabo la gasificación es un gas. En función del proceso utilizado y de las características de los productos que se quieran obtener se pueden utilizar diferentes agentes de gasificación:

- *Aire.* Es la forma más sencilla de llevar a cabo la gasificación, ya que no se utiliza más que aire por debajo de las proporciones estequiométricas. Se produce por tanto una combustión parcial que proporciona el calor necesario para que tengan lugar otras reacciones. Sin embargo, al gasificar con aire la proporción de  $N_2$  en el gas de síntesis es elevada, lo que hace que dicho gas no tenga una buena calidad. La baja calidad y la elevada proporción de  $N_2$  hacen que el gas de síntesis obtenido con aire no se utilice en la síntesis de metanol, sino que suele emplearse con fines energéticos [1]. Además el poder calorífico del gas de síntesis generado con aire es bajo. El aire es un agente bastante habitual en la gasificación de RSU o de su fracción resto.
- *Oxígeno.* La utilización de  $O_2$  puro (o bien aire enriquecido) hace que la proporción de  $N_2$  sea mucho menor y por tanto se obtiene un gas de síntesis de mayor calidad con un poder calorífico medio. Este gas se puede valorizarse energéticamente o bien utilizarse en la síntesis del metanol [4]. Este agente se emplea en algunos métodos de gasificación de fracción resto de RSU; no obstante, la gasificación con  $O_2$  presenta la desventaja de tener que disponer de un sistema que proporcione el reactivo, lo que incrementa su coste [10].
- *Otros.* Existen otras opciones de agentes de gasificación, una de ellas es la mezcla de vapor de agua con oxígeno o aire, lo que favorece que el gas se enriquezca en CO y  $H_2$  para la síntesis de diversos compuestos; sin embargo, apenas se utiliza para tratar fracción resto de RSU. Otra opción es la de utilizar  $H_2$  (obtención de gas de elevado contenido energético), pero no se utiliza.

### 3.1.3 Reactores

A diferencia de la pirólisis, en la que el tipo de reactor suele ser siempre un tambor rotatorio, en la gasificación hay una amplia variedad de tecnologías y métodos para tratar todo tipo de materiales orgánicos, ya sean residuales o de biomasa, cada uno con su correspondiente reactor.

Los tipos de reactor en los que puede tener lugar la gasificación son muy variados: lechos fijos (el material sólido permanece quieto sobre un soporte mientras se pone en contacto con el agente de gasificación), lechos móviles (el sólido se va desplazando a lo largo del reactor mientras tiene lugar la gasificación), lechos fluidizados (el residuo se encuentra inmerso dentro de un lecho de arena en el que el gas induce turbulencias) y otros menos utilizados (hornos rotatorios, lechos fluidizados circulantes, reactores de arrastre, etc.). El contacto puede tener lugar en corrientes paralelas, en contracorriente o bien en lechos fluidizados [4]. Sin embargo, cada proveedor de tecnología tiene un diseño de reactor propio y puede diferir bastante de los diseños convencionales de reactores utilizados en ingeniería química.

### 3.1.4 Parámetros de operación

La gasificación es una combinación compleja de fenómenos y reacciones que se ve influenciada por numerosos parámetros, muchos de los cuales vienen determinados por el tipo de proceso elegido y están fijados en dichos casos. Sin embargo, muchos de estos

parámetros dependen a su vez de la composición de la alimentación. En este punto es donde aparecen los principales problemas a la hora de operar, ya que la fracción resto de RSU se caracteriza por su gran heterogeneidad y sus fluctuaciones en cuanto a la composición. Esto significa que conseguir un gas de síntesis de una calidad determinada y con una composición determinada va a ser una tarea complicada. En la Tabla 3 se muestran algunos de los principales parámetros que influyen en la operación así como sus efectos.

Tabla 3. Influencia de diferentes parámetros sobre la gasificación [4]

Parámetro	Factores afectados	Observaciones
Temperatura	Proporciones de <i>char</i> , breas y gas	Proporción mayor de gas a elevadas temperaturas
	Equilibrios de reacciones de gasificación	Formación de CO y H <sub>2</sub> favorecida a elevadas temperaturas
Velocidad de calentamiento	Proporciones de <i>char</i> , breas y gas	Proporción mayor de gas con velocidades elevadas
Presión	Reacciones de gasificación	Proporción mayor de breas e hidrocarburos a altas presiones
Relación agente-residuo	Energía para mantener el proceso	Si la relación es muy baja puede no generarse la energía suficiente para el mantenimiento y disminuir el rendimiento
	Composición del gas de síntesis	Efecto de dilución por N <sub>2</sub> (si se usa aire) si es muy elevada
Composición elemental del residuo	Relación agente-residuo óptima	Las fluctuaciones en la composición de la fracción resto de RSU van a dificultar en gran medida la optimización
	Emisiones (HCl, SO <sub>x</sub> )	
Contenido en cenizas	Cantidad de sólidos a retirar por unidad de masa procesada	Se recomienda <10% cenizas. Influye en la velocidad de arrastre en lechos fluidizados
	Reacciones de gasificación	Efecto catalítico de algunos de los compuestos
	Integridad de equipos	Posible fusión de cenizas que ocasione problemas en los equipos
Tamaño de partícula	Tiempo de reacción	Menor cuanto más pequeña
	Tamaño del reactor	Menor cuanto más pequeña
	Velocidad máxima de fluidización	Menor cuanto más pequeña
	Trituración	Mayores costes de trituración cuanto menor tamaño
Características de partículas	Cuestiones de operación	Caída de presión en lechos móviles; canales preferenciales en lechos fluidizados si la densidad es baja
Humedad	Energía requerida	Mayor gasto energético en el secado
	Composición del gas de síntesis	Alteración de las proporciones e incluso de algunos equilibrios

## 3.2 PROCESOS INDUSTRIALES

### 3.2.1 Conceptos generales

Existen diferentes compañías que han patentado métodos de gasificación y se puede afirmar que no existen dos métodos iguales, ya que los procesos, los diseños de los reactores y los agentes de gasificación son diferentes. No obstante, muchos de esos métodos fueron pensados para otro tipo de materiales o residuos que presentan una mayor homogeneidad en cuanto a la composición que los RSU. Asimismo en estos

diferentes métodos, se producen combinaciones de la gasificación con otros procesos, de manera que cada método tiene unas características determinadas. Algunas de las combinaciones son las siguientes:

- *Pirólisis-gasificación.* En este caso se lleva a cabo una pirólisis en primer lugar y posteriormente las fracciones obtenidas se introducen en una cámara donde tiene lugar la gasificación (en especial de la *char*) para obtener gas de síntesis. A esta combinación pertenecen los métodos Thermoselect y Compact Power.
- *Gasificación-fusión.* Este proceso de gasificación se caracteriza porque los materiales sólidos obtenidos se tratan a temperaturas muy elevadas ( $> 1200^{\circ}\text{C}$ ), que permiten fundir el residuo sólido inerte y producir un material vitrificado (*slag*). La fusión puede tener lugar en el propio reactor de gasificación o bien en una cámara de combustión en que se quema el gas de síntesis generado. No obstante, para obtener dichas temperaturas suele ser necesario añadir un combustible auxiliar al proceso (gas natural, coque). Algunos ejemplos de esta combinación son los métodos Ebara, Nippon Steel o Thermoselect.

Tanto en el caso de que se opte por la valorización energética del gas de síntesis como por la vía de producción de metanol, va a ser necesario someter el gas de síntesis a una limpieza para la eliminación de partículas, compuestos orgánicos (breas y otros COVs), metales pesados (sobre todo Hg) y gases ácidos (HCl, H<sub>2</sub>S). Este tratamiento puede tener lugar antes o después de la combustión del gas. Esto se debe a que, como en el caso de la pirólisis, las plantas de gasificación han de cumplir la normativa de incineración (en España Real Decreto 653/2003). No obstante, se han descrito algunos casos (con algunos métodos) de problemas técnicos en los equipos de limpieza de gas de síntesis debidos al arrastre de partículas con breas [14]

La principal ventaja de la fusión y vitrificación de residuos es la gran reducción de volumen (se estima en un 99%), lo que es esencial para países con escasez de espacio para vertido (Japón). Por otro lado, con la formación de material vítreo se mejoran las propiedades de lixiviación de los residuos sólidos, como se indicará en el informe correspondiente (Vandecasteele & Block)

A diferencia de la pirólisis, en la gasificación los métodos pueden ser muy diferentes entre sí y por tanto no se pueden representar mediante un esquema global como la Fig.3, sino que es más adecuado describirlos por separado. Debido a la gran variedad de métodos se ha optado por describir los que se encuentran más extendidos a escala industrial, en especial los que han llegado a capacidades superiores a las 100 000 t/a.

### 3.2.2 Tecnología Nippon Steel

De los métodos de gasificación, el que se encuentra más extendido en Japón es el de Nippon Steel (Fig.4). Esta empresa simplemente alimenta los RSU a un alto horno junto a coque y cal, de manera análoga al proceso siderúrgico. Se añade aire en condiciones subestequiométricas, que suele estar enriquecido con O<sub>2</sub>. En el horno se produce el secado y la gasificación de los residuos y del coque a elevada temperatura (1000°C) y se genera un gas de síntesis que tras una limpieza se quema en una cámara de combustión con recuperación energética en caldera. Las elevadas temperaturas que se consiguen en

el alto horno permiten la fusión de los materiales no combustibles, tanto los metales como las escorias (*slag*). Cabe destacar de este proceso la necesidad de un combustible secundario (coque) así como la demanda de O<sub>2</sub> [10].

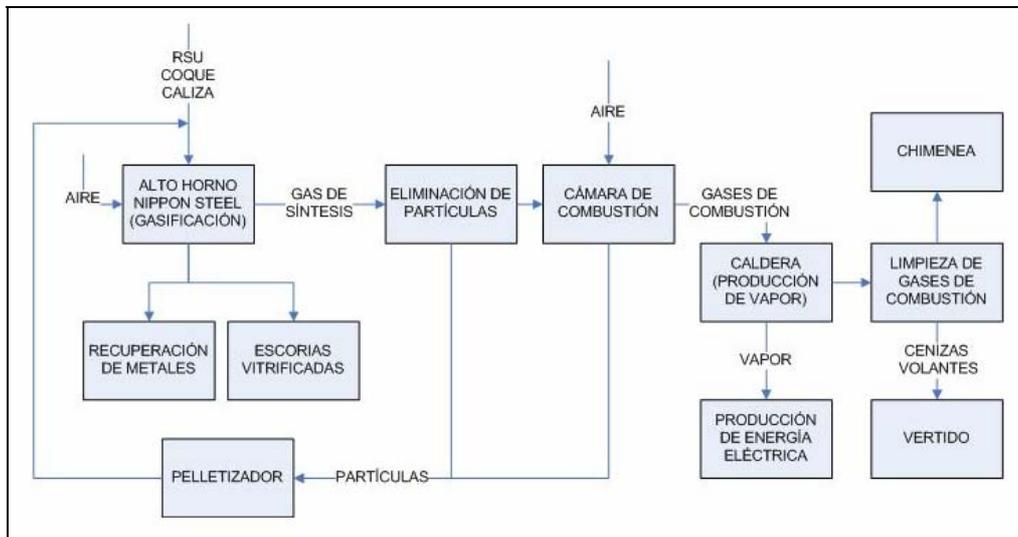


Figura 4. Diagrama de gasificación mediante el método de Nippon Steel [10]

### 3.2.3 Tecnología Ebara

Esta empresa ha basado sus tecnologías, tanto de incineración como de gasificación en los lechos fluidizados. El proceso de gasificación de Ebara (Fig.5) tiene lugar en un reactor de lecho fluidizado utilizando como agente aire en condiciones subestequiométricas. El gas de síntesis que se forma (junto a partículas arrastradas) se alimenta posteriormente a la cámara de combustión ciclónica, donde se alcanzan temperaturas muy elevadas (superiores a 1200°C) con la consiguiente fusión de los residuos no combustibles y formación de *slag*. Los gases de combustión se someten posteriormente a una limpieza [15].

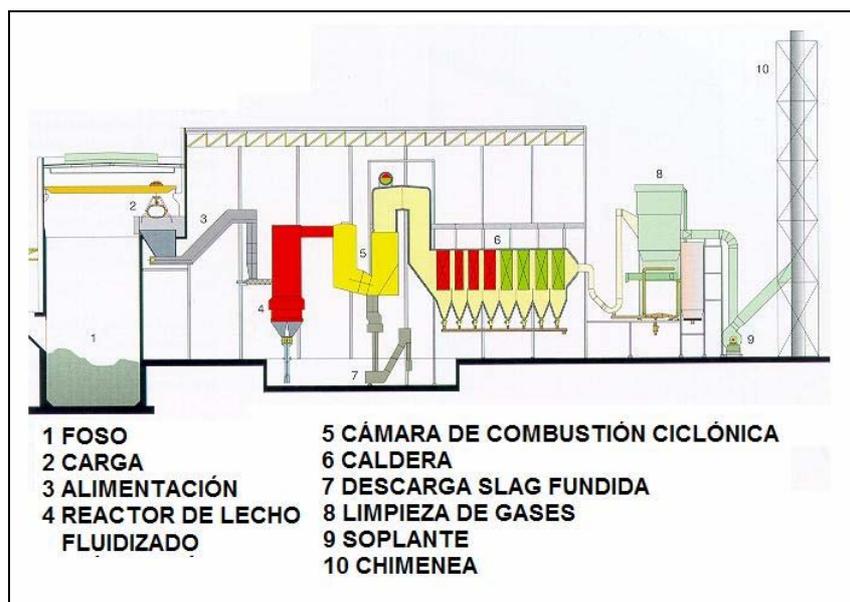


Figura 5. Esquema de una planta de gasificación con el método Ebara [15]

### 3.2.4 Tecnología Thermoselect-JFE

Se trata de un método bastante complejo de gasificación de fracción resto de RSU. En primer lugar se realiza una pirólisis del residuo para producir unos gases y un residuo sólido. Posteriormente pasa a una cámara de gasificación donde se utiliza  $O_2$  puro como agente de gasificación para generar gas de síntesis. Debido a las elevadas temperaturas que se alcanzan (en muchos casos es necesario gas natural como combustible auxiliar) se funden los residuos no combustibles formando un *slag*. El gas de síntesis generado se somete a una limpieza para conseguir un cierto grado de calidad [9]. El proceso se encuentra representado en la Fig.6.

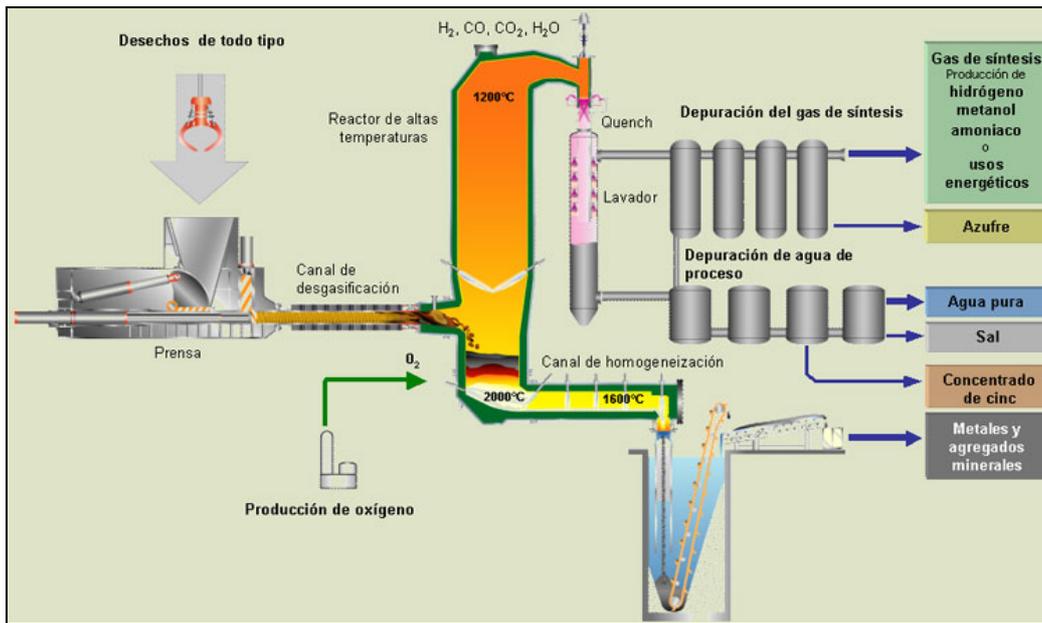


Figura 6. Esquema del método Thermoselect [16]

### 3.2.5 Tecnología Energos

Este método está considerado como gasificación, pero lo más adecuado sería denominarlo incineración en parrilla en dos etapas. Como se aprecia en la Fig.7, el residuo se dispone dentro de una cámara sobre una parrilla por debajo de la cual se inyecta aire en proporciones subestequiométricas, de manera que se produce un gas de síntesis. Ese gas formado se quema en una segunda cámara donde se inyecta una mezcla de aire y gases de combustión recirculados. A continuación se aprovecha el calor generado para producir vapor y energía eléctrica en caldera [17].

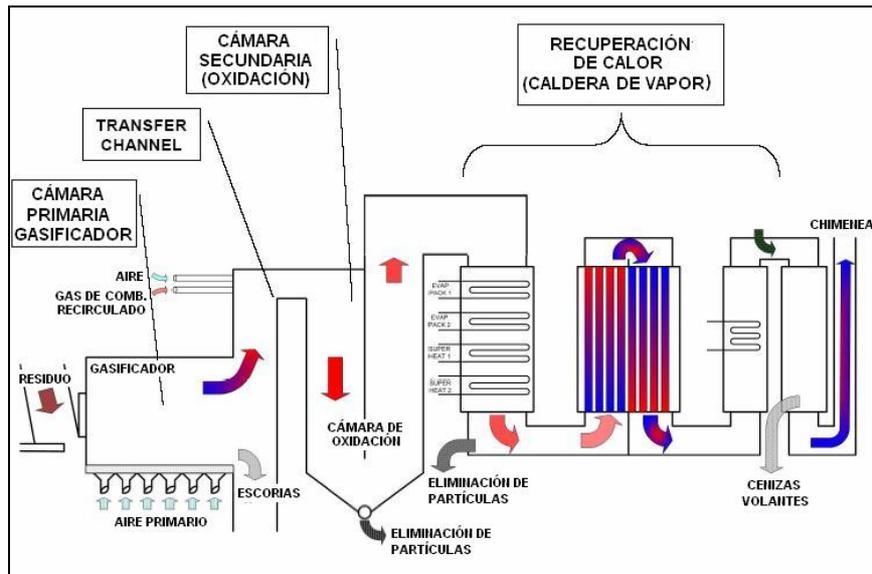


Figura 7. Esquema del método Energros de gasificación. [18]

### 3.2.6 Tecnología Compact Power

Este método es una combinación de pirólisis y gasificación y consta de varias etapas, como se puede apreciar en la Fig.8. En un primer lugar tiene lugar una pirólisis en horno rotatorio, en la que se obtienen unos gases y *char*, que posteriormente se gasifican en una cámara. A continuación se quema a elevada temperatura el gas de síntesis generado para posteriormente recuperar el calor en una caldera. Los gases de combustión se someten a limpieza [9].

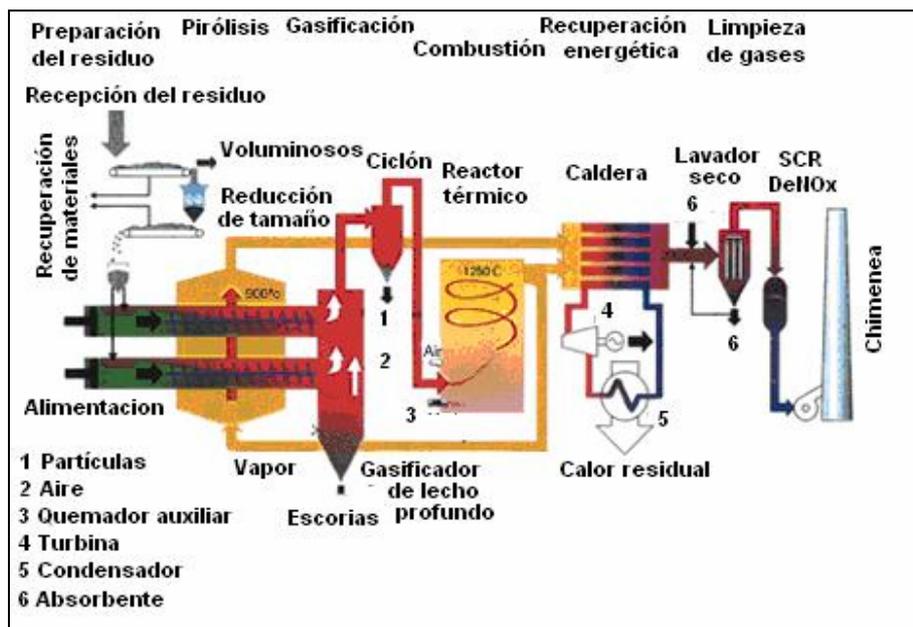


Figura 8. Esquema del método de pirólisis-gasificación Compact Power [19]

### 3.3 SITUACIÓN DE LA GASIFICACIÓN

La situación de la gasificación varía mucho en función del país y del método elegido. En primer lugar conviene destacar que dentro de ella se incluyen también los emergentes métodos de tratamiento con plasma de la fracción resto de RSU, que se explicarán en un apartado independiente. Por otro lado, la gasificación de RSU o de su fracción resto es un tipo de tratamiento que, como la pirólisis, se lleva intentando desde hace décadas, pero con suerte desigual en función del país y del método. En la Tabla 4 se indican las 10 mayores plantas en el mundo que utilizan gasificación y/o pirólisis; los datos corresponden al año 2005.

Tabla 4. Plantas de métodos alternativos con mayor capacidad [20]

Planta	País	Capacidad (t/a)	Tecnología	Fecha	Método
Ibaraki	Japón	180 000	Nippon Steel	1980	Gasificación
Aomori	Japón	180 000	Ebara	2001	Gasificación (RSU+ASR)
Kawaguchi	Japón	175 000	Ebara	2002	Gasificación
Toyohashi	Japón	160 000	Mitsui R21	2002	Pirólisis
Akita	Japón	160 000	Nippon Steel	2002	Gasificación
Oita	Japón	155 000	Nippon Steel	2003	Gasificación
Hamm	Alemania	130 000	ConTherm	2002	Pirólisis (Coíncineración)
Ibaraki II	Japón	120 000	Nippon Steel	1996	Gasificación
Chiba	Japón	120 000	Thermoselect	2001	Gasificación
Kagawa	Japón	110 000	Hitachi Zosen	2004	Gasificación

#### 3.3.1 Japón

El país en el que la gasificación se encuentra más difundida e implantada es Japón, mientras que en Europa y Norteamérica la situación es bastante diferente. Japón es el país en que hay mayor cantidad de plantas de gasificación a escala industrial, algunas de las cuales llegan a superar las 100 000 t/a de capacidad. Sin embargo, conviene destacar una serie de aspectos a la hora de comparar la situación:

- Los métodos de gasificación más extendidos en Japón conllevan una vitrificación del residuo sólido producido, es decir, una fusión de los materiales no combustibles con formación de material vítreo (*slag*). Esta vitrificación se ve favorecida porque uno de los principales objetivos en Japón es la máxima reducción del volumen debido a la falta de espacio en vertederos. La reducción de volumen es mayor que en la incineración.
- La gasificación en Japón la están llevando a cabo empresas muy fuertes (Nippon Steel, Ebara, Hitachi, Toshiba, JFE, Kawasaki) pertenecientes a otros sectores económicos (incluida la incineración), por lo que el riesgo de quiebra existente en otros lugares no es tan importante. En muchos casos están aprovechando tecnologías europeas o bien aplican la tecnología de otros sectores diferentes del de la gestión de residuos (siderurgia).

- Aunque en Japón existen más de casi 100 plantas de gasificación [21] incluyendo las que gasifican biomasa y residuos industriales, el número de plantas de incineración se estima del orden de 1800 [22]. La falta de espacio en vertederos, la legislación medioambiental (límites de emisión similares a los europeos) y el deseo de evitar la incineración han propiciado el desarrollo y establecimiento de la gasificación en Japón en mayor medida que en cualquier otro país.
- Muchos métodos que en Europa se han dejado de utilizar debido a su baja eficacia económica (Lurgi, Thermoselect) han sido adoptados en Japón, ya que allí no es tan importante la eficiencia energética como en Europa (se le da más importancia a evitar el vertedero).

### 3.3.2 Europa

Mientras en Japón la gasificación se encuentra extendida e incluso se aplica a gran escala, en Europa a día de hoy no se encuentra muy desarrollada. En parte se puede explicar con la Fig.9 (correspondiente al año 2003), en la que se puede apreciar que en Europa la mayor parte de las tecnologías de gasificación de RSU o bien no se encuentran lo suficientemente probadas a escala industrial o bien ni siquiera son rentables. Sin embargo, se aprecia que el aspecto de la rentabilidad económica no parece afectar a Japón donde se aprecia claramente que los costes están por encima de lo aceptable en términos europeos. En comparación el estado de la incineración se considera mucho más probada y con una cierta rentabilidad. Lamentablemente, no aparecen en este diagrama las nuevas técnicas de gasificación con plasma, que por aquel entonces se encontraban aún en fase de desarrollo.

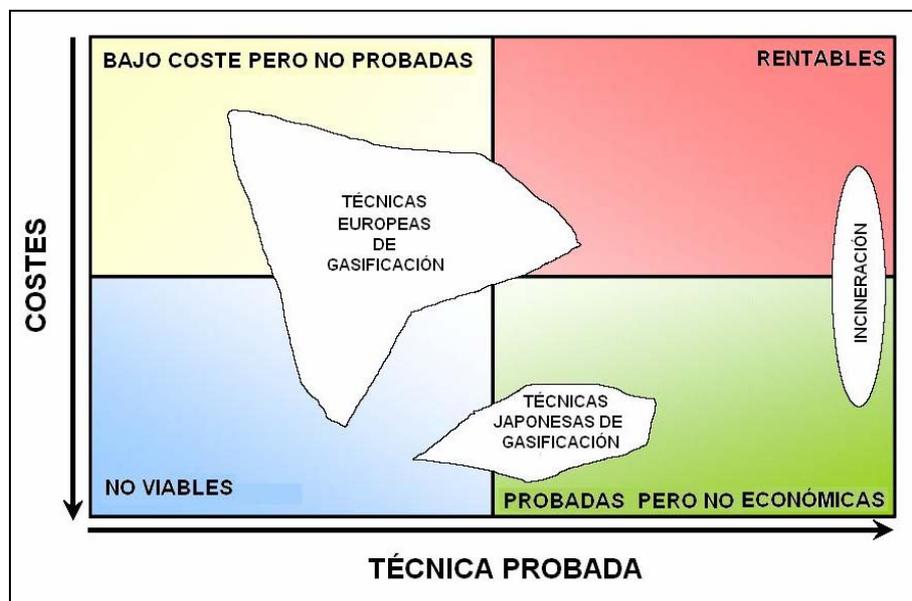


Figura 9. Diagrama de costes y fiabilidad de la gasificación [21]

Aunque la gasificación de RSU se ha intentado en muchas ocasiones, en algunos casos ha habido importantes problemas técnicos y medioambientales (p.e. Karlsruhe, Greve in

Chianti) [23, 24]. En otros casos la aplicación de los métodos conllevaba importantes costes económicos que en algunos casos afectaban a empresas de riesgo elevado. Estas son algunas de las consecuencias de todo esto:

- *Quiebra de empresas* (p.e. PKA, Nexus, Traidec). Debido a problemas económicos, a falta de proyectos o a problemas técnicos y medioambientales en plantas de prueba (que ocasiona una falta de proyectos) [12]. El caso más reciente es el de la suspensión de acciones de la empresa Compact Power en septiembre de 2007, aunque los proyectos de plantas en construcción siguen su curso con otras empresas [19].
- *Renuncia de empresas grandes al desarrollo a gran escala.* (p.e. Lurgi, Von Roll) Algunas empresas que desarrollaron sus propios métodos de gasificación han desistido de aplicarlos a escala industrial a RSU debido a la falta de rentabilidad [25]. En algunos casos han cedido su tecnología a grandes empresas japonesas (p.e. Siemens con su método de pirólisis).
- *Cese de la actividad* (TPS, Thermoselect, SVZ Schwarze Pumpe). En algunos casos las empresas han llegado a desarrollar su actividad a escala industrial en colaboración con otras entidades. Al ver que durante la operación el proceso no era rentable en términos económicos se decidió el cese de la actividad, lo que ha ocasionado procesos judiciales en algunos casos. Dos ejemplos son el gasificador de lecho fluidizado TPS de Greve in Chianti (Italia), que detuvo su actividad debido a la falta de rentabilidad [26]; y la planta de gasificación Thermoselect de Karlsruhe, donde se ordenó la parada en 2004 tras algunos problemas técnicos y debido a los costes [16, 24, 25].

En algunos casos las tecnologías que no se han empleado en Europa (o bien que han tenido que parar) se han desarrollado en Japón. Un ejemplo es el de la siderúrgica JFE, que ha construido varias plantas con el método Thermoselect [21, 27].

Por tanto, la gasificación se encuentra desarrollada en menor medida en Europa que en Japón, como se puede suponer al ver la Fig.9. Se ha desarrollado principalmente en Noruega utilizando el método Energos (muy parecido a la incineración en parrilla). En dicho país existen varias plantas con dicho método que se indican en la Tabla 5 y también en Alemania (Minden) se utiliza, pero en ningún caso se superan las 75 000 t/a [17].

Tabla 5: Plantas construidas por Energos en Noruega [25]

Planta	Capacidad (t/a)	Tipo de residuo	Año
Ranheim	10 000	Residuos comerciales e industriales asimilables	1997
Averøy	30 000	RSU	2000
Hurum	35 000	RSU e industriales asimilables	2001
Sarpsborg	70 000	RSU e industriales asimilables	2002
Forus	37 000	RSU	2002

En el Reino Unido se ha probado en una planta de demostración el método de Compact Power (combinación pirólisis-gasificación) [9]. Hay previstas dos plantas, una de ellas está en fase de construcción en Escocia (Dumfries) y se prevé que abra en 2008. La otra todavía está en fase de proyecto (Bristol). Estos dos proyectos siguen adelante por parte de otras empresas, a pesar de los problemas económicos de Compact Power ya indicados. Ninguna de estas plantas supera las 100 000 t/a [19].

Muchas de las plantas que se construyeron en Europa en los años 90 tuvieron que cerrar debido a problemas medioambientales, económicos o técnicos. De entre ellas también conviene comentar algo acerca del Centro de Valorización de Materias Primas Secundarias (*Sekundärrohstoffverwertungszentrum* = SVZ) Schwarze Pumpe, cerca de Cottbus, en Alemania. Este centro era el único en el mundo en que se aprovechaba el gas de síntesis generado en la gasificación de RSU para la síntesis de metanol. Tenía varias líneas con diferentes tipos de reactores (lechos fijos Envirotherm, lechos móviles BGL) y una capacidad de 250 000 t/a [9]. Sin embargo, la escasa rentabilidad económica (debido en parte a los elevados precios de los combustibles auxiliares) obtenida a partir de la gasificación de la fracción resto de RSU ha propiciado que se haya abandonado ese tipo de alimentación y que la empresa continúe por otras vías (carbón) [28].

La principal característica de la gasificación en Europa en la actualidad es la baja capacidad de las plantas, que en todo caso es inferior a las 100 000 t/a. Las plantas que llegaron a superar dicha cifra han cesado su actividad (Karlsruhe, SVZ Schwarze Pumpe) debido a problemas económicos (y medioambientales). Por ese motivo los proveedores de tecnología suelen optar por la construcción a escala menor e ir aumentando la capacidad mediante la adición de líneas (modularidad) [17, 19]. Por ejemplo, se estima que para alcanzar la capacidad de una planta de incineración son necesarias de 4 a 8 plantas de pirólisis o gasificación [29].

## 4. TRATAMIENTO CON PLASMA

### 4.1 EL PLASMA

El plasma se considera el cuarto estado de la materia y está formado por un gas a temperaturas muy elevadas (5000°C – 10 000°C) cuyas partículas se encuentran altamente ionizadas. La antorcha de plasma se puede obtener de diferentes maneras, lo que va a dar lugar también a diferentes tipos de plasma, en función de cómo se consiga la ionización del gas. Los métodos para obtener el plasma pueden ser eléctricos o bien mediante ondas tales como radiofrecuencias y microondas. El plasma tiene aplicaciones en campos como la industria del metal, la química analítica y el tratamiento de residuos.

En las plantas comerciales de tratamiento de residuos sólidos el plasma se obtiene principalmente mediante arco eléctrico. Para ello se establece una fuerte diferencia de potencial entre dos electrodos, el gas entre ambos se ioniza y a continuación se inyecta un gas que hace que dicho arco se transforme en una antorcha que se encuentra a las elevadas temperaturas mencionadas con anterioridad. En todo caso va a ser necesario el aporte de gas (N<sub>2</sub>, aire, vapor de H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, Ar u otros gases) que mantenga la antorcha de plasma encendida. Dentro de los plasmas de arco eléctrico se puede hacer otra clasificación en función de la naturaleza de los electrodos [30]:

- *Plasma con arco transferido.* En este caso la descarga eléctrica tiene lugar entre un electrodo y un material conductor sobre el que se deposita el residuo. Este tipo de plasma es sensible a las variaciones en la composición del residuo, por lo que su uso se encuentra menos extendido a nivel comercial.
- *Plasma con arco no transferido.* Como se aprecia en la Fig.10, los electrodos que se emplean para efectuar la descarga son independientes del residuo y se utiliza un gas para mantener la antorcha sobre la que inciden los residuos o bien el gas de síntesis.

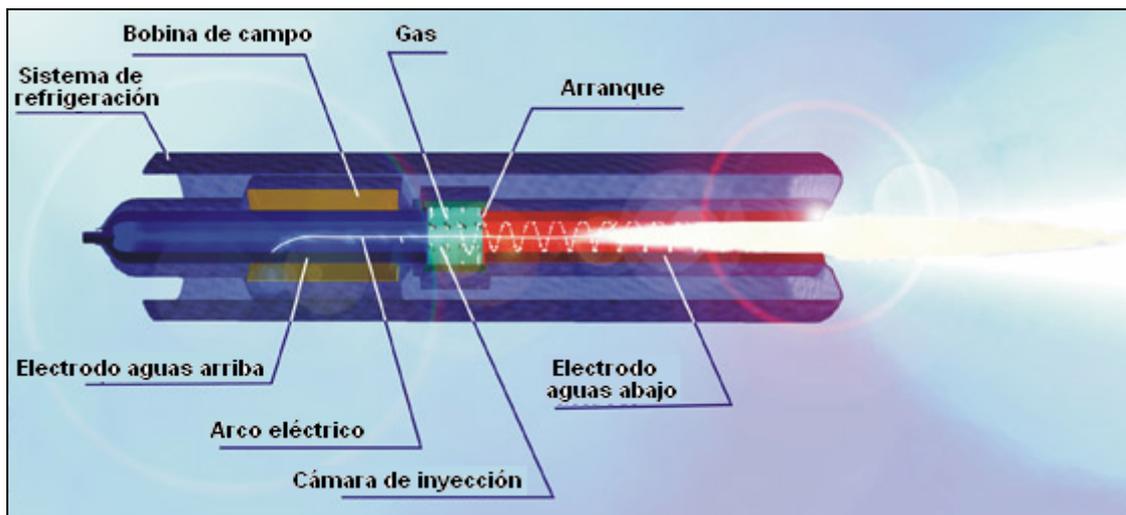


Figura 10. Esquema de funcionamiento de un plasma de arco no transferido [31]

## 4.2 EL PLASMA EN EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS

Como se puede comprobar, el plasma no es un proceso en sí mismo, sino que se trata de un elemento que permite llevar a cabo otros procesos en función de las proporciones de  $O_2$ , lo que da lugar a pirólisis, gasificación o incineración. Los actuales métodos de tratamiento con plasma de RSU y fracción resto de los mismos buscan la gasificación, pero debido a las particularidades del plasma este tipo de gasificación es un poco diferente a la convencional y por eso se explica en un apartado independiente. La antorcha es por una parte un elemento activo (destrucción de contaminantes, vitrificación de residuos) y por otra una fuente de energía que determina la temperatura de operación en función del diseño del reactor. Cuando se realiza el tratamiento de residuos con plasma se producen los siguientes fenómenos, que constituyen las principales ventajas del tratamiento con plasma:

- *Gasificación del residuo.* Se genera un gas de síntesis formado principalmente por  $CO$  y  $H_2$ . Este gas de síntesis se somete posteriormente a una limpieza antes de su utilización para eliminar partículas y otros contaminantes. En teoría este gas se podría utilizar para generar otros compuestos orgánicos (metanol, hidrocarburos mediante el proceso de Fischer-Tropsch) aunque lo más habitual es quemarlo para generar energía eléctrica en motores o turbinas de gas que

operan en ciclo combinado, lo que permite obtener una elevada eficacia energética.

- *Dstrucción de algunos contaminantes.* Las elevadas temperaturas que se alcanzan en el plasma hacen que gran parte de los compuestos orgánicos que entran en contacto con la antorcha o pasan cerca de ella se transformen en moléculas más sencillas. Como consecuencia de esto se produce una disminución de compuestos orgánicos volátiles y posibles precursores de dioxinas y furanos [32].
- *Fusión y vitrificación de los residuos sólidos.* En la mayoría de los casos, la antorcha de plasma permite tratar los residuos sólidos de la gasificación. Dicho residuo formado por material no combustible se funde debido a las elevadas temperaturas generadas por el plasma. Esto permite que tras un enfriamiento rápido se consiga un material vítreo (*slag*) con buenas propiedades de lixiviación [33]. Se suele considerar que este residuo vitrificado puede tener aplicaciones como material de construcción. Asimismo, la fusión de residuos sólidos de gasificación permite una mejor separación de los metales y el *slag*, lo que facilita su reciclaje [9].

Sin embargo, también es necesario tener en cuenta los siguientes aspectos:

- *Contaminantes.* Aunque la antorcha de plasma elimina gran parte de los contaminantes orgánicos, no elimina los metales pesados que se encuentran en fase gas y además se volatilizan aún más debido a las elevadas temperaturas [34]. Asimismo, el plasma no permite eliminar contaminantes cuyas moléculas son más sencillas (HCl, HF, H<sub>2</sub>S).
- *Limpieza de gas de síntesis.* El gas de síntesis contiene HCl y H<sub>2</sub>S que le impiden cumplir con los requisitos de calidad para la combustión en motores y turbinas de gas [35]. Para cumplirlos es necesario someter el gas de síntesis a un tratamiento (lavado) que permita eliminar partículas así como estos contaminantes. No obstante, los equipos van a ser de menor tamaño que en incineración ya que el caudal a tratar es mucho menor.
- *Metales pesados.* La condensación de metales pesados (salvo el Hg) sobre las partículas arrastradas hace que se generen cenizas en los filtros que se estima que presenten una elevada concentración de metales pesados [34]. Sin embargo, la cantidad generada de estas cenizas no es muy elevada. Algunas empresas consideran la opción de tratarlas con plasma junto al *slag* con el objetivo de integrarlas en el vitrificado, aunque es necesario someter los gases generados a un tratamiento [36].

### 4.3 PROCESOS

Como en el caso de la gasificación existe cierta variedad en cuanto a los métodos de tratamiento de residuos con plasma en función de la empresa fabricante. No obstante, estos métodos se pueden dividir principalmente en dos grupos:

- *Tratamiento directo del residuo.* En este caso los residuos sólidos se tratan directamente con la antorcha de plasma, con lo que en teoría se debería conseguir la destrucción de los mismos y la obtención de un gas de elevado contenido energético y de unos residuos sólidos vitrificados. Entre las empresas cuyos métodos conllevan este concepto se encuentran Startech, Geoplasma (Fig.11), IET, Solena Group y Environmental Energy Resources [37, 38, 39, 40]. Conviene destacar dos cuestiones sobre esta opción:
  - *Eficacia energética.* Se trata de la opción que presenta una menor eficacia energética, ya que se requiere una gran cantidad de energía para calentar y romper los enlaces del material sólido, lo que incrementa el consumo de electricidad [41].
  - *Diseño del reactor.* El gas de síntesis formado depende mucho del diseño del reactor, puesto que en algunos casos puede suceder que algunos de los compuestos formados no lleguen a atravesar la zona de elevada temperatura generada por la antorcha de plasma y por tanto salir del reactor una pequeña cantidad de hollín y compuestos orgánicos volátiles [32]. Además, al tratarse de un proceso de gasificación se pueden formar ciertas cantidades de  $\text{NH}_3$  y  $\text{HCN}$  [34] que no se destruyan en el reactor si no pasan por la zona de elevada temperatura de la antorcha.

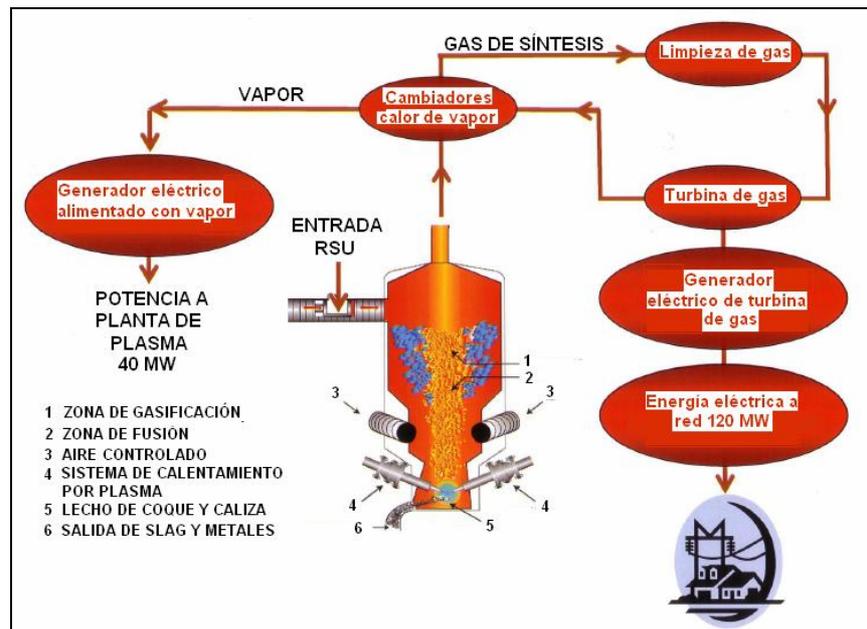


Figura 11. Esquema de un reactor de gasificación con plasma mediante tratamiento directo [38].

- *Gasificación y refinado del gas con plasma.* En este caso el tratamiento tiene lugar en dos fases. En la primera se someten los residuos a una gasificación convencional (en lecho fluidizado u otro tipo de reactor) y posteriormente se trata el gas de síntesis en la antorcha de plasma. Se había indicado que los equipos de gasificación convencionales daban un gas de síntesis de baja calidad (alquitranes, partículas y otros contaminantes), que se incrementa en este caso mediante el refinado con plasma.

De esta manera se transforman gran parte de los compuestos que restaban calidad al gas de síntesis y se obtiene un gas de síntesis de alta calidad que se puede utilizar en motores o turbinas de gas para la producción de electricidad. Entre las empresas que llevan a cabo una gasificación previa se encuentra Plasco Energy Group (Fig.12), Europlasma y APP [31, 42, 43].

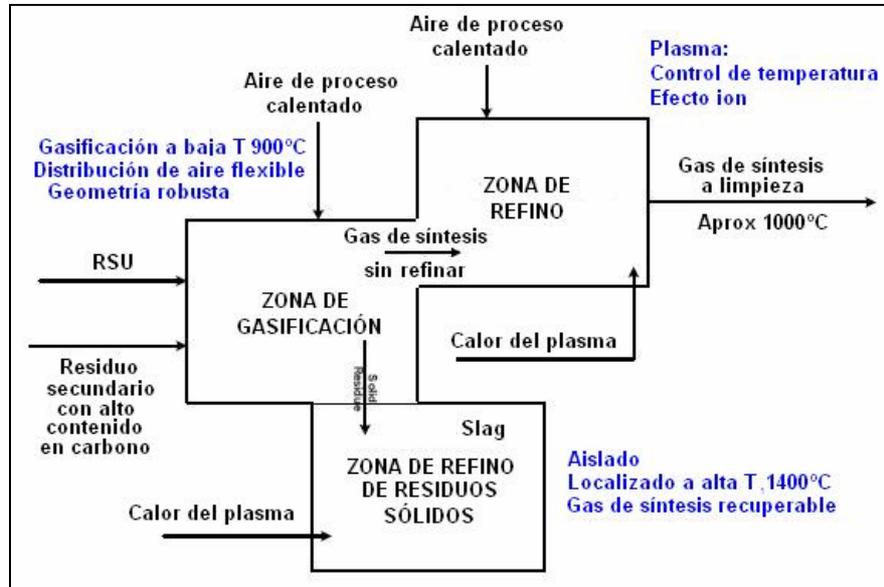


Figura 12. Esquema de gasificación y refino con plasma [44]

#### 4.4 SITUACIÓN DEL PLASMA

La gasificación con plasma se ha utilizado para el tratamiento de residuos industriales, residuos peligrosos y residuos hospitalarios, por lo que existe cierta experiencia con ese tipo de materiales [31, 45]. Sin embargo, no se ha aplicado tanto a RSU o a su fracción resto, por lo que la experiencia en este caso se reduce en la mayoría de los métodos a plantas piloto y plantas de demostración. De entre las mayores plantas de demostración se encuentra la de Utashinai, en Japón, que mediante aplicación directa de plasma al residuo trata entre 75 000 y 100 000 t/a de una mezcla de RSU y residuos de vehículos triturados (ASR) [46]

Desde 2007 está en funcionamiento la primera planta a escala industrial de tratamiento de residuos urbanos mediante plasma (Fig.13), que utiliza la tecnología de gasificación con refino posterior de Plasco Energy Group. Se encuentra en Ottawa (Canadá) y ha empezado con una capacidad para tratar 31 000 t/a, cantidad que se tiene previsto aumentar hasta las 75 000 t/a. Los primeros RSU fueron alimentados al sistema a finales de enero de 2008 [42], por lo que no hay disponibles de momento datos de operación. No obstante, es necesario indicar que no todos los residuos urbanos de Ottawa se tratan en dicha planta, puesto que se genera más de 1 000 000 t/a, de las cuales hay que descontar los residuos reciclados y compostados; mientras que el resto se envía a vertedero. La planta de Ottawa está en fase de demostración, tras un periodo de prueba, se decidirá si se sigue adelante con el proyecto o no [41].



Figura 13. Foto de la planta de tratamiento con plasma de Ottawa [47]

No obstante, existen varios proyectos de plantas comerciales en diferentes lugares (Los Ángeles, Atlanta, Bradford, Newcastle), algunos de ellos ya aprobados. Entre estos se encuentran algunos muy ambiciosos, como el de Sainte Lucie County (Florida) en el que se prevé la construcción de una planta (tecnología Geoplasma) que trate 350 000 t/a de RSU, para posteriormente ampliar su capacidad hasta 1 100 000 t/a. El objetivo de este proyecto es tratar no solamente los residuos que se producen en la zona, sino también los que ya se encuentran depositados en el vertedero, de manera que se libere espacio del mismo [38, 48, 49].

Hay instalaciones piloto en España, como la de Castelgalí (Barcelona), perteneciente a HERA, empresa asociada a Plasco Energy Group (que opera la planta de Ottawa) y están previstos varios proyectos que en muchos casos no se encuentran enfocados a residuos urbanos, sino a determinado tipo de residuos industriales. Ejemplos de ello son los proyectos de plantas de tratamiento mediante plasma en La Mojonera (Almería), para residuos agrícolas, en El Ferrol para el tratamiento de residuos industriales, así como otros proyectos en Carrión de los Condes, Barcelona (Plasco Energy Group), y en la Comunidad Valenciana (Solena Group) [39, 47, 50].

## 5. CONCLUSIONES

A partir de los datos indicados en los anteriores apartados y comparando con la situación previsible para Asturias en 2015 se pueden extraer varias conclusiones.

- Se trata de técnicas cuyo objetivo es interesante (vitrificación de residuos sólidos, gas de síntesis) y los resultados de algunas de ellas a pequeña escala son prometedores (plasma).

- En muchos casos estos métodos están más indicados para otro tipo de residuos o materiales con una composición más homogénea y predecible que la de los RSU, por lo que las experiencias anteriores pueden no ser extrapolables.
- Conceptualmente los métodos térmicos de tratamiento alternativos se podrían denominar *incineración multietapa*, ya que en la mayoría de los casos se generan unas fracciones (gas, sólido, líquido) de elevado poder calorífico que se queman posteriormente para la producción de vapor y electricidad.
- No se trata de tecnologías limpias, ya que en todo caso va a ser necesario un tratamiento de gases. Estos tratamientos se llevarán a cabo tanto para eliminar y separar contaminantes de los gases de combustión como para que el gas generado en el proceso (p.e. gas de síntesis) tenga una cierta calidad. No obstante, se estima que el tamaño de los equipos de limpieza en comparación con los de incineración sea menor debido al menor caudal de gas a tratar (no se necesita tanto exceso de aire).
- La mayor parte de los métodos se han desarrollado a pequeña escala, donde pueden funcionar correctamente. A gran escala sólo se aplican en Japón, pero generalmente con una eficacia energética baja, lo que ocasiona importantes costes. Los intentos de aplicar los métodos alternativos a gran escala (> 100 000 t/a) en Europa no han tenido éxito.
- En Europa estos métodos suelen estar desarrollados por empresas nuevas con un riesgo importante, ya que son varios los casos de quiebra (PKA, Nexus, Traidec). En Japón los suelen aplicar empresas muy fuertes de otros sectores.
- Debido al riesgo, las empresas no suelen desarrollar el proceso a gran escala y optan por la modularidad para incrementar sus capacidades. La modularidad hace que los costes de capital se incrementen de manera lineal y no se puedan beneficiar de la economía de escala.
- La modularidad en que están basadas este tipo de plantas hace que su tendencia sea a la construcción de un elevado número de plantas de baja capacidad y dispersas. Esta idea choca con los modelos centralizados de gestión de residuos como puede ser el caso de COGERSA.
- Debido a la falta de experiencia en muchos casos se han detectado problemas técnicos y medioambientales en estas plantas. En algunos casos estos problemas se han unido a la baja rentabilidad de algunos de los métodos y han dado lugar a dificultades económicas e incluso cese de la actividad, así como a una mala imagen de estas técnicas alternativas.
- Debido a todo esto, la pirólisis, la gasificación y el plasma tienen la misma mala imagen que la incineración y el rechazo social es el mismo o incluso mayor (técnicas nuevas, experimentos a gran escala) que el de la incineración.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Corbitt, R.A.; *Standard Handbook of Environmental Engineering*, pp. 8.167-8.175, 2<sup>nd</sup> edition, McGraw-Hill (1998)
- [2] Coca, J.; Vega, A.; Ordóñez, S.; Suárez, M.A.; *Estudio Técnico y Medioambiental de la Incineración de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Asturias*, COGERSA (2007)
- [3] Williams, P.T.; Besler, S.; *The Pyrolysis of Municipal Solid Waste*, Journal of the Institute of Energy, 65, pp.192-200, Diciembre 1992
- [4] Bao Iglesias, M.; Comunicación privada
- [5] Rovatti, M.; Bisi, M.; *Pirolisi di Combustibile Derivato dai Rifiuti Solidi Urbani (MRDF)*, Acqua Aria, N.2, pp.127-133, Febrero 1992
- [6] Williams, P.T.; *Pollutants from incineration: An overview*. In: *Waste Incineration and the Environment*, Issues in Environmental Science and Technology. Ed. R.E. Hester & R.M. Harrison. Royal Society of Chemistry, 27-52 (1994)
- [7] Mallya, N.; Helt, J.E.; *Effects of feedstock components on municipal solid waste pyrolysis*, In Bridgwater & Kuester, *Research in thermochemical biomass conversion*. Elsevier Applied Science (1988)
- [8] Pober, K.W.; Bauer, H.F.; *The nature of pyrolytic oil from municipal solid waste*, In: *Fuels from waste*. pp.73-85, New York, Academic Press, Inc. (1977)
- [9] Malkow, T; *Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal*, Waste Management, 24, 53-79 (2004)
- [10] Livingston, W.R.; *Technical and economic assessment of energy conversion technologies for MSW*, Report No. B/WM/00553/REP. Disponible en: [http://www.michiganrecycles.org/pdf/British\\_Conversion\\_Tech\\_Report.pdf](http://www.michiganrecycles.org/pdf/British_Conversion_Tech_Report.pdf)
- [11] Página web del Landkreis Günzburg: [www.landkreis-guenzburg.de](http://www.landkreis-guenzburg.de)
- [12] ADEME, Famille de Procédés « thermolyse et Pyrolyse », Avis de l'ADEME (2006). Disponible en [www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)
- [13] RWE Power; *Kraftwerk Westfalen. Ein Standort voller Energie*. Disponible en <http://www.rwe.com/generator.aspx/rwe-power-icw/presse/downloads/property=Data/id=482948/kw-westfalen.pdf>
- [14] Nacken, M.; Ma, L.; Engelen, K.; Heidenreich, S.; Baron, G.V.; *Development of a Tar Reforming Catalyst for Integration in a Ceramic Filter Element and Use in a Hot Gas Cleaning*, Ind. Eng. Chem Res., 46(7), 1945-1951 (2007)

- [15] Boerrigter, H.; *Implementation of thermal processes for feedstock recycling of bromine and antimony, with energy recovery, from plastics waste of electrical and electronic equipment (WEEE) Phase 1: Literature survey/status update, evaluation, and ranking of combustion, gasification, and pyrolysis based technologies*, ECN Biomass report (2000).  
Disponible en [www.ecn.nl/docs/library/report/2000/c00114.pdf](http://www.ecn.nl/docs/library/report/2000/c00114.pdf)
- [16] Página web de Thermoselect: [www.thermoselect.com](http://www.thermoselect.com)
- [17] Página web de Energos: [www.energ.co.uk](http://www.energ.co.uk)
- [18] Adams E.; *Energy from Waste*, North West Energy Forum, 25th May 2006 Haydock (England). Disponible en [http://www.nwef.net/previous\\_presentations/energyfromwaste\\_may2006.pdf](http://www.nwef.net/previous_presentations/energyfromwaste_may2006.pdf)
- [19] Página web de Compact Power: [www.compactpower.co.uk](http://www.compactpower.co.uk)
- [20] Pytlar Jr., T.S.; Dvirka and Bartilucci Consulting Engineers, *Waste Conversion Technologies: Emergence of a New Option or the Same Old Story?*, Federation of New York Solid Waste Associations' Solid Waste & Recycling Conference, May 9, 2007 New Technologies.  
Disponible en [http://www.nyfederation.org/pdf2007/64\\_PytlarT.pdf](http://www.nyfederation.org/pdf2007/64_PytlarT.pdf)
- [21] Schwager, J.; Whiting, K.; Juniper Consultancy Services; *Progress towards commercialising waste gasification: A Worldwide Status Report*, Presentation to the Gasification Technologies Conference San Francisco, 14 October 2003.  
Disponible en [http://www.gasification.org/Docs/2003\\_Papers/22SCHW.pdf](http://www.gasification.org/Docs/2003_Papers/22SCHW.pdf)
- [22] Kirkby, N.; Azapagic, A.; Romero-Hernández, O.; *Municipal Solid Waste Management: Can Thermodynamics Influence People's Opinión about Incineration?*, pp 173-201; Capítulo del libro: Azapagic, A.; Perdan, S.; Clift, R.; *Sustainable Development in Practice. Case Studies for Engineers and Scientists*, Ed. Wiley (2004). Disponible en [http://books.google.es/books?id=N9AphUfffHgC&pg=PA155&lpg=PA155&dq=incineration+japan+1873&source=web&ots=au\\_7dmH-nC&sig=JFND8cMOMM2F2EOHez1aK5JsxKo&hl=es](http://books.google.es/books?id=N9AphUfffHgC&pg=PA155&lpg=PA155&dq=incineration+japan+1873&source=web&ots=au_7dmH-nC&sig=JFND8cMOMM2F2EOHez1aK5JsxKo&hl=es)
- [23] Granatstein, D.L.; *Fluidized Bed Gasification as a means of converting Waste to Energy*, IEA Bioenergy Agreement Joint Task Meeting, Tokyo, Japan, 28 October 2003.  
Disponible en [www.ieabcc.nl/meetings/Tokyo\\_Joint\\_Meeting/08\\_Granatstein.pdf](http://www.ieabcc.nl/meetings/Tokyo_Joint_Meeting/08_Granatstein.pdf)
- [24] Greenaction, GAIA; *Incineradores disfrazados. Estudios de caso sobre el funcionamiento de las tecnologías de gasificación, pirólisis y plasma en Europa, Asia y Estados Unidos* (2006). Disponible en [www.greenaction.org/incinerators/documents/IncineradoresDisfrazadosestudiosde caso.pdf](http://www.greenaction.org/incinerators/documents/IncineradoresDisfrazadosestudiosde caso.pdf)

- [25] Kerry County Council, Limerick County Council, Limerick City Council, Clare County Council; *Feasibility Study of Thermal Waste Treatment/Recovery Options in the Limerick/ Clare/Kerry Region*, 45-51 (2005). Disponible en [http://www.managewaste.ie/docs/WMPNov2005/FeasabilityStudy/LCK%20Thermal%20Feasibility%20Report-Ful%20\(web\).pdf](http://www.managewaste.ie/docs/WMPNov2005/FeasabilityStudy/LCK%20Thermal%20Feasibility%20Report-Ful%20(web).pdf)
- [26] Página web de SAFI: [www.safi-spa.it](http://www.safi-spa.it)
- [27] Themelis, N.J.; *Thermal treatment review*, Waste Management World, 8, 4 (2007). Disponible en [http://www.waste-management-world.com/display\\_article/304395/123/ARCHI/none/none/1/Thermal-treatment-review/](http://www.waste-management-world.com/display_article/304395/123/ARCHI/none/none/1/Thermal-treatment-review/)
- [28] Página web de Sustec-Schwarze Pumpe: [www.svz-gmbh.de](http://www.svz-gmbh.de)
- [29] Azapagic, A.; *Waste into watts*, TCE, 793, 36-38 (2007)
- [30] Huang, H.; Tang, L.; *Treatment of organic waste using thermal plasma pyrolysis technology*, Energy Conversion and Management, 48, 1331-1337 (2007)
- [31] Página web de Europlasma: [www.europlasma.com](http://www.europlasma.com)
- [32] Montouris, A.; Voutsas, E.; Tatsios, D.; *Solid waste plasma gasification: Equilibrium model development and exergy analysis*, Energy Conversion and Management, 47, 1723-1737 (2006)
- [33] Lapa, N.; Santos Oliveira, J.F.; Camacho, S.L.; Circeo, L.J.; *An ecotoxic risk assessment of residue materials produced by the plasma pyrolysis/vitrification (PP/V) process*, Waste Management, 22, 335-342 (2002)
- [34] Lemmens, B.; Elslander, H.; Vanderreydt, I.; Peys, K.; Diels, L.; Oosterlinck, M.; Joos, M.; *Assessment of plasma gasification of high caloric waste streams*, Waste Management, 27, 11, 1562-1569 (2007)
- [35] Kwant, K.W.; *Status of Gasification in countries participating in the IEA Bioenergy gasification activity*, Marzo 2001. Disponible en <http://www.biomatnet.org/publications/ieagas.pdf>
- [36] Tsanganis, A.; Swain, M.; *Multiple stage gas conditioning system for purification and processing of gases*, PCT/US2007/068411, publicada el 15/11/2007. Disponible en: <http://www.freepatentsonline.com/WO2007131240.html>
- [37] Página web de Startech. [www.startech.net](http://www.startech.net)
- [38] Página web de Geoplasma: [www.geoplasma.com](http://www.geoplasma.com)
- [39] Solena Group, *The utilization of Solena Group Integrated Plasma Gasification Combined Cycle System (IPGCC). White Paper*. Disponible en <http://www.solenagroup.com/html/images/fuelflexible.pdf>
- [40] Página web de Environmental Energy Resources: [www.eer-pgm.com/process](http://www.eer-pgm.com/process)

- [41] Ebert, J.; *Landfill eliminators*, Biomass Magazine (2007). Disponible en [http://www.biomassmagazine.com/article-print.jsp?article\\_id=1294](http://www.biomassmagazine.com/article-print.jsp?article_id=1294)
- [42] Página web de Plasco Energy Group: [www.plascoenergygroup.com](http://www.plascoenergygroup.com)
- [43] Luton Borough Council; *Final Report of the Environment and Non Executive Functions Scrutiny Committee On "Waste and Recycling"*, Appendix (2007). Disponible en <http://www.luton.gov.uk/Media%20Library/Pdf/Chief%20executives/Scrutiny/547ABCB2-7DD0-4D1D-B40F-942160D0A22D%5B2%5D.pdf>
- [44] McLean, A.; *Plasma Gasification of MSW*, CONAMA 8, Congreso Nacional de Medio Ambiente, 28 de noviembre 2006. Disponible en [http://www.conama8.org/modulodocumentos/documentos/SDs/SD32/SD32\\_ppt\\_AlisdairMclean.pdf](http://www.conama8.org/modulodocumentos/documentos/SDs/SD32/SD32_ppt_AlisdairMclean.pdf)
- [45] Moustakas, K.; Fatta, D.; Malamis, S.; Haralambous, K.; Loizidou, M.; *Demonstration plasma gasification/vitrification system for effective hazardous waste treatment*, J Haz Mat , B123, 120–126, (2005)
- [46] Vaidyanathan, A.; Mulholland, J.; Ryu, J.; Smith, M. S.; Circeo Jr., L. J.; *Characterization of fuel gas products from the treatment of solid waste streams with a plasma arc torch*, Journal of Environmental Management, 82, 77-82 (2007)
- [47] Página web del ISR –CER: [http://www.isrcer.org/newweb/cobertura/102007/Prensa\\_Agencias.pdf](http://www.isrcer.org/newweb/cobertura/102007/Prensa_Agencias.pdf)
- [48] Sladky, L.; *Florida county plans to vaporize landfill trash*, USA Today, 9/9/2006
- [49] Margasak, G.; *Trash zapper in St. Lucie County gets shot in arm from Crist*, TC Palm Local News, 10 noviembre 2007
- [50] Página de noticias del IGAPE: [http://www.igape.es/investimento-ferrolterra-2\\_es.html](http://www.igape.es/investimento-ferrolterra-2_es.html)





UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

Departamento de Ingeniería Química  
y Tecnologías del Medio Ambiente

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Emisiones gaseosas, lixiviados e  
impacto ambiental en vertederos  
controlados*

Pr. Dr. D. Pedro Antonio García Encina

VALLADOLID



## EMISIONES GASEOSAS Y LIXIVIADOS EN VERTEDEROS

### 1. POLÍTICA AMBIENTAL DE LA UNIÓN EUROPEA Y GESTIÓN DE RESIDUOS

Los objetivos y principios de la política comunitaria de medio ambiente, se encaminan, en particular, a la prevención, la reducción y, en la medida de lo posible, la eliminación de la contaminación, actuando preferentemente en la fuente misma, y a garantizar una gestión prudente de los recursos naturales, de conformidad con el principio de que «quien contamina paga» y de la prevención de la contaminación.

En lo relativo al problema de los residuos, la Unión Europea tiene políticas y legislaciones especiales para diferentes tipos de residuos, encarándolo desde las siguientes bases:

- *Prevención*, es decir, la reducción de los residuos generados.
- *Reciclaje y reutilización*, recuperación, preferiblemente por reciclaje, de aquellos residuos que no puedan ser evitados.
- *Mejora del tratamiento y almacenamiento*, utilizando el vertido sólo como último recurso.

En la Fig.1 se presenta la pirámide de prioridades en la gestión de residuos. De acuerdo con la misma cualquier opción que se encuentre en la zona superior de la pirámide invertida será preferible frente a las opciones de gestión situadas en la zona inferior.

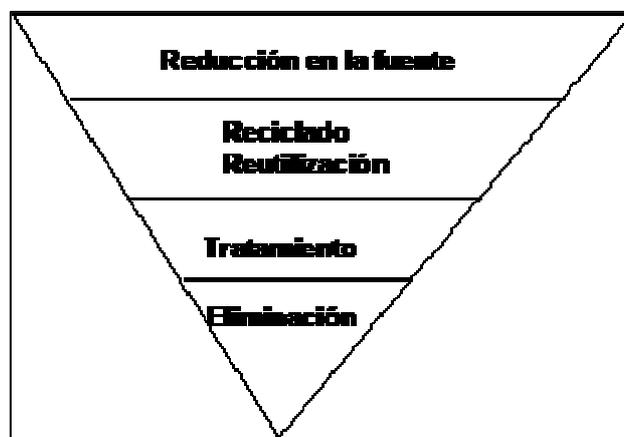


Figura 1. Pirámide de prioridades en la gestión de residuos

### 2. GESTIÓN DE RESIDUOS

Las prioridades en la gestión de residuos se ven refrendadas en la Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de abril de 2006, relativa a los residuos que **Directiva 2006/12** que establece:

1. Los Estados miembros tomarán las medidas adecuadas para fomentar:

**a.** En primer lugar, la prevención o la reducción de la producción de los residuos y de su nocividad, en particular mediante:

- i)** el desarrollo de tecnologías limpias y que permitan un ahorro mayor de recursos naturales,
- ii)** el desarrollo técnico y la comercialización de productos diseñados de tal manera que no contribuyan o contribuyan lo menos posible, por sus características de fabricación, utilización o eliminación, a incrementar la cantidad o la nocividad de los residuos y los riesgos de contaminación,
- iii)** el desarrollo de técnicas adecuadas para la eliminación de las sustancias peligrosas contenidas en los residuos destinados a la valorización;

**b.** En segundo lugar:

- i)** la valorización de los residuos mediante reciclado, nuevo uso, recuperación o cualquier otra acción destinada a obtener materias primas secundarias, o
- ii)** la utilización de los residuos como fuente de energía.

Además en su artículo 4 establece las medidas necesarias para garantizar que los residuos se valorizarán o se eliminarán sin poner en peligro la salud del hombre y sin utilizar procedimientos ni métodos que puedan perjudicar el medio ambiente y, en particular:

- sin crear riesgos para el agua, el aire o el suelo, ni para la fauna y la flora
- sin provocar incomodidades por el ruido o los olores
- sin atentar contra los paisajes y los lugares de especial interés

### **3. GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

De acuerdo a lo indicado anteriormente, en la gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) conviene fomentar la prevención, el reciclado y el aprovechamiento de los residuos, así como la utilización de los materiales y de la energía recuperados, con el fin de no malgastar los recursos naturales y economizar en la utilización de suelos.

El empleo de vertederos debe contemplarse como complemento a otros tratamientos y fundamentalmente como sistema de gestión de los rechazos producidos en otras operaciones de gestión de Residuos Sólidos. Los vertederos deben ser diseñados y construidos para minimizar la liberación de contaminantes al medio ambiente.

El vertido de residuos, al igual que cualquier otro tratamiento de residuos, debe controlarse y gestionarse de manera adecuada a fin de prevenir o reducir los posibles efectos negativos sobre el medio ambiente y los riesgos para la salud humana.

Debe reducirse la cantidad y la peligrosidad de los residuos destinados al vertedero; habrá que facilitar la manipulación de los residuos y aumentar su aprovechamiento, para lo que deben fomentarse los procesos de tratamiento, garantizándose un vertido compatible con los objetivos de la Directiva de vertido de residuos.

## 4. VERTEDEROS

Un vertedero consiste en un emplazamiento de eliminación de residuos que se destine al depósito de los residuos en la superficie o subterráneo. Incluye tanto los emplazamientos internos de eliminación de residuos (es decir, el vertedero en el que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen), como los emplazamientos permanentes (es decir, por un período superior a un año) utilizados para el almacenamiento temporal de residuos.

Los vertederos controlados son instalaciones para la evacuación de los RSU, diseñadas y explotadas para minimizar los impactos ambientales y sobre la salud pública. Históricamente los vertederos han sido el método más económico para la evacuación de los residuos sólidos. Incluso con la implantación de la reducción de residuos, del reciclaje y de las tecnologías de transformación, la disposición en vertederos de los rechazos de la gestión de los residuos sólidos sigue siendo un componente imprescindible en la gestión de los residuos sólidos.

Los vertederos se emplean ampliamente para la eliminación de residuos sólidos municipales, sobre todo por su sencillez y ventajas económicas (Sponza y Agdag, 2004). Sin embargo, los lixiviados y la producción de biogás pueden contaminar el medio ambiente si no se gestionan de forma adecuada (Kruempelbeck y Ehrig, 1999). La falta de humedad puede ser la responsable del retraso en la estabilización de los residuos sólidos urbanos dando lugar a problemas ambientales a largo plazo (Chugh *et al.*, 1998).

Los vertederos se clasificarán en alguna de las categorías siguientes: vertedero para residuos peligrosos, vertedero para residuos no peligrosos, vertedero para residuos inertes.

Los vertederos de residuos no peligrosos pueden utilizarse para la gestión de:

1. Residuos municipales
2. Residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan los criterios pertinentes de admisión de residuos en vertederos para residuos no peligrosos establecidos conforme a criterios de admisibilidad que podrían basarse en límites sobre la composición total del residuo, límites sobre la lixiviablez de elementos contaminantes del residuo, límites sobre la materia orgánica contenida en el residuo o en el lixiviado potencial, límites sobre componentes del residuo que puedan atacar las impermeabilizaciones y drenajes del vertedero.
3. Residuos no reactivos peligrosos, estables (por ejemplo solidificados o vitrificados), cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados en apartado 2 y que cumplan los criterios pertinentes de admisión indicados en el apartado anterior. Dichos residuos peligrosos no se depositarán en compartimentos destinados a residuos no peligrosos biodegradables.

Los residuos sólidos colocados en un vertedero sufren una serie de cambios entre los que pueden destacarse:

- *Reacciones biológicas*, sobre todo las que afectan a la materia orgánica que dará lugar a la producción del gas de vertedero y líquido. En un corto periodo inicial la descomposición es aerobia, aunque una vez agotado el oxígeno la descomposición que se produce es anaerobia y los gases producidos son fundamentalmente CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, así como trazas de amoníaco y sulfuro de hidrógeno
- *Reacciones químicas* entre las que pueden estacarse la dilución de sustancias, la evaporación de compuestos químicos y agua, la absorción de compuestos volátiles sobre el material de vertido y reacciones redox que pueden afectar a la solubilidad y movilidad de iones metálicos
- *Reacciones físicas* como son la difusión y emisión de los gases producidos en el vertedero, y el asentamiento debido a la consolidación de los materiales y a su descomposición.

Un vertedero puede asimilarse a un reactor biológico con residuos y agua como entradas principales y gases de vertedero y lixiviados como salidas más importantes.

Con objeto de minimizar las reacciones que tiene lugar en el interior del vertedero, no se admitirán en ningún vertedero los residuos siguientes:

- a. Residuos líquidos.
- b. Residuos que, en condiciones de vertido, sean explosivos, corrosivos, oxidantes, fácilmente inflamables o inflamables, con arreglo a las definiciones de la tabla 5 del anexo I del Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, de 14 de mayo, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos, aprobado mediante Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, y modificado por el Real Decreto 952/1997, de 20 de junio.
- c. Residuos que sean infecciosos con arreglo a la característica H9 de la tabla 5 del Real Decreto 833/1988, así como residuos de la categoría 14 de la tabla 3 del mismo Real Decreto.
- d. A partir del 16 de julio de 2003, neumáticos usados enteros, con exclusión de los neumáticos utilizados como elementos de protección en el vertedero, y a partir del 16 de julio de 2006, neumáticos usados troceados; no obstante, se admitirán los neumáticos de bicicleta y los neumáticos cuyo diámetro exterior sea superior a 1400 milímetros.
- e. Cualquier otro residuo que no cumpla los criterios de admisión establecidos para vertederos.

## 5. REACCIONES EN VERTEDEROS

Los principales problemas ambientales que pueden generar los vertederos están relacionados con el escape incontrolado de los gases del vertedero y la salida incontrolada del lixiviado que puede migrar hacia aguas subterráneas o superficiales.

### 5.1. GASES DE VERTEDERO

#### 5.1.1 Generación de gases de vertedero

La generación de gases de vertedero se debe a la degradación anaerobia de la materia orgánica presente en el vertedero. Esta degradación produce fundamentalmente metano, dióxido de carbono y amoníaco.

Las distintas reacciones que tienen lugar en un proceso anaerobio pueden encuadrarse en 4 fases:

- *Fase de hidrólisis.* Es una etapa indispensable, dado que los microorganismos encargados de realizar el proceso de depuración solo son capaces de actuar sobre materia orgánica disuelta. La hidrólisis se produce por actuación de enzimas extracelulares. Esta etapa es limitante en efluentes con gran cantidad de sólidos, cuya hidrólisis previa es necesaria, y donde puede considerarse que la velocidad de producción de biogás es proporcional a la velocidad de solubilización de materia orgánica. Esta etapa limitará la velocidad de producción de biogás en un vertedero. Reacciones 1A, 1B y 1C de la Fig.2.
- *Fase ácida.* Las bacterias acidificantes transforman la materia orgánica disuelta, (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos de cadena larga), en  $\text{CO}_2 + \text{H}_2$  y ácidos grasos volátiles. La cinética del proceso es relativamente rápida y el pH óptimo bajo. Las bacterias implicadas son facultativas. Reacciones 2 y 3.
- *Fase acetogénica.* Las moléculas orgánicas de pequeño tamaño, sobre todo los ácidos grasos volátiles, son transformadas en acetato, por bacterias facultativas que viven en estrecha colaboración con las bacterias metanogénicas. Reacción 4.
- *Fase metanogénica.* Es la única estrictamente anaerobia y en ella las bacterias metanógenas producen  $\text{CH}_4$  a partir de mezclas  $\text{CO}_2 + \text{H}_2$  o de acetato. Tanto la cinética del proceso, como la velocidad de formación de nuevas bacterias es baja. El pH de trabajo es próximo a 7. Reacciones 5 y 6.

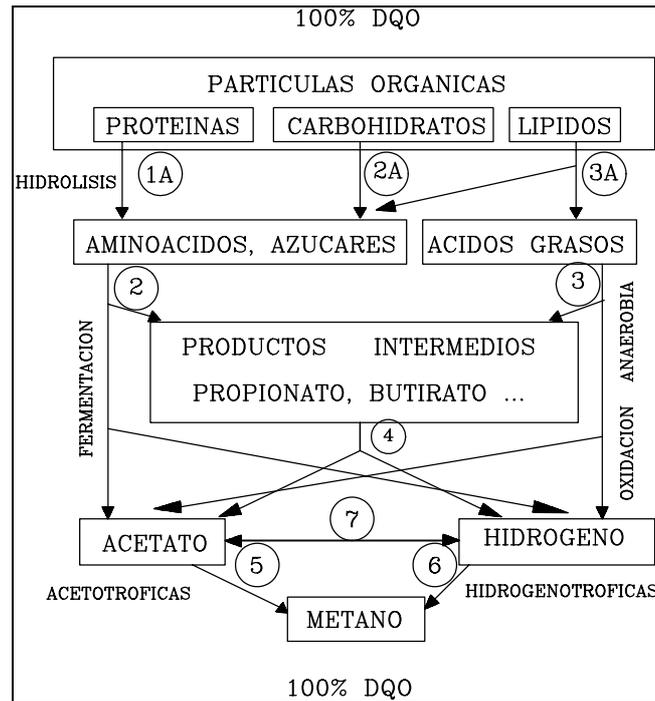
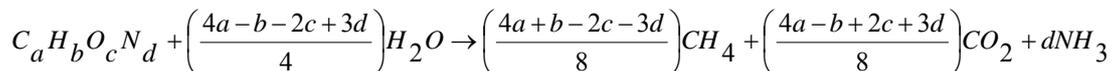


Figura 2. Esquema del metabolismo anaerobio (Fdz-Polanco y García\_Encina, 1993)

Las condiciones hidrológicas afectan de manera significativa a la velocidad y el periodo en que se produce el gas en el vertedero. El volumen de gases emitidos puede estimarse, entre otras formas, suponiendo la conversión de la materia orgánica a metano y dióxido de carbono. Considerando la composición de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos como  $C_aH_bO_cN_d$  la producción de gas puede estimarse como:



Además de los componentes mayoritarios (metano y dióxido de carbono) pueden encontrarse otros gases minoritarios como amoníaco, monóxido de carbono, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno y cantidades traza de distintos compuestos orgánicos volátiles. Los compuestos minoritarios presentes en el biogás pueden proceder de la descomposición biótica o abiótica de la materia vertida o pueden llegar con los residuos entrantes en forma líquida y volatilizarse en su interior.

Dentro de la materia orgánica que se vierte existirá una fracción que se degrada rápidamente y otra que lo hace mucho más lentamente. La velocidad de descomposición de los residuos, medida por la producción de gas, alcanza su máximo dentro de los dos primeros años tras el vertido para posteriormente decrecer lentamente durante un periodo que puede durar hasta más de 25 años. Los valores de biogás generado se pueden estimar entre 0.5 y 0.75 m<sup>3</sup> biogás/kg SVB (sólidos volátiles biodegradable) destruidos.

Los gases producidos en el vertedero tenderán a salir del mismo mediante difusión y flujo convectivo (la presión en el interior del vertedero es mayor que la presión atmosférica). Hay que tener en cuenta que se producen otros fenómenos como la

absorción de los gases en los líquidos, la adsorción sobre los residuos sólidos y las reacciones químicas y actividad biótica.

### **5.1.2 Control de gases en vertederos**

En los vertederos se tomarán las medidas adecuadas para controlar la acumulación y emisión de gases de vertedero

En todos los vertederos que reciban residuos biodegradables han de recogerse los gases de vertedero, tratarse y utilizarse. Si el gas recogido no puede utilizarse para producir energía, deberá quemarse.

La recogida, tratamiento y uso de gases de vertedero se llevará a cabo de forma tal que reduzca al mínimo el daño o deterioro del medio ambiente y el riesgo para la salud humana.

El control del movimiento de los gases del vertedero se realiza para reducir las emisiones atmosféricas, minimizar la salida de compuestos olorosos, minimizar la migración del gas y recuperar la energía presente en el gas. El control puede realizarse mediante la colocación de chimeneas verticales de extracción consistentes en tuberías de 10 a 16 cm colocadas en perforaciones de 45 a 90 cm rellenas parcialmente de grava. Las tuberías van perforadas en la zona inferior que se encuentra enterrada en el vertedero, permitiendo la salida de los gases del vertedero. En la Fig.3 se muestra una instalación de captación de biogás en el Centro de Bouqueval (Veolia).



*Figura 3. Chimeneas de extracción de biogás*

Para mejorar la recogida de gas, sobre todo cuando la producción es baja, se suelen conectar las chimeneas a sistemas de extracción forzada. El gas de vertedero recogido se emplea para la producción de energía y electricidad.

Los vertederos modernos tratan de recoger el biogás producido por digestión anaerobia: sin embargo, el número de pozos de extracción que pueden emplearse está limitado (el

valor medio en EEUU es del orden de 1 pozo por cada 4.000 m<sup>2</sup> de superficie de vertedero) (USEPA, 1995), por lo que sólo se puede recoger una parte del biogás producido. Según los datos de Berenyi (1999) en un estudio realizado sobre 25 vertederos en California, el valor medio de metano capturado fue de 43 Nm<sup>3</sup>/t RSU, y la pérdida estimada de metano de 82 Nm<sup>3</sup>/t RSU. Estos valores implican que se pierden aproximadamente 2/3 del metano producido. El potencial de calentamiento global que se estima en 23 veces superior al del dióxido de carbono (IPCC, 2003).

Los vertederos de Residuos Sólidos Urbanos son uno de los principales contribuyentes a las emisiones de metano. La Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los EEUU estima que las emisiones totales de metano antropogénico fueron de 282.6 millones de toneladas en 2000 (USEPA, 2002) de las que el 13% (36.7 millones de toneladas) fueron debidas a emisiones de vertederos (Figura 4). Sin embargo, otros autores (Themelis N.J., Ulloa P.A., 2007) estiman que esas emisiones son del orden de 55 millones de toneladas de metano, teniendo en cuenta que la cantidad total de RSU enviados a vertedero era de 1500 millones de toneladas.

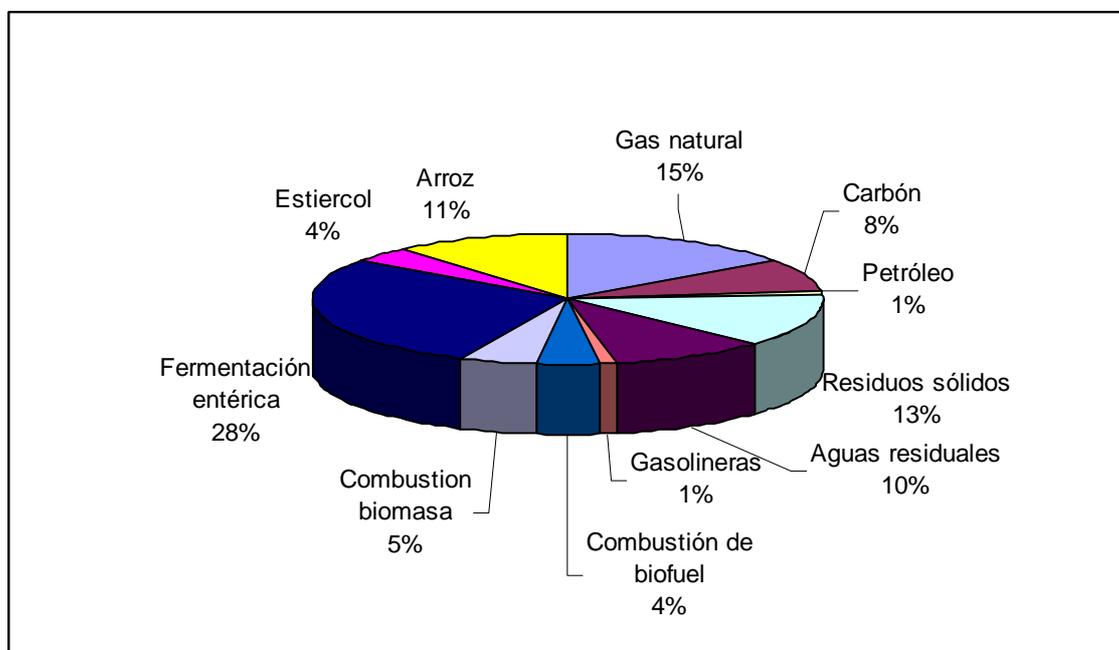


Figura 4. Generación antropogénica global de metano (USEPA, 2002)

## 5.2 LIXIVIADOS

### 5.2.1. Generación de lixiviados

Uno de los aspectos a considerar en la gestión integral de un vertedero de residuos sólidos urbanos o una instalación de tratamiento de los mismos es el lixiviado. Este líquido procede principalmente de los líquidos presentes en los residuos, agua de lluvia y degradación de la materia orgánica contenida en los residuos. Su aspecto es de color negro, de olor fuerte y penetrante, fluido y, en zonas de acumulación y/o estancamiento, presenta una capa superficial de varios centímetros de espuma.

Existen diversos factores que afectan a la calidad del lixiviado como son: la edad del vertedero, precipitación, variaciones estacionales de la climatología, tipo de residuo y composición, que variará con el tipo de vida de la población que genera los residuos y el tipo de procesamiento previo de los residuos (separación en origen, reciclado, aprovechamiento de las diferentes fracciones, etc.).

Uno de los factores que más afectan a la composición de los lixiviados es la edad del vertedero. En la Fig.2 se presenta un esquema de degradación anaerobia para la materia orgánica de un vertedero de RSU. En los vertederos jóvenes con una elevada cantidad de materia orgánica rápidamente biodegradable, se produce una rápida formación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) que no son degradados con la misma velocidad por lo que se produce su acumulación. Esta fermentación ácida se ve favorecida por el contenido en humedad del residuo o la presencia de agua en el interior del vertedero (Wang et al, 2003; Harsem, 1983). En esta etapa (denominada acidogénesis) puede llegar a transformarse el 95% de la materia orgánica fácilmente biodegradable en AGV. A medida que el vertedero madura tiene lugar el desarrollo de microorganismos metanogénicos y los AGV se convierten en biogás ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  y otros componentes minoritarios); mientras que los componentes orgánicos mayoritarios en los lixiviados son los compuestos no biodegradables, fundamentalmente las sustancias húmicas.

Los dos parámetros que caracterizan un lixiviado son el caudal y la composición que suelen estar relacionados

El potencial de formación de lixiviados puede valorarse mediante un balance hidrológico del vertedero. Este balance implica conocer las entradas y salidas de agua del vertedero, así como las cantidades de agua consumida en reacciones químicas y la cantidad que sale en forma de vapor de agua. La cantidad potencial de lixiviado es la cantidad de agua en exceso sobre la capacidad de retención de humedad del residuo en el vertedero. El flujo de lixiviado está directamente ligado a la precipitación ( $P$ ) escorrentía superficial hacia y desde el vertedero ( $R_{\text{int}}$ ,  $R_{\text{ext}}$ ), e infiltración ( $I$ ) o intrusión de agua subterránea, Fig.4.

El agua que entra al vertedero por la zona superior puede estimarse a partir de la pluviometría en la zona. El agua aportada por los residuos sólidos variará de forma importante en función del tipo de residuo y época del año. El agua consumida en la formación del gas de vertedero puede estimarse en 0.16 kg por cada kg de sólido volátil biodegradable destruido. La pérdida de agua con el gas de vertedero se debe a que este saldrá saturado y puede estimarse en  $35 \text{ g/m}^3$  gas.

El clima tiene también una gran importancia en la producción de lixiviados ya que afecta a la entrada por precipitación ( $P$ ) y las pérdidas a través de la evaporación. La producción de lixiviados depende también de la naturaleza de los residuos y su grado de compactación en el vertedero. Esta producción suele ser mayor cuando el residuo está menos compactado ya que la compactación reduce la velocidad de filtración como se ha indicado anteriormente, (Lema et al, 1998).

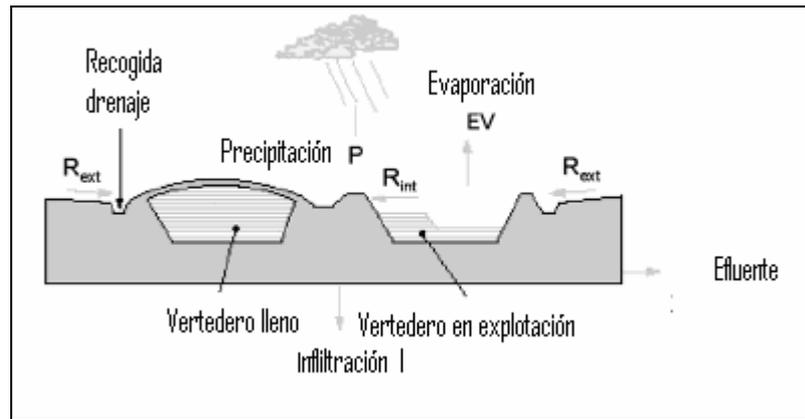


Figura 4. Ciclo del agua en un vertedero

Una estimación de la cantidad de lixiviados que se producirán en un vertedero como el de COGERSA puede realizarse a partir de la superficie de vertido, unos 400 000 m<sup>2</sup> y de la pluviometría de la zona, 1200 mm, por lo que la cantidad de agua de lluvia que recibirá el vertedero es de 480 000 m<sup>3</sup>/año. Teniendo en cuenta las posibles pérdidas por evaporación y retención del residuo, puede estimarse que la producción de lixiviados rondará los 200 000 m<sup>3</sup>/año.

Los parámetros fundamentales para la caracterización de un lixiviado son la Demanda Química de Oxígeno (DQO) que indica la cantidad de materia orgánica presente en el lixiviado, la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) que representa la cantidad de materia orgánica que puede degradarse aerobiamente, la relación DBO/DQO que indica el porcentaje de materia orgánica que es biológicamente degradable, el pH, Sólidos en Suspensión (SS), Nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrógeno Kjeldahl total (NKT) y metales pesados. Los valores encontrados muestran una gran variación. La DQO puede variar entre 70 000 mg/L para un vertedero joven hasta valores del orden de 100 mg/L para un vertedero con más de 10 años de antigüedad, encontrándose los valores típicos en el intervalo 5000-15 000 mg/L. El pH de los lixiviados se encuentra en el intervalo 5.5-8.5, siendo menor en los vertederos más jóvenes en los que predomina la degradación ácida. El pH tiene una importancia fundamental en la lixiviación de los metales pesados, estando esta favorecida por los bajos pH. La concentración de NKT se encuentra en el intervalo 100-13000 mg N/L siendo la mayor parte nitrógeno amoniacal. Los valores típicos se encuentran alrededor de 1000 mg/L.

La relación DBO/DQO varía de forma importante con la edad del vertedero, desde valores de 0.6 para vertederos jóvenes a valores inferiores a 0.1 para vertederos viejos en los que la mayor parte de la materia orgánica que sale con el lixiviado es materia recalcitrante.

Tabla 1. Características del lixiviado en función de la edad del vertido (Chian y DeWalle, 1976)

	<b>Nuevo</b>	<b>Intermedio</b>	<b>Viejo</b>
Edad (años)	< 5	5-10	>10
pH	6.5	6.5-7.5	> 7.5
DQO (mg/L)	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBO <sub>5</sub> /DQO	> 0.3	0.1-0.3	< 0.1
Compuestos orgánicos	80% AGV	5-30% AGV + Ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
Metales pesados	Bajo-medio		Bajo
Biodegradabilidad	Alta	Media	Baja

### 5.2.2. Control de lixiviados en vertederos

De acuerdo con la legislación de la UE, deben tomarse las medidas oportunas con respecto a las características del vertedero y a las condiciones meteorológicas, con objeto de:

- controlar el agua de las precipitaciones que penetre en el vaso del vertedero,
- impedir que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos,
- recoger las aguas contaminadas y los lixiviados. Cuando una evaluación basada en la ubicación del vertedero y los residuos que se admitan muestre que el vertedero no es potencialmente peligroso para el medio ambiente, la autoridad competente podrá decidir que no se aplique esta disposición

Además deben tomarse las medidas necesarias para la protección del suelo y de las aguas. De esta forma:

- Todo vertedero deberá estar situado y diseñado de forma que cumpla las condiciones necesarias para impedir la contaminación del suelo, de las aguas subterráneas o de las aguas superficiales y garantizar la recogida eficaz de los lixiviados. La protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas de superficie se realizará mediante la combinación de una barrera geológica y un revestimiento inferior durante la fase activa o de explotación, y mediante la combinación de una barrera geológica y un revestimiento superior durante la fase pasiva o posterior a la clausura.
- Existe barrera geológica cuando las condiciones geológicas e hidrogeológicas subyacentes y en las inmediaciones de un vertedero tienen la capacidad de atenuación suficiente para impedir un riesgo potencial para el suelo y las aguas subterráneas.

- La base y los lados del vertedero consistirán en una capa mineral que cumpla unos requisitos de permeabilidad y espesor cuyo efecto combinado en materia de protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales sea por lo menos equivalente al derivado de los requisitos siguientes:
  - vertederos para residuos peligrosos:  $K \leq 1.0 \times 10^{-9}$  m/s; espesor  $\geq 5$  m,
  - vertederos para residuos no peligrosos:  $K \leq 1.0 \times 10^{-9}$  m/s; espesor  $\geq 1$  m,
  - vertederos para residuos inertes:  $K \leq 1.0 \times 10^{-7}$  m/s; espesor  $\geq 1$  m.

Cuando la barrera geológica no cumpla de forma natural las condiciones antes mencionadas, podrá completarse de forma artificial y reforzarse por otros medios que proporcionen una protección equivalente. El espesor de una barrera geológica artificial no deberá ser inferior a 0.5 metros.

Además de las barreras geológicas anteriormente descritas deberá añadirse un sistema de impermeabilización y de recogida de lixiviados de acuerdo con los siguientes principios, de manera que se garantice que la acumulación de lixiviados en la base del vertedero se mantiene en un mínimo:

*Tabla 2. Recogida de lixiviados e impermeabilización de la base*

<b>Clase de vertedero</b>	<b>No peligroso</b>	<b>Peligroso</b>
Revestimiento de impermeabilización artificial	Exigido	Exigido
Capa de drenaje $\geq 0.5$ m	Exigida	Exigida

Si la autoridad competente, tras examinar los posibles peligros para el medio ambiente, considerase que la prevención de formación de lixiviados es necesaria, podrá prescribir una impermeabilización superficial.

*Tabla 3. Recomendaciones para la impermeabilización superficial de los vertederos*

<b>Clase de vertedero</b>	<b>No peligroso</b>	<b>Peligroso</b>
Capa de drenaje de gases	Exigida	No exigida
Revestimiento de impermeabilización artificial	No exigida	No exigida
Capa mineral impermeable	Exigida	Exigida
Capa de drenaje $> 0.5$ m	Exigida	Exigida
Cobertura superior de tierra $> 1$ m	Exigida	Exigida



Figura 5. Impermeabilización de un vertedero de RSU

Una de las formas de tratamiento de los lixiviados consiste en la recirculación de los mismos al vertedero con objeto de acelerar la degradación de los RSU, la producción de gas y disminuir la cantidad total de lixiviados formados. La optimización del contenido en humedad en el vertedero puede mejorar la degradación de los RSU ya que proporciona el ambiente acuoso y los nutrientes necesarios para el desarrollo del metabolismo de los microorganismos que degradan la materia orgánica contenida en los RSU, mejorando la transferencia de materia en el interior del vertedero. Sin embargo, una operación inadecuada puede dar lugar a efectos negativos; por ejemplo la recirculación del lixiviado sobre el residuo fresco puede provocar la inhibición de la metanogénesis debido a la acumulación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y nitrógeno amoniacal (Burton y Watson-Craik, 1998; San y Okay, 2001)

La recirculación de lixiviados provoca un incremento en la resistencia a la transferencia de materia, la retención de microorganismos por el biogás acumulado y la inhibición provocada por la acidificación del medio provocan una disminución en la velocidad de degradación de la materia orgánica presente en los RSU. Además la producción de biogás depende grandemente y es muy sensible a cambios en la temperatura (Hao et al, 2008).



Figura 6. Balsa de lixiviados

Velocidades elevadas de recirculación de lixiviados en vertederos pueden causar problemas operacionales como inundación, escorrentía o taponamiento. Además la recirculación puede provocar la compactación mecánica de los RSU debido al peso de

los lixiviados. Cuando se opera con vertederos de alta densidad en los que se produce una elevada compactación de los residuos para disminuir el volumen de huecos en el interior del vertedero, la compactación puede disminuir la velocidad de difusión del biogás, provocando su acumulación lo que afectará el contacto entre el residuo y el lixiviado.

## **6. LEGISLACIÓN SOBRE VERTEDEROS**

Los vertederos que reciban más de 10 toneladas por día o que tengan una capacidad total de más de 25 000 toneladas, con exclusión de los vertederos de residuos inertes, están incluidos en la Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos que tiene por objeto la prevención y la reducción integradas de la contaminación procedente de diversas actividades industriales. En ella se establecen medidas para evitar o, cuando ello no sea posible, reducir las emisiones de las citadas actividades en la atmósfera, el agua y el suelo, incluidas las medidas relativas a los residuos, con el fin de alcanzar un nivel elevado de protección del medio ambiente considerado en su conjunto, sin perjuicio de otras disposiciones comunitarias en la materia.

En todas las estrategias fijadas por la Unión Europea se contemplan el fomento del compostaje, el reciclado de papel y la valorización energética. La mayor parte de ellas subraya la importancia de utilizar residuos orgánicos separados en origen para lograr un compost de buena calidad. Los pormenores de las estrategias y las medidas para alcanzar los objetivos varían considerablemente. Algunos estados miembros han optado por medidas jurídicamente vinculantes, mientras que otros han preferido establecer medidas voluntarias e incentivos.

De acuerdo con la Directiva relativa al vertido de residuos deben tomarse medidas para reducir la producción de gas metano de vertederos, con lo que se conseguiría entre otras cosas reducir el calentamiento global. Entre estas medidas se encuentran la limitación del vertido de residuos biodegradables y el establecimiento de requisitos sobre control de los gases de vertedero.

La minimización del contenido en materia orgánica se fija en los siguientes valores:

- La cantidad de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero el 16 de julio de 2006, será inferior al 75 % de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995.
- Estos niveles se reducen al 50% el 16 de julio de 2009
- Y al 35% el 16 de julio de 2016

Estas medidas implican la necesidad de reducir la cantidad de residuos que se envían a vertedero, buscando otras alternativas para el tratamiento de los residuos que se generan. De esta forma los vertederos deberían considerarse únicamente como opción para el almacenamiento de los rechazos producidos en otros tratamientos.

## 7. CONCLUSIONES

La política ambiental de la Unión Europea se basa en los principios de prevención, la reducción y, en la medida de lo posible, la eliminación de la contaminación, actuando preferentemente en la fuente misma, además debe tender a garantizar una gestión adecuada de los recursos naturales. De acuerdo con esas bases, en la gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) conviene fomentar la prevención, el reciclado y el aprovechamiento de los residuos, así como la utilización de los materiales y de la energía recuperados, con el fin de no malgastar los recursos naturales y economizar en la utilización de suelos.

El empleo de vertederos debe contemplarse como complemento a otros tratamientos y fundamentalmente como sistema de gestión de los rechazos producidos en otras operaciones de gestión de Residuos Sólidos. Además los vertederos deben ser diseñados y construidos para minimizar la liberación de contaminantes al medio ambiente.

Los principales problemas ambientales que pueden generar los vertederos están relacionados con el escape incontrolado de los gases del vertedero y la salida incontrolada del lixiviado que puede migrar hacia aguas subterráneas o superficiales.

La generación de gases de vertedero se debe a la degradación anaerobia de la materia orgánica presente en el vertedero. Esta degradación produce fundamentalmente metano, dióxido de carbono y amoníaco. Los gases producidos en el vertedero tenderán a salir del mismo mediante difusión y flujo convectivo (la presión en el interior del vertedero es mayor que la presión atmosférica), por lo que es necesario tomar medidas para minimizar su efecto. La captación de los gases suele realizarse mediante chimeneas, aunque no suele recuperarse más del 35% del gas producido.

La legislación impone la necesidad de tomar medidas para reducir la producción de gas metano de vertederos, para, entre otras cosas, reducir el calentamiento global. Entre estas medidas se encuentran la limitación del vertido de residuos biodegradables.

Los lixiviados proceden principalmente de los líquidos presentes en los residuos, agua de lluvia y degradación de la materia orgánica contenida en los residuos. Los lixiviados se caracterizan por una elevada carga orgánica y elevado contenido en nitrógeno amoniacal y sólidos. Este líquido debe evacuarse lo más rápidamente posible del vertedero para evitar la contaminación del medio y tratarse adecuadamente antes de su vertido final.

Para la correcta gestión de los lixiviados deben tomarse las medidas oportunas para: controlar el agua de las precipitaciones que penetre en el vaso del vertedero, impedir que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos, y recoger las aguas contaminadas y los lixiviados. La legislación europea y nacional establece las condiciones que debe poseer el sistema de impermeabilización y recogida de lixiviados en vertederos.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

Berenyi E. Methane recovery from landfills yearbook, 5th ed. Westport, CT: Governmental Advisory Associates; 1999.

Burton SAQ, Watson-Craik IA. (1998) Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: applicability to sustainable landfilling. *Waste Manage Res.* 16 41–53.

Chian E.S.K., DeWalle F.B. (1976) Sanitary landfill leachates and their treatment. *J. Environ. Eng. Div.* 411–431

Chugh S, Clarke W, Pullammanappallil P, Rudolph V. (1998) Effect of recirculated leachate volume on MWS degradation. *Waste Manage Res* 16, 564–73.

Energy Information Administration. Emissions of Greenhouse Gases in the United States 2003. Comparison of global warming potentials from the IPCC's second and third assessment reports

Fdz-Polanco F., García-Encina P.A. “Depuración anaerobia de aguas residuales. Bases y parámetros de operación”. (1993) *RETEMA Medio Ambiente* 36, 75-83

Hao Y., Wu W., Wu S., Sun H., Chen Y. (2008) “Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation” *Process Biochemistry* 43 108–112

Harsem J., Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. (1983) *Water Res.* 17, 699–705.

Kruempelbeck I, Ehrig HJ. (1999) Long term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. *Proceedings of the seventh international waste management and landfill symposium.* CISA Publisher; 27–36.

Lema J.M., R. Mendez, R. Blazquez, (1998) Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review, *Water Air Soil Pollut.* 40 223–250.

Renoua S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008) “Landfill leachate treatment: Review and opportunity” *Journal of Hazardous Materials* 150 468–493

San I, Onay TT. (2001) Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *J Hazard Mater.* B87, 259–71.

Sponza DT, Agdag ON. (2004) Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. *Process Biochem* 39 2157–65

Themelis N.J., Ulloa P.A. (2007) Methane generation in landfills *Renewable Energy* 32 1243–1257

USEPA. International analyses of methane emissions; 2002;  
[www.epa.gov/methane/intlanalyses.html](http://www.epa.gov/methane/intlanalyses.html)

USEPA. The role of recycling in integrated waste management in the US. Franklin Associates. Municipal Industrial Waste Division, Washington, DC, EPA/530-R-96-00; 1995

Página web de Veolia. Centro de Bouqueval: <http://www.valorizar-residuos-bouqueval.veoliaenvironnement.com/retos/historia.aspx> (marzo 2008)

Wanichpongpan W., Gheewala S.H. (2007) Life cycle assessment as a decision support tool for landfill gas-to energy projects. Journal of Cleaner Production 15, 1819-1826

Wang F., D.W. Smith, M.G. El-Din, (2003) Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment, J. Environ. Eng. Sci. 2 413–427.

Willumsen H. Experience with landfill gas recovery plants. Renewable Energy 2003; [www.sovereign-publications.com/renewable-energy2003-art.htm](http://www.sovereign-publications.com/renewable-energy2003-art.htm)

Willumsen H. Energy recovery from landfill gas in Denmark and worldwide; [www.lei.lt/Opet/pdf/Willumsen.pdf](http://www.lei.lt/Opet/pdf/Willumsen.pdf)

Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de abril de 2006, relativa a los residuos

Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos

Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación

Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación

Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos

Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero (BOE 29 Enero 2002)





UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Departamento de Ingeniería Química

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Emisiones gaseosas en plantas  
de tratamiento de la fracción  
resto de residuos sólidos  
urbanos (RSU)*

Pr. Dr. D. Manuel Bao Iglesias

SANTIAGO DE COMPOSTELA



## EMISIONES GASEOSAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RSU

Se trata de promover la recuperación de energía a partir de la fracción no reciclable de los RSU mediante la elaboración de un combustible estabilizado y su posterior incineración con generación de electricidad en una planta térmica.

La combustión es la primera y principal tecnología utilizada para el aprovechamiento de RSU con producción de energía. Su utilización en la eliminación de RSU data de la primera mitad de este siglo y ha ido creciendo progresivamente al tiempo que progresaba técnicamente

Si bien las tecnologías de combustión definen el estándar industrial en la recuperación de energía a partir de RSU, otro tipo de procesos basados en la pirólisis o la gasificación, buscan también estabilizar térmicamente los RSU produciendo energía simultáneamente.

La combustión de RSU, su estado actual de desarrollo y problemática así como la de las nuevas tecnologías alternativas y su potencialidad, son objeto de examen y reflexión.

### 1. COMBUSTION DE RSU

#### 1.1 CONTROL DE EMISIONES

Uno de los puntos de mayor interés al hablar de la combustión de RSU es el de las posibles emisiones asociadas a esta tecnología. Como en todo proceso de combustión, cuando se queman RSU se liberan diversas emisiones contaminantes en distinta cuantía, y es necesario tratar los gases producidos para evitar que se emitan a la atmósfera. Entre estos compuestos que puede ser necesario tratar, encontramos las cenizas volantes, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno, metales y compuestos orgánicos clorados.

Existen varias posibilidades para reducir estas emisiones. La primera de ellas sería la de los denominados pretratamientos que tienen por objetivo eliminar las sustancias precursoras (nitrógeno, cloro, azufre, cenizas) que puedan existir en el combustible, o aditar sustancias que durante el proceso de combustión eviten la formación de contaminantes. La segunda sería la optimización de la combustión para minimizar la liberación de contaminantes, esta es normalmente la opción menos costosa. La tercera serían los métodos de postcombustión tales como filtros electrostáticos o de mangas, *scrubbers* o lavadores, adsorción en carbono activo, etc. Esto son los métodos más empleados, pero se describirán en más en detalle las primeras dos alternativas ya que cada vez se les presta más atención.

##### 1.1.1 Pretratamientos

Hay que reconocer que en el caso de los combustibles fósiles los pretratamientos no son la opción preferida pues son normalmente más caros que las otras alternativas, pero en el caso de los RSU la situación es distinta; ya que la combustión de un CDR presenta ventajas frente a la incineración en masa. Es precisamente en la elaboración de este CDR cuando se van a separar determinados materiales recuperables, secando para eliminar la actividad microbiana en los residuos e incrementar el poder calorífico de los mismos, pero también se pueden eliminar

determinados productos indeseables y adicionar para la mineralización de los residuos y la reducción de las emisiones que posteriormente se puedan producir. Por ello merece la pena comentar las implicaciones que tienen los distintos componentes de los RSU desde el punto de vista de la preparación del CDR.

La separación de componentes de los RSU puede realizarse en una planta especialmente diseñada para ello, o bien en origen lo que conlleva un menor costo y mayor pureza del material separado, pero también implica un alto grado de concienciación ciudadana, por lo que normalmente por sí sola es suficiente.

La separación del vidrio, a condición de que se realice en origen con una pureza elevada, permite su reutilización y supone la preservación de un recurso y un importante ahorro energético. A veces la venta de este material supone una fuente de ingresos para la financiación de los sistemas de gestión de RSU, lo que no siempre es así.

Los metales, especialmente los procedentes de pilas, tubos de medicamentos, y otros, pueden considerarse en algunos casos como residuos peligrosos. Por ello se debe procurar establecer un circuito de recogida paralelo para evitar su incorporación a la masa de residuos dado que afectaría negativamente a cualquier esquema o proceso de tratamiento de RSU, desde vertido, a compostaje, o combustión. Otras fuentes de metales pueden considerarse menos nocivos, pero siempre que sean reciclables puede entenderse como ventajosa su recuperación en origen.

En cuanto a los plásticos se trata de un tema claro, pues el reciclado de mismos se puede decir que pasa por muchas dificultades. En primer lugar está la clasificación de las distintas variedades, para que puedan ser reutilizadas en sus aplicaciones específicas. Esto, más que dificultoso, es hoy inviable, salvo en casos específicos. Se ha probado la elaboración de distintos materiales de construcción a partir de estos plásticos con resultados discutibles. En cuanto a la recuperación energética, no parece tener sentido promover la separación de plásticos para luego someterlos a un proceso de recuperación energética por separado.

Se propone la separación del PVC, para disminuir el contenido en cloro del CDR y facilitar la limpieza de gases y la recuperación energética. Hay que dejar claro que de ser posible no sería suficiente, pues sabemos que un porcentaje importante del contenido en cloro de los RSU, que según los casos puede ser superior al 50%, está en la fracción orgánica de los mismos. Estudios realizados en Japón demuestran que, aunque un 76% de gomas y plásticos se separen de los RSU, sigue siendo necesario un tratamiento de los gases para eliminar el HCl. Por supuesto parece que lo más sensato es considerar los plásticos como materiales utilizables en multitud de aplicaciones que al final de su ciclo de vida constituyen un buen combustible con un elevado poder calorífico.

Papel, cartón y similares son materiales con un poder calorífico superior a las 4000 kcal/kg cuando están secos. Constituyen materiales parcialmente reciclables, en una cantidad que depende de las condiciones de mercado y de la calidad del material. La calidad del papel que contienen los RSU oscila entre baja y alta, y en la clasificación posterior el material separado en origen pero de baja calidad será rechazado, con lo que acabará en un vertedero. Por ello en este caso lo mejor podría ser limitar la recogida selectiva a los centros de generación de papel de media y alta calidad.

### **1.1.2 Optimización de la Combustión**

Los factores que condicionan la formación de compuestos contaminantes durante el proceso de combustión de RSU son fundamentalmente tres; la eficiencia de la combustión (es el caso de CO, C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>, alquitranes, coque), el control de reacciones secundarias (NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, dioxinas) y la propia composición del residuo (SO<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, cloruros).

Aunque se puede atribuir una mayor importancia a un factor específico en la formación de un contaminante determinado, en algunos casos es la combinación de los factores lo determinante. Por ello se analizará la forma de minimizar cada uno de los distintos tipos de emisiones optimizando la combustión.

## **1.2. PARTÍCULAS**

Las emisiones de partículas dependen del contenido en cenizas e inertes del combustible, del tiempo de residencia de los sólidos dentro del sistema de combustión, del exceso de aire empleado en la combustión y de la relación aire primario/ aire secundario utilizada.

### **1.3 SO<sub>2</sub> Y SO<sub>3</sub>**

La formación de estos compuestos viene determinada básicamente por la composición del residuo. El S está presente en los RSU en cantidades mucho menos importantes que las que encontramos en algunos combustibles fósiles. En condiciones reductoras, en función de la temperatura el S forma H<sub>2</sub>S, COS, e incluso si las temperaturas son suficientemente bajas se encuentra como S elemental. En condiciones oxidantes es la temperatura y el exceso de oxígeno presente el que regula el equilibrio que se establece entre SO<sub>2</sub> y SO<sub>3</sub>, que siempre estará muy desplazado a favor del primero, tal y como interesa para evitar una mayor corrosión, especialmente en aquellos puntos de la planta donde exista el riesgo de que se produzca condensación ácida.

Durante el proceso de combustión es posible eliminar estos compuestos mediante la adición de CaCO<sub>3</sub> o dolomita, mezcla del anterior y MgCO<sub>3</sub>. Esto ya se realiza en algunas centrales térmicas que queman carbón con alto contenido en azufre para evitar la corrosión de la caldera (operando en condiciones que aumentan la eficiencia energética) y tener que recurrir en exceso a sistemas de control de la contaminación basados en etapas de postcombustión.

En los lechos fluidizados donde se quema CDR, tales como el Sande en Noruega (Tillman, 1989), también es posible implementar estos métodos. En la unidad de Sande por este procedimiento se ha reducido el contenido en SO<sub>x</sub> del gas de combustión en un 95%.

### **1.4 HCl Y CLORUROS**

La formación de estos compuestos viene también determinada por la composición del residuo pero en este caso aparte del HCl se pueden formar NaCl, KCl, CuCl<sub>2</sub> y otros cloruros inorgánicos, además de Cl<sub>2</sub>. Esto se debe a la gran variabilidad de la composición de los RSU (Uchida y Kubota, 1988). El mayor contenido en unos u otros compuestos tiene distintas implicaciones para el funcionamiento del sistema. Esto unido al hecho de que la cantidad de

cloro presente en los RSU ó CDR es varias veces mayor al que podemos encontrar en combustibles fósiles, es lo que de hecho determina gran parte de los problemas asociados a estas instalaciones. Algunos autores plantean además que de forma análoga a lo que sucede para el SO<sub>2</sub>, la adición de caliza permitiría eliminar *in situ* el HCl, solucionando también los problemas de corrosión que afrontan estas plantas. Por ello parece que merece la pena emplear unas líneas en describir lo que se sabe acerca de cómo las condiciones de combustión afectan a la química del cloro.

Durante algún tiempo, para predecir la cantidad de HCl y de cloruros presentes en el gas de combustión de RSU o de otra clase de residuos que contengan cloro, se aceptaba que el cloro ligado a compuestos orgánicos se transformaría eficientemente en HCl durante la combustión, y que los cloruros inorgánicos no sufrirían transformación relevante alguna. Asumiendo esto se procedía a analizar el cloro orgánico e inorgánico disolviendo cada uno de ellos en una fase líquida diferente (Método ASTM E 776-87).

Aparte de la inexactitud debida a la elección de los disolventes selectivos adecuados para una mezcla de esta complejidad, se ha comprobado que una importante cantidad de compuestos inorgánicos se descomponen y reaccionan a las temperaturas de operación de los incineradores pudiendo formarse HCl, Cl<sub>2</sub>, y otros cloruros.

El conocimiento de esta atmósfera, que proporciona información útil acerca del problema de la corrosión y también acerca de las necesidades y el funcionamiento de equipos para el control de emisiones, se ha intentado abordar reproduciendo en laboratorio el comportamiento de estas sustancias en una planta real (Uchida y Kubota, 1983).

Jonson (1992) emplea un horno donde la muestra es oxidada a temperaturas entre los 400 y los 900°C mediante la inyección de aire. La muestra se introduce mediante una cápsula especial. Tanto dicha cápsula como el tubo del horno estaban contruidos en cuarzo para algunos experimentos y en Inconel 600 para otros. Un filtro de fibra de vidrio calefactado a 120°C permite retener las partículas del gas donde estarán algunos cloruros, evitando condensaciones de gases. Finalmente en agua desionizada se retiene el HCl y, a continuación en una disolución de NaOH 0.1N se retiene el Cl<sub>2</sub> presente en el gas.

En este sistema se probaron una serie de “residuos sintéticos” para estudiar su comportamiento, en concreto CH<sub>3</sub>-CH<sub>2</sub>Cl, cloruro férrico, cloruro sódico y cloruro potásico, estos tres últimos entre los más abundantes en los RSU. Los compuestos orgánicos van disueltos en etanol y para los inorgánicos se utilizan disoluciones acuosas.

Se estudiaron 4 atmósferas distintas:

- aire seco
- aire seco con un 0.5% de propano
- aire con un 2.4% de vapor de agua
- aire con un 5% de vapor de agua

El flujo de gas se ajusta de forma que el tiempo de residencia en la parte más caliente del horno sea de al menos 3 ó 4 segundos.

Los resultados de estas experiencias son en algunos casos sorprendentes no siendo capaces de explicar los propios investigadores algunos de ellos, lo que da idea de la complejidad de las

reacciones que pueden tener lugar en un sistema de este tipo. A pesar de que estas sustancias se introducen como disolución concentrada en una cápsula, esta agua se evapora rápidamente y no le da tiempo a reaccionar inicialmente. Por ello en las experiencias con aire seco las conversiones de KCl, NaCl y FeCl<sub>3</sub> a HCl son muy bajas. En el caso de los compuestos orgánicos que tienen ya hidrógeno, la conversión a HCl es muy alta aún utilizando aire seco. Estamos hablando de temperaturas de 900°C.

El NaCl, uno de los compuestos de cloro más estables a bajas temperaturas, se transforma a HCl a 900-1000°C con rendimientos en torno al 40% cuando hay vapor de agua presente. Para el KCl en estas condiciones la conversión es más baja (por debajo del 25%). El FeCl<sub>3</sub> daba las conversiones más altas (por encima del 60%).

Al trabajar con el tubo del horno y la cápsula de alimentación contruidos en cuarzo se observó que eran atacados como consecuencia de una reacción del cuarzo tanto con el Na, como el Fe con formación de silicatos. Esto facilita la formación de HCl y por eso los rendimientos de formación de HCl son mayores cuando el material está contruidos en cuarzo, que cuando está contruido en Inconel 600, material que a pesar de ser más estable también acaba sufriendo corrosión con formación de picaduras.

Como conclusión de todo se puede decir que la presencia de HCl en un gas de combustión de RSU depende de la composición del residuo, la presencia de hidrógeno en el gas proveniente del agua y otras sustancias que se puedan formar y también de la composición de las paredes y otras superficies de la zona del horno, que al estar a temperaturas de 1000°C o más pueden reaccionar con los cloruros inorgánicos y facilitar su incompleta transformación en HCl.

Este complejo sistema de reacciones e interacciones entre el residuo, los materiales de construcción, la temperatura y, probablemente, el tiempo de residencia es difícil de trasponer de la planta al laboratorio.

La alternativa a la experimentación es el estudio termodinámico. Ante estas evidencias experimentales que demuestran que la formación de HCl en los incineradores no se debe solo a sustancias orgánicas cloradas, sino también al NaCl, KCl, y otros cloruros es necesario realizar en primer lugar un análisis termodinámico del problema.

La concentración de equilibrio para la formación del HCl según la reacción:



es inferior a 0.1 ppm a temperaturas entre 700 y 900°C, sensiblemente inferior a las encontradas experimentalmente, lo que hace pensar que no basta con esta reacción para explicar las transformaciones que tienen lugar en el sistema. Pero, si el Na<sub>2</sub>O, producto de la reacción (1) se consume mediante otras reacciones por los componentes presentes en los RSU, el equilibrio se desplazará a la derecha, y se incrementará la producción de HCl.

Los componentes susceptibles de reaccionar con el Na<sub>2</sub>O en las condiciones de combustión de un RSU, están presentes tanto en la fase gas como en fase sólida. En la fase gaseosa se tiene en primer lugar el SO<sub>2</sub> que se combina con el Na<sub>2</sub>O según la reacción:



Combinando las reacciones (1) y (2) la reacción global es:



reacción conocida como reacción de Hargreaves, y utilizada desde 1870 para producir la sal de Glauber ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) empleada como materia prima para la producción de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  según el proceso Le Blanc. Las constantes de esta reacción y de las equivalentes para los cloruros de K, Mg y Ca, a diversas temperaturas figuran en la Tabla 1 mostrándonos cómo estas transformaciones están termodinámicamente favorecidas en las condiciones de combustión.

Tabla 1. Constantes de la reacción (3) para distintos metales alcalinos

	TEMPERATURA (°C)					
	300	500	700	800	900	1000
Kp (NaCl)	$3 \times 10^{10}$	$4 \times 10^5$	$6 \times 10^2$	$5 \times 10$	7	1
Kp (KCl)	$7 \times 10^{10}$	$9 \times 10^5$	$1 \times 10^3$	$1 \times 10^2$	$2 \times 10$	5
Kp (MgCl <sub>2</sub> )	$2 \times 10^{17}$	$4 \times 10^{10}$	$5 \times 10^6$	$2 \times 10^5$	$1 \times 10^4$	$1 \times 10^3$
Kp (CaCl <sub>2</sub> )	$5 \times 10^{16}$	$1 \times 10^{10}$	$1 \times 10^6$	$5 \times 10^4$	$4 \times 10^3$	$6 \times 10^2$

Estudiando las emisiones de distintos incineradores, en Japón se encontró que la cantidad de  $\text{SO}_2$  presente en el gas de combustión es inferior a la que corresponde de acuerdo con los niveles de S analizados en el RSU. Esto confirma que la formación de sulfatos alcalinos está termodinámicamente favorecida y tiene lugar en cierta extensión.

Henriksson (1979) ha estudiado la cinética de la reacción de Hargreaves encontrando que la velocidad de formación de HCl era directamente proporcional a la raíz cuadrada de las concentraciones de  $\text{SO}_2$  y  $\text{O}_2$ , siendo independiente de la concentración de  $\text{H}_2\text{O}$ . En el intervalo de temperaturas estudiado (300-900°C) la dependencia de la constante de velocidad con la temperatura presenta un comportamiento extraño disminuyendo hasta los 500°C para ascender después. Este comportamiento se explica mecanísticamente por lo que no se profundizará en él. Las concentraciones de HCl obtenidas se alejan bastante del equilibrio en parte a causa del modelo de reactor y condiciones utilizadas para el estudio. A 600 °C y para unas condiciones en que la composición de equilibrio sería 0.1 atm de HCl sólo se obtuvo 0.0025. A 900 °C y para unas condiciones distintas en las que la composición de equilibrio era también 0.1 atm de HCl, la concentración obtenida fue de 0.027 atm.

Otros componentes como el NO,  $\text{NO}_2$ , y  $\text{CO}_2$  están presentes en el gas de combustión por lo que se podrían proponer las reacciones:



Ninguna de estas tres reacciones está termodinámicamente favorecida en las condiciones presentes en las incineradoras por lo que el  $\text{SO}_2$  es seguramente el único componente de la fase gas que reacciona con los cloruros para producir HCl.

Las reacciones con componentes en fase sólida son posibles con  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , y  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (entre otros) según el modelo:



Este tipo de reacciones ya fue propuesto por Wall (1975) para explicar algunos fenómenos en lechos fluidos donde se quemaban lodos con alto contenido en sales. Por orden de importancia la presencia de estos compuestos, o asociaciones de compuestos, que más favorecen la formación de HCl son  $\text{Al}_2\text{O}_3 + n\text{SiO}_2 > m \text{SiO}_2 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{Fe}_2\text{O}_3$ .

Las concentraciones de equilibrio de HCl a 1 atm de presión y distintas temperaturas en presencia de un 10% de H<sub>2</sub>O para los cloruros de K, Mg y Ca se recogen en la Tabla 2:

Tabla 2. Concentración de equilibrio de HCl

(X)	(A)	(B)	900 K	1100 K	1300 K
2 KCl	4 SiO <sub>2</sub>	K <sub>2</sub> O·4SiO <sub>2</sub>	2.05 × 10	5.14 × 10 <sup>2</sup>	4.68 × 10 <sup>3</sup>
2 KCl	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + 6 SiO <sub>2</sub>	K <sub>2</sub> O·Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ·6SiO <sub>2</sub>	5.76 × 10 <sup>4</sup>	1.40 × 10 <sup>5</sup>	1.65 × 10 <sup>5</sup>
MgCl <sub>2</sub>	SiO <sub>2</sub>	MgO·SiO <sub>2</sub>	1.81 × 10 <sup>5</sup>	1.82 × 10 <sup>5</sup>	1.82 × 10 <sup>5</sup>
MgCl <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + 5/2 SiO <sub>2</sub>	1/2(2MgO·Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ·5SiO <sub>2</sub> )	1.80 × 10 <sup>5</sup>	1.81 × 10 <sup>5</sup>	1.82 × 10 <sup>2</sup>
CaCl <sub>2</sub>	SiO <sub>2</sub>	CaO·SiO <sub>2</sub>	9.09 × 10 <sup>2</sup>	7.21 × 10 <sup>3</sup>	2.35 × 10 <sup>4</sup>
CaCl <sub>2</sub>	1/2 Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> + 1/2 SiO <sub>2</sub>	1/2(2CaO·Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ·SiO <sub>2</sub> )	5.02 × 10 <sup>2</sup>	4.73 × 10 <sup>3</sup>	1.73 × 10 <sup>4</sup>

de forma que (X), (A) y (B) representan los componentes que reaccionan en la ecuación:



La demostración experimental de estas predicciones termodinámicas fue realizada por Uchida y Kubota (1983) haciendo reaccionar el NaCl con SiO<sub>2</sub> y Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. En una cápsula se introducían en un horno al que se inyectaba aire humidificado para que tuvieran lugar las reacciones; recogiendo más tarde los productos formados en un dispositivo de absorción para medir entonces las cantidades de iones Cl<sup>-</sup> y Na<sup>+</sup> formados.

El efecto de la presencia de SiO<sub>2</sub> y Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> es claro. Se produce la descomposición del cloruro sódico para dar HCl, y cuanto mayor es la cantidad relativa presente en estos dos compuestos mayor es también la velocidad de descomposición. El efecto de la relación entre las alimentaciones de NaCl, SiO<sub>2</sub> y Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> se aprecia también en la Fig.1 donde se puede observar que aún cuando no se alimentan SiO<sub>2</sub> ni Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> al sistema, se produce una pequeña cantidad de HCl, seguramente, por reacción del NaCl con las paredes de cápsula y horno, construidas en alúmina.

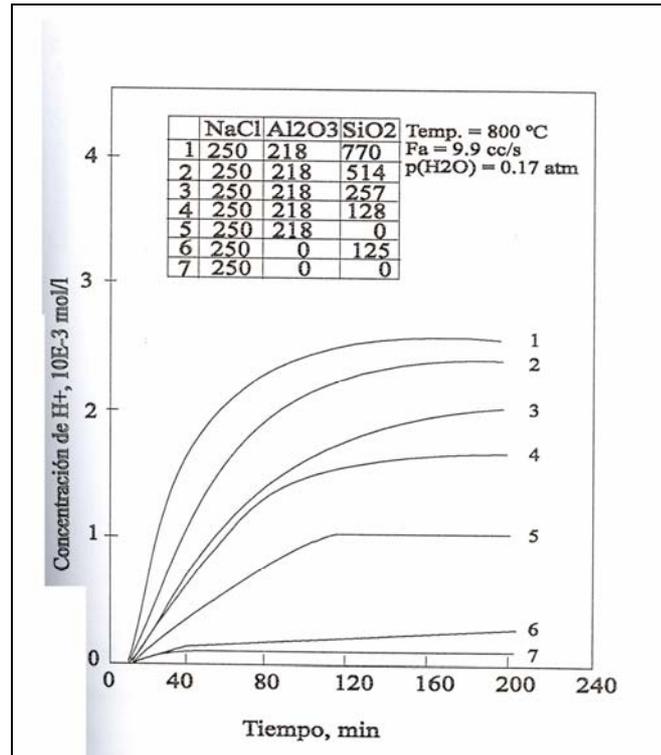


Figura 1. Formación de  $HCl$  por descomposición de  $NaCl$  en presencia de  $Al_2O_3$  y  $SiO_2$

El efecto de la temperatura en el intervalo estudiado ( $700\text{-}900^\circ\text{C}$ ) es también apreciable, a mayor temperatura mayor velocidad de descomposición (Fig.2). La presión parcial de  $H_2O$  tiene menor influencia.

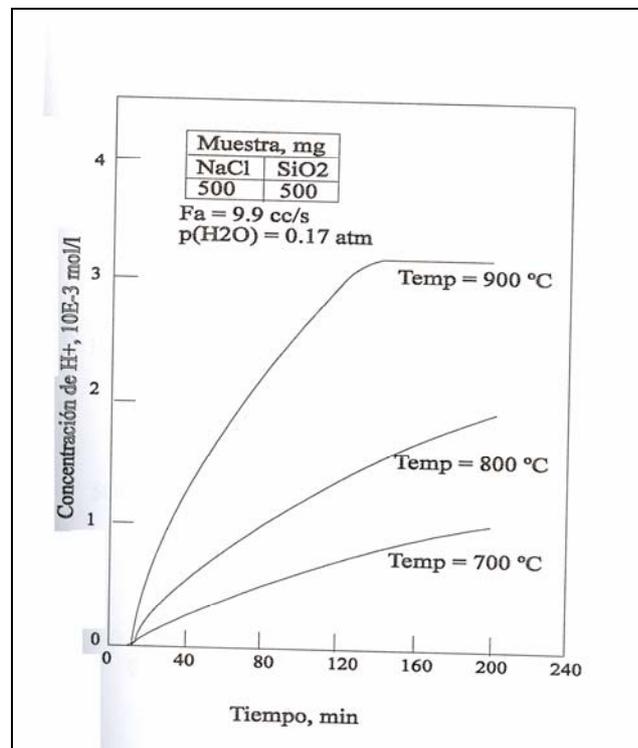


Figura 2. Formación de  $HCl$  por descomposición de  $NaCl$  para diferentes temperaturas

En la Fig.3 se aprecia la desviación entre el equilibrio y la máxima concentración alcanzada en las experiencias en que sólo se empleó SiO<sub>2</sub> para estudiar la reacción:

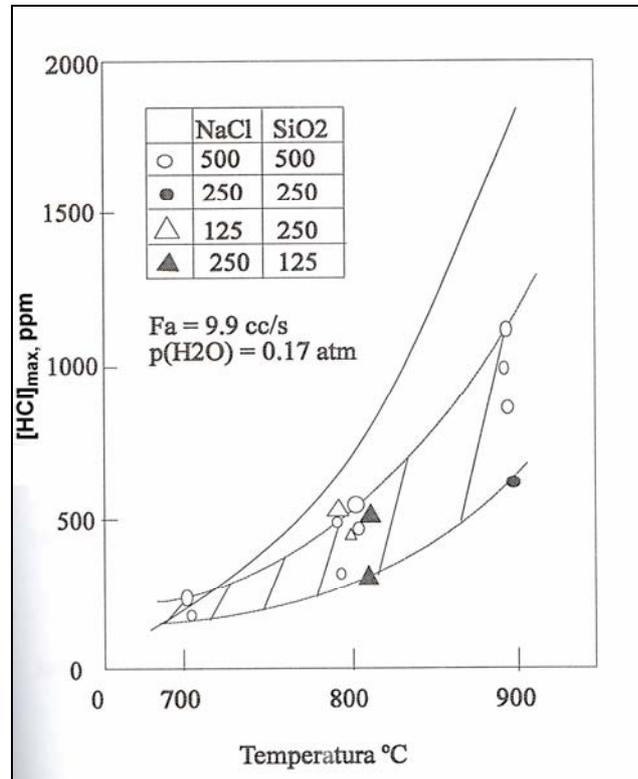
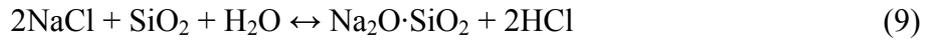


Figura 3. Máxima producción de HCl por descomposición de NaCl en función de la temperatura

Esta desviación crece con la temperatura debido a la formación de un compuesto vítreo que recubre la superficie de la muestra impidiendo que la reacción continúe. También es debido a que se produce la vaporización parcial del NaCl a partir del 800 °C. Tras las experiencias a 800 y 900 °C se realizaron análisis del residuo que queda en la cápsula y no se encontraron restos ni de Cl ni de Na. A 700 °C, sin embargo, la vaporización del NaCl es despreciable y la cantidad de silicato vítreo producido muy pequeña con lo que la concentración del HCl producido en el gas se aproxima a la de equilibrio.

La velocidad de producción de HCl es acelerada por la presencia de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Cuando está presente el Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> la reacción sería:



En este caso las concentraciones de equilibrio coinciden bien con las encontradas experimentalmente como se aprecia en la Fig.4.

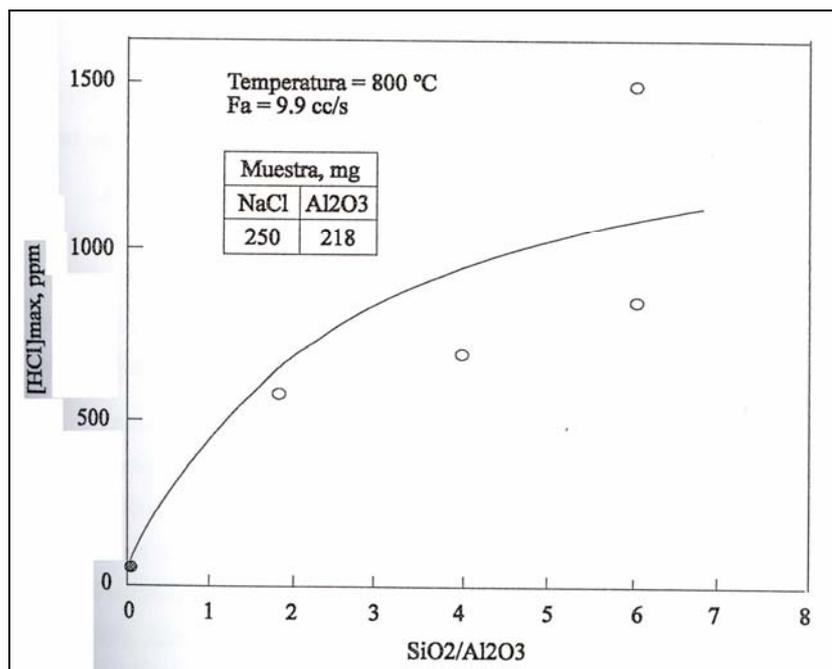


Figura 4. Máxima producción de HCl por descomposición de NaCl en función de la relación  $SiO_2:Al_2O_3$

Cuando en el sistema coexisten  $Al_2O_3$  y  $SiO_2$  el panorama es más complejo ya que además de las reacciones (9) y (10) tiene lugar la reacción (11) donde n puede valer 4 ó 6.



Se analizó el residuo en la cápsula, comprobándose que el número de moles de HCl formados era igual al de Na en el residuo. Esto confirma que el HCl se produce realmente mediante las reacciones de descomposición del NaCl postuladas.

Nordin *et al* (1995) desarrollaron un programa (Chemsage 3.0) para realizar cálculos de equilibrio que permitieran conocer los compuestos inorgánicos que se forman en las cenizas de combustión y gasificación de distintas clases de biomasa, considerando tres fases (sólido, líquido y gas) y más de 150 especies. Los resultados para RSI predicen la coexistencia de HCl y cloruros y la presencia de parte del Na y K en forma de silicatos.

El conjunto de todos estos trabajos conduce a las mismas conclusiones obtenidas por Urabe (1993) en su intento de explicar la variación con la temperatura de la estabilidad de las especies presentes en las plantas de combustión de RSU de Tokyo.

A temperaturas por debajo de los 420 °C el NaCl es estable. A partir de esa temperatura empiezan a descomponerse para formar sulfatos. A partir de los 800-900 °C los sulfatos se descomponen para dar de nuevo  $SO_2$  y NaCl. Este último se vaporiza parcialmente a estas temperaturas y el que permanece como sólido se transforma en distintas clases de silicatos sólidos. La situación para el KCl es bastante similar.

Tenemos pues tres regiones de temperatura donde las transformaciones predominantes son distintas. La cinética limita también esas transformaciones. En el caso de las reacciones de sulfatación de cloruros al incrementarse la temperatura por encima de 500 °C están menos favorecidas termodinámicamente pero más cinéticamente, aunque teniendo en cuenta los tiempos de residencia necesarios nunca se alcanzará la composición de equilibrio. Para la transformación en silicatos alcalinos la cinética es aún más lenta y compleja. Por ello en cada caso los productos obtenidos serán función de la curva temperatura-tiempo de residencia y el modelo de contacto sólido-gas, que es diferente en un lecho fluido y en un horno de parrillas. Todo esto conduce a que no basta con conocer el contenido en Cl y metales alcalinos del RSU ó CDR para predecir la cantidad de HCl y cloruros en el gas y cualquier predicción es bastante compleja.

## 1.5 NO<sub>x</sub>

Bajo la denominación de NO<sub>x</sub> se engloban una serie de compuestos inorgánicos de entre los cuales el NO es con mucho el más importante con cerca del 95% de las emisiones. Le sigue en importancia el NO<sub>2</sub>. Por último el N<sub>2</sub>O, mucho menos importante que el anterior ya que sólo se forma cuando las temperaturas de combustión son relativamente bajas (lechos fluidos), y en cantidades mucho menos importantes.

Los límites de emisión oscilan entre los 70 y 200 mg/Nm<sup>3</sup> (Knoche, 1993). Niveles tan bajos sólo pueden ser alcanzados mediante la adopción de medidas secundarias (reducción catalítica o no catalítica).

Sin embargo, mediante un adecuado control de los mecanismos de formación de estas sustancias se pueden bajar los niveles de generación de NO<sub>x</sub> por debajo de los 350 mg/Nm<sup>3</sup> (*W+E Umwelttechnik*, 1991).

Hay dos mecanismos que pueden dar lugar a la formación de NO<sub>x</sub>: uno se explica por reacciones radicalarias en las que el nitrógeno diatómico presente en el aire se disocia y oxida en presencia de átomos de oxígeno. Zeldovich y otros autores (Görner, 1992) han propuesto distintos mecanismos por los que se forman estos compuestos encontrando que las reacciones de formación poseen una elevada energía de activación. La velocidad de estas reacciones está también controlada por la disponibilidad de átomos de oxígeno. En zonas con poca disponibilidad de oxígeno o baja temperatura, tienen lugar otros mecanismos de formación de NO y N<sub>2</sub>O, tal y como se comentaba anteriormente, pero mucho menos importantes.

Aparte de estas consideraciones de tipo cinético, que en este caso son claves, termodinámicamente la formación de estos compuestos se favorece cuanto mayor es la temperatura y las concentraciones de N<sub>2</sub> y O<sub>2</sub>.

Por ello a temperaturas de combustión bajas y bajos niveles de exceso de aire se puede restringir la formación de NO<sub>x</sub> por este mecanismo. De hecho Pershing (1976) ha demostrado que se deben superar los 1500 °C para que las emisiones de NO<sub>x</sub> generadas por este mecanismo sean significativas. En la combustión de RSU estas temperaturas no son habituales aunque se pueden alcanzar en algunos puntos calientes dentro del reactor si no se retira calor del reactor o el exceso de aire utilizado para refrigerar, y la turbulencia, son bajos.

El mecanismo de formación de  $\text{NO}_x$  asociado al combustible es independiente de la temperatura y está relacionado con la oxidación del nitrógeno presente en el combustible. Durante la combustión el nitrógeno se volatiliza generalmente como un radical amina y si hay suficiente oxígeno presenta los radicales amina se oxidarán a  $\text{NO}$ . Si el ambiente es pobre en oxígeno estos radicales formarán nitrógeno diatómico. Por ello realizando una adición de oxígeno en etapas al sistema, limitando dicha adición al principio, se puede controlar la formación de  $\text{NO}_x$  por este mecanismo.

## 1.6 CO Y COMPUESTOS HIDROCARBONADOS

En la formación de monóxido de carbono, considerada un parámetro clave para determinar la eficiencia de la combustión, intervienen factores de tipo termodinámico y cinético.

La oxidación de  $\text{CO}$  a  $\text{CO}_2$  es un paso intermedio y cinéticamente limitante en la oxidación de sustancias carbonosas para formar  $\text{CO}_2$ . Dryer (1972) ha demostrado que a altas temperaturas un incremento de  $200\text{ }^\circ\text{C}$  en la temperatura de reacción incrementa la velocidad de reacción en un factor de 10. Lueckel (1988) considera que para completarse la oxidación de  $\text{CO}$  a  $\text{CO}_2$  hace falta al menos un segundo de tiempo de residencia sobre el tiempo necesario para oxidar sustancias hidrocarbonadas hasta formar  $\text{CO}$ .

Por tanto si se respeta esa condición, serán las condiciones termodinámicas las que determinen la cantidad de  $\text{CO}$  formado. Al tratarse de una reacción exotérmica, a altas temperaturas está menos favorecida.

Aparte de estas consideraciones, si no existe una buena mezcla entre combustible y oxígeno, se dan puntos en los que la concentración de oxígeno es más baja de la estequiométrica, la combustión no es eficiente y se produce  $\text{CO}$ .

Para evitar que aparezcan estos problemas es necesario un suficiente aporte de oxígeno al sistema de combustión. Cuanto mayor sea la cantidad de aire inyectada al sistema mayor será la turbulencia, mejorando el contacto entre combustible y comburente y disminuyendo la posibilidad de que se formen puntos con insuficiente aporte de oxígeno.

Desde el punto de vista del equilibrio químico a mayor cantidad de oxígeno inyectado, menor formación de  $\text{CO}$ . Las ecuaciones cinéticas desarrolladas por los distintos autores también muestran que un aumento en la concentración de  $\text{O}_2$  aumenta la velocidad de reacción.

Sin embargo, tanto cinética como termodinámicamente la reacción es más sensible a la temperatura que a la concentración de  $\text{O}_2$ ; por ello es necesario evitar que un excesivo aporte de oxígeno haga descender demasiado la temperatura ya que, si bien se favorece termodinámicamente la eliminación de  $\text{CO}$ , descende la velocidad de reacción con lo que el tiempo de residencia de los gases puede no ser suficiente para completar la oxidación.

Estas consideraciones respecto a las condiciones que minimizan la formación de CO son igualmente válidas respecto a la minimización de hidrocarburos en los gases de salida del horno de combustión.

## 1.7 DIOXINAS

Las dioxinas y furanos son un grupo de unos 210 compuestos de entre los cuales la 2,3,7,8-tetracloro dibenzodioxina (TCDD) y el 2,3,7,8-tetracloro dibenzofurano son los más tóxicos. Existen factores específicos que, multiplicados por la masa de cada compuesto respectivo, nos dan la toxicidad equivalente de la muestra como masa de TCDD.

Se pueden postular varios mecanismos a través de los cuales se generan las emisiones de dioxinas en la incineración de RSU (Chem Systems, 1992):

- La presencia de dioxinas en el propio RSU que pasan por el sistema de combustión sin reaccionar y descomponerse. Este mecanismo se minimiza al establecerse un tiempo de residencia para los gases de 2 segundos a una temperatura de al menos 850°C.
- La formación de dioxinas y furanos a partir de precursores clorados del tipo del clorofenol, clorobenceno o PCBs que en fase gas homogénea se combinan para formar dioxinas a través de un serie de reacciones radicalarias. El rendimiento más elevado, en torno al 1%, se alcanza en el intervalo de temperatura de 550 a 650 °C.
- La síntesis *De Novo*, que comprende la reacción heterogénea de cloruros gaseosos inorgánicos con iones metálicos en las cenizas volantes para formar cloro. Este reacciona con hidrocarburos cíclicos o policíclicos que condensan sobre la superficie de las cenizas y con oxígeno gaseoso, en una reacción una vez más catalizada por los iones metálicos en las cenizas volantes, para formar dioxinas. Estas dioxinas pueden entonces adherirse a las cenizas o pasar a la fase gas.

Los factores que favorecen este último mecanismo son la temperatura (entre 275 y 325°C se obtienen los máximos rendimientos), el que haya necesariamente un exceso de oxígeno, el contenido en metales (especialmente el  $\text{Cu}^{2+}$ ) de las cenizas volantes que resulta ser un factor crítico para catalizar la reacción y los posibles efectos eléctricos, ya que la electricidad de los electrofiltros parece ionizar los metales en las cenizas volantes promoviendo la síntesis de dioxinas.

De estos mecanismos postulados el segundo y tercero están considerados como los responsables de la mayor parte de las emisiones. Para reducirlas se han ingeniado distintos métodos que podemos clasificar en métodos de precombustión, combustión y postcombustión.

La primera categoría de métodos comprende la eliminación de precursores, cloro y cobre (algo que hasta ahora parece económicamente inviable) y la adición de sulfuros o caliza que actúan inhibiendo la síntesis *De Novo* o reaccionando con el Cl por otra vía. Los métodos de combustión tienen en cuenta que la formación y destrucción de dioxinas es muy sensible a la temperatura y disponibilidad de oxígeno. El control de la

formación de dioxinas se calcula que requiere una temperatura de 980 °C durante más de un segundo, ó alternativamente 850 °C durante más de 2 segundos. Temperaturas superiores fragmentan los precursores de las dioxinas haciendo que su formación en las zonas de postcombustión sea más improbable (Kilgroe, 1989).

El exceso de aire necesario depende del tipo de horno de combustión. Así en los hornos de parrillas se ha determinado que es necesario que el aire inyectado bajo parrilla sea como mínimo el necesario para la combustión estequiométrica del RSU. En cualquier caso, para cualquiera de las dos condiciones de temperatura enunciadas anteriormente es suficiente que la concentración de oxígeno en el gas de salida sea de un 6%. De esta forma, simplemente optimizando la combustión, es posible reducir el contenido de dioxinas y furanos en el gas de combustión de la mayoría de las plantas existentes a valores de entre 8 y 12 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>.

Por otro lado, los métodos de eliminación de dioxinas en postcombustión han evolucionado bastante y se muestran bastante eficientes. Kawabata (1992) muestra cómo con un sistema convencional de limpieza en el que el gas se enfría a 160 °C antes de pasar por un precipitador electrostático, se eliminan el 96,8% de las dioxinas del gas. Un sistema de retención de sólidos mediante un filtro de mangas conduciría a mayores eficiencias.

Un ejemplo mejor con una tecnología más desarrollada y bajo una legislación más estricta lo tenemos en la planta incineradora de Bonn. A la salida de la sección de recuperación el contenido en dioxinas del gas es de 5.5 ng/Nm<sup>3</sup>. Tras pasar por el sistema de limpieza, que incluye filtros de carbono activo, se consigue rebajar dicho contenido hasta 0.006 ng/Nm<sup>3</sup> (Brunner, 1993).

## 2 PIRÓLISIS DE RSU

### 2.1 PRODUCTOS OBTENIDOS

Durante la pirólisis se originan tres fases, gas, alquitrán o *tar* y carbón o *char*. Regulando las condiciones es posible controlar en cierta medida el rendimiento obtenido en cada una de estas fases. Ahora veremos cuáles son las propiedades físicas (poder calorífico, superficie específica, etc.) de estas fases y cuáles son los compuestos que se encuentran presentes en ellas, cuando la materia prima utilizada en la pirólisis son RSU.

Para ello tomaremos como referencia las experiencias de Williams y Besler (1992), de la Universidad de Leeds que han estudiado la pirólisis de *pellets* de CDR procedentes de una planta de tratamiento radicada en Byker, Reino Unido; y de Rovatti (1993), de la Universidad de Génova. Este último trabajo, si bien no tan completo como el anterior incluye el análisis del HCl desprendido en la fase gas, con un rango de temperaturas más amplio, y un estudio de la declaración de PVC. Williams (1992) trabajó con un CDR cuyas características se muestran en las Tablas 3 y 4.

Tabla 3. Análisis próximo

Humedad	Cenizas	Volátiles	Carbono fijo
8%	15%	67%	10%

Tabla 4. Análisis elemental (libre de cenizas y humedad)

<b>Carbono</b>	<b>Hidrógeno</b>	<b>Oxígeno</b>	<b>Nitrógeno</b>	<b>Cloro</b>	<b>Azufre</b>
55%	7%	36%	0.6%	0.9%	0.3%

Rovatti (1992) empleó también un CDR destinado como combustible pobre a cementeras dotado de un poder calorífico de 12 500 kJ/kg, y constituido a partir de un 64% de cartón y un 26% de plástico, siendo el resto mezcla de distintos tipos de textiles.

En ambos casos se utilizaron reactores discontinuos, en el caso de Williams (1992) purgado con N<sub>2</sub> y en el caso de Rovatti (1992) sin purga. Williams toma muestras de 10 gramos introduciéndolas en un reactor de lecho fijo calefactado externamente mediante un horno de anillo, calentándolas a distintas velocidades (5, 20, 40 u 80 K/min), que se mantienen constantes durante todo el proceso para alcanzar la temperatura final en cada experiencia que puede ser 300, 420, 600 ó 720 °C.

Estas temperaturas finales se mantienen, o bien hasta que no se observa liberación significativa de gas. Para purgar el gas producido en el reactor se introduce nitrógeno a flujo constante. En una unidad situada a continuación del reactor, se obtiene por condensación la fase líquida. Al final de cada experiencia se recoge el carbón del reactor. La producción de gas se obtiene entonces por diferencia.

Rovatti (1992) llevó a cabo sus experiencias con muestras de 24 g a las temperaturas de 400, 500, 600, 700, 800 y 900 °C, y a diversos tiempos de permanencia para cada temperatura. Al término de cada ciclo de pirolisis se recogen, clasifican y analizan los productos obtenidos en las fases gaseosa, líquida y sólida.

Como era de esperar en función de las condiciones se obtienen distintas cantidades relativas de las 4 fases generadas como se aprecia en la Tabla 5, donde se observa que a medida que se eleva la temperatura el porcentaje de carbón baja y el de líquido aumenta.

El porcentaje de gas aumenta, pero a partir de 420 °C permanece entre el 18-22%, dependiendo de la velocidad de calentamiento. Por ello, a partir de esta temperatura el incremento en el % de líquido se atribuye a la descomposición de la fase sólida, que se supone consistente en una mezcla de carbón y material parcialmente pirolizado, del tipo de hidrocarburos de elevado peso molecular. Por tanto, el incremento en el porcentaje de líquido ha de ser debido a la volatilización y degradación térmica de los hidrocarburos de elevado peso molecular presentes en este carbón.

Rampling & Hickey (1988), realizando pirolisis lenta de CDR en un dispositivo discontinuo, trabajando a temperaturas entre 350 y 700 °C, también obtuvieron porcentajes de *char* que bajaban del 50 al 30%, de líquido (aceite más fase acuosa) entre el 32 y 49%, y de gas que ascendía del 18 al 22%.

Tabla 5. Balance másico en función de las condiciones

	% Carbón	% Aceite	% Fase acuosa	% Gas
<b>5 K/min</b>				
300°C	69.0	2.4	15.6	13.0
420°C	50.3	6.8	24.4	18.5
600°C	35.6	16.4	29.6	18.4
720°C	33.4	20.4	29.2	18.4
<b>20 K/min</b>				
300°C	70.8	2.4	16.0	10.8
420°C	50.4	7.2	23.2	19.2
600°C	35.2	16.8	32.4	18.8
720°C	29.4	19.6	32.6	18.6
<b>40 K/min</b>				
300°C	71.2	2.8	13.2	12.8
420°C	50.4	8.4	20.4	20.8
600°C	32.8	17.6	28.4	21.2
720°C	27.6	28.8	20.2	20.2
<b>80 K/min</b>				
300°C	71.9	2.0	14.1	12.3
420°C	49.2	9.2	19.4	21.2
600°C	31.7	19.2	32.0	21.8
720°C	27.3	31.6	24.1	20.3

La máxima obtención de líquido se produce a la temperatura de 720 °C, y con la más alta velocidad de calentamiento (80 K/min), lo que lleva a una producción global de líquido superior al 50%. Roy *et al* (1988) realizando pirolisis a vacío de CDR, y a una temperatura de 455 °C, obtuvieron un porcentaje de aceite del 35%. Este aceite venía acompañado de agua en un 9%. Pober & Bauer (1977) mediante pirolisis flash obtuvieron un 40% de aceites. Mallya & Hell (1988), realizando pirolisis lenta de CDR en un reactor de lecho fijo, produjeron un líquido con un contenido en agua del 50%. Parece que la condensación secuencial del líquido a diferentes temperaturas seleccionadas permite que los aceites puedan ser separados sin dificultad de la fase acuosa.

La Tabla 5 permite también estudiar el efecto de la velocidad de calentamiento sobre el rendimiento a distintos productos. Las velocidades de calentamiento más elevadas, de 40 y 80 K/min, producen una mayor cantidad de gas con la correspondiente disminución de carbón. Estas velocidades elevadas, a la temperatura final de 720 °C producen un significativo incremento de la fase aceitosa del líquido obtenido.

En las experiencias de Rovatti (1992) el balance másico para cada una de las fases se recoge en la Tabla 6, donde se observa un progresivo incremento de la producción de gas hasta la temperatura de 700 y 800 °C. En ese punto parece producirse una estabilización, pero la producción de gas aumenta nuevamente a 900 °C. La baja producción de gas a baja temperatura contrasta con los resultados de Williams (1992); aunque el porcentaje máximo de gas obtenido se sitúa en torno al 20%. La producción de alquitrán también es baja comparada con los resultados de otros investigadores.

Tabla 6. Balance másico en función de la temperatura

Temperatura (°C)	Sólido (%)	Fase acuosa (%)	Alquitrán (%)	Gas (%)
400	59.79	22.08	15.5	2.63
500	58.13	24.58	11.33	6.38
600	50	27.09	11.63	11.29
700	38.13	33.33	11.04	17.5
800	37.08	35.83	10	17.08
900	33.33	38.71	4.83	23.13

## 2.2 ANÁLISIS DEL GAS

Los análisis de los efluentes del proceso se realizan en ambos casos por medio de cromatografía de gases utilizando detectores adecuados. Se analizan CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, y distintos hidrocarburos en cada caso hasta C<sub>5</sub>. Williams (1992) que emplea nitrógeno como gas portador, lo determina también, lo que permite calcular por comparación el flujo volumétrico de los otros gases. Rovatti determina el ácido clorhídrico y el anhídrido sulfuroso. En el análisis de la fase gas revela Williams la presencia de CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>8</sub> como componentes principales, con aportaciones menores de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>4</sub>H<sub>8</sub> y C<sub>4</sub>H<sub>6</sub> y otros hidrocarburos gaseosos de elevado peso molecular.

La máxima producción de gas tiene lugar entre los 400 y 600 °C, pero para cada componente del gas, su máxima producción depende tanto de la temperatura final como de la velocidad de calentamiento. Las producciones de los principales gases son función de la velocidad de calentamiento. A mayor velocidad de calentamiento la producción de cada gas se incrementa.

Roy, Pober & Bauer (1977) y Rampling & Hickey (1988) han mostrado también que los principales gases producidos durante la pirólisis de RSU eran CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>, y CH<sub>4</sub>, acompañados también de otros hidrocarburos en pequeñas cantidades; C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> y C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>.

La pirólisis del CDR se ve influenciada por el comportamiento pirolítico de sus distintos componentes. En función de la temperatura predominan unos gases u otros, pero en general a temperaturas inferiores a 300 °C predomina la formación de CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y carbón, que se atribuyen a los componentes celulósicos (papel, periódicos, envases, madera, etc). A temperaturas superiores hay mayor producción de alquitranes, y de H<sub>2</sub> en la fase gas. La presencia de gases como C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> y C<sub>4</sub>H<sub>8</sub> en la fase gas se atribuye fundamentalmente a la pirólisis de plásticos y textiles. Kaminsky y Sinn (1980), entre otros, han encontrado que estos gases se producen en concentraciones importantes durante la pirólisis de residuos plásticos.

Estas tendencias en la composición se corroboran por los resultados obtenidos por Rovatti (1992) al analizar la composición del gas de pirólisis que se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. Análisis del gas de pirólisis

	400°C	500°C	600°C	700°C	800°C	900°C
H <sub>2</sub>	4.8%	6.1%	13.3%	25.7%	29.5%	29.5%
CH <sub>4</sub>	4.7%	6.5%	9.9%	13.1%	11.6%	7%
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	1.9%	2.1%	2.5%	2.4%	1.9%	1.5%
HCl	0.9%	2%	1.4%	0.8%	0.7%	0.5%
CO <sub>2</sub>	45.2%	34%	25.3%	20.2%	16.7%	16.1%
CO	40.8%	48.2%	45.6%	36.1%	37.6%	43.2%
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	0%	0%	0%	1.1%	0%	0%

En consecuencia y, dado que el proceso puede orientarse hacia la producción de líquidos (pesos moleculares superiores a C<sub>6</sub>) a temperaturas en el intervalo 400-700°C o hacia la producción de gases ligeros (fracciones C<sub>2</sub>-C<sub>6</sub>) a temperaturas entre 600-800 °C surge, como variante posible, la alternativa de tratar por alguno de los procesos de pirólisis una **fracción resto** obtenible por clasificación adecuada compuesta, esencialmente, por plásticos no recuperables que permite obtener un combustible similar al gasóleo o una mezcla de alcoholes junto a un gas de síntesis más un residuo carbonoso que pueden ser utilizados, también, como combustible en planta de incineración.

En estas experiencias isotermas, la cantidad de gas producido varía con el tiempo de permanencia del CDR a una temperatura determinada. Los análisis de mezclas gaseosas tomadas a distintos tiempos de permanencia evidencian que pueden distinguirse dos comportamientos distintos en la producción de gas, a bajas (400-600 °C) y a altas temperaturas (700-900 °C).

A temperaturas por debajo de los 700 °C la máxima producción de gas se obtiene para tiempos de permanencia cada vez menores a medida que aumenta la temperatura. A temperaturas iguales o superiores a 700 °C la máxima producción de gas se produce casi instantáneamente al alcanzar la temperatura de régimen. Tras un cierto tiempo, la aparición de un segundo máximo parece indicar que el proceso de formación de gas se articula en dos tiempos. En una primera fase se produciría una rápida expulsión de las sustancias volátiles, en una segunda se produce una gasificación del *char*. Esto se ve favorecido al no existir una purga del gas con N<sub>2</sub>.

A 400 °C la producción de gas es baja y está constituida fundamentalmente de CO y CO<sub>2</sub>. A 500 °C el volumen de gas asciende, disminuyendo el porcentaje de CO<sub>2</sub> con un correspondiente aumento de CO. El CH<sub>4</sub> y el H<sub>2</sub> están ahora en un porcentaje bajo (6%), mientras que a esta temperatura el gas presenta la máxima concentración de HCl registrada durante la prueba (2%).

A 600 °C se produce un significativo aumento del gas producido y de las concentraciones de H<sub>2</sub> (13%) y CH<sub>4</sub> (10%). A 700 °C este aumento es todavía mayor incrementándose los porcentajes de H<sub>2</sub> (26%) y CH<sub>4</sub> (13%) que alcanza su máximo. La cantidad de etano es también apreciable (1.1%).

A 800 °C el volumen de gas no aumenta pero cambia ligeramente la composición del gas con respecto a los 700 °C. La concentración de H<sub>2</sub> es la máxima (29.5%), descendiendo el CH<sub>4</sub>

levemente (12%), y el etano vuelve a estar presente sólo en trazas. El CO permanece invariable y el CO<sub>2</sub> muestra su valor mínimo (16%).

A 900 °C el volumen de gas producido es notablemente superior a las temperaturas inferiores. La composición del gas permanece prácticamente invariable a excepción del CH<sub>4</sub> que desciende al 7%, y del CO que asciende al 43%.

Particular interés tiene la producción de CO, CH<sub>4</sub> y H<sub>2</sub> (gases combustibles) por tonelada de CDR, a las distintas temperaturas. Las producciones de CO y H<sub>2</sub> aumentan significativamente con las temperaturas del proceso, en tanto que el CH<sub>4</sub> alcanza un máximo a los 700 °C para disminuir luego a temperaturas superiores.

Al decrecer la temperatura, la producción de gas decrece y se forman importantes cantidades de residuo carbonoso. La concentración de hidrocarburos presente en el gas (CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>) alcanza el máximo a la temperatura de 700 °C.

Otro aspecto que merece comentario aparte es el concerniente a la producción de HCl estudiado por Rovatti (1993), que observa un fuerte aumento de concentración hasta los 500 °C para decrecer de manera constante hasta la temperatura de 900 °C.

El HCl generado en la pirólisis proviene especialmente de la descomposición de los plásticos presentes en los RSU. Los cloruros sódico y potásico, aportados especialmente por los restos de comidas pueden también descomponerse liberando HCl, pero como vimos anteriormente esto depende de la temperatura y la presencia de otros compuestos en el medio.

En experiencias efectuadas aparte utilizando muestras de PVC granulado, con un contenido en cloro del 33.4% y a las temperaturas de 270, 300, 400, 500 °C los análisis cromatográficos efectuados ponen de nuevo en evidencia la presencia de H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> en el gas. El HCl se retuvo sobre una solución adsorbente para ser luego determinado.

En la Tabla 8 se muestran los valores del tiempo de permanencia y de la tasa de decloración a las distintas temperaturas, entendiéndose por tasa de decloración el cociente entre el HCl producido y el máximo producible teóricamente, calculado en base a la composición del PVC. En particular se observa que a 500 °C la tasa de decloración es del 96%, cifra que se alcanza en un tiempo razonablemente breve.

*Tabla 8. Tasa de decloración frente a temperatura y tiempo*

<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Decloración (%)</b>	<b>Tiempo (min)</b>
270	51	150
300	65	120
400	80	50
500	96	15

Junto con el HCl se libera gas combustible en cantidad pequeña a las temperaturas de base (270 y 300 °C), pero comienza a ser apreciable a temperaturas superiores (14 y 20 Nm<sup>3</sup>/t a 400 y 500 °C respectivamente). En cualquier caso las cantidades de gas combustible producidas son pequeñas frente al HCl liberado. La composición de los gases obtenidos de la pirólisis a 500 °C (temperatura a la que se consigue la casi total liberación del HCl) del PVC, figura en la Tabla 9.

Tabla 9. Composición de la fracción gaseosa a 500°C

	% HCl	% H <sub>2</sub>	% CH <sub>4</sub>	% C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	% C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>
PVC	90.7	4.4	2.3	0.7	1.3

El balance de masa de la pirolisis de PVC a la temperatura de 500 °C se indica en la Tabla 10. Es preciso aclarar que en la fase líquida va también incluido el polvo que acompaña a la misma y que no se pudo separar, a pesar de que en rigor formaría parte de la fase sólida.

Tabla 10. Balance másico del proceso

	Sólido	Líquido	Gas	Pérdidas
PVC	20.6%	34.0%	40.4%	5.0%

A las temperaturas de 270 y 300 °C la cinética de liberación de HCl es muy lenta, lo que indica una insuficiente energía térmica para la rotura de los enlaces C-Cl y C-H. Tras efectuar un análisis térmico diferencial del PVC esto se confirmó (ya se había llamado la atención sobre este comportamiento del PVC anteriormente) y se distinguen tres etapas distintas a través de las cuales se desarrolla la descomposición del PVC:

1. 50-230 °C. Fusión del material plástico.
2. 230-295 °C. Rotura de los enlaces C-Cl y C-H
3. Más de 295 °C. Reacción fuertemente exotérmica del cloro con el hidrógeno.

La dechloración tiene lugar pues, con modesto rendimiento y a tiempos largos cuando la temperatura de proceso es inferior a 500 °C. Se necesitan condiciones más severas para mejorar esto. Sin embargo, aunque utilizando mezclas de PVC se mantiene, debido a la presencia de los cloruros alcalinos en los restos orgánicos, no sirve de mucho. No es posible obtener por pirolisis una fase combustible libre de cloro dado que el cloro orgánico se va con el gas y el inorgánico queda en el sólido. Sólo si el CDR estuviera elaborado a partir de plástico y papel con bajo contenido en NaCl esto sería posible.

### 2.3 PROCESOS A GRAN ESCALA DE PIRÓLISIS DE RSU

El interés en explorar las posibilidades de la pirolisis para el reciclado y la eliminación de materiales residuales diversos, entre los que se incluyen los RSU, frente a otros tratamientos convencionales, ha hecho que la tecnología de la pirólisis alcanzase un estándar de desarrollo en los últimos años, si bien no se ha aplicado en plantas de grandes dimensiones.

La pirólisis se aplica a gran cantidad de materiales residuales, desde los RSU a residuos peligrosos, neumáticos, lodos de depuradora, aceites residuales, etc. Las capacidades de las plantas no exceden las 5 t/h. En los procesos existentes se tiende a una combinación de pirólisis, limpieza del gas obtenido, procesado del sólido con separación de materiales (p.e. los metales que de esta forma no se oxidan), e incineración.

El reactor rotatorio con calentamiento indirecto es la tecnología más madura. En la etapa de purificación del gas se pueden separar los alquitranes recirculándose a la entrada del pirolizador. Dependiendo del residuo y del diseño global, el gas limpio puede utilizarse para el

sostenimiento térmico del proceso. La pirólisis formaría parte de un proceso de “incineración graduada” conjugada con incineración posterior que se esquematiza en la Fig.5.

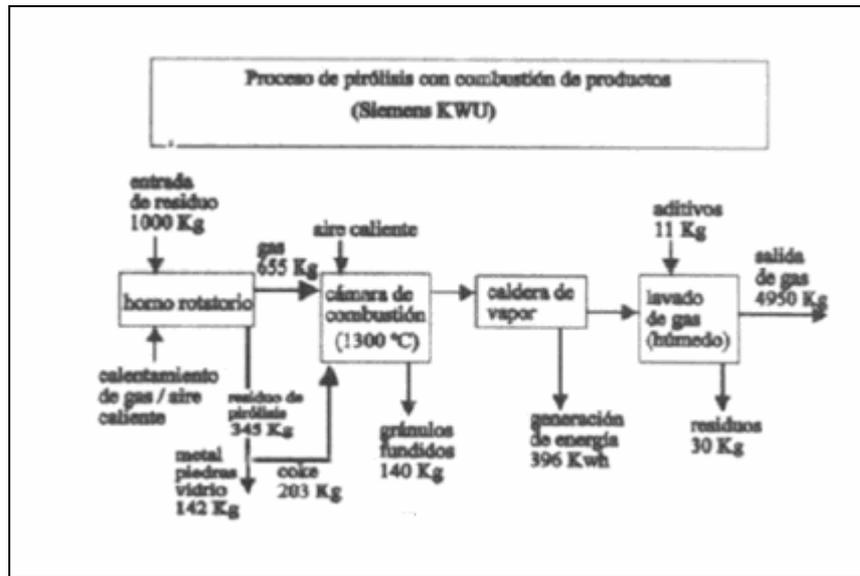


Figura 5. Esquema del proceso de pirólisis Siemens KWU (similar al actual Mitsui R21)

Las ventajas de la aplicación de la pirólisis en este tipo de procesos de “incineración graduada” frente a la convencional serían según sus defensores:

1. Los materiales dañinos se pueden retener y concentrar más fácilmente abaratando la ingeniería del proceso de tratamiento de las emisiones.
2. Los residuos se homogeneizan mediante la pirólisis y pueden entonces ser quemados como gas o coque procedentes de la pirólisis con unas condiciones de operación más favorables. De esta forma se consiguen reducir los gases de combustión hasta un 30%.

La pirólisis como primera etapa de una “incineración graduada” produce una fase volátil que contiene gases ácidos, amoníaco, agua, metales pesados volátiles, nitrógeno, azufre y compuestos carbonados, así como  $H_2$ ,  $CO$ ,  $CO_2$  y multitud de orgánicos. La fase sólida contiene el carbono producto del craqueo térmico de los componentes no volátiles así como cenizas, cloruros alcalinos y parte del azufre. La composición de estas dos corrientes de productos se ve substancialmente influida por las condiciones del proceso tal y como se ha expuesto, pero como se ha visto es difícil obtener más de un 22% de gas; gas que habrá que limpiar para su utilización.

La fase líquida, alquitrán más agua, obtenida habrá de ser tratada y eliminada bien mediante combustión o recirculándola al reactor. El sólido carbonoso posee un poder calorífico interesante y está en una proporción variable en función de la temperatura, pero al estar enriquecido en cenizas y poseer otras sustancias contaminantes su utilización como combustible es problemática.

Si la combustión tiene lugar a las temperaturas indicadas en la Fig.5, se obtienen los residuos sólidos fundidos, incluyendo las cenizas volantes recogidas en caldera y en los filtros. Se puede realizar además la recuperación de metales férricos y aluminio de buena calidad, todo ello con un menor volumen de gas residual en comparación con la incineración convencional.

### 3. GASIFICACIÓN DE RSU

#### 3.1 INTRODUCCIÓN

La gasificación de un sólido es un proceso termoquímico que engloba la descomposición térmica de la materia orgánica y la acción de un gas que reacciona principalmente con el residuo carbonoso procedente de esa descomposición térmica. El término genérico gasificación engloba una gran variedad de procesos en los que pueden obtenerse muy diversos productos.

#### 3.2 EXPERIENCIA EN LA GASIFICACIÓN DE RSU Y CDR

Es conveniente pasar revista a algunos de los procesos ideados por diferentes compañías para la gasificación de estos combustibles para conocer el estado actual de desarrollo de estos sistemas, las tecnologías que mejor resultado han dado, los problemas específicos al trabajar con estos combustibles, las soluciones ideadas para solventarlos, las eficiencias energéticas alcanzadas, etc.

Parece que se busca un estándar con la aplicación del lecho fluido circulante (CFB en terminología anglosajona), una tecnología robusta pero aún con problemas. Además de este tipo de tecnología existen desarrollos más complejos (Thermoselect). La gasificación en lecho móvil o rotatorio está también presente.

##### 3.2.1 Gasificación en CFB por Lurgi

Lurgi, una de las primeras compañías junto con Ahlstrom en desarrollar la tecnología de los CFB, cuenta con un CFB para la generación de gas combustible o de síntesis a partir de una variedad de combustibles entre los que se encuentran biomasa, carbón y residuos. Dependiendo de la aplicación, se utilizan como gasificantes aire, mezcla de oxígeno y vapor, o mezcla de oxígeno y dióxido de carbono.

En la fase de desarrollo, en una planta de 1.7 MW térmicos, distintos combustibles fueron probados durante 4000 horas de operación. Fruto de estos estudios la primera planta comercial de 27 MW empezó a funcionar con biomasa en Austria en 1987. Los componentes principales de este lecho fluido, son el propio recipiente del reactor, por cuya parte inferior se procede a la carga del combustible, a la inyección del agente gasificante, y a la descarga de las cenizas. A continuación del recipiente se encuentra un ciclón refrigerado por un serpentín en el que se separan y reciclan al reactor los sólidos arrastrados, en tanto que el gas ya está listo para su tratamiento y/o utilización.

El gas obtenido es enfriado para ser sometido a un proceso de desempolvado y purificación (eliminación de azufre, cloruros, etc), si es necesario. Este gas es entonces entregado a la presión deseada. Las cenizas producidas contienen menos de un 2% de carbono, y se enfrían a la temperatura de 70 °C.

La composición del gas y los parámetros de operación del gasificador son ligeramente diferentes en función del combustible. Cuando en 1985 se comenzaron las pruebas en la planta piloto de Lurgi se utilizó un RSU con una ligera preparación de eliminación de voluminosos y molienda. El esquema de aprovechamiento se podía dividir en tres secciones; la preparación del combustible, la gasificación, y la purificación del gas (Herbert, 1990).

En el esquema inicialmente concebido para purificación del gas, y que luego ha sufrido diferentes cambios, tras el ciclón que hay a la salida del reactor, se enfría el gas en un esquema mixto de generación de vapor y precalentamiento del aire. Pasa el gas entonces a un segundo ciclón donde se eliminan las partículas que quedan.

Hasta aquí se han retirado fundamentalmente cenizas que se vitrifican en un horno eléctrico bajo condiciones oxidantes produciendo un material inerte apto para su eliminación. En la purificación del gas se eliminan además de polvo; halógenos y metales pesados del gas combustible. El HCN y parte del  $\text{NH}_3$  permanecerán en el gas convirtiéndose en  $\text{N}_2$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  en una eventual combustión. El  $\text{H}_2\text{S}$  permanecerá en el gas y no será eliminado a no ser que perjudique la utilización final del gas. De acuerdo con los datos de este fabricante, su sistema permite eliminar la práctica totalidad de las dioxinas, bajando considerablemente halógenos y metales pesados, de forma que la cantidad de residuos sólidos producida sea muy baja al no utilizar aditivos, y sin producción de residuos líquidos.

Para ello el gas ya a  $650\text{ }^\circ\text{C}$  entra a un lavador semiseco al que se inyectan lodos del precipitador electrostático húmedo y el enfriador-lavador, evaporándose toda el agua en el proceso. El gas pasa entonces por un filtro de mangas donde se eliminan la mayor parte de las partículas. Esto va seguido por un enfriador-lavador donde el gas se satura a  $76\text{ }^\circ\text{C}$ , optimizándose la operación del ESP. En esta unidad se elimina el polvo que lleva metales pesados. El gas finalmente pasa por un enfriador para la recuperación del agua inyectada y disminuir el contenido en humedad del gas. Un sistema de purificación del gas similar (con adición de hidróxido cálcico para la eliminación de  $\text{SO}_2$ ) se aplicó en la limpieza de los gases de una planta de combustión. Todo este conjunto se representa en la Fig.6.

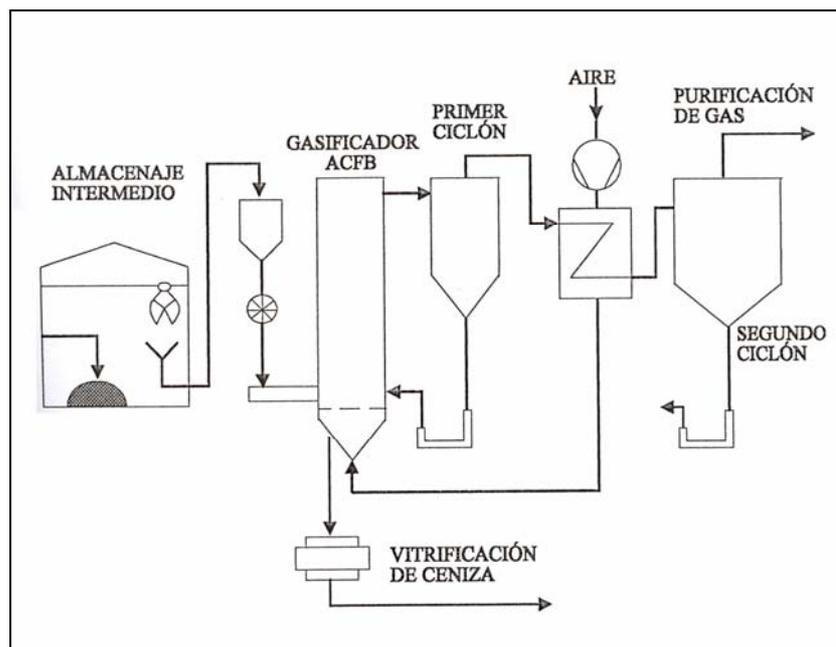


Figura 6. Esquema de la gasificación por CFB de Lurgi

A la planta piloto de 1.7 MWt de Lurgi, se le conectó una cadena de purificación y enfriamiento como la descrita con capacidad para 200 Nm<sup>3</sup>/h de gas. Los datos de la composición de la basura y los análisis de los gases obtenidos figuran en las Tablas 11, 12 y 13, 14 y 15.

Tabla 11. Composición de la basura bruta

<b>C</b>	<b>H</b>	<b>O</b>	<b>N</b>	<b>S</b>	<b>Cenizas</b>	<b>Humedad</b>	<b>Cl</b>	<b>F</b>	<b>Metales pesados</b>
%	%	%	%	%	%	%	ppm	ppm	ppm
24.9	3.19	14.6	0.57	0.13	27.43	29.13	3000	18	1200

El poder calorífico inferior (PCI) de esta basura es 2250 kcal/kg.

Tabla 12. Análisis del gas crudo (% volumen)

<b>CO</b>	<b>H<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>C<sub>2</sub>H<sub>4</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>N<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>O</b>
9.76	8.27	1.55	0.64	0.07	9.3	43.06	27.35

Este gas tendría una energía disponible (poder calorífico inferior más calor sensible) de 765 kcal/Nm<sup>3</sup>.

Tabla 13. Análisis del gas puro (% volumen)

<b>CO</b>	<b>H<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>C<sub>2</sub>H<sub>4</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>N<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>O</b>
10.26	8.69	1.63	0.66	0.07	9.78	45.25	23.66

Este gas purificado se encontraría saturado de agua a 69 °C y 1.27 bar de presión, y debería luego ser calentado hasta los 500 °C. Este gas tendría una energía disponible (poder calorífico inferior más calor sensible) de 959 kcal/Nm<sup>3</sup>.

Tabla 14. Contaminantes en el gas crudo

<b>Dioxinas</b>	<b>HCl</b>	<b>HF</b>	<b>Metales pesados</b>	<b>Polvo total</b>
No	1600 mg/Nm <sup>3</sup>	2.5 mg/Nm <sup>3</sup>	32 mg/Nm <sup>3</sup>	20 000 mg/Nm <sup>3</sup>

Tabla 15. Contaminantes en el gas puro

<b>Dioxinas</b>	<b>HCl</b>	<b>HF</b>	<b>Metales pesados</b>	<b>Polvo total</b>
No	15.3 mg/Nm <sup>3</sup>	0.3 mg/Nm <sup>3</sup>	<1.1 mg/Nm <sup>3</sup>	3 mg/Nm <sup>3</sup>

Desde las primeras pruebas en 1985 Lurgi ha continuado perfeccionando su sistema realizando modificaciones, especialmente en los sistemas de limpieza del gas, adaptándolos a las aplicaciones específicas. También se ha probado posteriormente un CDR (Herbert, 1993) obteniéndose los resultados que figuran en las Tablas 16 y 17.

Tabla 16. Composición de CDR utilizado por Lurgi

<b>Carbono</b>	<b>Hidrógeno</b>	<b>Oxígeno</b>	<b>Nitrógeno</b>	<b>Humedad</b>	<b>Cenizas</b>
35.40	4.40	29.50	0.70	18.00	12.00

Tabla 17. Composición del gas obtenido en porcentaje

<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>H<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>C<sub>n</sub>H<sub>m</sub></b>	<b>N<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>O</b>
12.60	11.70	11.90	1.70	0.60	44.40	17.10

En la gasificación de CDR las aplicaciones pueden ser tanto los hornos de fabricación de cemento como la sustitución parcial con el gas de otros combustibles en plantas de producción de electricidad.

Además este gas produce también mayores volúmenes de gas a tratar. Los precalcinadores y los intercambios de calor en contracorriente con la materia prima proporcionan un excelente sistema de absorción para algunos contaminantes como los metales pesados.

Cuando se realiza el aprovechamiento del gas procedente del CFB en un proceso de producción de energía eléctrica, el otro posible esquema de aprovechamiento del gas, es necesario enfriar y tratar el gas que sale del CFB.

Se enfría en una caldera primero, y un precalentador de aire después. En un ciclón se reciclan las cenizas al reactor, y tras un lavador semiseco pasa el gas por un filtro donde está ya a 250 °C. Las cenizas recogidas en el filtro han de ser vitrificadas para su eliminación.

El gas que sale del filtro se puede quemar directamente junto con otros combustibles como gas natural, carbón y petróleo en una planta de producción de energía eléctrica. Las características de este gas serían las siguientes: temperatura del gas 250 °C, presión en torno a 1.3 bar, contenido en cenizas del gas seco 10 g/Nm<sup>3</sup>.

El proceso Lurgi de gasificación de RSU no cuenta con ninguna planta comercial en funcionamiento, pero bajo el nombre comercial “Lurgi Eco Gas” la compañía está ofreciendo esta tecnología, con un proceso de purificación del gas mejorado respecto al inicial.

En el aspecto ambiental, el estudio del contenido de compuestos orgánicos del gas llevado a cabo por el Departamento de Toxicología de la Universidad de Kiel (Wienecke, 1992) muestra que hay una sucesiva reducción de estos compuestos con la purificación del gas y posterior combustión. Los niveles finales son irrisorios.

### 3.2.2 Planta Termiska Processer Studsvik AB (TPS) en Greve (Italia)

Nos referimos ahora a una planta de demostración, con un lecho fluidizado circulante de 40 MW, construida en 1992 por Ansaldo Aerimpianti bajo licencia de TPS, y que emplea como combustible *pellets* de CDR. El proceso de gasificación es una versión simplificada del concepto original de gasificación de TPS para biomasa, y emplea en su lugar los *pellets* de CDR que se alimentan desde el silo a un reactor, como combustible. Sin embargo, esta planta

de gasificación de Greve que aquí se describe ha cesado su actividad y no se encuentra operativa en la actualidad.

El gas producido es quemado en una caldera de vapor de 2 etapas. A plena capacidad (200 t/día de CDR) se pueden generar 6.7 MW eléctricos si se usan dos calderas. Una parte pequeña del gas producido se vende a una fábrica de cemento cercana donde sustituye al gas natural.

Los gases ácidos y partículas sólidas se eliminan del gas mediante un sistema de tratamiento que incluye un *scrubber* húmedo, un venturi seco, y un filtro de mangas. Las cenizas del gasificador pueden tratarse por separado en un horno rotatorio y ser estabilizadas posteriormente con cal. Sin embargo son utilizadas directamente en la fábrica de cemento sin tratamiento previo.

Para la descripción general, se divide el proceso en:

1. Reactores de gasificación
2. Sección de combustión
3. Tratamiento del gas y residuos

### 3.2.2.1 Reactores de gasificación

La planta consta de dos lechos fluidos circulantes (CFBs) con una capacidad conjunta para 200 t/día. En estos reactores el agente gasificante utilizado es aire, manteniéndose la temperatura del lecho a 870 °C.

Cuando la alimentación al reactor está entre las 2-3 t/h de CDR, se produce una pérdida de 50 kg/h de arena que son eliminadas junto con las cenizas, y que es preciso reponer. Es preciso también alimentar nitrógeno al sistema en una relación de 106 Nm<sup>3</sup>/h por cada 2800 Nm<sup>3</sup>/h de aire. El nitrógeno ayuda en la recirculación del material del lecho y enfría la sección inferior del reactor.

La producción de gas es de 7000 Nm<sup>3</sup>/h de media, cuyas características son un poder calorífico superior (PCS) entre las 1700-2200 kcal/Nm<sup>3</sup>, un calor sensible entre 1100-1300 kcal/Nm<sup>3</sup>, y una composición que en porcentaje en volumen, queda recogida en la Tabla 18.

Tabla 18. Componentes mayoritarios del gas de proceso TPS AB

<b>H<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>C<sub>x</sub>H<sub>y</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>N<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>O</b>
7-9	9-13	6-9	12-14	47-52	10-14

El contenido en contaminantes queda expresado en la Tabla 19 en mg/Nm<sup>3</sup>:

Tabla 19. Contaminantes en el gas producido por el proceso TPS AB

<b>Polvo</b>	<b>Alquitrán (tar)</b>	<b>HCl</b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>
30 000-70 000	25 000-40 000	500-1500	300-1000	1500-3000

Posteriormente (Venendaal, 1995), sin embargo, se han medido composiciones del gas con un 0% de H<sub>2</sub>, entre un 4-6% de CO, 2.5-4% de C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>, un 55-60% de N<sub>2</sub>, un 14-17% de H<sub>2</sub>O, y un 2-3% de CH<sub>4</sub>. Esto discrepa de los valores anteriormente ofrecidos, ya de por sí bastante variables, y podría afectar también al poder calorífico, y otros datos importantes.

### 3.2.2.2 Sección de combustión

El gas obtenido pasa por un haz de tubos en U, y por un ciclón para la eliminación de polvo. Sin embargo, este sistema no es lo suficientemente eficiente, por lo que se pensó en poner un segundo ciclón. Parte del gas es enviado entonces a la planta de cemento y parte a una cámara de combustión de dos etapas tras la cual se encuentra una caldera, sin ningún enfriamiento previo.

La velocidad del gas en estas cámaras de combustión es de 10 m/s, permaneciendo en la segunda cámara durante al menos 2 segundos, a 950 °C, en presencia de más de un 6% de oxígeno. La cantidad total de aire empleada es de 17 000 Nm<sup>3</sup>/h por gasificador. Para asegurar la combustión completa se pueden inyectar 37.1 Nm<sup>3</sup>/h de metano a las cámaras de combustión, de forma que la cantidad total de aire inyectada (para gasificación y combustión) asciende a 22 320 Nm<sup>3</sup>/h.

### 3.2.2.3 Tratamiento del gas y residuos

El gas pasa a la cámara de combustión sin otro tratamiento que la eliminación de polvo en el ciclón. En ese momento los contaminantes que se han medido en el gas corresponden a los que figuran en la Tabla 19.

Tras su combustión y el paso por la caldera, los gases salen a 170 °C y con un flujo de 25 Nm<sup>3</sup>/h. Después pasan por un proceso Cottrell de limpieza que incluye un lavador con inyección de Ca(OH)<sub>2</sub>, un venturi seco y un filtro de mangas. En el venturi se inyecta un adsorbente cristalino para adsorber las partículas por debajo de la micra y separarlas posteriormente en el filtro. Al utilizar un método semisecco para la limpieza del gas no se generan efluentes líquidos. La concentración de la solución lavadora se ajusta al contenido en cloro del residuo, manteniendo una inyección de agua constante para enfriar el gas con su evaporación. Tras este sistema de limpieza, el gas presentaría los contaminantes indicados en la Tabla 20.

Tabla 20. Contaminantes en el gas tras la limpieza (mg/Nm<sup>3</sup>)

HCl	SO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	PCDD/PCDF (ng TEQ/Nm <sup>3</sup> )	Polvo	Alquitrán (tar)
3-20	5-15	200-300	1.2 (13.1 total)	3-7	2.5-5

Como consecuencia del sistema de limpieza, relativamente sencillo, las emisiones a la atmósfera no podrían cumplir con las exigentes normativas europeas actuales. Las restricciones en cuanto a emisiones con que tendría que cumplir la planta en la actualidad son:

- Polvo: <10 mg/Nm<sup>3</sup>

- Metales pesados (arsénico + antimonio + cobalto + cromo + cobre + manganeso + níquel + plomo + vanadio y sus respectivos compuestos):  $<0.5 \text{ mg/Nm}^3$
- HCl:  $<10 \text{ mg/Nm}^3$
- Mercurio:  $<0.05 \text{ mg/Nm}^3$
- Cadmio + talio:  $<0.05 \text{ mg/Nm}^3$
- Dióxido de azufre:  $<50 \text{ mg/Nm}^3$
- PCDD/PCDF:  $<0.1 \text{ ng TEQ/Nm}^3$
- Compuestos orgánicos (TOC):  $10 \text{ mg/Nm}^3$
- $\text{NO}_x$ :  $<200 \text{ mg/Nm}^3$

En particular el alto contenido en  $\text{NO}_x$  del gas puede ser debido a la utilización de nitrógeno para enfriar la parte inferior del reactor. El elevado contenido en dioxinas es probablemente debido a la combustión conjunta del gas producido sin tratamiento alguno que elimine el polvo y el cloro. El posterior sistema de limpieza del gas no ayuda suficientemente a reducir estos dos parámetros.

La relación cenizas volantes/escorias es de 60/40. Las escorias salen a  $850 \text{ }^\circ\text{C}$  y son enfriadas antes de almacenarlas en un silo. A pesar de que se pensaba tratar las cenizas en un horno rotatorio a  $900 \text{ }^\circ\text{C}$  para poder verterlas sin riesgos tras enfriarlas, el elevado coste del tratamiento hace que la mayor parte de las cenizas se utilicen en la fábrica de cemento sin tratamiento previo.

Otro aspecto importante es la disponibilidad de esta planta, que se fue elevando de un 34% en 1992, a un 62% en 1993, y se esperaba llegar, cuando la planta estuviera en plena operación, hasta un 80%.

### ***3.2.3 Proceso Thermoselect en Fondotoce***

Thermoselect es una firma suiza que ha desarrollado un proceso de tratamiento de residuos que combina la pirólisis con la gasificación a alta temperatura. Este proceso fue implantado en una planta piloto en Fondotoce (Italia), con capacidad de tratamiento para 100 t/día de residuos, habiendo funcionado dicha planta al principio con una alimentación de 1t/hora y posteriormente con 2.5 t/hora. Las etapas que constituyen el proceso son varias y vienen ilustradas en la Fig.7. Esta planta piloto que se describe dejó de funcionar en 1999.

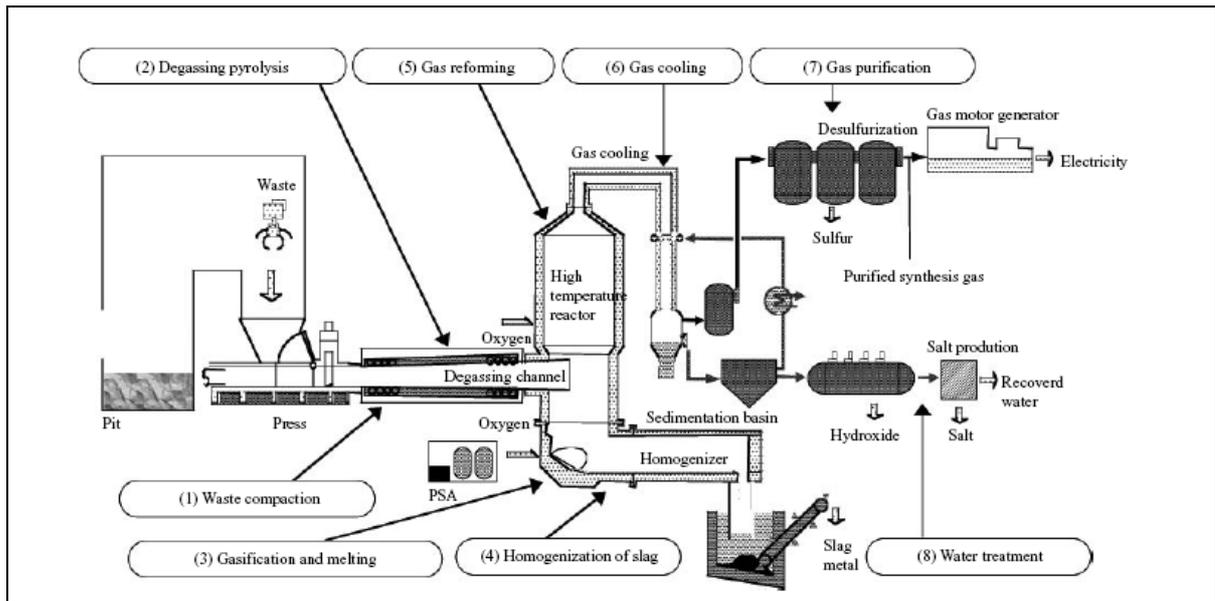


Figura 7. Esquema del proceso Thermoselect de gasificación

El gas producido se enfría y limpia de polvo, metales pesados y componentes ácidos y alcalinos. Parte del gas es entonces utilizado para hacer funcionar un motor de gas y parte empleado para calentar el reactor de pirólisis. Al utilizar oxígeno como agente gasificante, el perfil de temperaturas en el lecho varía desde los 2000 °C que hay en la base hasta los 1200 °C de la parte superior. El tiempo de residencia de los gases en el reactor sobrepasa los 4 segundos. De esta forma Thermoselect afirma conseguir la destrucción de los compuestos aromáticos clorados.

Tabla 21. Composición del gas (proceso Thermoselect)

COMPONENTE	VALOR MÁXIMO	VALOR MÍNIMO
CO <sub>2</sub>	23	26
CO	32	36
H <sub>2</sub>	30	34
CH <sub>4</sub>	4	5
H <sub>2</sub> O		1
N <sub>2</sub>		3

### 3.2.3.1 Limpieza del gas

El gas se enfría a 90 °C en milisegundos. Este rápido enfriamiento (en ausencia de oxígeno debido a la atmósfera reductora en el gasificador) previene la síntesis de dioxinas y furanos. Los metales pesados, HCl, HF se eliminan también con este enfriamiento. Tras pasar por un lavador húmedo, la eliminación de estos compuestos es casi completa.

Los componentes de azufre se absorben en un *scrubber* alcalino y el gas se enfría hasta los 5 °C para eliminar casi toda el agua. En la etapa final, el gas pasa un filtro de carbono activo. Posteriormente, el gas se encuentra en condiciones de ser utilizado como combustible en un motor de gas Standard con un catalizador de tres vías.

Hay una cierta controversia en torno a si sería posible llevar a cabo una recuperación de calor en la etapa de enfriamiento del gas. Podrían enfriarse los gases de 1200 a 600 °C, realizando entonces el enfriamiento súbito (*quenching*). Para Thermoselect estas pérdidas son marginales pues se generan 1000 Nm<sup>3</sup> de gas por tonelada de residuo, y se evitan así problemas de materiales, además de hacer más difícil todavía la resintetización de las dioxinas.

Se calcula que con la recuperación de calor se ahorrarán 280 kWh<sub>el</sub>, un 35% de la energía desperdiciada en el enfriamiento y limpieza del gas, y en el tratamiento de aguas de la planta. El recipiente de enfriamiento se encuentra construido en grafito, que soporta bien las elevadas temperaturas, debido sobre todo, a la ausencia de oxígeno. El agua de enfriamiento circula en circuito cerrado. Tras la condensación del agua y para su purificación, se trata con NaOH y Ca(OH)<sub>2</sub> para precipitar metales como hidróxidos y el azufre como sulfato cálcico, evaporándose luego el agua, con lo que queda un residuo que se elimina. El agua evaporada se vuelve a condensar y, ya limpia, se incorpora de nuevo a la etapa de enfriamiento del gas. Sin embargo, se purga previamente parte, para compensar el incremento, producto de la condensación del agua que ya portaba el gas de síntesis.

El volumen de gas producido por tonelada de residuo depende del poder calorífico del residuo. Para un poder calorífico de 6 MJ/kg, se producen alrededor de 400 Nm<sup>3</sup> de gas. Para un poder calorífico de 12 MJ/kg se pueden alcanzar valores de hasta 900-1000 Nm<sup>3</sup>/tonelada de residuo. Si se compara con la incineración de RSU, estos valores son del orden de 6 veces menores.

### 3.2.3.2 Emisiones

En el proceso THS la limpieza del gas se realiza previamente a la combustión en los motores. Los motores están dotados sin embargo de un catalizador de tres vías para bajar el contenido en NO<sub>x</sub> producido en la combustión hasta 72 mg/Nm<sup>3</sup>, valor comparable a la emisión de un motor de gas natural.

Los metales pesados son retirados, se podría decir que completamente con la fase fundida del gasificador y en los lodos de limpieza del gas. Esto se consigue gracias al brusco enfriamiento de los gases que los lleva hasta 5 °C. El sistema de limpieza permite también que el contenido en partículas de polvo en el gas limpio sea de 0.25 mg/Nm<sup>3</sup>. Curiosamente la combustión de este gas hace que el contenido en polvo se eleve hasta 1.4 mg/Nm<sup>3</sup>. Esto es debido al aire de combustión.

Significativo es también el efecto que la combinación de gasificación y sistema de limpieza tienen sobre el contenido en dioxinas del gas. El gas limpio tiene 0.002 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>, y tras la combustión en el motor todavía baja hasta 0.0012 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>. Estos valores están muy próximos a los límites de detección analítica. Estos datos se pueden resumir junto con otros en la Tabla 22.

Tabla 22: Contaminantes en el gas de salida del proceso THS (mg/Nm<sup>3</sup>)

HCl	SO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	PCDD/F (ng TEQ/Nm <sup>3</sup> )	Polvo	CO
0.9	<6	72	0.0012	1.4	51

La disponibilidad de la planta piloto estaba en un 45% y se pensaba subir hasta un 73%.

### 3.3. TECNOLOGÍAS DE PLASMA

El reconocimiento de la existencia de tres estados de la materia, de modo convencional, se matiza en la actualidad por la posibilidad de diferenciar de los mismos otros dos: el estado lodos y el estado plasma, ya que cada uno de ellos, tiene propiedades y comportamientos no asimilables a los anteriores. El estado plasma existe cuando por razones energéticas la materia no puede organizarse a partir de moléculas convencionales y los propios átomos pierden algún electrón de sus capas envolventes que se transforma en una partícula con carga eléctrica positiva que se asimila, sin semejanza concreta, a un ión. El resultado de este proceso es un fluido de cargas eléctricas de uno y otro signo que se mantienen en este estado en tanto se mantengan las condiciones que lo han originado (normalmente altas temperaturas con apoyo, o no, de campos eléctricos). A temperaturas bajas (inferiores a 1000 °C) se puede generar un estado de plasma por la acción de un campo eléctrico intenso en cualquier gas que, fuera de dicho campo, estará en estado inestable y, en su recombinación al estado normal molecular liberará la energía recibida en el campo eléctrico generando una antorcha con temperatura elevada (superior a 1500 °C, en muchos casos superior a 3500 °C) a la que el gas, temporalmente, se encuentra “ionizado” en el estado definido como estado de plasma.

El estado de plasma puede generarse en cualquier masa gaseosa a temperaturas suficientemente elevadas (siempre superiores a 1100 °C) por efecto térmico puro y por procedimientos de oxidación (combustión parcial o total de materiales combustibles), arco eléctrico, sistemas de inducción o por el uso de antorchas de plasma actuando sobre el gas (plasma transferido).

Lo indicado de modo muy resumido define que son muchas las “tecnologías de plasma” utilizables en tratamiento de RSU pero que pocas, en sus formulaciones presentadas al mercado, (existen reservas de divulgación de *know how*) justifican la calidad que afirman tener:

- Se utilizan sondas de plasma para promover la gasificación directa del residuo (tecnologías Westinghouse, Solena, etc.) pero no está claro que se asegure que “todo” el gas producido alcanza condiciones de plasma, en cuyo caso saldrían del gasificador COVs sin descomponer.
- Lo anterior no supone problema básico si el gas se utiliza en un sistema horno caldera (tecnología Mitsubishi en Utashinai, Japón) ya que el tratamiento de fin de tubería ha de cumplir ciertos estándares.
- En el caso de combustión en masa, en el que los gases son procesados de modo convencional es posible emplear sondas de plasma transferido para vitrificar las escorias (planta de Fukuoka)
- En una reciente presentación se han diferenciado hasta 56 tecnologías de plasma (no se incluían todas las conocidas) y solamente parece garantizable como descomposición total de moléculas orgánicas el uso de sondas de plasma en el gas de salida con mezcla

adecuada que asegura la superación de los 1200 °C a toda la masa de gas, independientemente del sistema de gasificación empleado.

No se conoce una instalación, con tecnología madura y viabilidad demostrada, que cumpla los requisitos para tratamiento de la fracción resto de RSU, sí para tipos de residuos peligrosos y para residuos industriales específicos.

### 3.4 RESUMEN GASIFICACIÓN

Los diferentes procesos de gasificación aportan como concepto positivo la fuerte reducción de gases a depurar por operar con relaciones de equivalencia entre 0.2 y 0.3 (entre un 20 y un 30% del oxígeno necesario teórico para la combustión completa que, como esta he de hacerse con exceso de aire, suponen volúmenes inferiores al 20% del correspondiente a combustión). Si, además, se opera con aire enriquecido o mezclas oxígeno-vapor este volumen se reduce a menos del 10% y si, a mayor abundamiento, se opera a presión el volumen de gases a depurar puede ser inferior al 5% del que correspondería a combustión.

Como la depuración puede hacerse hasta límites análogos a los definidos para combustión, la ejecución de los procesos posteriores, incluida la combustión, produce diluciones de hasta 20 veces que sitúa a la mayor parte de los contaminantes en los límites de detección, muy inferiores a los normativos.

Para que el gas de gasificación reúna los requisitos indicados es preciso que en el gasificador los gases hayan alcanzado temperaturas superiores a los 900 °C después del contacto con los sólidos. Si la temperatura supera los 1100 °C se habrán alcanzado las condiciones de **plasma** que puede ser obtenido por distintos procedimientos: antorchas de plasma (tecnologías Westinhouse, Solena, Europlasma, etc.), arcos eléctricos, hornos de inducción (tecnología Molten Metal), gasificación con oxígeno, etc. En un informe reciente se han identificado hasta 56 tecnologías de plasma en función de su aplicación a la masa de residuos, al flujo de gases generado por gasificador convencional, al tratamiento de cenizas, al tipo de antorcha utilizado etc. Todas ellas tienen en común la idea de destrucción molecular por alta temperatura pero existen diferencias importantes en función de la homogeneidad del producto tratado y muy especialmente de la significación de consumibles y del propio consumo eléctrico que hacen inviables determinadas instalaciones desde un punto de vista coste/beneficio ambiental.

#### 4. TÉCNICAS A CONSIDERAR EN LA EVALUACIÓN DE LAS MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES (MTDs) Y VALORES LÍMITE DE EMISIÓN (VLE) ASOCIADOS

<b>METODOLOGÍAS GENERALES</b>	
<p><b>EMISIONES GASEOSAS</b> (especialmente de partículas, olores, COVs, y algunos componentes inorgánicos)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Restringir el uso de tanques, recipientes y fosas abiertas, mediante:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- No permitir el venteo directo o las descargas al aire, conectando todas las ventilaciones de los equipos que puedan generar emisiones a un sistema adecuado de reducción de gases.</li> <li>- Mantener los residuos o las materias primas bajo cubierta y con un envoltorio impermeable.</li> <li>- Uso de lavadores como tratamiento de emisiones atmosféricas.</li> </ul> </li> <li>- Uso de sistemas cerrados mediante extracción, o aplicando depresión.</li> <li>- Sistemas de extracción a medida para algunos almacenamientos y/o tratamientos tales como: tanques almacenamiento, áreas de pretratamiento, tanques de mezcla/reacción, áreas de filtración a presión. Estos sistemas de extracción pueden incluir, como tratamiento del gas extraído, filtros de carbono activo u otras tecnologías específicas.</li> <li>- Operación y mantenimiento de los equipos de reducción de las emisiones atmosféricas, incluyendo manipulación y tratamiento/eliminación del material gastado del equipo.</li> <li>- Para grandes cantidades de gases inorgánicos liberados, utilizar sistemas de lavadores. Instalación de un lavador secundario si la descarga es incompatible o demasiado concentrada en el lavador principal.</li> <li>- Detección de escapes y procedimientos de reparación in situ.</li> <li>- Reducción de emisiones al aire de partículas y COVs a los niveles que se indican a continuación mediante el uso de una combinación de técnicas de reducción y de prevención, incluidas en esta tabla. El rango de emisión asociado para partículas es <b>5-20 mg/Nm<sup>3</sup></b> y para COVs es de <b>7-20 mg/Nm<sup>3</sup></b> (Para bajas cargas de COVs, el rango de emisiones de partículas se puede extender a <b>7-50 mg/Nm<sup>3</sup></b>).</li> <li>- Control de los disolventes clorados y bifenilos policlorados (PCB).</li> <li>- Disponer de líneas de recogida de vapores liberados en los procesos de carga y descarga, enviar todas esas corrientes de vapor liberado a un oxidador térmico/incinerador o a una instalación de absorción mediante carbón activado.</li> </ul>

RANGOS DE NIVELES DE EMISIÓN OPERACIONALES ASOCIADOS CON EL USO DE MITD PARA EMISIONES AL AIRE PROCEDENTES DE INCINERADORAS DE RESIDUOS.

Sustancia (expresadas en mg/Nm <sup>3</sup> )	Muestras no continuas	Media horaria	Media diaria	Comentarios
Partículas totales		1 – 20 <sup>b</sup>	1 – 5	En general la utilización de filtros de mangas proporciona los niveles más bajos dentro de este rango, teniendo en cuenta que el mantenimiento efectivo de los sistemas de control de partículas es muy importante para alcanzar estos niveles. La utilización de energía puede aumentar a medida que se quieran alcanzar emisiones medias más bajas. La reducción en los niveles de emisión de polvo generalmente lleva consigo una reducción en las emisiones de metales.
Cloruro de hidrógeno (HCl)		1 – 50	1 – 8	
Fluoruro de hidrógeno (HF)		< 2 <sup>b</sup>	< 1	En el control de residuos, la mezcla puede reducir fluctuaciones en las concentraciones del gas de entrada que conllevan emisiones a corto plazo.
Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )		1 – 150 <sup>b</sup>	1 – 40 <sup>b</sup>	
Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> ), expresado como dióxido de nitrógeno para instalaciones con SCR		40 – 300 <sup>b</sup>	40 – 100 <sup>b</sup>	Las técnicas de control de la combustión y las de control de residuos combinadas con SCR generalmente dan lugar a estos rangos de emisión. La utilización de SCR impone una demanda energética y costes adicionales. En general en grandes instalaciones con uso de SCR, el coste adicional por tonelada de residuo tratado, resulta menos importante. Una concentración de N elevada en los residuos da como resultado un incremento en las concentraciones de NO <sub>x</sub> en el gas.
Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> ), expresado como dióxido de nitrógeno para instalaciones sin SCR		30 – 350	120 – 180	Las técnicas de control de la combustión y de control de residuos combinadas con SCR generalmente dan como resultado la operación dentro de estos rangos de emisión. Los valores medios diarios por debajo de este rango requieren SCR aunque se alcanzaron niveles por debajo de 70 mg/Nm <sup>3</sup> utilizando SNCR (por ejemplo donde el NO <sub>x</sub> de entrada es bajo y/o a elevadas relaciones de dosis de reactivo). Cuando se utilizan velocidades de dosificación de reactivos elevadas en SNCR, el deslizamiento de NH <sub>3</sub> ( <i>NH<sub>3</sub>-slip</i> ) puede ser controlado utilizando un tratamiento de gas de escape húmedo con medidas apropiadas para dar lugar al agua residual amoniacal resultante. Residuos de elevada cantidad de N dan lugar a un incremento en las concentraciones de NO <sub>x</sub> en el gas.
Sustancias orgánicas gaseosas o en fase vapor, expresadas como COI		1 – 20	1 – 10	Las técnicas que mejoran las condiciones de combustión reducen las emisiones de estas sustancias. Las concentraciones de la emisión no están generalmente afectadas positivamente por el tratamiento del gas de escape. Los niveles de CO pueden ser más elevados durante el encendido y apagado, y con nuevas calderas que aún no tienen estabilizado su nivel de formación de incrustaciones de operación normal.
Monóxido de carbono (CO)		5 – 100	5 – 30	
Cadmio y talio total (e os sus compuestos expresados como metales)	0,005 – 0,05			Ver comentarios para el Hg. La volatilidad más baja de estos metales, significa que los métodos de control de metales y partículas son más efectivos para el control de estas sustancias que para el Hg.

Sustancia (expresadas en mg/Nm <sup>3</sup> )	Muestras no continuas	Media horaria	Media diaria	Comentarios
Mercurio y sus compuestos (como Hg)	<0.05 <sup>b</sup>	0.001 – 0.03	0.001 – 0.02	Para alcanzar estos niveles de emisión en la mayoría de los residuos es necesaria la adsorción utilizando reactivos basados en carbono –ya que el Hg metálico es más difícil de controlar que el iónico. La técnica y funcionamiento de reducción precisa requerida dependerá de los niveles de distribución del Hg en el residuo. Algunas corrientes de residuos tienen unas concentraciones de Hg muy variables— En estos casos puede necesitarse el pre-tratamiento de los residuos para prevenir picos de sobrecarga de la capacidad del sistema FGC. El control continuo de Hg no se requiere según la Directiva 2000/76 pero se lleva a cabo en algunos Estados Miembros.
Suma de otros metales	0.005 – 0.5			Las técnicas que controlan los niveles de partículas generalmente también controlan estos metales.
Dioxinas y furanos (ng TEQ/Nm <sup>3</sup> )	0.01 – 0.1 <sup>b</sup>			Las técnicas de combustión destruyen las PCDD/F en los residuos. Diseños específicos y controles de temperatura reducen la síntesis <i>de novo</i> . En adición a estas medidas, las técnicas de reducción que utilizan carbono basado en adsorbentes reducen las emisiones finales de modo que quedan dentro de este rango de emisión. Las relaciones de dosificación incrementadas para el adsorbente de carbono debe dar lugar a emisiones al aire tan bajas como 0.001 pero dando como resultado un aumento de consumo y de residuos.
<b>Sustancias no incluidas en la Directiva 2000/76/CE de incineración de residuos</b>				
Amoniaco (NH <sub>3</sub> )	< 10	1 – 10	<10 <sup>a</sup>	El control efectivo de los sistemas de reducción, incluyendo el dosificado de reactivo contribuye a reducir las emisiones de NH <sub>3</sub> . Los lavadores húmedos absorben NH <sub>3</sub> y lo transfieren a la corriente de aguas residuales.
Benzo(a)pireno				Las técnicas de control de PCDD/F también controlan benzo(a)pireno, PCB y PAH
PCB				
PAH				
Óxido nítrico (N <sub>2</sub> O)				La combustión oxidativa efectiva y sistemas de reducción de NO <sub>x</sub> contribuyen a reducir las emisiones de N <sub>2</sub> O. Los niveles más elevados podrían alcanzarse con lechos fluidizados operando a temperaturas bajas, por debajo –900 °C  Para incineración de RU se alcanzaron para medidas individuales de 1-12 mg/Nm <sup>3</sup> y medias de 1 - 2 mg/Nm <sup>3</sup> . Para la incineración de RSU en plantas del lecho fluido, los valores individuales medidos son normalmente superiores.
NOTAS: <sup>a</sup> Basado en el funcionamiento de instalaciones existentes de algunos Estados Miembros, el rango de emisión diario asociado con el uso de MTD debería ser <5mg/Nm <sup>3</sup> (en vez de <10 mg/Nm <sup>3</sup> ) <sup>b</sup> Aunque el acuerdo sobre los niveles de emisión asociados a las MTDs son los indicados en la tabla, cabe tener en consideración también los siguientes valores en cada caso: media 1/2 horaria de partículas total 1 – 10 mg/Nm <sup>3</sup> ; media 1/2 horaria NO <sub>x</sub> (como NO <sub>2</sub> ) utilizando SCR 30 – 200 mg/Nm <sup>3</sup> y media diaria 30 – 100 mg/Nm <sup>3</sup> ; medidas no continuas de Hg y sus compuestos 0.001 – 0.03 mg/Nm <sup>3</sup> ; medidas no continuas de Cd total + TI total 0.005 – 0.03 mg/Nm <sup>3</sup> ; medidas discontinuas de dioxinas y furanos 0.01 – 0.05 TEQ/Nm <sup>3</sup> ; media ½ horaria de HF <1 mg/Nm <sup>3</sup> ; media ½ horaria de SO <sub>2</sub> 1 – 50 mg/Nm <sup>3</sup> y media diaria 1 – 25 mg/Nm <sup>3</sup>				

## 5. CONCLUSIONES

Cualquiera de los procedimientos considerados, autorizables hoy día, han de cumplir con una legislación europea que está concebida desde el lado de la seguridad. Es decir, los niveles de emisión y los correspondientes de inmisión aceptables son, al menos, un orden de magnitud menores que los identificados como causantes de afección ambiental. Con todo, a igualdad de condiciones de tipo económico o con pequeñas diferencias siempre será preferible aquella opción que genere emisiones menores en tanto no exijamos valores inferiores a los existentes en la atmósfera.

La condición ambiental del emplazamiento (clima, vientos, topografía etc.) han de estar definidas para poder modelizar la distribución de niveles de inmisión para una capacidad definida y un combustible determinado en el que si hay incorporación de materiales ajenos a los RSU como finos de carbón o biomasas puede alcanzarse una escala suficiente como para definir una alternativa distinta a la que habría sólo con un CDR puro.

Por la población del Principado de Asturias, el estado de los programas de reciclado y la conveniencia de reincorporar el rechazo de los esquemas actuales, parece intuirse una capacidad del orden de las 500 000 Tm/año con humedades del 16% que permitiría concebir dos líneas de procesado que den garantía de operatividad suficiente. Entendiendo que el emplazamiento estaría cerca de La Zoreda parece evidente que se dan buenas condiciones como para evitar alteraciones importantes respecto del sistema de gestión actual, que existen garantías de no afección suficientes y que tal no afección puede ser evidenciada tanto por las instalaciones de instrumentación instalables como por estaciones bioindicadoras (biomonitorización con musgos de dioxinas, PAHs y metales pesados).

## 6. BIBLIOGRAFÍA

### PIRÓLISIS

Tillman, D., "INCINERATION OF MUNICIPAL AND HAZARDOUS SOLID WASTES", Academic Press Inc., ISBN 0-12-691245-9, 1989

Williams, P.T.; Besler, S. ; "THE PYROLYSIS OF MUNICIPAL SOLID WASTE", Journal of the Institute of Energy, 65, pp. 192-200, Diciembre 1992.

Rovatti, M.; Bisi, M., "DECLORAZIONE DEI RIFIUTI SOLIDI URBANI TRAMITE PIROLISI, Acqua Aria, N. 1, pp. 31-37, Enero 1993.

Rovatti, M.; Bisi, M. ; "PIROLISI DI COMBUSTIBILE DERIVATO DAI RIFIUTI SOLIDI URBANI (MRDF), Acqua Aria, N. 2, pp. 127-133, Febrero 1992.

Teller, M. ; "POSSIBLE APPLICATIONS OF PYROLYSIS TECHNOLOGY IN THE TREATMENT OF WASTE AND RECOVERY OF VALUABLE MATERIALS", Proceedings 23<sup>rd</sup> International Annual ICT Congress, 1992.

José Luis Rodríguez Rodríguez. “RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DE GALICIA: ALTERNATIVAS PARA LA OPTIMIZACIÓN DE SU TRATAMIENTO”, Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, 1996.

## **GASIFICACIÓN**

Herbert P. K. ; “ACFB and PCFB gasification of biomass, garbage and coals for the generation of fuel-synthesis gas and electricity”, 1992.

Herbert P. K. ; Loeffler J.C. “Gas from biomass and waste for industrial use”, Proceedings IEA Conference on Thermal Power Generation & the Environment September 1993.

Venendaal, R. ; “Comparison of two new waste gasification facilities with a modern waste incineration plan”, Proceedings of the 8<sup>th</sup> European Biomass Conference, Vol. 2 pp. 1528-1537, 1995.

Estudios más recientes sobre gasificación de biomasa:

Mark Jan Prins, “Thermodynamic analysis of biomass gasification and torrefaction”. Phd Thesis, Technische Universiteit Eindhoven, 2005.

Proll, Tobias, Rauch; Reinhard, Aichernig, Christian, Hofbauer, Hermann. “Fluidized bed steam gasification of solid biomass. Performance characteristics of an 8 mwth combined heat and power plant”. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*. Vol 5, 2007. Article A54.

Dupont, Capucine, Boissonnet, Guillaume, Seiler, Jean-Marie, Gauthier, Paola, Schweich, Daniel. “Study about the kinetic processes of biomass steam gasification”. *Fuel* 86, 2007.pp.32-40.

Radmanesh, Ramin, Chaouki, Jamal, Guy, Christophe. “Biomass gasification in a bubbling fluidized bed reactor: experiments and modelling”. Willey InterScience DOI 10.1002/aic. *AIChE Journal*, Vol.52,No12, diciembre 2006, pp. 4258-4272.





**KATHOLIEKE UNIVERSITEIT LEUVEN**

**Departement Chemische Ingenieurtechnieken**

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Residuos sólidos de tratamientos  
térmicos de la fracción resto de  
RSU: características,  
tratamiento, valorización e  
impacto medioambiental*

Pr. Dr. D. Carlo Vandecasteele  
(Departement Chemische Ingenieurtechnieken, K.U. Leuven)

Pr. Dra. Dña. Chantal Block  
(Leuven Engineering College GroepT)

LOVAINA (Bélgica)



# RESIDUOS SÓLIDOS DE TRATAMIENTOS TÉRMICOS DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU): CARACTERÍSTICAS, TRATAMIENTO, VALORIZACIÓN E IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

## 1. INTRODUCCIÓN

El tema de este informe es el tratamiento térmico de la fracción resto de RSU, que está formada por los residuos que no pueden ser reciclados ni sometidos a compostaje. La fracción resto se obtiene mediante la aplicación de la recogida selectiva de todas las fracciones reciclables y la recogida por separado de la fracción resto (situación en Flandes). De manera alternativa se puede llevar a cabo un tratamiento previo mecánico biológico con el fin de recuperar materiales tales como vidrio, metales, papel, plásticos, etc. para su reciclaje.

La principal opción de tratamiento térmico es la incineración, pero también se tendrán en cuenta técnicas alternativas tales como gasificación, pirólisis y gasificación por plasma.

## 2. INCINERACIÓN

### 2.1. TIPOS Y CANTIDADES DE RESIDUOS SÓLIDOS

La incineración de RSU se suele llevar a cabo en un horno de parrilla. Aunque los tipos y cantidades de residuos sólidos varían mucho en función del diseño de la instalación, su operación y la cantidad y tipo de materiales alimentados, en general se obtienen las siguientes corrientes de residuos sólidos:

- Escorias (*bottom ash*)
- Cenizas de caldera (*boiler ash*), la fracción que se deposita en la caldera.
- Cenizas volantes (*fly ash*), la fracción que se separa en el (primer) electrofiltro, en caso de que exista.
- Residuos de tratamiento de gases (*FGC residues*), obtenidos tras la limpieza (húmeda, semiseca o seca) de gases de combustión.

En una instalación típica (Indaver Doel, 3 líneas de hornos de parrilla) para el tratamiento térmico de la fracción resto de residuos sólidos urbanos no peligrosa no reciclable y residuos industriales asimilables, se obtienen las cantidades de residuos sólidos mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1: Residuos sólidos producidos en los hornos de parrilla de Indaver, Doel en 2006  
(Indaver, duurzaamheidsrapport, 2006)

	Toneladas	%
Residuo alimentado	363 695	100
Residuos sólidos		
Escorias	96 845	26.6
Cenizas de caldera	8503	2.3
Residuos de tratamiento de gases	10 356	2.8
Yeso	673	0.2

En Flandes (OVAM, Inventario del Sector de Incineración de Residuos de Flandes, 2006), las 1 144 000 t de residuos incinerados en 2004 en plantas de incineración de residuos urbanos estaban formados por la fracción resto de RSU (823 000 t), residuos industriales asimilables a la fracción resto de residuos urbanos (289 000 t), residuos sólidos médicos no peligrosos (16 400 t) y lodos (15 000 t). Esto generó 229 000 t (20.0%) de escoria, 46 700 t (4.1%) de cenizas volantes, cenizas de caldera y residuos de tratamiento de gases (no hay datos disponibles sobre las fracciones individuales), así como 22 400 t (2.0%) de chatarra. La Fig.1 (VMM, 2007) muestra el éxito de la recogida selectiva e indica que los residuos incinerados en Flandes corresponden en gran medida a la *fracción resto*.

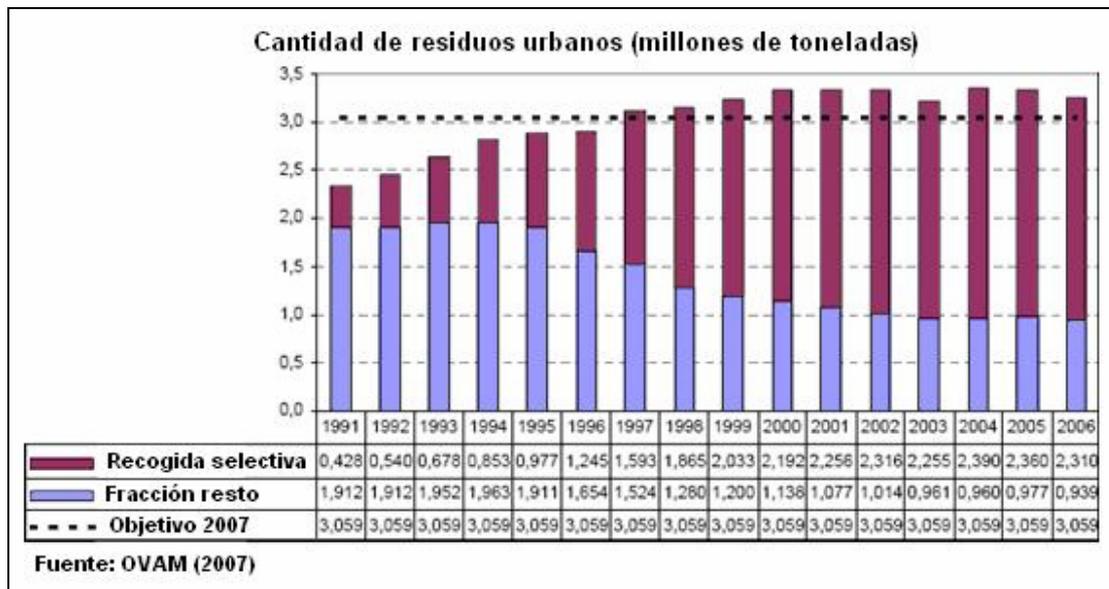


Figura 1: Recogida de residuos urbanos en Flandes (recogida selectiva, fracción resto)

## 2.2. COMPOSICIÓN Y LIXIVIACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

### 2.2.1. Escorias

El impacto medioambiental de las escorias está determinado por su composición (orgánica e inorgánica) y principalmente por sus lixiviados. Las escorias pueden depositarse en vertedero o reciclarse, principalmente como material de construcción.

La Tabla 2 indica algunos parámetros escorias y los compara con los criterios de aceptación en vertederos de Flandes de categoría 2. Una publicación de Van Gerven et al. (2005) compara la gestión de residuos sólidos de incineración en Flandes con la de los países vecinos.

Tabla 2: Parámetros de escorias comparados con los criterios de aceptación relevantes en un vertedero de categoría 2.

Parámetros	Criterios de admisión	Escorias
Hidrocarburos extraíbles no polares	5 %*	0.028 %
Disolventes totales	3 %*	0.0001 %
EOX <sup>a</sup>	1000 mg/kg (materia seca)	3.7 mg/kg (materia seca)
PSA <sup>b</sup>	10 %*	2.3 %
COT <sup>c</sup>	6 %* and 3 %**	2.9 %

<sup>a</sup> Compuestos orgánicos halogenados extraíbles

<sup>b</sup> parte soluble en agua

<sup>c</sup> carbono orgánico total

\* VLAREM (legislación flamenca); \*\* BREF (Documentos de Referencia de Mejores Técnicas Disponibles)

En la Tabla 3 se indican concentraciones de componentes orgánicos tóxicos de las escorias de una típica instalación flamenca y los compara con los valores límite para su uso en o como materiales de construcción (legislación flamenca VLAREA). Las concentraciones están muy por debajo de los valores límite.

Tabla 3: Parámetros orgánicos de escorias en comparación con los valores límite (concentración total) para la utilización en o como materiales de construcción (legislación flamenca VLAREA).

Hidrocarburos aromáticos monocíclicos		
Parámetro (mg/kg materia seca)	Valor límite	Escorias
Benceno	0.5	0.07
Etilbenceno	5	0.10
Estireno	1.5	0.24
Tolueno	15	0.21
Xileno	15	0.44

<b>Hidrocarburos aromáticos policíclicos</b>		
<b>Parámetro (mg/kg materia seca)</b>	<b>Valor límite</b>	<b>Escorias</b>
Benzo(a)antraceno	35	0.025
Benzo(a)pireno	8.5	0.024
Benzo(ghi)perileno	35	0.015
Benzo(b)fluoranteno	55	0.020
Benzo(k)fluoranteno	55	<0.010
Criseno	400	0.036
Fenantreno	30	0.240
Fluoranteno	40	0.083
Indeno(1,2,3,cd)pireno	35	<0.010
Naftaleno	20	<0.50
<b>Otros componentes orgánicos</b>		
<b>Parámetro (mg/kg materia seca)</b>	<b>Valor límite</b>	<b>Escorias</b>
Organohalogenados Extraíbles (EOX)	10	3.7
Hexano	1	<0.10
Heptano	25	<0.10
Aceite mineral	1000	280
Octano	90	<0.10
PCB (7 Ballschmitter)	0.5	0.0062
PCB (TE-WHO) <sup>a</sup>		0.000047
Suma de disolventes		1.36
Suma de PAC (EPA)		0.68
Sum PAC (VROM)		0.47
PCDD y PCDFs (TEQ) <sup>a,b</sup>		0.0000196
PCDD y PCDFs (TEQ) <sup>a,c</sup>		0.0000219

<sup>a</sup> mg TEQ/ kg (seco)

<sup>b</sup> Límite superior NATO/CCMS

<sup>c</sup> Límite superior OMS

En lo que a metales se refiere, la mayor parte de las regulaciones para el vertido de productos residuales están basadas en pruebas normalizadas de lixiviación. Los valores de lixiviación (mg/L) para la admisión en un vertedero de tipo 2 (legislación flamenca VLAREA), determinados según el procedimiento de lixiviación normalizado DIN 38414-S4 son: <1 para el As; <2 para el Pb; <0.5 para el Cd; <0.5 para el Cr(VI); <10 para el Cu; <2 para el Ni; <0.1 para el Hg; <10 para el Zn; <1 para el amonio; <1 para los cianuros totales; <30 para los nitritos; <50 para los fluoruros; <100 para el fenol. Ninguno de estos límites supone ningún problema.

Las regulaciones para el uso de productos residuales como material prima secundaria están basadas en general en la concentración total de metales o en la lixiviación de metales. Sin embargo, se utilizan diferentes pruebas en los distintos países y la legislación difiere de un país a otro (Van Gerven et al., 2005). Se está llevando a cabo una armonización y normalización de los procedimientos de ensayo con el CEN (Comité Europeo de Normalización).

La Tabla 4 muestra los valores medios de lixiviación para escorias de RSU holandesas tras un tratamiento mecánico y para escorias típicas de una instalación flamenca.

*Tabla 4: Propiedades de lixiviación de escorias determinadas usando el ensayo de columna NEN 7343, promedio de 1993 a 1997 de escorias holandesas (BREF de Incineración) y para una instalación flamenca típica en 2006.*

Elemento	Valor de lixiviación (mg/kg) Holanda	Valor de lixiviación (mg/kg) Flandes
Sb	0.22	0.5
As	0.022	<0.2
Ba	0.6	3.7
Cd	0.003	<0.02
Cr	0.08	0.1
Co	0.05	<0.05
Cu	3	10.8
Hg	0.001	<0.01
Pb	0.07	0.9
Mo	1.52	2.6
Ni	0.13	0.1
Se	0.01	<0.1
Sn	0.04	<0.1
V	0.23	0.1
Zn	0.09	0.4
Br <sup>-</sup>	7.6	20
Cl <sup>-</sup>	2615	5350
CN <sup>-</sup> (libres)	0.01	
CN <sup>-</sup> (totales)	0.048	
F <sup>-</sup>	14.1	7.0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	5058	2800

Las condiciones de uso como material de construcción granular en la regulación flamenca VLAREA corresponden a una concentración total (mg/kg material seco) de 250 para el As; 10 para el Cd; 1250 para el Cr; 375 para el Cu; 5 para el Hg; 1250 para el Pb; 250 para el Ni; 1250 para el Zn. Estos son sólo valores orientativos. El valor límite (límite obligatorio) de lixiviación (mg/kg material seco) es de 0.8 para el As; 0.03 para el Cd; 0.5 para el Cr; 0.5 para el Cu; 0.02 para el Hg; 1.3 para el Pb; 0.75 para el Ni; 2.8 para el Zn. Además, se han propuesto algunos *límites informales de lixiviación* de 1.6 para el Ba, 0.25 para el Co, 0.2 para el Mo, 0.1 para el Sb, 0.04 para el Se, 0.8 para el V. Basándose en la lixiviación, sólo existen problemas con el Cu y un problema potencial (límites informales) para el Ba, Mo, Se y Sb.

El BREF de Incineración, 2006 llega a la conclusión de que se pueden considerar críticos los componentes: Cu, Zn, Sb, Mo, cloruros y sulfatos.

Se determinó que el carbono orgánico disuelto (COD) juega un papel en la lixiviación del Cu de escorias de incineración de RSU (Pavasars et al. 1997, Meima et al., 1999, van Zomeren and Comans, 2003, van Zomeren and Comans, 2004). Se encontró que los

componentes similares al ácido fúlvico son responsables probablemente del aumento observado en la lixiviación de Cu. Sin embargo, no se podría descartar que otras fracciones, tales como la fracción hidrofílica jueguen también un papel en la lixiviación de Cu.

### 2.2.2 Cenizas de caldera, cenizas volantes y residuos de tratamiento de gases

En el trabajo de Geysen, 2004 se estudiaron las características de la fase sólida y el comportamiento de lixiviación de 6 diferentes residuos de tratamiento de gases de 4 incineradoras de residuos diferentes. En la Tabla 5 se resume una muestra de información.

Tabla 5: Revisión de información de muestra. El código de muestra está subrayado, y se indican entre paréntesis el número de la planta y el sistema completo de limpieza de gases.

<p><b>Ceniza de caldera (<u>BA1</u>):</b> Partículas recogidas en un sistema convencional de recuperación de calor. (Planta 1: caldera, lavador semiseco basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math>, inyección de carbón activado, filtro de mangas)</p>
<p><b>Cenizas volantes (<u>FA1</u>):</b> Partículas recogidas con un precipitador electrostático, junto con la ceniza de caldera. (Planta 2: torre de refrigeración, precipitador electrostático, lavador semiseco basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math>, inyección de carbón activado, filtro de mangas, lavador húmedo)</p>
<p><b>Residuo de lavador (<u>SR1</u>):</b> El residuo del lavador basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math> incluye cenizas volantes (filtración simple) (Planta 1: caldera, lavador semiseco basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math>, inyección de carbón activado, filtro de mangas)</p>
<p><b>Residuo de lavador (<u>SR2</u>):</b> Residuo del lavador basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math> sin cenizas volantes (filtración doble) (Planta 2: torre de refrigeración, precipitador electrostático, lavador semiseco basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math>, inyección de carbón activado, filtro de mangas, lavador húmedo)</p>
<p><b>Residuo de lavador (<u>SR3</u>):</b> El residuo del lavador basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math> incluye cenizas volantes (filtración simple), sin carbón activado (Planta 3: caldera, lavador semiseco basado en <math>\text{Ca}(\text{OH})_2</math>, precipitador electrostático, inyección de carbón activado, lavador seco, filtro de mangas)</p>
<p><b>Residuo de lavador (<u>SR4</u>):</b> Residuo del lavador basado en <math>\text{NaHCO}_3</math> sin cenizas volantes (filtración doble) (Planta 4: caldera, precipitador electrostático, inyección seca de <math>\text{NaHCO}_3</math>, inyección de carbón activado, filtro de mangas)</p>

En la Tabla 6 se indica la concentración total en las 6 muestras mencionadas. Entre los metales pesados, aparecen en la concentración más elevada (a excepción del Fe) el Pb y Zn, también presentan una concentración bastante elevada Cu, Sb y Sn.

Tabla 6: Concentración total de diferentes residuos sólidos (desviación estándar entre paréntesis).

Elemento (mg/g)	Ceniza de caldera	Cenizas volantes	Residuo de lavador Ca(OH) <sub>2</sub>			Residuo de lavador NaHCO <sub>3</sub>
	BA1	FA1	SR1	SR2	SR3	SR4
Al	52.5	56.0 (0.5)	10.2 (4.1)	5.5	13.8 (0.7)	0.98 (0.06)
As	0.03 (0.01)	< 0.01	0.02 (0.01)	0.01 (0.01)	< 0.01	< 0.01
Ba	2.24 (0.02)	2.72 (0.09)	0.41 (0.11)	0.31 (0.01)	1.08 (0.02)	0.08 (0.01)
Ca	187 (12)	144 (2)	342 (12)	300 (13)	261 (19)	91.0 (2.7)
Cd	0.03 (0.01)	0.03 (0.01)	0.13 (0.02)	0.19 (0.01)	0.16 (0.01)	0.12 (0.01)
Co	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)	0.23 (0.16)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)	< 0.01
Cr	0.24 (0.03)	0.08 (0.01)	0.11 (0.04)	0.11 (0.01)	< 0.01	0.02 (0.01)
Cu	0.73 (0.17)	0.43 (0.06)	0.60 (0.06)	0.34 (0.02)	0.44 (0.02)	0.40 (0.01)
Fe	17.7 (0.9)	9.45 (0.20)	4.19 (2.45)	2.73 (0.40)	4.49 (3.17)	0.85 (0.05)
K	11.4 (0.7)	12.3 (0.3)	24.3 (3.2)	20.0 (0.6)	26.1 (5.8)	16.7 (0.5)
Mg	12.4 (0.9)	11.5 (0.1)	4.82 (0.14)	3.70 (0.16)	5.96 (0.09)	1.33 (0.38)
Mo	0.02 (0.01)	0.02 (0.01)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)	< 0.01
Na	17.6 (1.4)	12.4 (0.1)	23.4 (6.7)	22.6 (1.5)	27.3 (5.3)	297 (16)
Ni	0.16 (0.01)	0.12 (0.01)	0.05 (0.01)	0.03 (0.01)	< 0.01	0.01 (0.01)
Pb	1.08 (0.09)	0.82 (0.05)	3.06 (0.20)	5.04 (0.48)	4.47 (0.20)	4.05 (0.18)
Sb	0.80 (0.06)	0.16 (0.01)	0.76 (0.03)	0.28 (0.02)	0.14 (0.06)	0.43 (0.02)
Se	0.01 (0.01)	0.01 (0.01)	0.02 (0.03)	0.01 (0.01)	< 0.01	0.02 (0.01)
Si	198 (2)	206 (2)	28.4 (6.8)	15.1 (0.1)	44.0 (5.9)	3.0 (0.3)
Sn	0.26 (0.02)	0.26 (0.01)	0.37 (0.05)	0.63 (0.02)	-	0.41 (0.03)
V	0.10 (0.01)	0.40 (0.05)	< 0.01	-	-	0.34 (0.04)
Zn	5.07 (0.21)	3.21 (0.01)	6.88 (0.65)	7.93 (0.48)	13.0 (0.5)	6.04 (0.19)
Cl	18 (4)	12 (5)	180 (10)	220 (10)	200 (10)	320 (10)
SO <sub>4</sub>	30 (3)	17	60 (3)	70	101	90
CO <sub>3</sub>		8.8	50 (10)	120		90
PO <sub>4</sub>	27	29	-	3.1	12	0.8
% TDS <sup>a</sup>	2.0	2.5	22.2	31.4	28.9	72.1 (0.3)
% TDS <sup>b</sup>	18.9	23.1	82.5	68.8	71.6	77.5 (0.8)

% TDS<sup>a</sup>: L/S = 10, % TDS<sup>b</sup>: L/S = 1000

La Tabla 7 muestra la concentración obtenida al lixiviar con agua residuos de tratamiento de gases según el protocolo DIN 38414-S4.

Tabla 7: Lixiviación DIN 38414-S4 de diferentes residuos de tratamiento de gases (desviación estándar entre paréntesis).

Elemento (mg/L)	Ceniza de caldera	Cenizas volantes	Residuo de lavador Ca(OH) <sub>2</sub>			Residuo de lavador NaHCO <sub>3</sub>
	BA1	FA1	SR1	SR2	SR3	SR4
pH	12.9 (0.1)	12.8 (0.1)	12.4 (0.1)	12.3 (0.1)	12.3 (0.1)	13.2 (0.1)
Al	0.1 (0.1)	0.8 (0.9)	0.5 (0.5)	0.3 (0.2)	0.8 (0.6)	16
As	< 0.1	< 0.1	0.2 (0.1)	0.3 (0.2)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)
Ba	0.3 (0.1)	21 (2)	6.5 (1.0)	5.4 (3.2)	3.9 (0.1)	0.1
Ca	1600 (100)	1100 (100)	8600 (900)	10100 (600)	7900 (400)	60 (8)
Cd	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Co	< 0.1	< 0.1	0.1 (0.1)	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cr	0.4 (0.1)	0.2 (0.1)	0.1 (0.1)	0.3 (0.1)	0.2 (0.1)	0.3 (0.1)
Cu	< 0.1	< 0.1	0.5 (0.4)	0.1 (0.1)	0.3 (0.1)	0.4 (0.1)
Fe	3.5 (1.8)	8.6 (4.2)	10 (3)	5.7 (3.2)	3.1 (1.4)	5.9 (0.3)
K	640 (40)	290 (30)	2200 (300)	2300 (300)	2500 (200)	1500 (200)
Mg	0.5 (0.2)	0.8 (0.9)	1.0 (0.5)	1.2 (0.3)	1.3 (0.4)	8.1
Mo	0.3 (0.1)	0.1 (0.1)	0.4 (0.1)	0.2 (0.1)	0.6 (0.1)	0.2 (0.1)
Na	800 (70)	260 (20)	2300 (400)	2400 (200)	2800 (200)	-
Ni	< 0.1	0.1 (0.1)	0.2 (0.2)	0.2 (0.1)	0.1 (0.1)	< 0.1
Pb	7.7 (1.9)	2.3 (0.1)	118 (21)	133 (17)	100 (3)	136 (13)
Sb	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	1.4 (0.1)
Se	0.2 (0.1)	< 0.1	1.0 (0.1)	0.3 (0.1)	0.3 (0.1)	1.1 (0.8)
Zn	4.0 (0.4)	0.7 (0.1)	6.8 (1.4)	8.0 (0.3)	6.2 (0.7)	60 (9)
Cl	2280 (120)	1700 (212)	17400 (700)	21000 (100)	18950 (350)	31500 (80)

Los metales pesados presentes en mayor concentración son el Pb y el Zn (aparte del Fe). Es de gran importancia la elevada lixiviación de Pb cuando los residuos del lavador están en contacto con agua. La cantidad de Pb lixiviado de los residuos del lavador oscilaba entre el 20% y el 40% del contenido total de Pb. Esta elevada lixiviación de Pb se debe al elevado valor de pH del lixiviado, por lo que aumenta la solubilidad de los metales anfóteros. El menor porcentaje de Pb lixiviado en las cenizas volantes y de caldera (3 -7 %) puede deberse a la unión o incorporación de fases silíceas, el principal componente de estos residuos.

La comparación de las concentraciones de la Tabla 7 con los valores límite de la Tabla 8 muestra que para todos los residuos el Pb excede los valores límites para vertedero. La lixiviación de Pb de la muestra de cenizas volantes FA1 cumple el mayor valor límite de lixiviación para vertido en vertederos de residuos peligrosos, que es de 50 mg/kg (correspondiente a 5 mg/L). El valor límite de lixiviación de Zn sólo se supera en el caso de residuos de lavador basado en NaHCO<sub>3</sub>, debido al mayor pH del lixiviado. Aunque el Se está presente en concentraciones bajas en los residuos de tratamiento de gases, la lixiviación con agua es baja todavía pero se aprecia que en los residuos de lavador se lixivía del 20% al 100% del contenido total de Se. No se han definido valores límites de lixiviación para Mo, Se y Sb en la regulación de vertederos flamenca ni tampoco en la alemana. Sin embargo, se aplican valores límite de lixiviados bajos para Sb y Se en la regulación europea. Aunque la Tabla 6 muestra una concentración de Se baja para todos los residuos, la lixiviación de Se de los residuos de lavador SR1 y SR4 excede el límite para vertido en vertederos de residuos no peligrosos no reactivos. Además de la lixiviación de metales pesados, la lixiviación de Cl también supera los valores límite de lixiviación para vertederos.

Tabla 8: Valores límite de lixiviación para vertederos aplicados en Flandes, Alemania y la Unión Europea (VLAREM II, 1996; TA Abfall, 1991; Council Decision 2003/33/EC, 2003).

Clase	Flandes (DIN 38414-S4)		Alemania (DIN 38414-S4)			UE (EN 12457/2, 4)	
	II	I	Z <sub>3</sub>	Z <sub>4</sub>	Z <sub>5</sub>		
	NH	NH/H	NH	NH	H	NH/H	H
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/kg	mg/kg
As	1.0	1.0	0.2	0.5	1	2	25
Ba	-	-	-	-	-	100	300
Cd	0.5	0.5	0.05	0.1	0.5	1	5
Cr	-	-	-	-	-	10	70
Cr(VI)	0.5	0.5	0.05	0.1	0.5	-	-
Cu	10	10	1	5	10	50	100
Mo	-	-	-	-	-	10	30
Ni	2.0	2.0	0.2	1	2	10	40
Pb	2.0	2.0	0.2	1	2	10	50
Sb	-	-	-	-	-	0.7	5
Se	-	-	-	-	-	0.5	7
Zn	10	10	2	5	10	50	200
Cl	1000	-	-	-	10000	15000	25000
pH	-	4-13	5.5-13	5.5-13	4-13	> 6	

NH: vertedero de residuos no peligrosos, H: vertedero de residuos peligrosos, NH/H: vertedero de residuos no peligrosos y peligrosos no reactivos

En las Figs. 2 y 3 se muestra la lixiviación de Pb y Zn en mg/L y el porcentaje disuelto de todos los residuos de tratamiento de gases estudiados en función del pH. La forma de las curvas para el Pb y Zn se debe a la naturaleza anfótera de estos elementos.

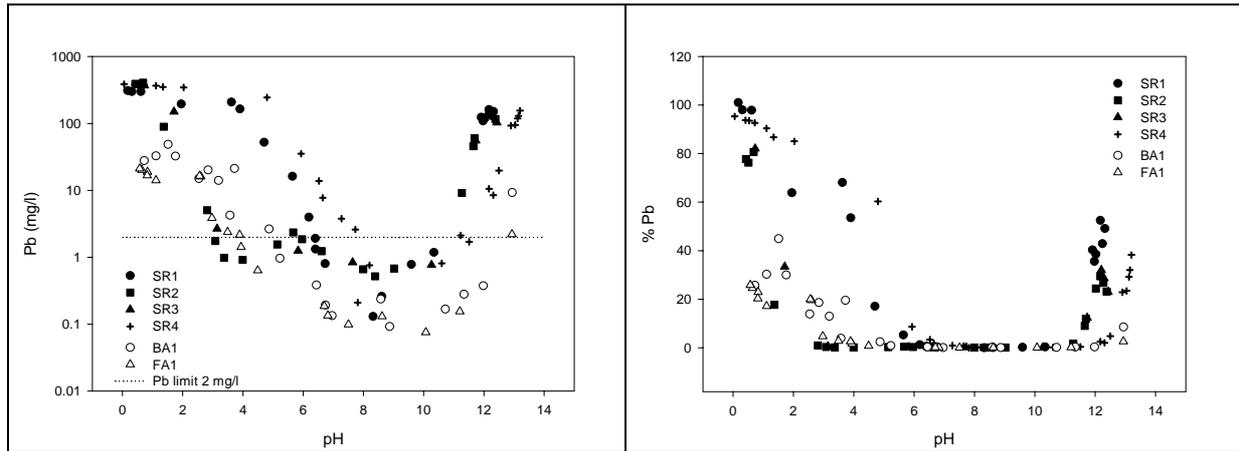


Figura 2: Variación de la concentración de Pb en el lixiviado y del porcentaje lixiviado (derecha) en función del pH (izquierda) para diferentes residuos de tratamiento de gases. El gráfico de la izquierda está en escala logarítmica.

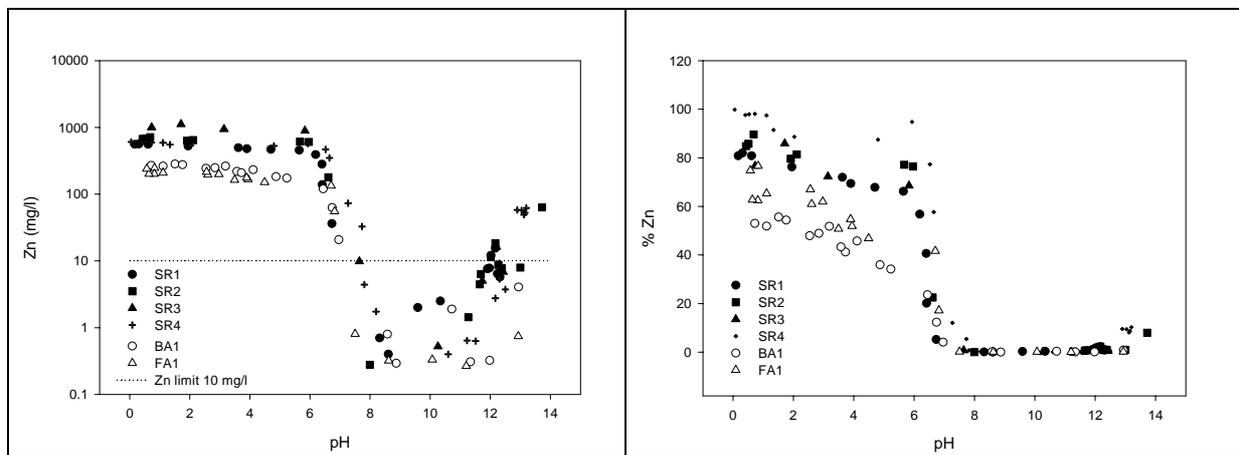


Figura 3: Variación de la concentración de Zn en el lixiviado y del porcentaje lixiviado (derecha) en función del pH (izquierda) para diferentes residuos de tratamiento de gases. El gráfico de la izquierda está en escala logarítmica.

La lixiviación de Pb mínima tuvo lugar entre  $\text{pH} = 7$  y  $\text{pH} = 10$  y oscilaba entre 0.1 y 1.0 mg Pb/L. El máximo porcentaje de Pb lixiviado para estos residuos de tratamiento de gases se obtuvo por debajo de  $\text{pH} = 2$ . A  $\text{pH} = 12$ , sólo se lixivió el 0.3 % del contenido total de Pb para cenizas de caldera y volantes, mientras que se lixivió de un 25 % a un 40 % para tres residuos de lavador basados en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y un 3 % para residuos de lavador basado en  $\text{NaHCO}_3$ . Se observó una lixiviación mínima de Zn entre  $\text{pH} = 8$  y  $\text{pH} = 12$ . La lixiviación de Zn se incrementaba para valores inferiores a  $\text{pH} = 8$  y alcanzaba un valor máximo para un pH inferior a 3. La máxima cantidad de Zn lixiviado por debajo de  $\text{pH} = 3$  correspondía a un 50 % del contenido de Zn de la ceniza de caldera y a un 70 % de las cenizas volantes, entre un 70 % y un 90 % para SR1, entre 80 % y 90 % para SR2 y SR3 y entre 90 % y 100 % en el caso de SR4. Debido a su naturaleza anfótera, la lixiviación del Zn se incrementó de manera significativa para valores de pH superiores a 13. La lixiviación de la mayor parte del resto de metales pesados no supone ningún problema si el pH se mantiene por encima de  $\text{pH} = 4$ . Sin embargo, en el caso del Cd, se lixivia más del 60 % en los residuos de tratamiento de

gases a valores de pH inferiores a 6 (Fig.4). Este incremento en la lixiviación de Cd comienza por debajo de pH = 8.

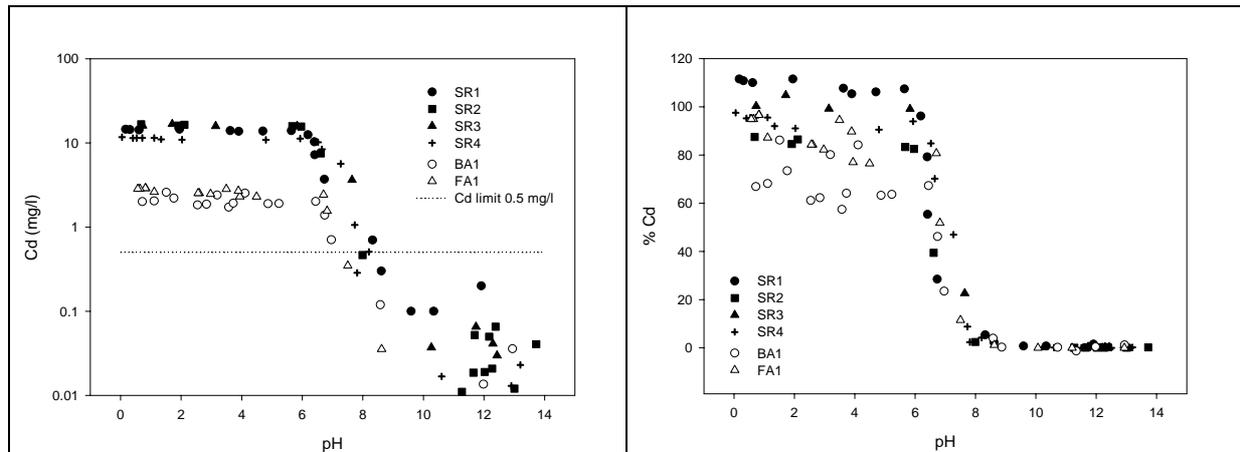


Figura 4: Variación de la concentración de Cd (izquierda) en el lixiviado y del porcentaje lixiviado (derecha) en función del pH para diferentes residuos de tratamiento de gases. El gráfico de la izquierda está en escala logarítmica.

Los residuos de tratamiento de gases de Flandes de la Tabla 6 muestran las mayores concentraciones de metales pesados para el Pb (0.8 – 5.0 mg/g) y el Zn (3.2 – 13.0 mg/g). La composición de ceniza de caldera y cenizas volantes es similar. Su matriz está formada por  $\text{SiO}_2$  o compuestos silíceos. La matriz de los residuos del lavador basado en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  está compuesta principalmente de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y  $\text{CaOHCl}$ . La matriz de los residuos del lavador basado en  $\text{NaHCO}_3$  está formada por  $\text{NaCl}$ . El contenido de Cl y el contenido total de compuestos solubles (%TDS) son más de 10 veces superiores en el caso de residuos de lavador que en el caso de cenizas de caldera y volantes.

No se observaron diferencias importantes entre los residuos de doble filtración con respecto a los de filtración simple, salvo en el contenido de Si para residuos de lavador de filtraciones simples, que era ligeramente mayor. Los residuos de lavador basado en  $\text{NaHCO}_3$  contenían más Cl y Na que los residuos de lavador basado en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . El % TDS para L/S = 10 en residuos de lavador basado en  $\text{NaHCO}_3$  era de 2 a 3 veces superior que el de residuos de lavador basado en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

La lixiviación de Pb de todos los residuos es elevada debido al elevado pH de los residuos sólidos en contacto con agua. La lixiviación de Pb, así como la de Zn de cenizas de caldera y volantes es inferior a la de residuos de lavador. La concentración de Pb del lixiviado obtenido por extracción con agua de cenizas de caldera y volantes era inferior a 10 mg/L, mientras que para los residuos de lavador superaba los 100 mg/L. La concentración de Zn del lixiviado obtenido por extracción con agua era siempre inferior a 10 mg/L excepto a pH > 13.0. También el Cl (entre 17 g/L y 31 g/L) superaba el valor límite de lixiviación para vertedero en el caso de residuos de lavador.

Aunque se puede conseguir una menor lixiviación de Pb y Zn disminuyendo el pH del lixiviado hasta un intervalo entre 7 y 10, la acidificación de residuos no se considera una opción permanente debido al aumento en la lixiviación de otros metales tales como el Cd y porque una acidificación adicional incrementará la lixiviación de metales. La variabilidad de solubilidades de los metales en los residuos sugiere que la adición de

fosfato o sílice parece una técnica prometedora para conseguir una inmovilización con baja lixiviación en un amplio intervalo de pH.

## 2.3. TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS

Se han hecho muchos esfuerzos para mejorar la calidad medioambiental de los residuos sólidos de incineración y para reciclarlos o utilizar al menos parte de los flujos de residuos específicos. Se aplican técnicas tanto durante el proceso (*in-process*) como en el tratamiento posterior (*post-treatment*). Las medidas *in-process* buscan cambiar los parámetros de incineración para mejorar el agotamiento (*burnout*) o modificar la distribución de metales en los diferentes residuos sólidos. Las técnicas de *post-treatment* incluyen: maduración, tratamiento mecánico, lavado, tratamiento térmico y estabilización.

### 2.3.1 Escorias

El BREF de Incineración, 2006, menciona las siguientes medidas:

- *Mejora del agotamiento de las escorias.* Esto se puede alcanzar mediante optimización de los parámetros de combustión con el fin de mejorar la combustión del carbono. Medidas como la exposición más prolongada de la alimentación a temperaturas elevadas, temperaturas de lecho más elevadas y agitación física de las escorias reducen el contenido orgánico (expresado en COT o LOI, pérdidas al fuego).
- *Segregación de escorias y residuos de tratamiento de gases.* La mezcla de los residuos de tratamiento de gases (mayor contenido en metales, lixiviación de metales, contenido orgánico) con las escorias ocasiona la contaminación de las mismas, por lo que se limitan las opciones para su uso posterior. Las escorias y los residuos de tratamiento de gases por tanto se recogen, almacenan y transportan de manera separada. Esta es actualmente una práctica habitual e incluso obligatoria por parte de las leyes de algunos países de la UE.
- *Separación de metales de las escorias.* Tanto los metales férricos como no férricos se pueden extraer de las escorias usando imanes (férricos) o un separador de corrientes de Foucault (no férricos). La fracción de no férricos obtenida (Vrancken, 2001) está compuesta de un 60% de Al, 25 % de otros metales (Cu, latón, zinc, acero inoxidable), y un 15% de residuo. La fracción férrea se puede reciclar como chatarra de acero en altos hornos. Los metales no férricos se procesan externamente mediante separación posterior en función del tipo de metal. Esto también mejora las posibilidades de mercado de las escorias, ya que los metales no férricos pueden causar daños si se utilizan en obras de carreteras debido al hinchamiento.
- *Separación por tamaños y trituración de escorias.* Las operaciones mecánicas intentan preparar los materiales para construcción de carreteras y terraplenes, generando menos rechazos y un producto de elevada calidad geotécnica. Se pueden aplicar las siguientes operaciones:

- Separación granulométrica por tamizado
- Reducción de tamaño mediante trituración o rotura de elementos grandes
- Separación por corrientes de aire para eliminar las fracciones inquemadas ligeras
- *Tratamiento de escorias mediante envejecimiento.* Tras la separación de metales, las escorias se almacenan al aire libre o en edificios específicos techados durante varias semanas, generalmente en pilas sobre suelo de cemento. Las pilas se pueden voltear regularmente para asegurar una homogeneidad de los procesos que tienen lugar y para reducir el tiempo de residencia. En la práctica, el periodo de envejecimiento oscila entre las 6 y las 20 semanas. El envejecimiento reduce la reactividad residual de las escorias así como la lixiviación de metales. Los principales reactivos son el CO<sub>2</sub> del aire y el agua procedente de la humedad, lluvia o de la pulverización sobre la pila. Tienen lugar los siguientes efectos:
  - El Al reaccionará con el Ca(OH)<sub>2</sub> y el agua para formar Al(OH)<sub>3</sub> e hidrógeno gas. Esto evita el incremento de volumen y la producción de gas durante el uso de las escorias en la construcción.
  - Disminución del pH debido al aumento de CO<sub>2</sub> (aire o actividad biológica)
  - Se establecen condiciones anóxicas y reductoras debido a la biodegradación
  - Se establecen condiciones reductoras debido a la evolución del hidrógeno.
  - Tienen lugar la hidratación y otros cambios en las fases minerales, ocasionando la cohesión de partículas (IAWG, 1997)

Todos estos efectos reducen la lixiviación de metales y causan la estabilización de las escorias, favoreciendo la recuperación y el vertido.

- *Tratamiento de escorias con sistemas secos.* Estos sistemas combinan la separación de metales férricos, la reducción de tamaño y tamizado, la separación de metales no férricos y el envejecimiento de las escorias tratadas. El producto es un agregado seco con tamaño de grano controlado (p.e. 0-4 mm, 0-10 mm, 4-10 mm, etc.), que puede utilizarse como material de construcción secundario. Un proceso típico incluye las siguientes etapas:
  - Enfriamiento con aire de las escorias
  - Separación de metales férricos
  - Tamizado
  - Trituración de la fracción gruesa
  - Tamizado
  - Separación de metales férricos
  - Separación de metales no férricos
  - Envejecimiento

La instalación de VALOMAC, Grimbergen, Flandes (Ovam, Inventario del Sector de Incineración de Residuos de Flandes, 2006) opera según el proceso seco y tiene una capacidad de 250 000 t/a. Produce 2 fracciones: 0-10 mm y 10-40 mm. Los materiales inquemados se eliminan mediante separación neumática

(*windsifting*). Los metales féreos se separan de ambas fracciones y sólo se aplica la separación de no féreos en la fracción de 10-40 mm. La fracción gruesa (40-80 mm) se almacena de forma separada y se rompe de forma regular para reintroducir la escoria en la instalación de tratamiento. Se planea ampliar la instalación con la separación de fracciones de 10-20 y 20-40 mm. Se prevé para ambas la separación de no féreos y un separador neumático sólo para la de 20-40mm. Las escorias obtenidas no cumplen la VLAREA. Gran parte de la reutilización tiene lugar fuera de Flandes (Valonia, Holanda, Alemania).

- *Tratamiento húmedo de escorias.* La utilización de sistemas húmedos de tratamiento de escorias permite la producción de materiales para reciclaje con una mínima lixiviación de metales y aniones. Las escorias se tratan mediante reducción de tamaño, tamizado, lavado y separación de metales. En general se separa una fracción de 0-2 mm. La mayoría de los componentes lixiviables y los compuestos orgánicos permanece en esta fracción fina, lo que hace que la lixiviación en el producto restante (>2 mm) sea más reducida. Con esta técnica se produce un material que se puede utilizar y se reduce la cantidad de residuo a verter. Indaver tiene una instalación muy interesante de tratamiento húmedo de escorias (Vandecasteele et al., 2007 ), que será comentada.

### 2.3.2. Investigación sobre el tratamiento de escorias

Una limitación del tratamiento de escorias descrito (lavado húmedo) es que la lixiviación de Cu de la fracción arena de 0.1-2 mm supera los límites de la regulación flamenca VLAREA para el reciclaje de material granular en aplicaciones de construcción (0.5 mg/kg materia seca). Este material por tanto no puede reciclarse. En nuestro laboratorio investigamos sobre un tratamiento adicional de la fracción arena de manera que cumpla con esta regulación. Como la lixiviación de Cu de escorias de incineradora de RSU se incrementa de manera significativa por la complejación con carbono orgánico disuelto, se investigó sobre el calentamiento para destruir los complejantes que incrementan la lixiviación de Cu. Además se estudió la extracción de Cu con agentes complejantes adecuados. Durante el envejecimiento natural, la lixiviación de Cu decrece también lentamente. Como se cree que la carbonatación juega un importante papel en el proceso de envejecimiento, se llevó a cabo una carbonatación acelerada de la fracción arena.

Las escorias contienen típicamente un 1 - 2 % de carbono orgánico. Varios estudios [Pavasars, 2000, Ferrari, 2002, Van Zomeren and Comans, 2003] se centraron en la especiación de esta material orgánica ya que está claro que la materia orgánica de las escorias está correlacionada con la lixiviación de Cu. Los resultados de las pruebas de calentamiento (Fig.5) apoyan estos informes. El calentamiento de muestras de escorias volatiliza o descompone la materia orgánica. Por consiguiente el Cu ya no puede formar complejos con la materia orgánica (o en una extensión menor) y la lixiviación de Cu disminuye. Un estudio reciente [Van Zomeren y Comans, 2004] pudo identificar un grupo de componentes – denominados ácidos fúlvicos –, que probablemente son responsables de las elevadas concentraciones de Cu en lixiviados de escorias. Se han indicado por parte de Arickx et al., 2007 investigaciones posteriores sobre la influencia del calentamiento en la lixiviación de Cu y sobre las diferentes fracciones orgánicas (compuestos orgánicos húmicos, fúlvicos e hidrofílicos)

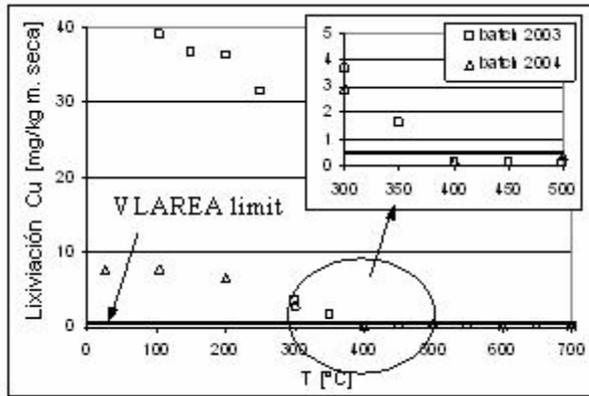


Figura 5: Lixiviación de Cu tras tratamiento térmico de la fracción arena (50 g, 2 horas).

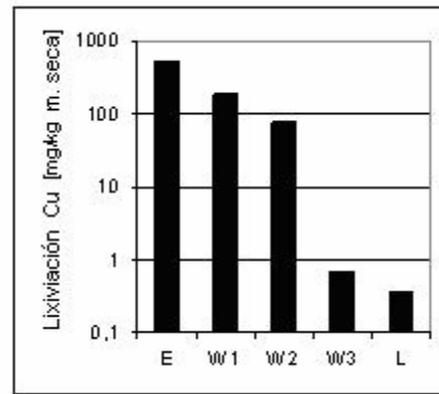


Figura 6: Emisiones de Cu (fracción arena) durante el proceso de extracción

Un proceso de extracción que consiste en un paso de extracción con una disolución 1M de citrato de amonio ( $L/S = 5$  durante 1 hora) seguida de tres etapas de lavado ( $L/S = 5$ , durante 1 hora cada una) da como resultado una emisión de Cu por debajo del valor límite de 0.5 mg/kg (Fig. 4) durante la posterior prueba de lixiviación. Los resultados de este proceso de extracción se han descrito en [17]. Arickx et al., 2007 suministran más información.

La Fig.7 muestra la evolución en el tiempo de la lixiviación de Cu en muestras sometidas a carbonatación acelerada (10 %  $CO_2$ , 50° C). La principal disminución [Van Gerven et al., 2005] tiene lugar en las primeras 24 horas. Tener en cuenta el pH y el efecto del carbonato no permite explicar el comportamiento de la lixiviación de Cu durante la carbonatación. La complejación con materia orgánica y la influencia de la carbonatación acelerada se están estudiando en la actualidad. Las pruebas mostraban que la carbonatación acelerada podía llevarse a cabo usando gas de chimenea de la incineradora, ya que este gas contiene 10 %  $CO_2$  [Arickx et al., 2005].

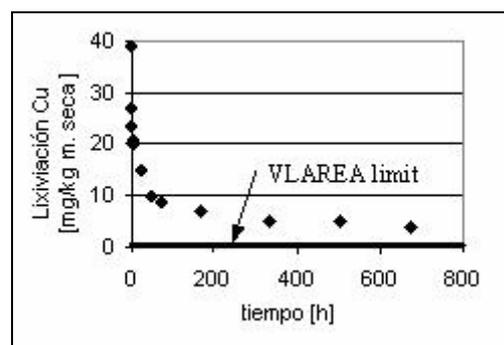


Figura 7: Lixiviación de Cu leaching en función del tiempo (carbonatación acelerada).

Xiao et al., 2007, estudiaron la vitrificación de escorias de incineración de residuos sólidos urbanos. Se demostró que (tras separación magnética y con corrientes de Foucault) se separaba de media un 8% adicional de metales en las escorias durante la vitrificación. Además, los valores de lixiviación (prueba NEN 7341 holandesa) eran menores que para la escoria original. Por desgracia los límites de detección del método

analítico para algunos elementos importantes como Cu, Mo, etc. no eran lo suficientemente bajos como para extraer conclusiones.

### ***2.3.3. Solidificación/estabilización de residuos de tratamiento de gases de incineración de residuos urbanos***

En la solidificación/estabilización (S/S) (Connor, 1990; Gougar et al., 1996, Geysen et al., 2003) el residuo se transforma para alcanzar una forma medioambientalmente menos problemática.

En la solidificación el residuo se encapsula en un material sólido de elevada integridad estructural (monolítico) con el fin de reducir las emisiones contaminantes. La migración de contaminantes está restringida por la disminución del área superficial expuesta a lixiviación, por la reducción de la conductividad hidráulica y la porosidad. Por otro lado, se incrementa la durabilidad, fuerza y volumen.

En la estabilización los contaminantes se transforman para obtener formas menos solubles, menos móviles o menos tóxicas. Las características físicas del residuo no cambian necesariamente.

La solidificación y estabilización se suelen combinar y los términos se usan a veces indistintamente.

En este párrafo se considera la situación para cenizas volantes y residuos de tratamiento de gases (sistemas semisecos que usan cal)

En principio se pueden usar como reactivos tanto aglomerantes orgánicos como inorgánicos. Generalmente se eligen los aglomerantes inorgánicos (costes, regulaciones, etc.), por lo que sólo se hablará sobre ellos.

El método más común de S/S utiliza cemento. Otros posibles métodos de solidificación usan sistemas puzolánicos (sustancias silíceas que reaccionan con cal en presencia de agua) p.e. cenizas volantes de carbón, escorias de alto horno, junto con cemento y cal. Las cenizas volantes de incineración de residuos son en sí puzolánicas y los residuos de tratamiento de gases considerados aquí contienen cal. Por tanto no se tratará más sobre los sistemas puzolánicos y en su lugar se hablará sobre la solidificación/estabilización con microsílíce.

Otro método incluye la estabilización química. Se tratará la estabilización química con fosfato que se ha aplicado en la práctica a residuos de tratamiento de gases.

#### ***2.3.3.1 Solidificación/estabilización de residuos de tratamiento de gases con cemento***

La solidificación/estabilización con cemento es una de las técnicas más habituales de solidificación/estabilización para residuos de tratamiento de gases.

El residuo se mezcla con agua y cemento para asegurar las reacciones de hidratación adecuadas. Como consecuencia de ello el residuo se incorpora a la matriz de cemento.

El producto final varía desde un producto granular, similar a un suelo, a un sólido monolítico, dependiendo de la cantidad de reactivo añadida, el tipo de residuo, el contenido de agua, la cantidad de agua añadida (relación residuo-cemento). El producto solidificado se lleva generalmente a vertedero.

El tratamiento disminuye la conductividad hidráulica y la porosidad, e incrementa la tortuosidad, durabilidad, fuerza y volumen. Además el residuo experimenta cambios físicos y químicos que reducen más la movilidad de los contaminantes. La adición de cemento incrementa el pH, de manera que se forman hidróxidos y carbonatos de metales con una solubilidad inferior a las de otras especies iónicas, mejorando por tanto el comportamiento de lixiviación. La fijación de metales pesados es extremadamente compleja: la reducción de la lixiviación se atribuyó también a la formación de complejos químicos con la matriz silícea de cemento, a la adsorción y a la adición o sustitución de metales en CSH (*calcium silicate hydrate* = hidrato de silicato de calcio) u otros compuestos. En resumen, el cemento reduce la lixiviación de metales mediante:

- Reducción de la conductividad hidráulica, de contacto con agua
- Incorporación de componentes en la matriz de cemento
- Formación de compuestos insolubles debida al elevado pH

Las técnicas basadas en cemento tienen las siguientes ventajas:

- Amplia disponibilidad a coste razonable
- La técnica de mezclado y tratamiento está bien desarrollada
- Bajo riesgo de *dusting*
- Equipamiento necesario fácilmente disponible
- La fuerza y permeabilidad del producto se pueden variar mediante el control de adición de cemento

Las desventajas son:

- a. Incremento del peso y volumen
- b. Las sales solubles de cloro no se unen efectivamente
- c. Debido al elevado pH de los sistemas basados en cemento, la lixiviación de elementos anfóteros (aquellos cuyos hidróxidos se disuelven a elevado pH, p.e. Pb y Zn) superan los límites belgas de lixiviación para el Pb (2 mg/L) en pruebas de lixiviación en laboratorio, el límite europeo de 5mg/L se respetó a 0.4 g cemento/g residuo.

Algunas recetas típicas (formulaciones) aplicadas en la práctica son:

- A 1000 kg de residuos de tratamiento de gases se añaden 500 kg de cemento y 500 kg de agua
- Adición de HCl para neutralizar el pH y de 150 kg cemento/ t de residuos de tratamiento de gases
- Lavado previo con agua para eliminar Na y K, mezcla con cemento y agua

### Composición química del cemento

Se suele utilizar cemento Portland. Se trata básicamente de una mezcla de silicato de calcio que contiene principalmente (composición típica) silicatos tricálcico ( $3\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$ ;  $\text{C}_3\text{S}$ : 50%) y dicálcico ( $2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$ ;  $\text{C}_2\text{S}$ : 25%), con menores cantidades de aluminato tricálcico ( $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3$ ;  $\text{C}_3\text{A}$ : 10%) y alúmina ferrita cálcica ( $4\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$ ; 4CAF: 10%) y un pequeño porcentaje de MgO y CaO y sobre un 3% de  $\text{CaSO}_4$ .

Sin embargo, existen otros tipos de cemento y se han usado, fabricados a partir de *clinker* (resultado del calentamiento de compuestos que contienen Ca, p.e. caliza, margas, junto con arcilla) con el que se mezclan otros compuestos:

CEM I: clinker + yeso

CEM II: clinker (>65%) + otras puzolanas (escoria de alto horno o cenizas volantes)

CEM III: A: clinker + > 36% escoria de alto horno

B: clinker + > 66% escoria de alto horno

C: clinker + > 81% escoria de alto horno

Los cementos se encuentran disponibles con diferentes fuerzas de compresión, la mayor fuerza de compresión se obtiene con el tamaño de grano más pequeño.

Un estudio extensivo de la K.U.Leuven (Geysen, 2004) mostraba que (para Pb y Zn) se obtenían los mejores resultados con clinker puro y con CEM I > CEM II > CEM III, y que los resultados eran mejores para el cemento con menor tamaño de grano. Este efecto era muy significativo a tiempos de curado bajos, pero pequeño tras 5 semanas de curado. El cemento utilizado en este estudio era de CBR, Bélgica.

#### 2.3.3.2. Solidificación de residuos de tratamiento de gases con microsilíce (Geysen, 2004)

La microsilíce, también llamada humo de sílice condensado, es un residuo de la producción de aleaciones hierro-silicio en horno de arco eléctrico y contiene 90-94 % de  $\text{SiO}_2$  como partículas esféricas de sílice amorfa. (0.1-0.5  $\mu\text{m}$  diámetro). Se vende principalmente en forma densificada y, debido a su elevada actividad puzolánica, se utiliza como relleno combinado con cemento, en hormigón de elevada fuerza y en hormigón con baja permeabilidad.

La sílice amorfa reacciona con el  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  formado por hidratación de cemento para producir más CSH.

No se pudo alcanzar en nuestros experimentos de laboratorio con cemento el límite de 2 mg/L para residuos de lavador basado en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Con microsilíce se consiguió una lixiviación de Pb menor que con cemento. Se vio que el Ca afecta a la reducción de la lixiviación de Pb. También el bajo pH alcanzado podría explicar la menor lixiviación de Pb.

Una desventaja del método es que para humedades elevadas se adsorbe agua debido a la presencia de  $\text{CaCl}_2$ , de manera que se forman grietas y la fuerza de compresión se vuelve baja.

La microsílíce utilizada era un producto comercial regular, sin formular requerimientos especiales.

#### 2.3.3.3. Estabilización química con fosfato (Geysen et al., 2004, Eighmy et al., 1997)

Con el fin de reducir la lixiviación de elementos tales como Cd, Pb y Hg también se pueden estabilizar químicamente los residuos de tratamiento de gases mediante aditivos que transforman en formas menos solubles los minerales en que están presentes estos elementos. Se demostró que la adición de fosfato tenía éxito en el tratamiento de los residuos de tratamiento de gases. Los minerales de tipo fosfato son geoquímicamente estables.

Se añadieron unos 0.3 g de fosfato y aproximadamente 0.5 mL de agua por g de residuo de lavador basado en  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y la pasta resultante se sometió a curado para permitir su endurecimiento y secado. La lixiviación tanto de Pb como de Zn (protocolo de lixiviación DIN 38414-S4) estaba por debajo del límite de lixiviación para Pb (2 mg/L) y Zn (10 mg/L). Para no alcanzar un pH demasiado elevado y una elevada lixiviación de Zn, se añadió el fosfato como  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  o como  $\text{H}_3\text{PO}_4$ .

La lixiviación del plomo estaba controlada por la formación de  $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ . La lixiviación de plomo era baja en un amplio intervalo de pH (2-11).

## 2.4. APLICACIONES DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS DE INCINERACIÓN

### 2.4.1. Escorias

Como las escorias son el residuo sólido que se forma en mayor cantidad se les ha de prestar la mayor atención. En Flandes, el uso de las fracciones de escorias producidas por Indaver en su sistema de tratamiento húmedo está bien documentado (van Rooy, 2007).

#### 2.4.1.1. Uso en proyectos internos de Indaver

- a. Se usaron granulados de escorias para el *endurecimiento de algunos terrenos* en zonas de Indaver
- b. Cuando se amplió *Destructo en Kallo*, las carreteras en torno al nuevo edificio se endurecieron con asfalto. Bajo las capas de asfalto se previó una base de escombros de 40 cm, no se previó subbase porque la capacidad de carga era suficiente. De los 3250 m<sup>2</sup>, se construyeron 300 m<sup>2</sup> como prueba usando una mezcla de 6/50 granulado (70%), escombros 32/56 (10%) y arena 0/2 (20%) en una capa base de 50 cm. De esta manera se consiguió una capacidad de carga de sólo 50-60 MPa, en lugar de los 110 MPa requeridos por SB250
- c. Se utilizaron granulados de escorias estabilizados con cemento como base y una mezcla de granulados se utilizó como subbase para la superficie cubierta con asfalto de un *almacén de madera*.

- d. Se incluyen aplicaciones similares:
- en Doel se construyó una pequeña parte de la superficie del almacén de madera usando granulado de escorias en la subbase (30 cm, 75% granulado de escorias 6/50, 25% 2/6) y en la base aglomerada con cemento (20cm, 75% granulado de escorias 6/50, 25% 2/6 y 4% cemento). Se obtuvo una capacidad de carga de 120 MPa.
  - En *Milieupark* (= ecoparque) Willebroek se utilizó granulado de escoria como material de diques. No tenía función específica.
  - Superficie del pabellón de despacho de mercancías en Doel (575 m<sup>2</sup>): se usaron 1800 t de granulado como material de diques.
- e. *Hooge Maey*. Con diferencia, las mayores cantidades de granulado de escorias se utilizaron en el vertedero 'Hooge Maey'. Afecta a las fracciones de granulado reutilizables y certificadas de 2/6 y 6/50 y a la fracción arena de 0/2 para la que no se consiguió certificación. Los estudios indicaban que las fracciones cumplen las regulaciones VLAREM II. Los granulados de escorias se utilizan en infraestructuras y en el vertedero (drenaje de lixiviados, carreteras), en las estructuras de obras sanitarias (como drenaje de gases y líquidos). Las aplicaciones en Hooge Maey pueden consumir la producción total de granulados de los próximos 3 años. La fracción arena de 0/2 se utiliza como drenaje y como cierre diario, consumiendo cerca de la mitad de la producción.
- f. *Drenaje de lixiviados*. En torno a los tubos de lixiviados se aplica un empaquetamiento drenante de granulado de escorias (7 m<sup>3</sup> por m). Si se usa arena, el drenaje ha de protegerse con geotextil.
- g. *Carreteras*, éstas han de asegurar la entrada de camiones y *bull-dozers*. Se usa la fracción de granulado de 2/6, mezclada con arena.
- h. *Drenaje de gases*. Con el fin de recuperar el gas de vertedero para generar electricidad, se coloca bajo la cobertura final una capa permeable a los gases que permite que el gas pase a la capa más superior, donde se bombea a los motores de gas.
- i. *Hydrostab*. La parte más superior y los costados del vertedero se aíslan con una capa mineral impermeable al agua de 50 cm de espesor. Se utilizó 'Hydrostab', que puede considerarse MTD. *Hydrostab* es un proceso que permite obtener una capa impermeable al agua ( $k < 5 \cdot 10^{-10}$  m/s) a partir del residuo, junto con vidrio de agua. El residuo ha de estar formado por un granulado (granulado de escorias, de 0/2 y 2/6), una fracción de lodo (torta del filtro del tratamiento de escorias) y un relleno (p.e. cenizas volantes). El granulado de escorias se utiliza también como capa base para el *Hydrostab*, y como capa de deshidratación por encima del *Hydrostab*.

#### 2.4.1.2. Uso en proyectos externos

También se utilizaron en capas base los granulados de escorias en zonas de fuera de Indaver:

- a. Se utilizó granulado de escorias (2/6 y 6/50) como material de construcción secundario en una capa base para la construcción de una superficie de compostaje para IBOGEM, Kallo
- b. Se utilizó granulado de escorias 6/50 como subbase en una vía de incendios para OCMW Hoboken
- c. De manera análoga se utilizó granulado de escorias 6/50 como capa subbase de 30 cm en un aparcamiento subterráneo
- d. Una mezcla de 50% de granulado de escorias 6/50, 20% de granulado de escorias 2/6, 20% de arena 0/2 y 3% de cemento se utilizó como subbase de 40 cm para carreteras en las instalaciones de Sleco.

#### 2.4.2 Holanda

En **Holanda** (Born et al., 1997) la tasa objetivo de utilización de escorias de incineración de RSU se consiguió en 1997. Sólo una cantidad marginal tuvo que llevarse a vertedero, casi el 100% se reutilizó. Las estrictas exigencias medioambientales presentadas en los '*materials Decree*' requieren el desarrollo de nuevas técnicas para mejorar la calidad medioambiental de las escorias de incineración de RSU. La actual calidad medioambiental de las escorias no cumple las exigencias formuladas en la '*Building Materials decree*' con respecto al comportamiento de lixiviación de Cu, Mo, Sb, y Br. Aunque todavía quedarán posibles usos prácticos dentro de los límites de las futuras exigencias legales, las precauciones requeridas (tales como el uso de polietileno y *liners* de bentonita de arena) debilitarán probablemente la competitividad en el mercado de las escorias de incineración de RSU. Mejorando la calidad medioambiental de las escorias de incineración de RSU para su uso como materiales de construcción se puede asegurar su cuota de mercado.

#### 2.4.3 Escorias y cenizas

Pan et al., 2007 estudiaron las posibilidades de reutilización de escorias y cenizas volantes de incineración de RSU como materia prima para la producción de cemento Pórtland. Las escorias y cenizas se lavaron primero con agua y ácido para eliminar cloruros, que pueden causar corrosión en el horno de cemento. Se añadieron varias cantidades de escorias y cenizas prelavadas para sustituir al componente de arcilla de las materias primas para la producción de cemento. Parecía que la adición tanto de escorias como de cenizas volantes no afectaba a la resistencia a compresión del clínker. El producto cumplía con la Norma Nacional China salvo que el tiempo de estabilización del clínker era mayor.

#### 2.4.4 Cenizas volantes, residuos de tratamiento de gases

Huang et al., estudiaron la producción de agregados ligeros a partir de cenizas volantes de incineración de RSU. Se estudió la lixiviación de metales pesados y disminuye al aumentar la temperatura de sinterizado (óptimo de 1150°C).

La legislación holandesa define a las **cenizas volantes** de incineración de RSU como residuo peligroso. Además, la lixiviación de unos ciertos metales pesados sobrepasa los niveles máximos permitidos para materiales de construcción. Sin embargo, el uso como aditivo en rellenos para asfalto [Born et al., 1997] cumple las exigencias medioambientales formuladas en el decreto de “*Building Materials*”. Esto se debe a que el bitumen encapsula las partículas de cenizas volantes y sólo el 2% de las cenizas volantes están presentes en el asfalto. Debido a este comportamiento de lixiviación, las cenizas volantes están en la categoría de residuos peligrosos. El almacenamiento en vertedero de cenizas volantes de incineración de RSU sin tratar está prohibido desde 1998. Por tanto, se requiere una mejora de la calidad medioambiental de las cenizas volantes para aumentar sus usos así como para continuar llevando a vertedero la fracción restante. Se han considerado las siguientes opciones:

- Uso como tal: además de su uso probado como relleno de asfalto, también parece posible su uso como relleno o aditivo puzolánico en hormigón
- La solidificación permitiría el vertido y a veces los solidificados se podrían usar como material de construcción
- Lavado antes de la solidificación para eliminar las sales solubles tales como cloruros y bromuros.

También los residuos de tratamiento de gases están definidos como residuo peligroso en la legislación holandesa. En Holanda el dispositivo de limpieza de gases más habitual es la torre de lavado húmedo: los contaminantes en fase gas quedan atrapados en el agua y posteriormente precipitan, dando lugar a una torta de filtro. La torta del filtro contiene productos de reacción poco solubles como resultado del tratamiento de aguas. Por tanto, la lixiviación suele ser solo moderada en comparación con las cenizas volantes de incineración de RSU. La calidad puede mejorarse mediante solidificación.

### **3. TÉCNICAS ALTERNATIVAS A LA INCINERACIÓN PARA EL TRATAMIENTO TÉRMICO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RSU**

#### **3.1 INTRODUCCIÓN**

Las alternativas a la incineración de la fracción resto de RSU son la *gasificación* y *pirólisis*. Estos procesos transforman materiales carbonáceos [residuos urbanos (RSU), carbón, residuos producidos por la actividad industrial, lodos de depuradora, aceites, coque de petróleo, residuos de refinería, etc. mediante la reacción de la materia prima a temperaturas elevadas (400-1600°C). La *gasificación* tiene lugar con una cantidad controlada de oxígeno; la *pirólisis* en ausencia de oxígeno. A veces se obtiene una fracción sólida de *char* (en el caso de alimentación de RSU también llamada RSU carbonizados); se puede usar como combustible, aunque algunas publicaciones rechazan esta aplicación, o puede venderse. Cuando se tratan los RSU se pueden separar algunos materiales inorgánicos de la fracción sólida carbonosa (*char*) y puede ser un residuo.

Algunos sistemas de gasificación/pirólisis utilizan el calor del plasma para dirigir el proceso de gasificación a temperatura elevada (3000-7000 °C); la materia inorgánica mineral se funde o vitrifica para formar una sustancia de vidrio fundido denominada escoria vitrificada.

Estos diferentes procesos dan lugar a una mezcla de gases denominada gas de síntesis; puede utilizarse para producir electricidad, vapor o como materia prima básica para fabricar productos químicos y combustibles líquidos. Este gas de síntesis ha de someterse a separación de partículas. Los residuos de tratamiento de gases pueden obtenerse también mediante tres métodos porque en algunos casos se utiliza la inyección de reactivo (cal, bicarbonato) para eliminar gases ácidos. A veces se aplica la adsorción con carbón activado para eliminar compuestos orgánicos y Hg.

### 3.2 COMPOSICIÓN A LA ENTRADA Y A LA SALIDA

En la bibliografía se describen diferentes sistemas térmicos de procesado de RSU, como alternativas a la incineración, dando lugar a *char* y/o residuo fundido. La pirólisis genera *char* que se puede vender como subproducto similar al carbón (Adlhoeh et al. (2000); [Popa (2002); Malkow, 2004; Sanchez et al. (2007) Hwang et al. (2007); Hwang et al. (2008)], la pirólisis con gasificación de la fracción rica en carbono produce escoria (tratamiento de pirólisis/fusión) [Vrancken et al. (2001); Malkow (2004); Saffarzadeh et al. (2006); T. Kwak et al. (2006)]; el procesado con plasma produce un residuo sólido vitrificado Lapa et al. (2002); Leal-Quiros (2004)]. Jung et al. (2004) estudiaron el proceso de gasificación-fusión de RSU y el tratamiento con plasma de cenizas volantes y escorias de incineración de RSU.

Los RSU utilizados como alimentación en estas publicaciones varían en función de que sean RSU sin mayores especificaciones, RSU seleccionados, RSU combustibles urbanos y RSU combustibles urbanos sin comida y sin fracción plástico. Su composición se indica en la Tabla 9 (Kwak et al (2006); Matsuzawa et al. (2007); Sanchez et al. (2007); Hwang et al. (2007).

Tabla 9: Composición de alimentación de RSU (%)

	RSU <sup>1</sup>	RSU <sup>2</sup>	RSU seleccionados <sup>3</sup>	RSU combustibles urbanos (RC1) <sup>4</sup>	RC1 sin comida <sup>4</sup>	RC1 sin plásticos <sup>4</sup>
Humedad	58	43	10.8 (seco)	39.7	15.7	45.6
Materia volátil	73.8	85.5	76.9	78.7	80.9	74.7
Carbono fijo	16.4		4.6	7	10	12.3
Ceniza	9.2	14.5	7.7	13.6	9.1	13.0

<sup>1</sup> Kwak et al (2006); <sup>2</sup> Matsuzawa et al. (2007); <sup>3</sup> Sanchez et al. (2007); <sup>4</sup> Hwang et al. (2007)

Las alimentaciones de cenizas volantes y escorias usadas por Jung para el tratamiento con plasma [Jung et al. (2005)], contienen un 52.8-64.3 % y 42.1-46.0 % respectivamente de los elementos principales (Ca, Si, Cl, Na, K) y 2-10 % y 5.1-9.9 % respectivamente de otros metales.

En la Tabla 10 se muestra el balance de materia, producción de residuo por tonelada de alimentación, para diferentes sistemas.

Tabla 10: Balance de materia (kg residuo por t alimentación) para diferentes sistemas

	<i>char</i>	metales	sales	escoria/ inertes	cenizas volantes	RTG <sup>a</sup>
Pirólisis <sup>b</sup>	165-250	40-51	10	61-124		10-20
Pirólisis-gasificación <sup>c</sup>			4.1	80-250		
Gasificación-fusión <sup>d</sup>				38-84	17-38	
Plasma <sup>e</sup>				28-1006	57-533	

<sup>a</sup> Residuos de tratamiento de gases

<sup>b</sup> Vranken et al. (2001); Malkow (2004); Sanchez et al. (2007)

<sup>c</sup> Vranken et al. (2001); Malkow (2004); Saffarzadeh et al. (2006)

<sup>d</sup> Jung et al. (2005)

<sup>e</sup> Vranken et al. (2001); Lapa (2002); Jung et al. (2005)

### 3.2.1. Char, residuos urbanos carbonizados (RUC)

#### 3.2.1.1. Características de char

La Tabla 11 indica la composición de *char* (residuos urbanos carbonizados, RUC), el residuo sólido obtenido tras la pirólisis y lo compara con la composición del carbón.

Tabla 11: Composición de char (residuos urbanos carbonizados) obtenido tras pirólisis de RSU; composición de carbón

	<i>Char</i> (seco)			Carbón
	Matsuzawa et al. (2007) <sup>c</sup>	Hwang et al. (2007) <sup>d</sup>	Hwang et al. (2008)	Matsuzawa et al. (2007) <sup>e</sup> ; Vasilev et al. (1999); Block and Dams (1975) <sup>f</sup>
Cenizas (%)	41.5- 43.8	39-40.3	38	1.4-3.1*
VM <sup>a</sup>	16.8-27.7	22.1-24	25.6	1.2-16.8
FC <sup>b</sup>	30.8-39.9	35.6-37	36.4	47.8-71
	Análisis elemental			
C	43.8-50.7	42.3-43	43.3	70.1-77.1
H	1.9-2.7	1.8-1.9	2.7	3.6-5.2
O	4.2-9.2			3.2-20.8
N	0.9-1.8	1.3-1.6	1.7	0.8-1.6
S	< 0.1-0.2	0.2-0.3	0.3	0-0.3
Cl	0.3-0.4	1.0-1.9	1.6	0.04-0.14
Si			9.5	0.7-7.9
Fe			1.5	0.08-1.1
Al			1.94	0.7-3.6
K		0.18-0.47	0.11	0.01-1.0
Na		0.37-1.12	0.61	0.03-0.15
Mg		0.39-0.46	0.43	0.15-1.2
Ca		5.8-8.05	5.92	0.07-0.6
Cd (mg/kg)		2.7-2.9		0.3-4
Cr		24.8-74.8		7.8-55
Pb		37.0-58.0	1200	2.5
Zn		290-540	1700	18-170
Cu		97-150	200	24-78
Poder caloríf. (MJ/kg) seco	14.2-17.0	15.0-15.8	18	27.5-29.0

<sup>a</sup> Materia volátil; <sup>b</sup> Carbono fijo; <sup>c,d</sup> 3 muestras; <sup>e</sup> 5 muestras; <sup>f</sup> 48 muestras; \* carbón con bajo contenido de cenizas

La Tabla 12 muestra la composición del residuo urbano carbonizado (RUC) la ceniza (residuo inorgánico) y cenizas de carbón. Debido a su elevado contenido en cenizas, las cenizas de RUC muestran claramente una mayor concentración de metales que las cenizas de carbón.

Tabla 12: Composición de cenizas de residuos urbanos carbonizados y de carbón (%)

	<b>Cenizas de RUC Matsuzawa et al. (2007)<sup>a</sup></b>	<b>Cenizas de carbón Matsuzawa et al. (2007)<sup>b</sup>; Block (1975)<sup>c</sup></b>
SiO <sub>2</sub>	11-12.4	0.24-8.0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	4.8-6.0	0.029-5.6
Na	1.4-1.9	0.03-0.8
K	1.2-1.5	0.01-3.3
Ca	10.9-11.2	0.11-2.4
Mg	0.89-1.12	0.03-3.8
Fe	0.89-1.12	0.14-9.3
Ti	0.14-0.29	0.01-0.5
Zn	0.10-0.33	<0.001-0.08
Ni	<0.04	<0.001-0.13
Pb	<0.04	<0.001-<0.016
P	0.44-1.35	<0.001-0.005
S	0.22-0.25	0.07
Cl	0.7-2.6	<0.001-0.4

<sup>a</sup> 3 muestras; <sup>b</sup> 2 muestras; <sup>c</sup> 20 muestras

Matsuzawa (2007) evalúa los residuos urbanos carbonizados o pirolizados (RUC) como sustituto del carbón (Tablas 11 y 12) basándose en su poder calorífico, contenido de cloro y comportamiento de combustión.

El *poder calorífico* de los RUCs es aproximadamente la mitad del poder calorífico del carbón (Tabla 11).

El contenido de cloro total de los RUCs, expresado como la suma de cloruros orgánicos e inorgánicos (Tablas 11 y 12) están en el intervalo de porcentajes (10 a 50 veces el del carbón). Es lo suficientemente elevado para ocasionar varios problemas durante la combustión, tales como corrosión, ensuciamiento (*fouling*) y deposición, cuando se utiliza como combustible (Arvelakis y Koukios, 2002). La emisión de cloruro orgánico, generado a partir de residuos de plásticos clorados (cloruro de polivinilo y cloruro de polivinilideno), es casi completa por debajo de 400°C mientras que las sales inorgánicas tales como cloruro de sodio y cloruro de potasio permanecerían en el *char* a pesar de la carbonización a 500°C porque sus puntos de ebullición son mucho mayores que 500°C. El cloro de la alimentación también causará la emisión de cloruros de metales volátiles tales como cloruro de Cu y Pb (Jung et al., 2005). Se espera que la eliminación mediante lavado de cloruros inorgánicos de los RUCs promueva la utilización de RUCs. El lavado con agua puede reducir el contenido de cloro un 67-97% (Hwang et al. 2007), dando lugar a una concentración de cloro de 0.5%. Esta es aún cinco veces mayor que la del carbón, pero permite su uso como combustible en hornos de inyección de cuba. La comparación del comportamiento de combustión de RUCs y carbón, basada en su índice de relación de combustible (contenido de material volátil) da lugar sólo a una ligera diferencia debida a fenómenos complicados tales como el efecto catalítico de los metales alcalinos y alcalinotérreos en el comportamiento de gasificación, el efecto de

impedimento de la ceniza sobre el reactivo de gasificación, la estructura química original de los RSU y el cambio en la estructura de poros del *char* durante el tratamiento térmico. Marsuzawa (2007) establece que debido a su menor poder calorífico y su mayor contenido de cloro, la cantidad de RUCs usados como sustituto del carbón será de una quinta parte de la cantidad de carbón.

El contenido de *metales pesados* tales como Cd, Cr, Pb y Zn es mucho mayor en la fracción residual orgánica de de pirólisis que en el carbón (Hwang et al.2007). Analizando el *char* producido por pirólisis de RSU, Popa (2002) concluye que su contenido en metales pesados sobrepasa los valores límite admisibles (Directiva Europea 1999/31/CE) de manera que su uso como combustible queda descartado. Sin embargo, se puede utilizar en la industria como residuo con elevado contenido de carbono y como agente reductor de zinc. Comparado con las escorias de incineración de residuos, el contenido de metales del *char* de pirólisis de RSU es un 20-30% mayor.

Para mejorar la calidad del *char* para su uso como combustible, Hwang et al. (2008) sometieron la *char* de RSU a eliminación de cenizas. Separando la fracción de partículas de *char* mayores de 5.6 mm y mayores de 125  $\mu\text{m}$  tras molienda, el 19.4% del *char* de RSU fue rechazada como fracción rica en cenizas. Hwang et al. (2007) demostraron que la pulverización y tamizado disminuye el contenido de cenizas del *char* en un 45%.

### 3.2.1.2. Lixiviación del *char*

Hwang (2007) compara la lixiviación del residuo bruto, la ceniza y el *char* de acuerdo a la prueba japonesa de lixiviación nº13 (Agencia Medioambiental de Japón (1973). Se detectaron cromo y Pb en el filtrado del residuo y en la ceniza de incineración, mientras que metales pesados tales como Cd, Cr y Pb eran casi cero o no detectables en el filtrado de *char*. La carbonización tiene por tanto una capacidad considerable de suprimir la lixiviación de metales pesados. Hay dos razones (Fig.4). El pH del filtrado de *char* es neutro; la concentración de metales tiende a decrecer en el intervalo neutro. Un segunda razón es la actividad de adsorción de la *char* debido a su área superficial específica y estructura de poros (Saint-Diaz and Griffith,2000). Popa (2002) sometieron la fracción inorgánica del residuo obtenido tras pirólisis de RSU a 500° C y 800° C, a pruebas de percolación y lixiviación (pH, 4, 7, 12). La pirólisis a 800°C dio lugar a un contenido de metales pesados en el lixiviado mucho menor. Sólo dos metales pesados Cd y Pb, no cumplían los valores límite admisibles en la Directiva Europea 1999/3/CE (1999). A partir de estos resultados se puede considerar que la carbonización es una opción rentable de pretratamiento antes de vertedero. El residuo inorgánico de pirólisis puede usarse de forma segura como material de construcción (autopistas y puentes). Como el medio alcalino favorece la emisión de metales pesados, no se permite el uso de tales residuos en la industria del cemento.

## 3.2.2 Escoria (*slag*), residuo vitrificado

### 3.2.2.1. Distribución de metales

La Tabla 13 indica la composición de cenizas volantes y *slag* (residuo vitrificado) obtenida mediante gasificación-fusión de RSU y mediante pirólisis con plasma (fusión

de cenizas) de cenizas volantes y escorias de incineración de RSU (Saffarzadeh et al. 2006; Jung et al. 2005; Kwak et al. 2006).

Tabla 13: Composición de cenizas volantes y slag obtenidas mediante gasificación-fusión de RSU y mediante pirólisis con plasma (fusión de cenizas) de cenizas volantes y escorias de incineración de RSU. Elementos principales en %; elementos traza en mg/kg.

	Cenizas volantes		Slag		
	Gasificación-fusión <sup>1,2,6</sup>	Pirólisis con plasma <sup>1,3</sup>	Pirólisis-fusión <sup>4,5</sup>	Gasificación-fusión <sup>1,2,6</sup>	Pirólisis con plasma <sup>1,3</sup>
Ca (%)	16-24	14.7-26	15.6-19.7	24.7-26.4	11.4-26
Si	8.5-8.8	0.2-0.9	17.6-22.5	16.5-20.4	16.8-24.8
Cl	16-24	14-30	0-0.3	3.0-5.0	2-5
Na	4.2-7.1	3.7-8.3	2.6-4.5	1.6-1.9	1.5-4.4
K	5.1-7.3	3.8-10.7	1.0-2.4	0.3-0.4	0.3-13
Al	3.9-4.5	0.3-0.4	5.5-7.9	8.3-8.4	5.4-8.9
Fe	0.7-1.0	0.16-0.5	2.5-4.4	0.8-3.9	0.9-4.9
Ba			0.05-0.22		
Ti			0.6-1.1		
Mn	112		0.1-0.2	4158	
Mg			1.7-2.9		
P			0.5-1.5		
S			0.01-0.1		
As (mg/kg)	3.1-5.4 (65)	7.6-118.9		0.2-0.7 (92)	0.2-2.2
Bi	4	53-95		-	34
Cd	32-108	135-165		0.46	-
Cr	113-390 (1296)	18-232	776-1979	91-376 (4716)	238-348
Cu	1520-2250 (4536)	3030-15160	1486-3253	195-940 (2651)	356-3040
Pb	1640-2920	9920-30 000	262-1682	3.8-10	14-260
Sb	267-353	362-968		17-25	32
Se	0.7-4.3	0.8-25.2		1.3-3	0.5-4.3
Sn	483-699	618-3852		278	240
Zn	8820-16 800	19 340-103 200	1690-6254	116-566	64-5980
Ni			80-197		
V			78-109		
Zr			198-315		
Ga			10-18		
Rb			18-45		
Y			15-25		
Sr			391-590		
Co			13-64		
Nb			16-25		
Hg	0.76			0.52	

<sup>1</sup>Jung et al. (2005); <sup>2</sup>2 muestras

<sup>1</sup>Jung et al. (2005); <sup>3</sup>4 muestras

<sup>4</sup>Saffarzadeh (2006); <sup>5</sup>30 muestras

<sup>6</sup>Kwak et al.(2006)

El mayor contenido de metales en el *slag* y cenizas volantes indicado por Kwak et al (2006) (entre paréntesis) puede deberse al desgaste de refractario que estaba compuesto de materiales como Cr corindón, mullita y bauxita, etc.

A partir de la Tabla 13 se ve claramente que algunos elementos como el Si y el Al están concentrados en el *slag* mientras que las cenizas volantes están enriquecidas en otros como Cl, As, Cd, Cu, Sb, Sn y Zn. Su aparición sobre partículas pequeñas se puede explicar por la condensación de la fase vapor, incrementando las partículas de Aitken que pueden crecer por coagulación (Block and Dams, 1976). Estos elementos volátiles se consideran como elementos con impacto ambiental.

El análisis de fases de Saffarzadeh et al. (2006) y la caracterización de fases que contienen metales pesados del *slag* obtenido en el tratamiento por pirólisis-fusión de RSU, revelaron que los productos de escoria son materiales basados en silicatos [ $\text{SiO}_2$  (38-48%),  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (10-15 %) y  $\text{CaO}$  (22-28%)] con cantidades variables de otros elementos mayoritarios, minoritarios y trazas. No es sencillo suponer que el *slag* sea un material perfectamente uniforme que se comporta de manera predecible al estar expuesto al medio ambiente. La presencia de fases incompatibles (aleaciones polimetálicas e inclusiones metálicas esféricas) pueden hacer que el *slag* sea termodinámicamente reactiva por envejecimiento (hidrólisis, oxidación).

### 3.2.2.2. Estudio de riesgo de ecotoxicidad

Lapa et al.(2002) investigaron el riesgo ecotóxico de muestras vitrificadas de residuos sólidos urbanos y escorias de incineración. Las muestras se sometieron a la prueba europea prenormalizada de lixiviación 12457-2, desarrollada por CEN/TC292/WG2. La caracterización biológica constaba de un estudio de inhibición de bioluminiscencia de la bacteria *Photobacterium phosphoreum*, inhibición de crecimiento del alga *Pseudokirchneriella subcapitata* e inhibición de germinación de la planta *Lactuca sativa* Los tipos de toxicidad determinados para todas las pruebas biológicas fueron las menores en el Sistema de Clasificación de Toxicidad (TCS), (tipo 1 y tipo 2), indicando un bajo nivel de toxicidad.

Comparando los lixiviados de los residuos vitrificados de pirólisis con plasma de RSU y de escorias de incineración vitrificadas con el lixiviado de escorias de incineración, Lapa et al. (2002) pudieron observar que se obtenían mayores concentraciones fluoruro, cloruro, fenol y sulfato en el lixiviado de escorias de incineración de RSU (Tabla 14). En concreto, las concentraciones de cloruro eran 400 veces mayores que aquellas determinadas en los RSU vitrificados. Además se detectaron en los lixiviados de escorias los metales As, Pb, Zn, Cu y Al. No se detectó ninguno de estos ni de otros metales en los lixiviados de RSU vitrificados. Las concentraciones de metales en el lixiviado de residuos vitrificados son, con pocas excepciones, inferiores a los valores límite holandeses y flamencos de lixiviación para escorias (Tabla 4) y menores que los aplicados para vertedero en Flandes, Alemania y la Unión Europea (Tabla 8). Esta comparación permite llegar a la conclusión de que los residuos vitrificados de RSU tienen una estabilidad química mucho mayor que los residuos de cenizas generadas con las tecnologías existentes de incineración de RSU.

Kwak et al. (2006) analizaron la lixiviación de metales pesados en *slag* y cenizas volantes obtenidas mediante gasificación de residuos sólidos urbanos (Tabla 14). Los niveles de todos los metales pesados medidos estaban muy por debajo de los valores límites de la legislación coreana. Se indicó que la lixiviación de metales pesados es

proporcional a la basicidad ( $\text{CaO}/\text{SiO}_2$ ) de la *slag* (Maken et al, 2005; Takaoka et al., 1997). Se encontró que una basicidad de 0.24-1.24 ( $\text{CaO}/\text{SiO}_2$ ) era buena para la estabilización efectiva de metales pesados (Li et al, 2003). Ecke et al. (2001), también indicaron que la fusión de RSU a elevada temperatura reduce la disponibilidad de Cr, Cu, Zn y Pb para la lixiviación, ya que la formación de material vítreo disminuye el área superficial y atrapa a los metales en la matriz vítrea amorfa compuesta de Si, O, Al y Ca.

Por tanto, los residuos vitrificados de RSU se pueden usar sin problemas para construcción de carreteras, obras de ingeniería civil y otras aplicaciones similares.

Tabla 6: Comparación de lixiviados de RSU vitrificados y escorias de incineración vitrificadas con lixiviados de escorias (Lapa et al., 2002; Kwak et al., 2006)

Parámetro	Slag de RSU vitrificados <sup>1,2</sup>	Escorias vitrificadas <sup>1</sup>	Escorias <sup>1</sup>	Cenizas volantes <sup>2</sup>
Humedad (%)	0.015	0.0006	16.8-18.87	
pH	5.6	8.7	12.0-12.5	
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	13.1	13.1	2.8-7.9	
Fluoruro (mg/kg)	4.5	5.5	11.0-15.0	
Cloruro	8.4	8.4	3800-4600	
Fenol	<0.01	<0.01	3.5-5.5	
Sulfato	<10	140	66-336	
Nitrito	0.13	0.13		
Nitrito (mg N/kg)	0.04	0.04	<0.5-1.7	
Nitrato (mg/kg)	1.8	2.2		
Nitrato (mgN/kg)	0.4	0.5		
As (mg/kg)	0.001-<0.0032	<0.0032	0.11-0.23	0.001
Pb (mg/kg)	0.001-<1.0	<1.0	0.8-10.18	0.001
Cd	0.001-<0.32	<0.32	<0.32	0.193
Cr	0.053-<0.5	<0.5	<0.5	0.004
Cr (VI)	<0.5	<0.5	<0.5	
Ni	<0.63	<0.62	<0.63	0.001
Hg	0.001-<0.012	<0.012	<0.12-0.21	
Zn	0.024-<0.13	<0.13	1.01-14.32	3.44
Cu	0.013-<0.41	<0.41	3.24-14.85	0.028
Fe	<0.6	<0.6	<0.60	
Sn	<4.3	<4.3		
Al	<3.4	<3.4	<0.01-0.47	
Mn	0.029			0.921

<sup>1</sup> Lapa et al., 2002

<sup>2</sup> Kwak et al., 2006

#### 4. CONCLUSIÓN GENERAL

Los principales residuos obtenidos en la incineración de la fracción resto de residuos sólidos son escorias, cenizas de caldera, cenizas volantes y residuos de tratamiento de gases. Se conocen bien la cantidad, composición y lixiviación. Para escorias, la lixiviación de Cu puede ser un problema importante de cara al reciclaje. Existen varias posibilidades de tratamiento de escorias de cara al reciclaje. Aunque ya existen aplicaciones, se necesita un mayor desarrollo. Los otros residuos pueden en principio reciclarse también (producción de cemento, relleno en asfalto, hormigón ligero, etc.), pero se suelen llevar a vertedero (tras solidificación si es necesaria)

La gasificación, pirólisis, y pirólisis/vitrificación con plasma son alternativas útiles a la incineración para el tratamiento de RSU. Estos métodos pueden verse como procesos de tratamiento térmico para la inertización y reducción de peso y volumen de RSU; permiten la recuperación de la energía química de los RSU. El residuo carbonáceo obtenido por pirólisis se puede utilizar en la industria como residuo con elevado contenido de carbono y como agente reductor para el zinc. No es adecuado usarlo como combustible debido a su elevado contenido de cloro y metales pesados. El lavado de cloro y la eliminación de cenizas pueden mejorar la calidad del *char* derivado de residuos.

La fusión del *char* residual de pirólisis y pirólisis con plasma de RSU genera un residuo sólido vitrificado con buenas características de lixiviación, con aplicaciones útiles en construcción de carreteras, obras de ingeniería civil y otras aplicaciones similares.

Los métodos de tratamiento de residuos a elevada temperatura se pueden considerar métodos de tratamiento previos al vertedero.

## 5. BIBLIOGRAFÍA

W. Adhloch, H. Sato, J. Wolff, K. Radtke, High-temperature Winkler gasification of Municipal Solid waste, 2000 Gasification Technologies Conference, San Francisco, 2000

Arickx S., Van Gerven T., Vandecasteele C., 2005. Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash. Proceedings of WasteEng 2005, 1<sup>st</sup> International Conference on Engineering for Waste Treatment, 17-19 May 2005, Albi, France (cd-rom).

S. Arickx, T. Van Gerven, T. Knaepkens, H. Hindrix, R. Evens, C. Vandecasteele, Influence of treatment techniques on Cu leaching and different organic fractions in MSWI bottom ash leachate, waste management, 27 (2007) 1422-1427

S. Arvelakis and E. Koukios, Physicochemical upgrading of agroresidues as feedstocks for energy production via thermochemical conversion methods, Biomass and Bioenergy, 22 (2002), 331-348

C. Block and R. Dams, Inorganic composition of Belgian coals and coal ashes, Environmental Science and Technology, 9 (1975), 146-150

C. Block and R. Dams, Study of fly ash emission during combustion of coal, Environmental Science and Technology, 10 (1976), 1011-1017

Born J., van Ruiten, L., van der Sloot, H., 1997 Treatment & beneficial use of MSWI residues in the Netherlands, NOVEM and RIVM, The Netherlands

Chimenos J.M., A.I. Fernández, R. Nadal, F. Espiell, 2000. Short-term natural weathering of MSWI bottom ash. Journal of Hazardous Materials B79, 287-299.

Conner J.R., 1990. Chemical fixation and solidification of hazardous wastes. Van Nostrand-Reinhard, New York, USA

EC, IPPC, BREF, Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, August 2006

H. Ecke, H. Sanakura, T. Matsuto, N. Tanaka, A. Lagerkvist, Effect of electric arc vitrification of bottom ash and the mobility and fate of metals, *Env. Sci. Technol.* 2001; 35: 1531-1536

European Committee of Standardisation. Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges : one stage batch test at a L/S ratio 10 :1. Draft pr-EN 12457-2, CEN/ TC292/WG2, Doc, 109\_2, Brussels 1998

European Directive 1999/31/CE, 1999

Eighmy, T, Crannell, B, Butler, L, Cartledge, F, Emery, E, Oblas, D, Krzanowski, J, Eusden, J, Shaw, E, Francis, C, 1997, Heavy Metal Stabilisation in Municipal solid Waste Combustion Dry Scrubber Residues using Soluble Phosphate, *Environ. Sci. Technol.*, 31, 3330-3338

Ferrari, S., 2002. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.

Freyssinet Ph., Piantone, M. Azaroual, Y. Itard, B. Clozel-Leloup, D. Guyonnet, J.C. Baubron, 2002. Chemical changes and leachate mass balance of municipal solid waste bottom ash submitted to weathering. *Waste Management* 22, 159-172.

Geysen D., Van Gerven T., Vandecasteele C., Jaspers M., Wauters G., 2003, Immobilization of heavy metals in fly-ashes and flue gas cleaning residues from MSW incineration. A comparison of the immobilization with cement and with silica containing materials. *Proceedings of WASCON 2003, Progress on the road to sustainability*, June 4-6, San Sebastian, Spain, 873

D. Geysen, Immobilisation of heavy metals in municipal solid waste incinerator flue gas cleaning residues, doctorate, K.U.Leuven, 2004

D. Geysen, K. Imbrechts, C; Vandecasteele, M. Jaspers, G. Wauters, 2004, Immobilisation of lead in scrubber residues from MSW combustion using soluble phosphates, *Waste management*, 24/5, 471-481

Gougar M., B. Scheetz, D. Roy, 1996. Ettringite and C-S-H Portland cement phases from waste ion immobilization: a review. *Waste Management*, 13, 295-303.

S. Huang, F. Chang, S. Lo, M. Lee, C. Wang, J. Lin, Production of lightweight aggregates from mining residues, heavy metal sludge, and incinerator ash, *Journal of hazardous materials*, 144 (2007) 52-58

I. Hwang, T. Matsuto, N. Tanaka, Y. Sasaki, K. Tanaami, Characterisation of char derived from various types of solid wastes from the standpoint of fuel recovery and pretreatment before landfilling, *Waste Management*, 27 (2007), 1155-1166

I. Hwang, D. Nakajima, T. Matsuto, T. Sugimoto, Improving the quality of waste-derived char by removing ash, *Waste Management*, 28 (2008), 424-434

IAWG, *Municipal solid waste incinerator residues*, Studies in Environmental Science 67, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 1997

Indaver N.V., 2004. Sustainability report 2006, BVQI/04/101. [www.indaver.be](http://www.indaver.be)

Jaspers M., 2002. Treatment of bottom ashes from waste incineration by the wet process: the Indaver case. In: G. Wauters and C. Vandecasteele, Annual symposium on the technical aspects of hazardous waste incineration, 27-29 November 2002, Leuven, Belgium.

C. H. Jung, T. Matsuto, N. Tanaka, Behaviour of metals in ash melting and gasification-melting of municipal solid waste, *Waste Management*, 25 (2005), 301-310

T. Kwak, S. Maken, S. Lee, J. Park, B. Min and Y. Yoo, Environmental aspects of gasification of Korean municipal solid waste in a pilot plant, *Fuel*, 85 (2006), 2012-2017

N. Lapa, J. F. Santos Oliveira, S. L. Camacho, L. J. Circeo, An ecotoxic risk assessment of residue materials produced by the plasma pyrolysis/vitrification (PP/V) process, *Waste Management*, 22 (2002), 335-342

E. Leal-Quiros, Plasma processing of municipal solid waste, *Brazilian journal of physics*, 34 (2004), 1587-1593

C. Li, Y. Huang, K. Huang, W. Lee, Characterisation of slags and ingots from the vitrification of municipal waste incineration ashes. *Ind. Eng. Chem. Res.* 2003, 42: 2306-2313

S. Maken, J. Hyun, J. Park, H. Song, S. Lee, H. Chang, Vitrification of MSW fly ash using Brown's gas and fate of heavy metals. *J. Sci. Ind. Res. (India)* 2005; 64: 198-204

T. Malkow, Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal, *waste management*, 21 (2004), 53-73

Y. Matsuzawa, M. Kazuhiro, I. Hasegawa, K. Suzuki, H. Fujiyoshi, M. Ito, M. Ayabe, Characterisation of carbonized municipal waste as substitute for coal fuel, *Fuel*, 86 (2007), 264-272

Meima J.A., R.N.J. Comans, 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering. *Applied Geochemistry* 14, 159-171.

Meima J.A. , van Zomeren, A., Comans R.N.J., 1999, Complexation of Cu with dissolved organic components in incineration residues, *Environmental Science and Technology*, 33, 1424-1429.

OVAM, Inventaris van de Vlaamse afvalverbrandingssector, Mechelen, 2006

J.R. Pan, C. Huang, J. Kuo, S. Lin, Recycling MSWI bottom ash as raw materials for Portland cement, *waste management*, in press

Pavasars, A.-M. Fällman, B. Allard, H. Borén, Organic substances in leachates from combustion residues. In Goumans J.J.J.M, Senden, G.J., van der Sloot, H.A. (Eds;), WASCON 1997, Proceedings of the International Conference on the Environment and technical Implications of construction with alternative Materials, 4-6 june 1997, Houthem st; gerlache, The Netherlands, pp. 705-714

Pavasars I., 2000. Composition of organic matter in bottom ash from MSWI. In: Woolley G.R., Goumans J.J.J.M., Weinwright P.J., *Waste Materials in Construction WASCON 2000*, Proceedings of the international conference on the science and engineering of recycling for environmental protection, May 31- June 2, Harrogate, UK, 241-246

M. Popa, Advanced techniques for utilising municipal waste, [madalinavanghele2002@yahoo.fr](mailto:madalinavanghele2002@yahoo.fr)

C. Saint-Diaz, A; Griffith, Activated carbon from solid wastes using a pilot-scale batch flaming pyrolyser, *Fuel*, 79, 2000, 1863-1871

A. Saffarzadeh, Chemical and mineralogical evaluation of slag products derived from the pyrolysis/melting treatment of MSW, *Waste Management*, 263 (2006), 1443-1452

M. E. Sanchez, J. Cuertos, O. Martinez, A. Moran, Pilot scale thermolysis of municipal solid waste. Combustibility of the products of the process and gas cleaning treatment of the combustion gases, *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 78 (2007), 125-132

M. Takaoka, N. Takeda, S. Miura, The behaviour of heavy metals and phosphorus in an ash melting process. *Water Sci. Technol.* 1997; 36: 275-282

C. Vandecasteele, G. Wauters, S. Arickx, M. Jaspers, T. Van Gerven, Integrated municipal waste treatment using a grate furnace incinerator: The Indaver case, *waste management*, 27 (2007) 1366-1375

Van Gerven T., Imbrechts K., Van Keer E., Jaspers M., Wauters G., Vandecasteele C., 2004. Investigation of washing, heating and carbonation as treatment techniques for the improvement of environmental characteristics of MSWI-bottom ash, in view of recycling. *Proceedings of Waste Management and the Environment*, September 29-October 1, Rhodes, Greece, 3-12.

Van Gerven T., D. Geysen, L. Stoffels, M. Jaspers, G. Wauters, C. Vandecasteele, 2005. Management of incinerator residues in Flanders (Belgium) and in neighbouring countries. A Comparison. *Waste Management* 25, 75-87.

Van Gerven T., E. Van Keer, S. Arickx, M. Jaspers, G. Wauters, C. Vandecasteele, 2005. Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling. *Waste Management* 25, 291-300.

VMM, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be), 2007

Van Zomeren A., Comans R.N.J., 2003, Speciation and characterisation of organic carbon in Municipal Solid Waste Incinerator (MSWI) bottom ash. In Ortiz de Urbina, G., Goumans H. (Eds.), WASCON 2003, Fifth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, 4-6 June 2003, San Sebastian, Spain, pp 657-666

Van Zomeren A., Comans R.N.J., 2004. Contribution of natural organic matter to copper leaching from MSWI bottom ash. *Environmental Science and Technology* 38, 3927-3932

S. V. Vassilev, C. Braekman-Danhieux, Characterisation of refuse derived municipal waste. Occurrence, abundance and source of trace elements. *Fuel processing Technology*, 59, (1999), 135-161

K. Vrancken, R. Torfs, A. Van Der Linden, P. Vercaemst, P. Geuzens, vergelijking van verwerkingsscenario's voor restfractie van HHA en niet-specifiek categorie II bedrijfsafval, Eindrapport, VITO, Expertisecentrum Integrale Milieustudies, 2001

Wiles C., 1996. Municipal solid waste combustion ash: state-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials* 47, 325-344.

Y. Xiao, M. Oorsprong, Y. Yang, J.H.L. Voncken, Vitrification of bottom ash from a municipal solid waste incinerator, waste management, in press



**UNIVERSIDAD DE OVIEDO**

**Departamento de Ingeniería Química  
y Tecnología del Medio Ambiente**

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Efluentes líquidos de  
tratamientos térmicos de la  
fracción resto de residuos  
sólidos urbanos (RSU)*

Pr. Dr. D. Antonio Gutiérrez Lavín

OVIEDO



## EFLUENTES LÍQUIDOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

### 1. EFLUENTES LÍQUIDOS EN INCINERACIÓN

#### 1.1. AGUAS RESIDUALES

Las plantas de incineración presentan corrientes líquidas residuales de origen diverso, que generalmente se pueden clasificar en:

##### 1.1.1 Aguas residuales del proceso

Las aguas residuales de proceso en incineración son las siguientes:

##### 1.1.1.1 Aguas del lavado de gases

Son las correspondientes al lavado en húmedo de gases y partículas. Es la corriente principal de la incineradora.

Estas aguas presentan como contaminantes principales: Sales solubles (como cloruros, fluoruros y sulfatos), metales pesados (mercurio), compuestos orgánicos (fenoles y dioxinas), así como valores anormales de pH, Tabla 1. También estos efluentes pueden contener algo de NH<sub>3</sub> si en la Planta se utiliza la SNCR para eliminar los óxidos de nitrógeno. Las cantidades de agua residual y sus concentraciones dependen de la composición de los residuos y del diseño del sistema lavador. La recirculación de estas aguas residuales al sistema lavador reduce considerablemente la cantidad de las mismas, pero aumenta la concentración de los contaminantes.

Tabla 1. Contaminación típica de las aguas residuales del lavado del gas de chimenea de incineradoras de residuos municipales [1].

Parámetro	Valores			Unidades
	Mínimo	Máximo	Medio	
pH	< 1			
Conductividad		> 20 000		μS
DQO	140	390	260	mg/L
COT	47	105	73	mg/L
Cloruros	85 000	180 000	115 000	mg/L
Fluoruros	6	170	25	mg/L
Sulfatos	1 200	20 000	4 547	mg/L
Cd	< 0.005	0.020	0.008	mg/L
Cr	< 0.05	0.73	0.17	mg/L
Cu	0.05	0.20	0.10	mg/L
Hg	1 030	19 025	6 167	μg/L
Ni	0.05	0.54	0.24	mg/L
Pb	0.05	0.92	0.25	mg/L
Zn	0.39	2.01	0.69	mg/L
PCDD/PCDF	-	-	-	ng/L

Su producción es continua, del orden de  $0.15 \text{ m}^3/\text{t}$  RSU para plantas con empleo de lechada de cal y  $0.3 \text{ m}^3/\text{t}$  RSU para plantas con empleo de hidróxido sódico (valor promedio de  $0.2 \text{ m}^3/\text{t}$  RSU) [1].

Estas aguas sólo están presentes cuando se emplean sistemas húmedos de lavado de gases. Cuando la limpieza de los gases se realiza por métodos secos o semisecos estas aguas no aparecen, también pueden recircularse para evitar su descarga al medio. Si se descargan al Medio deben de tratarse previamente.

#### *1.1.1.2 Aguas de condensados de chimenea*

Estas aguas son las correspondientes al condensado de los gases de chimenea, después del proceso de lavado de los mismos. Por ello, estas aguas se pueden considerar limpias y su vertido puede ser directo al Medio.

Su producción es continua y según algunos estudios se puede considerar del orden de  $20 \text{ m}^3/\text{d}$  ( $6\,600 \text{ m}^3/\text{año}$ ) [1].

#### *1.1.1.3 Aguas de apagado de escorias*

Estas aguas son las correspondientes al apagado de las escorias y cenizas volantes para poder extraerlas.

Estas aguas presentan como contaminantes principales a aquellos productos que puedan fácilmente lixiviar de forma rápida, así algún metal pesado y compuestos orgánicos.

Su producción es continua y según algunos estudios se puede considerar del orden de  $5 \text{ m}^3/\text{d}$  ( $1\,650 \text{ m}^3/\text{año}$ ) [1].

#### *1.1.1.4 Aguas de caldera*

Estas aguas son las correspondientes a la preparación de las aguas, regeneración de resinas de intercambio iónico y purgas de las mismas del sistema de calderas. Estas aguas presentan como contaminantes principales: Sales y aditivos de las mismas.

Su producción es discontinua y según algunos estudios se puede considerar del orden de  $120 \text{ m}^3/\text{año}$  para la limpieza del intercambio iónico y de  $500 \text{ m}^3/\text{año}$  para la caldera [1].

Estas aguas se suelen utilizar en el lavado de gases, cuando se utiliza un sistema húmedo o semihúmedo del mismo y su calidad es adecuada, con lo que se evita su descarga. La presencia importante de sales provoca que este uso pueda no tener lugar.

### *1.1.1.5 Aguas de refrigeración*

Estas aguas son las correspondientes a las aguas refrigeración utilizadas, así como las purgas de las mismas. Dependiendo del diseño de la planta pueden aparecer diferentes corrientes residuales, así:

- Agua de enfriamiento del enfriamiento por convección del condensador conectado a la turbina
- Agua del enfriamiento drenada del sistema de enfriamiento por evaporación
- Agua de enfriamiento de otros equipos que requieren frío

Estas aguas presentan como contaminantes principales: Sales y aditivos de las mismas, tales como biocidas.

### *1.1.2 Aguas del secado de lodos*

Son las aguas correspondientes a la deshidratación (secado) de los lodos de depuradora. Estas aguas se producen cuando se incineran lodos de depuradora, lo cual precisa de un secado previo.

Estas aguas presentan como contaminantes principales: Contaminantes orgánicos, con elevada carga de DQO y concentraciones elevadas de nitrógeno (principalmente  $\text{NH}_3$ ), así como otros contaminantes presentes en el lodo.

Una parte de estas aguas se evaporan con el proceso de incineración, pero la mayoría deben ser tratadas. La presencia de altos contenidos de nitrógeno hace difícil su tratamiento. Generalmente se realiza una desorción del amoníaco, con los consiguientes problemas de atascamientos y consumos elevados de energía. Otra solución es reciclarlo al horno, cuando la solución de amonio recuperada (con una concentración aproximada del 10%) puede utilizarse para la alimentación del proceso SNCR de  $\text{NO}_x$ .

### *1.1.3 Aguas de escorias y cenizas*

Son las correspondientes a los procesos de recogida, tratamiento y almacenamiento de escorias y cenizas volantes. Son los denominados lixiviados. Para evitar su escape al medio se utilizan vasos de recogida y almacenamiento impermeabilizados.

En principio, se intenta revalorizar las escorias para su reutilización en distintas facetas, tal como su uso en base para firmes de carreteras. No obstante, en muchas ocasiones estas escorias no son inertes, sino que conllevan una parte importante de metales y compuestos orgánicos que puede lixivarse con relativa facilidad de las mismas y pasar al medio. Así dioxinas y furanos, que permanecen en altas cantidades en las escorias y cenizas volantes [10].

En España, de acuerdo al bioensayo de inhibición, el 83.3% de los residuos generados en la incineración de residuos urbanos deben ser considerados no ecotóxicos, ( $\text{CL}_{50} > 10\ 000$  mg/L), mientras que un 16.7% presentan una ecotoxicidad moderada, ( $750$  mg/L  $< \text{CL}_{50} <$

10000 mg/L). Sin embargo, del análisis de los lixiviados de estos residuos solo un 6.3% puede ser considerado inerte, mientras que el 93.7% es considerado peligro o muy peligroso de acuerdo con la norma DIN-38414-S4 [14].

Estas aguas presentan como contaminantes principales: Sales y metales pesados, Tabla 2.

Tabla 2. Contaminantes en lixiviados de residuos de incineración de residuos sólidos urbanos [9].

Nivel de concentración	Escorias	Cenizas volantes y productos semisecos	Cenizas volantes y productos húmedos
Muy alto (> 10 g/L)	Cl	Cl, Ca, Na, K y Pb	Cl, Na y K
Alto (0.1 - 10 g/L)	SO <sub>4</sub> , Na, K y Ca	Zn y SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub> y Ca
Medio (1 - 100 mg/L)	Cu, Mo y Pb	Cu, Cd, Cr y Mo	Mo
Bajo (0.01 - 1 mg/L)	Mn, Zn, As, Cd, Ni y Se	As	As, Cr y Zn
Muy bajo (< 0.01 mg/L)	Cr, Hg y Sn	Hg	Pb, Cd, Cu y Hg

A partir de ensayos de laboratorio con escorias reales de un vertedero de residuos de incineración de residuos sólidos urbanos se ha observado que la composición de las escorias determina la lixiviación de las mismas por formación de complejos con el carbono orgánico [2]. Igualmente, a partir de ensayos de laboratorio se observó que los lixiviados están fuertemente influenciados por el pH, de 3 a 6, siendo los metales anfóteros, como el Pb, los que mejor se extraen, unas tres veces más, en cuanto a los iones de Na y K, estos se extraen en grandes cantidades, 5 000 mg/L, al principio, decayendo rápidamente, mientras que Ca y Mg se extraen más regularmente. Los cloruros y los sulfatos son los aniones más abundantes [3]. Sin embargo, experimentos de laboratorio con una parte de las escorias de un vertedero de residuos de incineración de residuos sólidos urbanos para el Pb se observó que las concentraciones de equilibrio en el lixiviado eran de 1 a 2 órdenes de magnitud por debajo de la solubilidad teórica de carbonatos e hidróxidos en un intervalo amplio de pH. Las escorias tienen una alta capacidad de adsorción de Pb, de 10 a 20 mg/g de escoria a pH de 6 a 10, siendo debido principalmente a la presencia de Fe [13].

Otros autores, en pruebas de laboratorio han observado que la precipitación ácida (pH de 4.6) sobre residuos de incineración de residuos sólidos urbanos aumenta la concentración de Zn, Pb y Cu en los lixiviados, pero no afecta a la materia orgánica, medida como DBO, DQO y COT [12].

Estas aguas se suelen utilizar en el apagado de cenizas, con lo que se evita su descarga. No obstante, precisan un tratamiento previo de separación de partículas (sedimentación, filtración, etc.) antes de su uso. Debido a que los depósitos están al aire libre suelen generarse cantidades variables e importantes de las mismas, por lo que se precisa una capacidad de almacenamiento grande para absorber las fluctuaciones. En ocasiones, y debido a su gran cantidad, se precisa su descarga en el medio, lo cual debe realizarse previo tratamiento de las mismas en planta convencional, previa mezcla con las aguas residuales urbanas (se considera que la cantidad aportada será como máximo de un 5% en volumen), o en planta específica.

### 1.1.4 Aguas sanitarias

Estas aguas son las correspondientes de los servicios, cocina y limpiezas humanas. Estas aguas presentan como contaminantes principales: Materia orgánica y sólidos suspendidos.

Estas aguas se descargan en el alcantarillado de la comunidad para ser tratadas de forma conjunta con las aguas residuales urbanas, ya que en esencia son totalmente similares. Si no fuera posible la descarga en colectores de la comunidad se podría realizar un tratamiento en fosas sépticas, de menor o mayor complejidad, según sean los volúmenes a tratar y la carga contaminante presente.

### 1.1.5 Aguas de drenajes

Toda la instalación lleva un drenaje, que permite la recogida de todas las aguas y líquidos, que en algún momento pueden verterse al mismo. Generalmente estas aguas están compuestas de:

- *Aguas de limpieza.* Son las aguas empleadas en la limpieza de equipos, como contenedores, y zonas contaminadas. Su producción es discontinua y según algunos estudios se puede considerar del orden de 800 m<sup>3</sup>/año [1].
- *Aguas de lluvia.* Son las aguas de lluvia que caen sobre tejados, carreteras de servicio y zonas contaminadas de Planta, y que son recogidas directamente por el sistema de drenaje. Las aguas de lluvia pueden considerarse como aguas limpias, aunque en algunos casos no es así, y por ello se debe realizar algún tratamiento de las mismas antes de su vertido al Medio.

Si las aguas de lluvia caen sobre zonas limpias, las mismas se suelen considerar como limpias y se descargan directamente al medio por algún sistema local de recogida y evacuación sin tratamiento alguno. Generalmente, las aguas de viales y zonas de aparcamiento precisan de algún pretratamiento antes de su vertido. Su producción es discontinua y según algunos estudios se puede considerar del orden de 200 m<sup>3</sup>/año (Alemania) [1].

También pueden existir otras corrientes líquidas, tales como aguas de laboratorio, las cuales si bien pueden ser muy contaminantes suelen presentarse en cantidades muy pequeñas. Su producción es discontinua y según algunos estudios se puede considerar del orden de 200 m<sup>3</sup>/año [1]. Algunas aguas residuales de laboratorio pueden utilizarse en el lavado de gases, si bien se precisa una segregación de las aguas del laboratorio para utilizarlas adecuadamente.

En conjunto, la cantidad de aguas residuales viene condicionada el tipo de incinerador, así incineradores equipados con caldera o con sistema de enfriamiento rápido por chorros de agua, aunque algunas instalaciones están equipadas con ambos sistemas. Las instalaciones equipadas con caldera descargan aguas entre 1 y 5 L/kg de residuo incinerado, mientras que las instalaciones equipadas con sistema de enfriamiento rápido descargan aguas entre 10 y 20 L/kg de residuo incinerado. Sin embargo estas últimas pueden reducir el flujo a 5 L/kg por recirculación del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales o reciclado dentro de la unidad misma del sistema de enfriamiento [1].

## 1.2. CONTROL DE LAS AGUAS RESIDUALES

Para el control de las aguas residuales se deben aplicar los siguientes principios.

### 1.2.1 Operación óptima de incineración

La operación óptima del proceso de incineración es muy importante en términos de estabilidad de la incineración, así como sobre el control efectivo de las emisiones de aguas residuales. La incineración incompleta tiene un efecto negativo sobre la composición de los gases y cenizas volantes, aumentando la presencia de compuestos orgánicos con carácter contaminante y/o tóxico, lo cual condiciona el efluente del sistema lavador utilizado.

### 1.2.2 Minimización de consumo y descarga de aguas

Los efluentes líquidos de una incineradora pueden tener un impacto medioambiental importante, por lo que habitualmente se minimiza su producción.

En la actualidad, la minimización se ha llevado al extremo en algunas instalaciones en las que no se generan corrientes líquidas, ya por reutilización de las mismas o bien por evaporación después de su tratamiento, lo que conlleva un pretratamiento de las aguas antes de evaporación (eliminando preferentemente el Hg, así como algunos contaminantes que pueden alcanzar concentraciones elevadas), mientras que la sal (NaCl) presente al final puede recuperarse del efluente tratado o bien recogerse con los residuos del gas de chimenea. A esas plantas se las denomina libres de aguas residuales (*waste water free*), llegando su aplicación también a las plantas que utilizan el lavado húmedo.

La implantación de plantas *waste water free* depende de:

- *La posibilidad de vertido de los efluentes.* Si no se pueden verter estos efluentes líquidos a algún medio hídrico, este concepto se ve muy favorecido, ya que no quedan alternativas.
- *La cantidad de residuos sólidos generados.* Cuando los costes de eliminación o tratamiento de los residuos sólidos generados son muy elevados interesan las Plantas con lavado, ya que las mismas producen menor cantidad de residuos sólidos que las Plantas con sistema seco o semiseco,

Sin embargo, los costes de energía y materias primas en el tratamiento de los efluentes líquidos pueden ser importantes y disminuir por ello los beneficios por el ahorro de las aguas. En la actualidad, el 55% de las instalaciones europeas de incineración no descargan agua residual.

Para la minimización de las aguas existen varias opciones, así:

- *Sistemas de limpieza en seco o semiseco.* Son sistemas de minimización de efluentes líquidos, así:

- Aplicación de sistemas sin de agua para el tratamiento de gases (sistemas de sorción secos y semisecos)
- Aplicación de sistemas libres sin agua en el apagado de cenizas
- *Recirculación de las corrientes.* Las corrientes líquidas se recirculan al mismo proceso, así la recirculación de las corrientes del lavado húmedo. Maximizando esta recirculación de las aguas residuales al sistema de lavado de gases, caso de lavado húmedo o semihúmedo, incluyendo un control efectivo de los parámetros del proceso, en orden a reducir la cantidad de agua residual descargada.
- *Reutilización de las corrientes.* Las corrientes líquidas con una cierta calidad se pueden emplear en otros usos que precisen calidades menores, así:
  - Uso de las aguas residuales de los sistemas de lavados de gases para el enfriamiento. Este sistema podría eliminar el consumo de agua de enfriamiento
  - Uso de los drenajes de calderas en los sistemas de lavados de gases
  - Tratamiento de las aguas residuales del laboratorio en los sistemas de lavado de gases
  - Uso de lixiviados de balsas de cenizas en el apagado de escorias
- *Protección de pluviales.* Las aguas de lluvia más limpias son aquellas que caen sobre los tejados, por ello para disminuir la cantidad a tratar se suelen cubrir las zonas de trabajo y almacenes, así como algunos equipos con tejados. Con ello en ocasiones se consigue su vertido al medio sin tratamiento. Por ello:
  - Descarga directa al medio de las aguas de lluvia sobre superficies limpias
  - Uso de drenajes segregados y reducción de las áreas expuestas para almacenamiento y manejo de residuos

### **1.2.3 Control de los lixiviados**

La mejor gestión de residuos sólidos, escorias y cenizas volantes, conduciría a la no producción de lixiviados, si bien esto es técnicamente imposible en la mayoría de las ocasiones. Sin embargo, se ha de procurar la minimización en la producción de lixiviados mediante el control estricto de los aportes de las fuentes externas, y la correcta disposición y control de los residuos dentro del propio depósito.

El origen de estos líquidos contaminados puede atribuirse a muchos factores, incluyendo el líquido extraído por presión del residuo almacenado. Sin embargo, las principales contribuciones son las fuentes de agua, tanto subterráneas como superficiales, tales como las precipitaciones, escorrentías y la codisposición de residuos líquidos y fangosos.

Si el depósito ha sido diseñado evitando el contacto directo con los cursos de agua, la fuente principal de producción de lixiviado serán las precipitaciones. Estas aguas de lixiviación así generadas, tienden a escapar del depósito por sus cotas más bajas si el terreno es impermeable, o bien infiltrarse en el subsuelo, si el terreno presenta características permeables.

Un buen sistema de control de los lixiviados implica el diseño de redes de drenaje superficial que impidan el contacto del agua externa con los residuos, una impermeabilización del vaso del depósito por encima del nivel freático, así como un drenaje inferior de recogida de los lixiviados, los cuales se drenarán por gravedad, Fig.1.

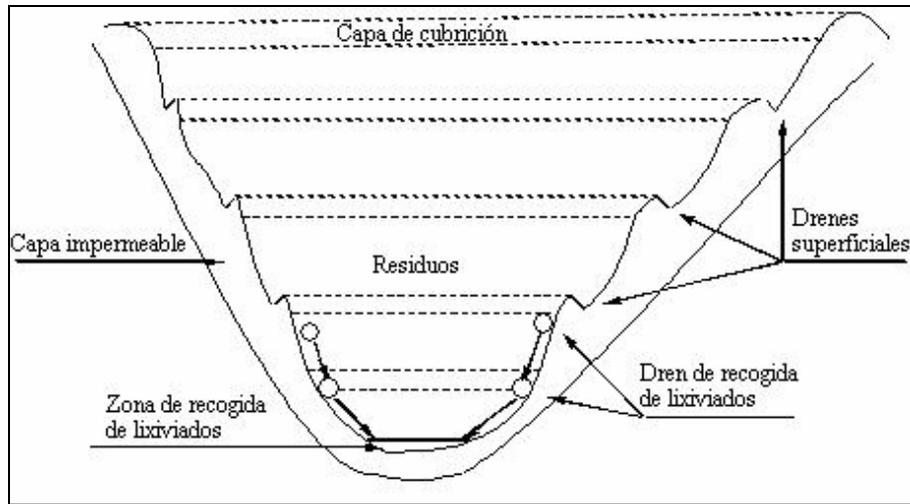


Figura 1. Drenes superficiales y de recogida en un depósito de seguridad.

La producción, cantidad, de lixiviados generados está ligada a diversos factores que dependen de la naturaleza de los residuos, de la meteorología e hidrología de la zona objeto del vertido, y de las condiciones de construcción y explotación del propio depósito o vertedero. Con todo, y mediante una gran simplificación, se puede estimar una producción entre 5 y 7.5 m<sup>3</sup>/Ha para una zona con precipitación media anual de 750 mm.

#### 1.2.4 Cumplimiento de los estándares de emisión

Este cumplimiento estará afectado por las disposiciones locales, así como por el entorno donde se desenvuelve la actividad. Así, las descargas salinas serian perfectamente aceptables en un entorno marino, pero no en aguas superficiales dulces, por lo que se precisaría para este caso un tratamiento específico de las mismas.

#### 1.2.5 Operación óptima de los sistemas de tratamiento de aguas

La descarga de efluentes en el medio solo debe producirse a partir de una óptima operación de los sistemas de tratamiento. Para ello se precisa que los sistemas de tratamiento cuenten con suficiente capacidad de almacenamiento de las aguas para dar tiempo y sean lo suficientemente flexibles para que las fluctuaciones puedan ser adsorbidas adecuadamente.

### 1.3. LÍMITES DE VERTIDO

Según la Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 4 de diciembre de 2000 relativa a la incineración de residuos y el Real Decreto 653/2003, de 30 de mayo [5], sobre incineración de residuos que la transpone, en su Artículo 8 Vertido de aguas procedentes de la depuración de gases de escape, dice:

1. Los vertidos de aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape a partir de una instalación de incineración o coincineración estarán sujetos a una autorización expedida por las autoridades competentes.
2. El vertido al medio acuático de aguas residuales procedentes de la depuración de los gases de escape se limitará en la medida en que sea viable y, como mínimo, de conformidad con los valores límite de emisión establecidos en el anexo IV.
3. Con arreglo a lo dispuesto específicamente en la autorización, las aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape podrán verterse al medio acuático tras ser tratadas por separado, a condición de que:
  - a. se cumplan los requisitos de las disposiciones comunitarias, nacionales y locales pertinentes en cuanto a valores límite de emisión
  - b. las concentraciones en masa de las sustancias contaminantes mencionadas en el anexo IV no superen los valores límite de emisión; en él establecidos.
4. Los valores límite de emisión serán aplicables por donde se vierten de la instalación de incineración o coincineración las aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape que contengan las sustancias contaminantes mencionadas en el anexo IV.

Cuando las aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape se traten en la instalación conjuntamente con otras aguas residuales originadas en la instalación, el operador deberá tomar mediciones, según lo especificado en el artículo 11:

- a. en el flujo de aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape antes de su entrada en la instalación de tratamiento conjunto de aguas residuales
- b. en el otro flujo o los otros flujos de aguas residuales antes de su entrada en la instalación de tratamiento conjunto de aguas residuales
- c. en el punto de vertido final de las aguas residuales procedentes de la instalación de incineración o de coincineración, después del tratamiento.

El operador efectuará los cálculos de distribución de masas adecuados para determinar los niveles de emisión en el vertido final de aguas residuales que pueden atribuirse a las aguas residuales procedentes de la depuración de los gases de escape, con el fin de comprobar que se cumplen los valores límite de emisión establecidos en el anexo IV para los vertidos de aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape.

En ningún caso tendrá lugar la dilución de las aguas residuales con objeto de cumplir los valores límite de emisión establecidos en el anexo IV.

5. Cuando las aguas residuales procedentes de la depuración de los gases de escape que contengan las sustancias contaminantes a que se refiere el anexo IV sean tratadas fuera de la instalación de incineración o coincineración, en una instalación de tratamiento destinada sólo al tratamiento de este tipo de aguas residuales, los valores límite de emisión del anexo IV se aplicarán en el punto en que las aguas residuales salgan de la instalación

de tratamiento. Si en esta instalación de tratamiento emplazada fuera de la instalación de incineración o de co-incineración no se tratan únicamente las aguas residuales procedentes de la incineración, el operador efectuará los cálculos de distribución de masas adecuados, según lo estipulado en a, b y c del apartado 4, para determinar los niveles de emisión en el vertido final de aguas residuales que pueden atribuirse a las aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape, con el fin de comprobar que se cumplen los valores límite de emisión establecidos en el anexo IV para el vertido de aguas residuales procedente de la depuración de gases de escape.

En ningún caso tendrá lugar la dilución de las aguas residuales con objeto de cumplir los valores límites de emisión establecidos en el anexo IV.

Tabla 3. ANEXO IV. Valores límite de emisión para vertidos de aguas residuales procedentes de la depuración de gases de escape [5].

Sustancia contaminante	Valores límite de emisión expresados en concentraciones en masa para muestras no filtradas	
	95%	100
Total de sólidos en suspensión tal como se definen en el RD-ley 11/1995, de 28 de diciembre y en el RD 509/1996, de 15 de marzo, que lo desarrolla.	- 30 mg/L	- 45 mg/L
Mercurio y sus compuestos, expresados en mercurio (Hg)	0.03 mg/L	
Cadmio y sus compuestos, expresados en cadmio (Cd)	0.05 mg/L	
Talio y sus compuestos, expresados en talio (Tl)	0.05 mg/L	
Arsénico y sus compuestos, expresados en arsénico (As)	0.15 mg/L	
Plomo y sus compuestos, expresados en plomo (Pb)	0.2 mg/L	
Cromo y sus compuestos, expresados en cromo (Cr)	0.5 mg/L	
Cobre y sus compuestos, expresados en cobre (Cu)	0.5 mg/L	
Níquel y sus compuestos, expresados en níquel (Ni)	0.5 mg/L	
Zinc y sus compuestos, expresados en zinc (Zn)	1.5 mg/L	
Dioxinas y furanos, definidos como la suma de las distintas dioxinas y furanos evaluados con arreglo al Anexo I	0.3 ng/L	

Hasta el 1 de enero de 2008 la autoridad competente en materia de control vertidos al medio acuático podrá autorizar exenciones respecto del total de sólidos en suspensión para instalaciones de incineración existentes, siempre y cuando la autorización establezca que el 80 % de los valores medidos no sea superior a 30 mg/L y ninguno de ellos sea superior a 45 mg/L.

Para determinar la concentración total (TEQ) de dioxinas y furanos, se multiplicarán las concentraciones en masa de las siguientes dibenzo-para-dioxinas y dibenzofuranos por los siguientes factores de equivalencia antes de hacer la suma total, Tabla 4.

Tabla 4. ANEXO I. Factores de equivalencia para las dibenzo-para-dioxina y los dibenzofuranos [5].

Compuesto	Factor de equivalencia tóxica
2,3,7,8 Tetraclorodibenzodioxina (TCDD)	1
1,2,3,7,8 Pentaclorodibenzodioxina (PeCDD)	0.5
1,2,3,4,7,8 Hexaclorodibenzodioxina (HxCDD)	0.1
1,2,3,6,7,8 Hexaclorodibenzodioxina (HxCDD)	0.1
1,2,3,7,8,9 Hexaclorodibenzodioxina (HxCDD)	0.1
1,2,3,4,6,7,8 Heptaclorodibenzodioxina (HpCDD)	0.01
Octaclorodibenzodioxina (OCDD)	0.001
2,3,7,8 Tetraclorodibenzofurano (TCDF)	0.1
2,3,4,7,8 Pentaclorodibenzofurano (PeCDF)	0.5
1,2,3,7,8 Pentaclorodibenzofurano (PeCDF)	0.05
1,2,3,4,7,8 Hexaclorodibenzofurano (HxCDF)	0.1
1,2,3,6,7,8 Hexaclorodibenzofurano (HxCDF)	0.1
1,2,3,7,8,9 Hexaclorodibenzofurano (HxCDF)	0.1
2,3,4,6,7,8 Hexaclorodibenzofurano (HxCDF)	0.1
1,2,3,4,6,7,8 Heptaclorodibenzofurano (HpCDF)	0.01
1,2,3,4,7,8,9 Heptaclorodibenzofurano (HpCDF)	0.01
Octaclorodibenzofurano (OCDF)	0.001

#### 1.4. TRATAMIENTOS DE AGUAS DE LAVADO DE GASES. TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO

Para cumplir con las exigencias del medio ambiente las instalaciones de incineración precisan de plantas de depuración de aguas residuales, las cuales pueden ser propias, y estar situadas en la misma instalación, o ser ajenas, precisando la transferencia de las aguas residuales. Esta última opción depende de las características de la planta y la cercanía en ubicación a la instalación.

La producción de aguas de lavado de gases depende del tratamiento empleado en los mismos, así:

- Tratamiento seco de los gases
- Tratamiento semihúmedo de los gases
- Tratamiento húmedo de los gases

De estas tres opciones solamente la tercera tiene una corriente residual a descargar, siendo la principal opción para ello un tratamiento físico-químico.

Los efluentes del lavado húmedo ha de someterse a un tratamiento físico-químico, tanto si van a ser vertidos posteriormente o evaporados.

El caudal a tratar va a ser variable por lo que es necesario disponer de un tanque de almacenamiento que permita amortiguar estas fluctuaciones, debidas en parte a las variaciones en las características del gas a tratar en la torre de lavado. Con este tratamiento se consigue una corriente con presencia de sales disueltas. Por ello, el tratamiento físico-químico de efluentes es una etapa muy sensible en las Plantas de incineración, ya que puede haber

problemas de atascamiento por sedimentación de las sales, por ese motivo este tratamiento requiere una cierta atención, ya que lo constituyen etapas sensibles.

Por otro lado, se ha considerado la posibilidad de aplicar la filtración mediante membranas para separar el agua limpia en los efluentes cargados con sales y microcontaminantes. El contenido en sales de las aguas residuales en incineración es alto (sobre el 10% en peso). No obstante, esta técnica no se aplica todavía, en parte debido al elevado contenido en sales del efluente remanente y al alto consumo energético.

En el lavado de los gases existen dos etapas: Una primera ácida, que proporciona metales pesados, y una segunda neutra, que incorpora fundamentalmente sales. Por ello, el tratamiento físico-químico, que implica la eliminación de ciertos contaminantes incluidos los metales pesados, según se puedan recuperar algunos productos o no [1], puede realizarse de dos formas: con y sin recuperación.

#### 1.4.1 Tratamiento físico-químico sin recuperación

En este caso se tratan ambas corrientes de forma conjunta, aún cuando puede tratarse de forma aislada la corriente de la primera etapa, ácida.

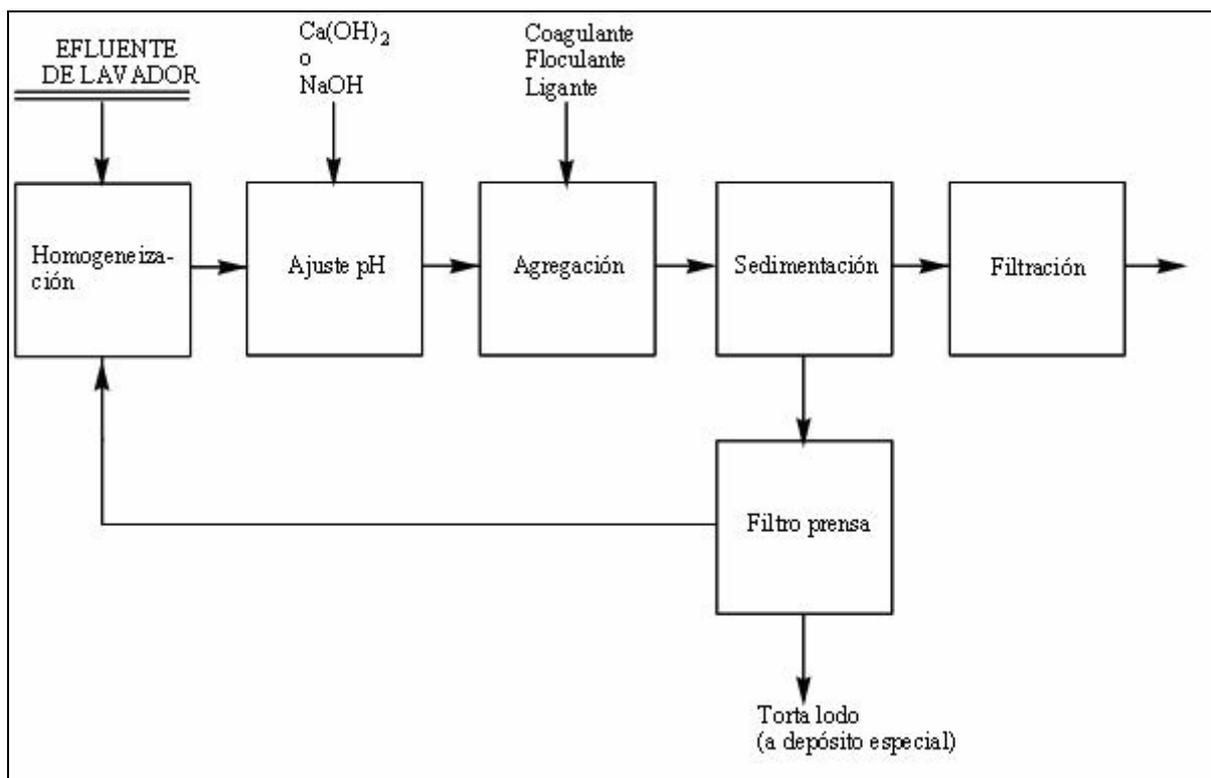


Figura 2. Esquema de un proceso físico-químico de tratamiento de aguas residuales de lavado de gases.

Normalmente, los efluentes de la sección ácida del lavado de gases (que contienen NaCl, CaCl<sub>2</sub>, Hg, CaF<sub>2</sub> y SO<sub>3</sub>) se mezclan con los efluentes de la sección alcalina (que contienen

Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) en orden a precipitar parte del yeso y disminuir el contenido de sulfatos en el efluente a menos de 2 g/L, la cual es la solubilidad del yeso, antes del tratamiento.

Esta basado en corrección de pH y sedimentación. El efluente tiene un pH bajo y esta cargado de metales, por lo que el tratamiento va a consistir, principalmente, en neutralización y en separar esos metales mediante variación de pH, aditivos y sedimentación, de esa manera se consigue una corriente de agua con sales y con un cantidad mucho menor de metales.

En la Fig.2 se muestra un esquema de un proceso físico-químico de tratamiento de aguas residuales de lavado de gases. El proceso muestra las siguientes etapas:

#### 1.4.1.1 Homogeneización

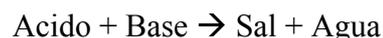
Debido a la fuerte variación, tanto en caudal como carga contaminante, que generalmente presentan las distintas aguas (fundamentalmente los lixiviados), una forma de mantener una cierta homogeneidad de las mismas es mediante la introducción de una homogeneización. La homogeneización se puede realizar de dos formas [4]:

- *En línea.* El homogeneizador se dispone en la línea de agua, al principio de la misma. Por ello, todo el agua de entrada pasa a través de este equipo, que presenta una variación de volumen en sus interior y un caudal uniforme de salida del efluente. En este caso, el homogeneizador presenta un tamaño grande y su operación es por tiempos.
- *En paralelo.* El homogeneizador se dispone en paralelo con la línea de agua, al principio de la misma. El exceso de aguas o las muy cargadas se pasan a este equipo, del cual se extrae y mezcla con la corriente de entrada cuando la misma es menor de caudal y de carga. En este caso, el homogeneizador es de tamaño pequeño y su operación se realiza en horas bajas de producción de aguas.

#### 1.4.1.2 Ajuste de pH

La neutralización es una operación muy frecuente en el tratamiento de aguas, siendo su objeto la corrección del pH de la misma. En muchas ocasiones se busca un pH neutro del residuo, si bien en otras, lo que se pretende es alcanzar un determinado valor de pH como acondicionamiento de un posterior tratamiento.

La reacción básica de neutralización es de la forma:



El grado de neutralización requerido depende del pH al que se quiere llegar, así como de la alcalinidad o acidez de las aguas, siendo preciso, para una correcta operación, el conocimiento de los siguientes aspectos:

- *Grado de solubilidad de las sales formadas.* Con objeto de prever la recogida y evacuación de los depósitos que se forman.
- *Liberación de gases.* Pueden liberarse gases tóxicos.

- *Calor de reacción.* Es necesario su conocimiento para disponer del equipo adecuado.

Normalmente, antes de la neutralización se procede a una homogeneización de las aguas, para controlar las fluctuaciones de flujo y concentración.

Existen varios procedimientos para la neutralización de las aguas: Mezcla de aguas ácidas y alcalinas (es el procedimiento mas cómodo y barato estando sujeto, solamente, a la presencia de ambos tipos de aguas, así como a la necesidad de contar con balsas de tamaño adecuado, que permitan el control adecuado de la operación. Por contra, exige un conocimiento profundo de ambos tipos de aguas, para evitar problemas ulteriores, entre ellas, el de la formación de subproductos, los cuales pueden presentar muy distintos grados de toxicidad y Neutralización con productos químicos (se utilizan agentes químicos adecuados, en el caso de aguas alcalinas suelen ser el ácido sulfúrico y en menor medida el ácido clorhídrico, mientras que para aguas ácidas suelen ser la lechada de cal, el carbonato sódico y la sosa cáustica. En este caso, el control del pH presenta mayores complicaciones, ya que la dependencia del pH con la concentración del reactivo no es lineal y la variación del pH suele ser rápida).

En esta etapa se corrige el pH del efluente, en especial el de la etapa ácida de lavado, con o hidróxido de sodio (NaOH) y transcurre en dos pasos o más, un primero aproximado y un segundo más ajustado. Si se utiliza cal y los efluentes de las dos torres se gestionan conjuntamente precipitan sulfitos y sulfatos (yeso), mientras que si se usa NaOH no habrá precipitación (menos residuos sólidos), pero si más sulfitos y sulfatos en disolución.

#### *1.4.1.3 Agregación de contaminantes (coagulación y floculación)*

La agregación se puede realizar por dos procedimientos:

##### *Coagulación*

La coagulación produce desestabilización de los coloides por reducción del potencial electrocinético. Los agregados formados se denominan "coágulos", presentando como características morfológicas el ser pequeños, débiles, rígidos porosos, poco comprensibles y rompen reversiblemente bajo la aplicación de fuerzas cortantes.

Los factores más importantes que afectan a la coagulación son: pH del agua, turbiedad, sales minerales y orgánicas que contiene el agua, temperatura del agua, tipo de coagulante e intensidad y tiempo de la mezcla del coagulante.

Para completar la adición del coagulante se requiere del mezclado para destruir la estabilidad coloidal. Un mezclado de gran intensidad, que distribuya al coagulante y promueva colisiones rápidas es de los más efectivos (agitación de 1 500 a 2 000 rpm. y tiempos de retención de 2 a 5 minutos). También son importantes en la coagulación la frecuencia y el número de colisiones entre las partículas, de ahí la importancia de la turbiedad inicial y las sales del agua. En algunas ocasiones se hace preciso añadir sólidos al agua, para aumentar el número de colisiones, y por ende la coagulación.

Sin embargo de todos los factores, el pH es el que tiene mayor incidencia. Hasta el punto de que exista un pH óptimo, al cual se produce la coagulación con una dosis mínima, en un tiempo mínimo y con óptimos resultados.

Los coagulantes más empleados son: Sulfato de aluminio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ), aluminato sódico ( $\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$ ), sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) y los coagulantes férricos ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_4$  y  $\text{FeCl}_3$ ).

### *Floculación*

La floculación produce la desestabilización de los coloides por la formación de puentes por cadenas moleculares grandes. Los agregados formados se denominan "flóculos", presentan como características morfológicas el de ser grandes, fuertes, poco rígidos, pequeña porosidad, comprensibles y siendo su fragmentación un proceso irreversible.

El factor más importante que afecta a la floculación es la intensidad de la agitación, ésta en principio debe ser rápida para promover una buena mezcla, pero posteriormente se precisa un mezclado lento que junte poco a poco los flóculos (se consideran: velocidad periférica de las palas del agitador de 0.45 a 0.8 m/s y un tiempo de retención de 5 a 30 minutos), ya que un mezclado demasiado intenso los rompe y raramente se vuelven a formar en su tamaño y fuerza óptimos. Incluso la propia disolución del floculante ha de manejarse con sumo cuidado, empleo de bombas de desplazamiento positivo, para evitar la ruptura de las cadenas poliméricas

Los floculantes más empleados son polímeros de alto peso molecular solubles en agua, que contienen grupos capaces de disociarse electrolíticamente para dar iones de carga elevada y alto peso molecular. También pueden actuar por un proceso de hidratación aunque no sean electrolitos. Según la carga que posea su grupo funcional al disolverse en el agua, los polímeros pueden clasificarse en aniónicos, catiónicos o no iónicos. En principio, los floculantes son más fáciles de manejar y dosificar que los coagulantes. Si bien, son más caros aún cuando se empleen en menores dosis. En la práctica, los floculantes comerciales son a su vez floculantes y coagulantes.

#### *1.4.1.4 Sedimentación de los sólidos*

Esta etapa suele tener lugar en tanques de sedimentación o separadores lamelares. Y se obtiene una corriente líquida que se puede someter a tratamientos finales y unos lodos que se deben deshidratar.

#### *1.4.1.5 Filtración del efluente (afinado)*

El efluente del sedimentador se puede someter a una filtración adicional, que puede tener lugar con un filtro de arena (reducción de sólidos en suspensión y metales pesados) y/o con un filtro de carbón activo (para contaminantes orgánicos como PAH, PCDD/F, etc), que se ha de reponer cada cierto tiempo.

#### *1.4.1.6 Deshidratación de los lodos*

Los lodos obtenidos en el sedimentador se deshidratan en un filtro prensa hasta un contenido en sólidos secos del 40-60%, dependiendo de los aditivos utilizados y de las condiciones de

operación. Se obtiene una torta que va a depósito de seguridad, ya que tiene un importante contenido en metales pesados. El agua vuelve al tanque de almacenamiento.

#### *1.4.1.7 Destino final*

Los efluentes una vez tratados se pueden verter al medio o bien recircularse al sistema. Este último caso es el que se aplica en Plantas *waste water free*, y suele tener lugar mediante evaporación en un secadero por pulverización o bien mezclándolo con la lechada de cal si se utiliza el método semiseco. Esta evaporación súbita permite enfriar el gas y absorber en cierta medida algunos gases ácidos, lo que supone una reutilización de la corriente residual. De esta manera, los efluentes se descargan por la chimenea en forma de vapor y las sales que contienen se secan y pasan a ser residuos sólidos, que se separan en un filtro de mangas o en un electrofiltro. La recirculación de los efluentes con lavado húmedo permite generar una menor cantidad de residuos sólidos que otras técnicas como el método semiseco. Esta evaporación en la propia línea se utiliza en muchas Plantas. La evaporación del efluente por separado para obtener agua limpia y sales apenas si se utiliza, ya que supone unos costes energéticos muy elevados y hay riesgo de atascamiento por cristalización.

Otras etapas que pueden incluirse en el tratamiento físico-químico de efluente sin recuperación son:

#### *1.4.1.8 Precipitación (de metales pesados)*

La precipitación química, procedimiento más utilizado para la eliminación de metales pesados, es un proceso físico-químico en el cual un contaminante disuelto se transforma en un sólido insoluble, facilitando su eliminación posterior de la fase líquida por sedimentación o filtración. Los fluoruros precipitan a pH de 8 a 9.

Este proceso de precipitación, seguido por uno o más pasos de separación sólido-líquido, produce un efluente acuoso que puede requerir un tratamiento posterior, y un lodo con metales pesados. El lodo se deshidrata normalmente hasta alcanzar al menos un 20% de sólidos y posteriormente, se conduce a depósito de seguridad, bien directamente o previa realización de procesos de fijación química y estabilización en el mismo.

El proceso normalmente requiere un ajuste del pH para cambiar el equilibrio químico a un punto donde la solubilidad sea mínima, Fig.3, así como la adición de un precipitante químico y una floculación, donde las partículas de precipitado se aglomeran en partículas más grandes.

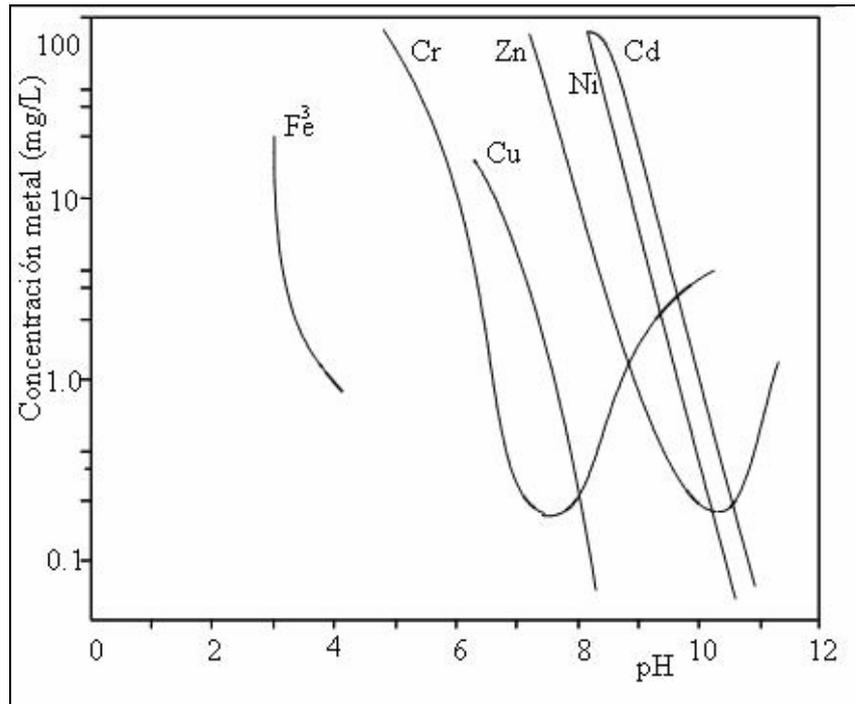
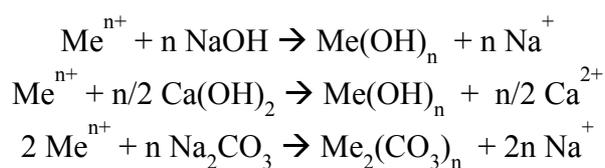


Figura 3. Efecto del pH sobre la solubilidad de diferentes metales.

La precipitación química se puede clasificar de acuerdo con el tipo de agente precipitante en:

*Precipitación alcalina*

Es la precipitación mas usada. Se utilizan como agentes precipitantes NaOH, Ca(OH)<sub>2</sub> o Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> y los metales son separados o bien como hidróxidos o bien como carbonatos, de acuerdo con las reacciones:



Buscando en todo momento, el correspondiente valor de pH para el cual la solubilidad resulta mínima. Dicho valor varía de unos metales a otros, como puede verse en la Fig. 3. En las Tablas 5 y 6 se observan los productos generalmente formados con estas reacciones, así como las cantidades generadas de los mismos para diferentes valores del pH.

Tabla 5. Precipitación de hidróxidos.

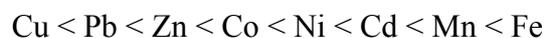
Hidróxido formado	Producto de solubilidad (mol/L) a 15°C	pH precipitación	Solubilidad teórica (mg/L)		
			pH = 7	pH = 8	pH = 9
Fe(OH) <sub>3</sub>	$8.7 \times 10^{-38}$	2.8 - 4.0	$4.9 \times 10^{-12}$	$4.9 \times 10^{-15}$	$4.9 \times 10^{-18}$
Al(OH) <sub>3</sub>	$2.0 \times 10^{-32}$	4.3 - 5.0	$5.4 \times 10^{-8}$	$5.4 \times 10^{-11}$	$5.4 \times 10^{-14}$
Cr(OH) <sub>3</sub>	$6.0 \times 10^{-29}$	5.5 - 6.5	$3.0 \times 10^{-6}$	$3.0 \times 10^{-9}$	$3.0 \times 10^{-12}$
Cu(OH) <sub>2</sub>	$2.0 \times 10^{-19}$	5.8 - 8.0	1.3	$1.3 \times 10^{-2}$	$1.3 \times 10^{-4}$
Pb(OH) <sub>2</sub>	$1.0 \times 10^{-17}$	7.0 - 9.5	$2.1 \times 10^2$	2.1	$2.1 \times 10^{-2}$
Zn(OH) <sub>2</sub>	$4.0 \times 10^{-17}$	7.6 - 8.3	$2.6 \times 10^2$	2.6	$2.6 \times 10^{-2}$
Co(OH) <sub>2</sub>	$2.0 \times 10^{-16}$	7.0 - 9.0	$1.2 \times 10^3$	$1.2 \times 10^3$	$1.2 \times 10^{-1}$
Ni(OH) <sub>2</sub>	$5.8 \times 10^{-15}$	7.8 - 9.3	$3.4 \times 10^4$	$3.4 \times 10^3$	3.4
Cd(OH) <sub>2</sub>	$1.3 \times 10^{-14}$	9.1 - 10.0	$1.5 \times 10^5$	$1.5 \times 10^3$	$1.5 \times 10^3$
Mn(OH) <sub>2</sub>	$4.0 \times 10^{-14}$	7.0 - 9.0	$2.2 \times 10^5$	$2.2 \times 10^3$	$2.2 \times 10^3$
Fe(OH) <sub>2</sub>	$1.0 \times 10^{-13}$	6.0 - 10.0	$5.6 \times 10^5$	$5.6 \times 10^3$	$5.6 \times 10^3$

Tabla 6. Precipitación de carbonatos.

Carbonato formado	Producto de solubilidad (mol/l) a 15°C	Solubilidad teórica (mg/L)	
		pH = 7	pH = 8
CoCO <sub>3</sub>	$1.6 \times 10^{-13}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$1.1 \times 10^{-6}$
PbCO <sub>3</sub>	$8.0 \times 10^{-14}$	$1.8 \times 10^{-4}$	$1.8 \times 10^{-6}$
CdCO <sub>3</sub>	$5.0 \times 10^{-12}$	$6.3 \times 10^{-3}$	$6.3 \times 10^{-5}$
ZnCO <sub>3</sub>	$1.6 \times 10^{-11}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$1.2 \times 10^{-4}$
FeCO <sub>3</sub>	$2.5 \times 10^{-11}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-4}$
MnCO <sub>3</sub>	$6.3 \times 10^{-11}$	$3.8 \times 10^{-2}$	$3.8 \times 10^{-4}$
CuCO <sub>3</sub>	$2.5 \times 10^{-10}$	$1.8 \times 10^{-1}$	$1.8 \times 10^{-3}$
NiCO <sub>3</sub>	$1.3 \times 10^{-7}$	85	$8.5 \times 10^{-1}$

El cromo hexavalente no precipita por adición de agentes alcalinos, por lo que su eliminación requiere la reducción previa a cromo trivalente. La lechada de cal es la más económica, pero por contra es de peor manejo, por su facilidad a sedimentar.

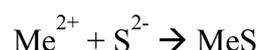
La cantidad de los metales que permanecen en disolución puede estimarse a partir del producto de solubilidad de los mismos, si bien pueden existir algunas dificultades, ya por los valores registrados en la bibliografía, ya por los distintos parámetros que pueden influir. La solubilidad residual aumenta en el siguiente orden dentro de los hidróxidos de metales divalentes:



Los metales anfóteros presentan el problema del cambio de solubilidad con el pH, lo cual puede generar mas de un pH óptimo. Un problema importante es la separación posterior del hidróxido formado, lo cual se suele hacer mediante sedimentación o filtración, pues en muchos el precipitado formado es de gran fineza y difícilmente separable.

### *Precipitación con sulfuros*

Se utilizan como agentes precipitantes  $H_2S$  y  $Na_2S$ , precipitando los metales como sulfuros. La reacción general es:



En la Tabla 7 se observan los productos formados.

*Tabla 7. Precipitación de sulfuros.*

Sulfuro formado	Producto de solubilidad (mol/L) a 15°C	Solubilidad teórica (mg/L)	
		pH = 5	pH = 7
HgS	$4.0 \times 10^{-53}$	$1.0 \times 10^{-35}$	$1.0 \times 10^{-39}$
CuS	$8.0 \times 10^{-37}$	$6.5 \times 10^{-20}$	$6.5 \times 10^{-24}$
PbS	$3.2 \times 10^{-28}$	$6.6 \times 10^{-11}$	$6.6 \times 10^{-15}$
CdS	$1.6 \times 10^{-28}$	$2.4 \times 10^{-11}$	$2.4 \times 10^{-15}$
$\gamma$ -NiS	$2.0 \times 10^{-24}$	$1.5 \times 10^{-9}$	$1.5 \times 10^{-13}$
$\alpha$ -NiS	$3.1 \times 10^{-19}$	$2.4 \times 10^{-2}$	$2.4 \times 10^{-6}$
$\beta$ -CoS	$2.0 \times 10^{-25}$	$1.5 \times 10^{-8}$	$1.5 \times 10^{-12}$
$\alpha$ -CoS	$4.0 \times 10^{-21}$	$3.0 \times 10^{-4}$	$3.0 \times 10^{-8}$
ZnS Sphalenit	$1.6 \times 10^{-24}$	$1.4 \times 10^{-7}$	$1.4 \times 10^{-11}$
ZnS Wurtzit	$2.5 \times 10^{-25}$	$2.1 \times 10^{-5}$	$2.1 \times 10^{-9}$
MnS green	$2.5 \times 10^{-13}$	$1.8 \times 10^4$	1.8
MnS pink	$1.3 \times 10^{-10}$	$1.8 \times 10^7$	$1.8 \times 10^3$

Este método se utiliza industrialmente para la eliminación de mercurio. Los sulfuros tienen como ventajas el que sus compuestos, los metálicos, son mucho menos solubles que los hidróxidos, por lo que su eficacia de eliminación es mayor; por otra parte pueden utilizarse para precipitar metales en presencia de agentes complejantes, y sobre un amplio margen de pH, mas de lo que es posible para precipitar hidróxidos. Como inconvenientes están la lentitud de la precipitación y la formación del  $H_2S$ .

En este caso, a pH elevado (9-11) los metales en forma de hidróxidos suelen tener una solubilidad baja y precipitan; sin embargo, si es muy alto (> 11) los anfóteros (Cr, Pb, Sb, etc) se redisuelven. No obstante, el pH óptimo de precipitación es diferente para cada metal.

La eliminación de Hg y otros metales se consigue mediante la adición de ligandos que forman complejos con dichas especies. Para una mayor reducción en la concentración de Hg se añadir

ligandos o sulfuros, tales como  $\text{Na}_2\text{S}$ , y trimercaptotriazina (TMT); lo que requiere una atención especial en cuanto a cuestiones de seguridad debido a su toxicidad. Estos sulfuros pueden eliminar hasta el 99.9% del Hg y conseguir concentraciones  $< 0.003$  mg/L. Se ha descrito que el  $\text{Na}_2\text{S}$  funciona mejor que otros aditivos para la eliminación de Hg. El uso de sulfuros requiere de empleo de medidas especiales de seguridad debido a su toxicidad. La ventaja de su uso es su bajo coste en comparación con otros productos formadores de complejos. Existe una Planta (Colonia) en que para eliminar el mercurio se recurre al intercambio iónico, que es más caro en comparación con los sistemas habituales.

#### 1.4.1.9 Desorción de amoníaco

Si se utiliza el SNCR para eliminar los  $\text{NO}_x$ , puede aparecer  $\text{NH}_3$  en el efluente si el proceso no está optimizado, y tanto más cuanto mayor sea la cantidad alimentada. Dependiendo de la concentración de amonio se puede desorber éste.

Desorción-*stripping* es un proceso de separación por el cual se transfiere un contaminante de una fase líquida a una fase gaseosa, al poner estas en contacto bajo ciertas condiciones. La facilidad para que un contaminante presente en fase líquida pueda ser desorbido se puede estimar por medio de la constante de la ley de Henry. Valores altos de la constante implican que el contaminante tiene baja solubilidad en agua y por lo tanto puede ser fácilmente transferido a la fase gaseosa. Por lo general, la constante de Henry aumenta al aumentar la temperatura y disminuye cuando se incrementa la solubilidad.

Esta operación, contraria a la absorción, se utiliza para la eliminación de amoníaco y de compuestos orgánicos volátiles, VOC. En ambos casos, los contaminantes al pasar al estado gaseoso tienen que ser recogidos y posteriormente se deben tratar para evitar los efectos de contaminación que puedan provocar a nivel atmosférico.

En las aguas residuales, el amoníaco se encuentra bajo las formas de ión amonio,  $\text{NH}_4^+$ , y/o como gas,  $\text{NH}_3$ , disuelto. El equilibrio se representa mediante la reacción siguiente:



El equilibrio se desplaza por medio de del pH, así a  $\text{pH} = 7$  sólo se encuentra el ión amonio en disolución, mientras que a  $\text{pH} = 12$  sólo está presente el gas amoníaco. La temperatura también influye, aunque menos, en el equilibrio anterior, Fig.4.

Los equipos utilizados son los mismos que se emplean en la absorción de contaminantes gaseosos. A nivel industrial, el proceso de *stripping* del amoníaco se puede realizar por: Torres de burbujeo (en la torre llena de agua se introduce el aire, en finas burbujas, por la parte inferior. Se obtienen buenos rendimientos de eliminación, mayor del 90%, para torres de 6.5 m de altura, con tiempos de retención del orden de 0.5 minutos y con relaciones de caudal de aire/agua del orden de 2.0 a 2.5 veces el valor teórico) y Torres de relleno (son torres que presentan un relleno interior, a granel u ordenado, y sobre el que se rocía el agua en forma de gotas, mientras que por la parte inferior se introduce una corriente de aire. Los rendimientos obtenidos son de más del 95% en torres con alturas del relleno de 4 a 6 m, y operando con relaciones de caudal de aire/agua del orden de 1.5 a 1.75 veces el valor teórico).

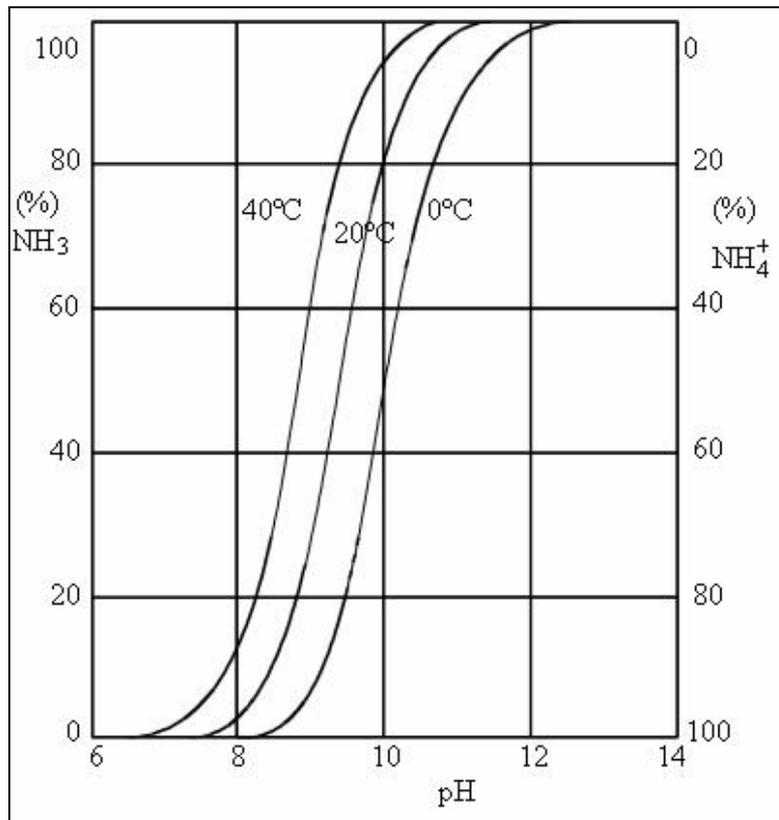


Figura 4. Efecto del pH y la temperatura sobre el equilibrio  $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$  en agua.

Generalmente, en este caso la desorción de amoníaco se realiza en una columna calentada de destilación. Los vapores pueden condensarse dando lugar a una disolución de amonio. En algunos casos se puede resorber con vapor en una columna, de manera que los vapores condensados forman una disolución de amoníaco que, aunque la concentración sea baja en comparación con el producto comercial, puede reutilizarse en el proceso SNCR. La desorción requiere un aumento de pH hasta valores de 11-12.5 y el uso de vapor. Las principales desventajas son su consumo energético, la manipulación de amoníaco y el riesgo de ensuciamiento si se usa cal para la neutralización. Esta técnica se aplica en la Planta de Umea (Suecia).

#### 1.4.1.10 Control de pH y temperatura

Para llevar a cabo el tratamiento es necesario controlar la temperatura y el pH del efluente.

#### 1.4.1.11 Procesos biológicos (conversión de sulfatos en azufre elemental)

El tratamiento biológico se basa en la descomposición de materia orgánica por poblaciones mixtas de microorganismos que las utilizan como fuente de alimento, substrato. Es el mismo procedimiento utilizado en la naturaleza, en la cadena trófica por los descomponedores, pero concentrado en el espacio y en el tiempo. Los objetivos buscados en el tratamiento biológico

son la coagulación y posterior eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica del efluente, así como la reducción del contenido de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, presentes en el mismo. Los microorganismos, fundamentalmente bacterias, convierten los contaminantes degradables en materia celular, gases y otros compuestos.

Materia orgánica + Microorganismos → Microorganismos + Productos finales

Los procesos biológicos tienen su aplicación cuando hay presente, como contaminante, materia orgánica biodegradable. No tienen utilidad cuando los contaminantes se engloban en alguno de los siguientes epígrafes: Productos inorgánicos, Productos no biodegradables y Productos tóxicos para los microorganismos. No obstante y debido a los distintos mecanismos que realizan los microorganismos se producen eliminaciones de compuestos no orgánicos, tal es el caso de los metales, que son eliminados por bacterias y otros organismos que generan proteínas fijadoras de metales con un alto grado de especificidad, por lo que son eliminados al pasar a una fase sólida. La gran ventaja de los procesos biológicos es que estos no son perjudiciales para el medio ambiente, ya que no introduce ningún producto extraño y los productos de degradación son perfectamente compatibles con el medio ambiente. Presentando como inconveniente el que sólo se pueden tratar residuos acuosos diluidos (< 1%).

Los procesos biológicos se pueden clasificar según muy diversos criterios, en referencia a los propios microorganismos, siendo uno de los más utilizados la capacidad de utilizar oxígeno, así se tiene:

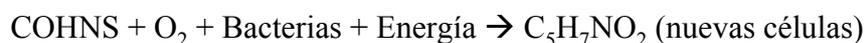
### *Aerobio*

Cuando los microorganismos sólo pueden existir en presencia de oxígeno libre. Los sistemas aerobios se realizan de forma simple, pudiendo realizarse la degradación completa de un producto por un sólo microorganismo, obteniéndose como gas, el CO<sub>2</sub>. Así, las reacciones implicadas en el proceso aerobio son:

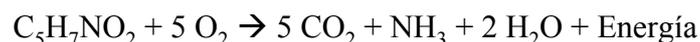
- Oxidación (proceso disimilatorio)



- Síntesis (proceso asimilatorio)



- Respiración endógena (autooxidación)



Dentro de los sistemas aerobios se presentan diferentes procesos, tales como lechs bacterianos, fangos activos y biodiscos.

Anaerobio.

Cuando los microorganismos sólo pueden existir en un ambiente privado de oxígeno libre. Los sistemas anaerobios presentan como característica fundamental la de que se precisa la concurrencia de distintos microorganismos de forma ordenada para realizar las distintas etapas de degradación de cualquier compuesto. Se conocen cuatro etapas, Fig.5, diferenciadas:

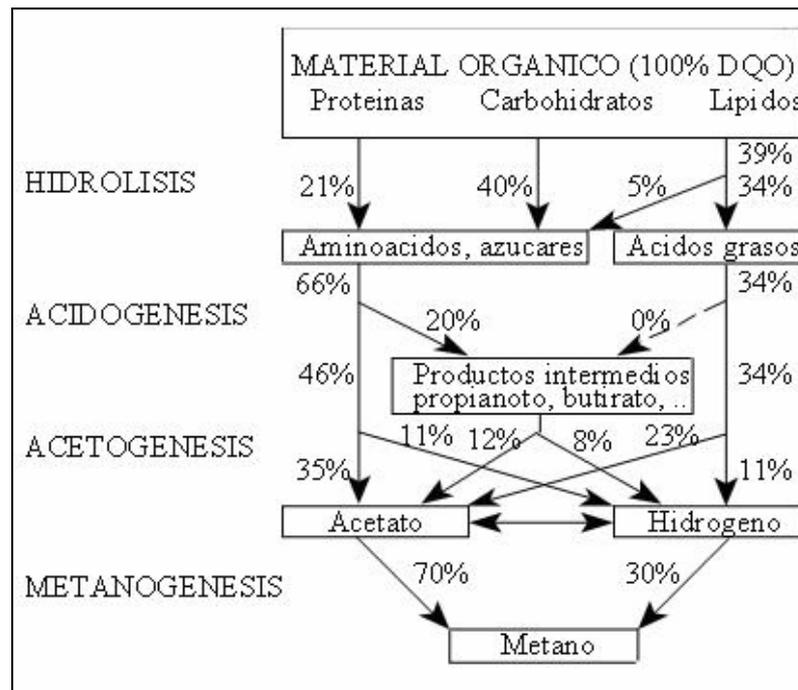


Figura 5. Secuencia de degradación biológica anaerobia.

- *Hidrólisis.* Es esta etapa la materia orgánica se fracciona y disuelve, es pues una etapa indispensable ya que los microorganismos sólo son capaces de actuar sobre la materia orgánica disuelta. Es una etapa lenta, limitante cuando aparecen gran cantidad de sólidos, y las bacterias implicadas son aerobias.
- *Acidogénesis.* En esta etapa, las bacterias acidificantes transforman la materia orgánica disuelta en CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> y ácidos grasos volátiles. Es una etapa rápida y las bacterias implicadas son facultativas.
- *Acetogénesis.* En esta etapa, las moléculas orgánicas de pequeño tamaño son transformadas en acetato. Es una etapa condicionada por la presencia de H<sub>2</sub>, el cual la inhibe con concentraciones de 500 - 50 000 ppm en el gas, y las bacterias implicadas son facultativas.
- *Metanogénesis.* En esta etapa, las bacterias metanógenas transforman la mezcla de CO<sub>2</sub>+H<sub>2</sub> o el acetato en CH<sub>4</sub>. Es una etapa lenta y las bacterias implicadas son anaerobias estrictas.

Todo esto implica un proceso más complejo, por lo que ha de conllevar un control mayor al objeto de mantener los distintos parámetros dentro del rango óptimo para cada etapa.

Otro aspecto diferenciador del proceso anaerobio es la formación de un biogás rico energéticamente. Este biogás está constituido, fundamentalmente, por metano, 55 - 80%, y dióxido de carbono, 20 - 45%, presentando otros componentes y obteniéndose en la relación de 0.4 m<sup>3</sup>/kg de DQO eliminada.

Un problema de la descarga de aguas tratadas con alto contenido de sulfatos es su ataque a los hormigones de los colectores de aguas residuales. Este problema puede resolverse mediante un tratamiento anaerobio de estas aguas. Los sulfatos en las aguas residuales pueden reducirse a sulfuros en un reactor por la actividad de bacterias anaerobias. El efluente de este reactor que contiene altas cantidades de sulfuros se trata en un segundo reactor, en el cual los sulfuros son biológicamente oxidados en atmósfera aerobia a azufre elemental. La operación debe ser cuidadosa para asegurar la cantidad adecuada de oxígeno en la etapa aerobia, de lo contrario se puede producir tiosulfato en lugar de azufre elemental y esto restringiría la posibilidad de disposición del efluente en el medio.

Posteriormente el azufre se elimina del agua residual en un separador lamelar. El lodo es deshidratado en una centrifuga, y la torta de azufre puede utilizarse. El agua residual remanente puede reutilizarse en el lavado de gases o descargarse. Esta tecnología puede ser difícil de aplicar con residuos peligrosos.

#### ***1.4.2 Tratamiento físico-químico con recuperación***

En algunas Plantas se han instalado sistemas para recuperar materiales de los efluentes de lavado para tratar de obtener productos que proporcionen un valor añadido. La recuperación de materiales será adecuada cuando haya posibilidades reales de valorización del producto recuperado, y la cantidad del mismo haga rentable la instalación de recuperación.

El agua residual de la primera etapa se neutraliza con cal, seguida de eliminación de metales pesados por agregación y sedimentación. El agua residual tratada contiene principalmente CaCl<sub>2</sub> y se mezcla con el agua residual de la etapa final que contiene principalmente Na<sub>2</sub>SO<sub>3/4</sub>. Esto da por resultado la formación de yeso y un efluente líquido con NaCl. Existen variantes de este procedimiento en el que las aguas tratadas de la primera etapa se utilizan para el lavado en la segunda etapa [6], Fig.6. Dependiendo de las condiciones del entorno, el agua residual salada se descarga al medio o se evapora. La evaporación daría como resultado la obtención de NaCl.

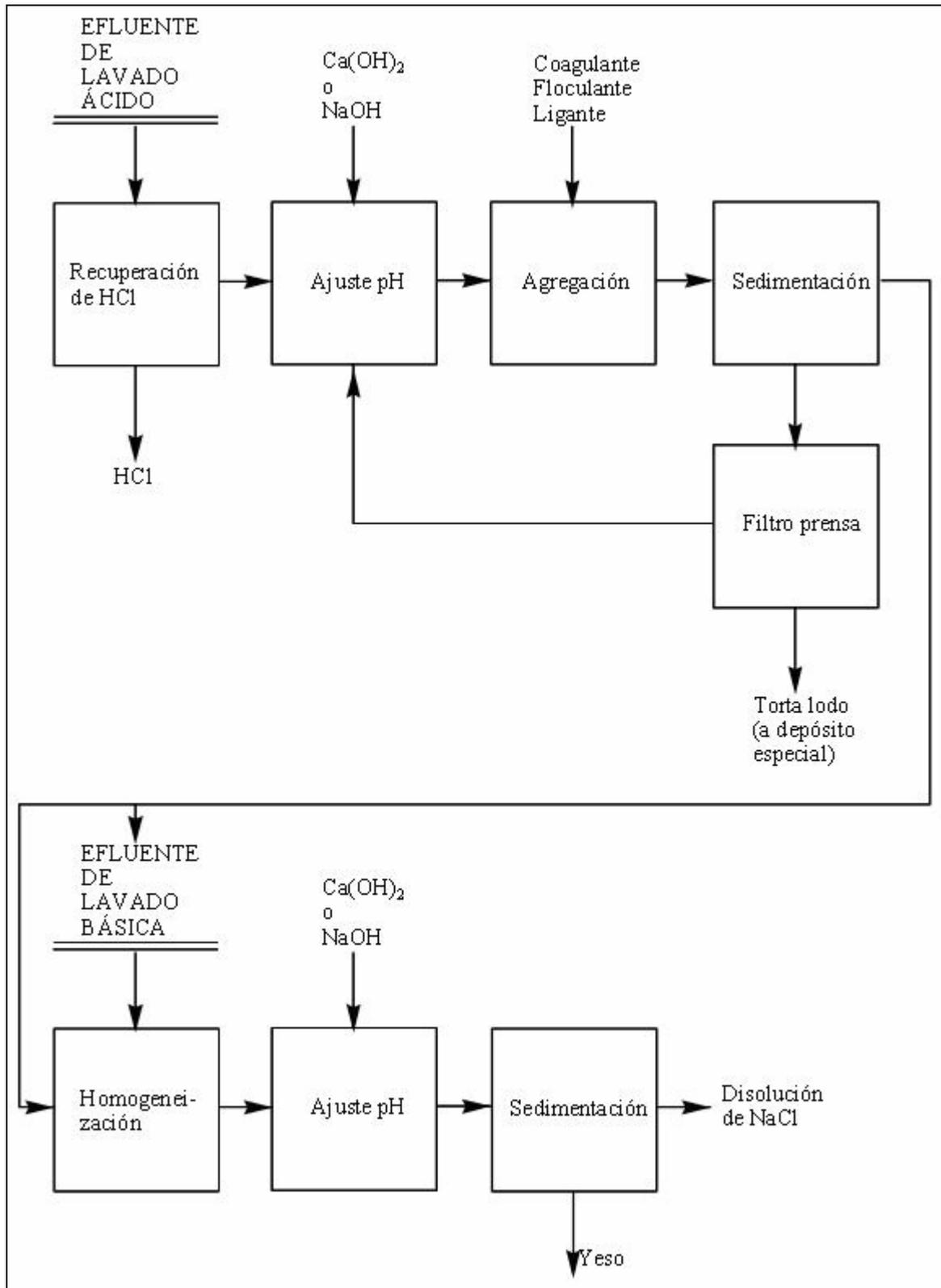


Figura 6. Esquema de un proceso físico-químico de tratamiento de aguas residuales de lavado de gases para recuperación de productos.

Hasta el momento se realiza la recuperación de los efluentes de lavado, previa separación de la etapa de lavado ácido de la etapa neutra para optimizar el tratamiento, consiguiendo:

#### 1.4.2.1 Primera etapa de lavado de gases

La primera etapa del sistema de lavado en húmedo opera a muy bajo nivel de pH, por lo que bajo estas condiciones, específicamente el HCl puede retirarse de la corriente gaseosa. La eliminación de SO<sub>2</sub> tiene lugar en la etapa final, a pH neutro.

El ácido clorhídrico se recupera de la etapa ácida, primera, de lavado. Cuando en los residuos se tienen cloruros, al combustionar se forma cloruro de hidrógeno. El cloruro de hidrógeno se absorbe en agua formando disoluciones de ácido clorhídrico.

En la producción de ácido clorhídrico, los gases que abandonan la corriente de vapor se descargan en un enfriador. Este enfriador contiene diferentes entradas en forma de chorro a través de las cuales se introduce el ácido clorhídrico producido en la columna de lavado en forma de spray, mezclándose con el gas de chimenea. Una parte de ese ácido clorhídrico se evapora y enfría los gases.

El ácido clorhídrico se transfiere del enfriador a la columna de lavado junto con el gas de chimenea enfriado. En la columna de lavado, el cloruro de hidrógeno y otros gases ácidos contenidos en el gas de chimenea se absorben. El ácido clorhídrico se pasa a un almacenamiento temporal. El gas de chimenea se desorbe del cloruro de hidrógeno, deja la columna de lavado a través de eliminador de nieblas situado en la cabeza de la columna de lavado y entra en un lavador de ionización.

El ácido clorhídrico generado en la columna de lavado es desorbido de sales disueltas y sólidos en un evaporador. Esta etapa de limpieza puede proporcionar un ácido clorhídrico con múltiples usos en plantas industriales.

Desde el tanque temporal de almacenamiento, el ácido clorhídrico se bombea al evaporador. Aquí, el ácido bruto se mejora a vacío hasta alcanzar una mezcla azeotrópica. El exceso de agua y pequeñas cantidades de cloruro de hidrógeno pasan a la fase vapor y son condensadas con agua en una torre de absorción.

De la unidad de vacío, el líquido se bombea a la planta de agua residual junto con el exceso de agua. El ácido bruto, mejorado en un azeótropo, se evapora y entonces se condensa de nuevo. El ácido remanente contiene sólidos y metales pesados, se extrae del evaporador y se bombea para utilizar con propósitos de neutralización.

En algunas plantas también se obtienen disoluciones de ácido clorhídrico (30% HCl) mediante destilación a partir del efluente de la etapa ácida de lavado (10% HCl). Estas disoluciones se pueden utilizar como agente de neutralización en la planta o bien neutralizarse. No obstante, esta técnica solo sirve para plantas que traten cantidades muy elevadas de gases con alto contenido en cloro, ya que presenta elevados costes de mantenimiento y operación, así como contaminación del producto con HF.

El ácido clorhídrico producido es un líquido incoloro y libre de impurezas después del tratamiento, presentando una concentración aproximada del 19% en peso de HCl. Se recuperan del orden de 10 a 13 kg de HCl por tonelada de residuo incinerado. La recuperación de HCl reduce la cantidad de sales en el vertido, aproximadamente en un 50%.

### 1.4.2.2 Segunda etapa de lavado de gases

En la segunda etapa se consigue yeso. El yeso se recupera, tanto si el agente de control de pH en la etapa neutra es cal como si es NaOH. Se recupera de la etapa segunda, de pH alto 6 a 8. En este último caso, tiene lugar el tratamiento por separado de los efluentes ácidos (neutralización, eliminación de metales pesados) y neutro para juntarlos al final y provocar la precipitación del yeso, que se obtiene junto a una disolución de sal (NaCl).

El gas de chimenea pasa para ser limpiado de SO<sub>2</sub>, el SO<sub>2</sub> se absorbe por oxidación a sulfatos por la adición de cal. La suspensión de yeso separada se somete a espesamiento (hidrociclón), centrifugación lavado final, seguido de centrifugación, hasta alcanzar una humedad < 10% en yeso. Las ventajas son:

- Reducción del contenido de sulfatos en la descarga
- Reducción de los residuos sólidos
- Mejor deshidratación de los lodos primarios al mezclarlos con estos

La recuperación de yeso se lleva a cabo en muchas Plantas europeas, pero pueden aparecer problemas de cara a su venta posterior. Se recupera del orden de 1.7 a 3.9 kg de yeso por tonelada de residuo incinerado.

Al separar las sales, se obtiene una reducción notable de residuos, básicamente los lodos son metales pesados. Las ventajas de este sistema son:

- Reduce la descarga de aguas al medio
- Mejor optimización de ambas etapas
- Recuperación de productos (yeso, azufre y HCl)

Por el contrario se tiene una mayor inversión, mayores costes de operación (más gasto energético y en reactivos) y más espacio por dos instalaciones, así como la complejidad de optimizar ambas.

### 1.4.3 Evaporación del efluente

El agua residual precisa de evaporación cuando no es posible la descarga de sales solubles (cloruros), pudiendo realizarse de dos formas:

#### 1.4.3.1 En línea

La evaporación del efluente en la línea de lavado se realiza por medio de un secador de spray y un sistema de filtro de mangas, Fig.7. Las sales disueltas se incorporan al residuo del sistema de tratamiento de gases. No hay emisión de agua residual, más que la evaporada con el flujo de gases.

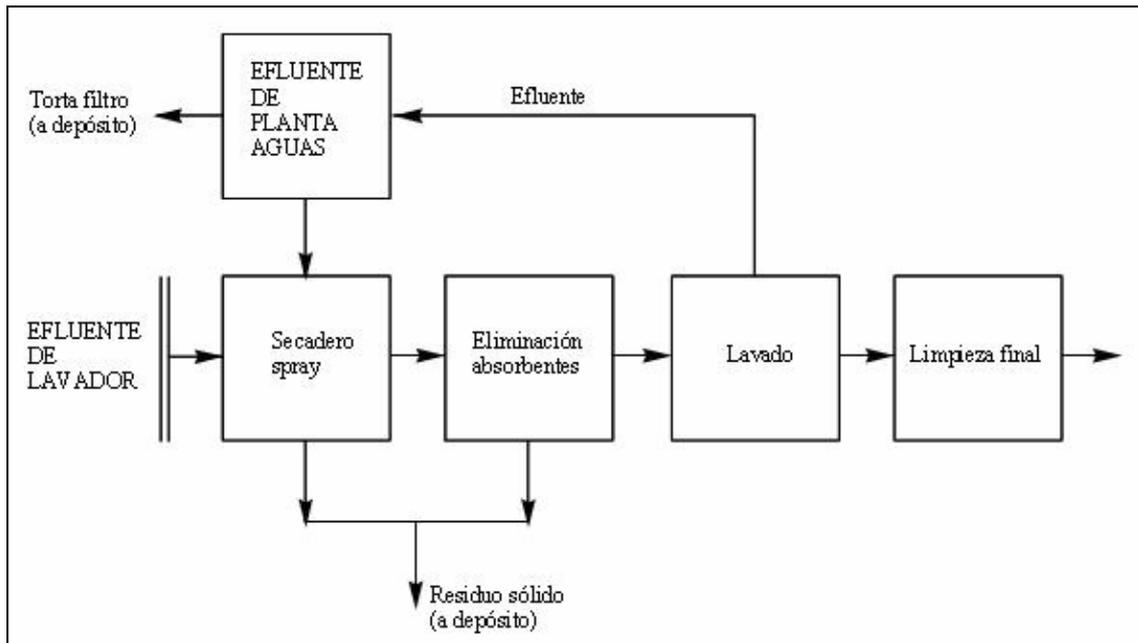


Figura 7. Esquema de un proceso de evaporación en línea de aguas residuales de lavado de gases.

El secador de spray es comparable con el absorbedor de spray utilizado en el sistema semihúmedo de lavado de gases. La diferencia es que en el sistema semihúmedo la cal es inyectada y, para la evaporación en línea, el agua residual del lavador es inyectada después de la etapa de neutralización. Esta etapa de neutralización puede combinarse con floculación y sedimentación de los contaminantes, resultando un residuo separado (torta de lodo). En algunas aplicaciones, la cal se inyecta en el absorbedor de spray para la pre-neutralización del gas.

El agua residual neutralizada, conteniendo sales solubles, se inyecta en la corriente gaseosa. El agua se evapora, y las sales remanentes y otros sólidos se eliminan con las partículas en su etapa correspondiente (filtro de mangas), por ello el residuo consiste en una mezcla de cenizas volantes, sales y metales pesados.

Debido a la aplicación de un lavado en húmedo, el consumo de reactivos es aproximadamente estequiométrico y consecuentemente la producción de residuos es mas baja que en un sistema semiseco de tratamiento de gases.

#### 1.4.3.2 Separada

La evaporación del efluente en línea separada se basa en la evaporación por un sistema de evaporación de vapor. El agua residual, conteniendo sales solubles, alimenta un tanque de almacenamiento junto con líquido parcialmente evaporado. Posteriormente, el agua es parcialmente evaporada en un reactor de baja presión. El calor necesario se suministra por un vapor de baja presión y se transmite al líquido por un cambiador de calor. El exceso de líquido retorna al tanque de alimentación. El agua evaporada se condensa, pero como generalmente es muy limpia se puede descargar o reutilizar sin especiales precauciones.

Debido al aumento de la concentración de las sales en el líquido se produce una cristalización de sales. Consecuentemente, los cristales salinos se separan en una centrifuga y se recogen en un contenedor.

En la Fig.8 aparece un proceso en dos etapas, con dos evaporadores. El vapor producido en el primer evaporador sirve como calefacción para el segundo evaporador, reduciendo de esta forma el consumo de energía. Adicionalmente, si no se usa para otros propósitos (circuito de calefacción), el consumo efectivo de energía se puede reducir al utilizar vapor a baja presión.

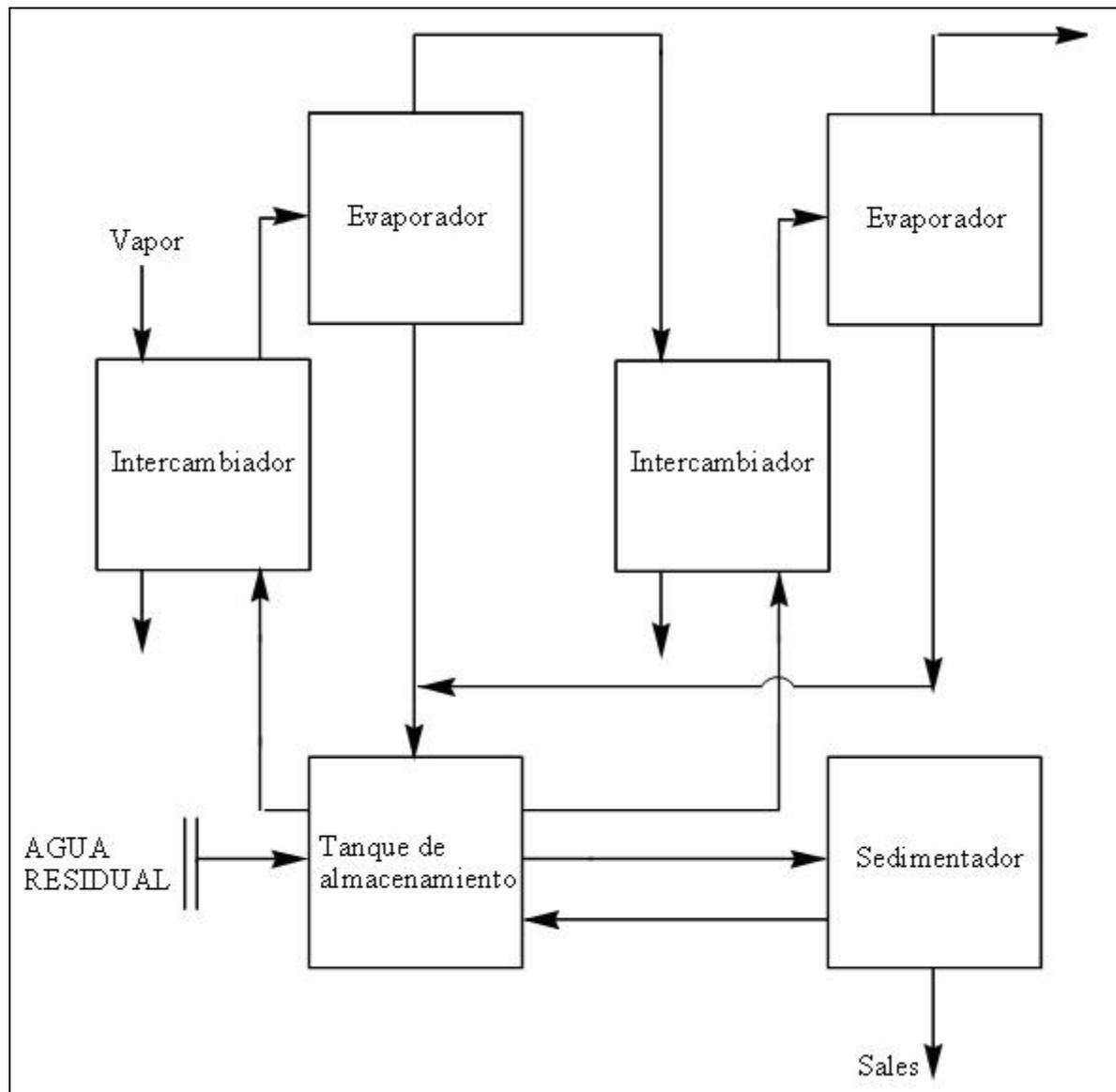


Figura 8. Esquema de un proceso de evaporación separado de aguas residuales de lavado de gases.

Esta técnica requiere energía y puede comportar riesgos como el atascamiento provocado por la cristalización.

## 1.5. TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS. LIXIVIADOS

Los lixiviados de los depósitos de residuos de incineración de residuos sólidos urbanos son unos líquidos problemáticos, que pueden presentar múltiples contaminantes, lo cual hace difícil su tratamiento.

Así, estos lixiviados de incineración de los residuos sólidos municipales generan problemas en el tratamiento otros lixiviados por las altas concentraciones de cloro y calcio de los mismos [8]. El calcio por precipitación, con valores mayores de 100 mg/L, genera atascos en equipos y tuberías y perjudica a los procesos biológicos, mientras que el cloro inhibe la nitrificación biológica con cantidades mayores de 15 000 mg/L. Esto sin olvidar la posible presencia de dioxinas en los sólidos. Todo esto genera mayores costes por la introducción de líneas separadas de otros lixiviados de vertedero, así como por la incorporación de tratamientos especiales.

Generalmente en incineración se presentan dos posibilidades de tratamiento de estos lixiviados según cual sea el destino de los mismos, así:

- *Pretratamiento.* El pretratamiento tiene como objetivo el eliminar las partículas en suspensión que lleva el lixiviado para así poder utilizarlo en otras operaciones, tales como apagado de escorias y cenizas volantes.

Este pretratamiento es muy simple, utilizándose cualquiera de las operaciones de separación sólido-líquido para el mismo, tales como sedimentación, flotación y filtración, Figura 9. Se puede emplear la sedimentación sin agregación por su bajo coste, aun cuando su eficacia no sea tan elevada como las otras operaciones, pero para el objetivo perseguido puede ser suficiente.

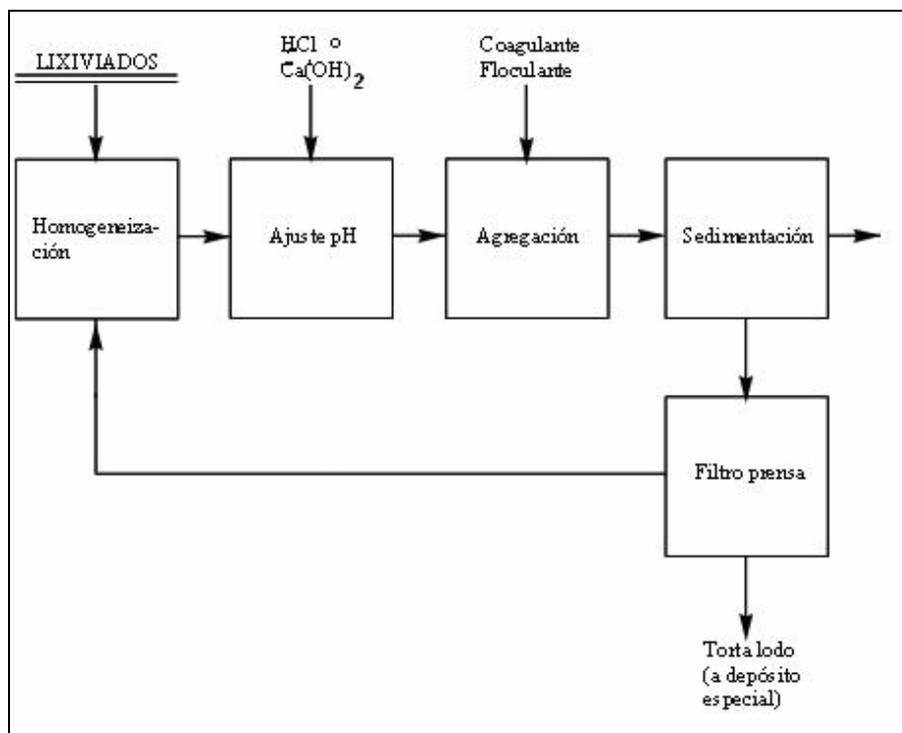


Figura 9. Esquema de un pretratamiento de lixiviados.

- *Tratamiento.* En este caso se persigue como objetivo es descargar el lixiviado tratado en el Medio, por lo que se hace preciso un tratamiento que elimine en gran medida los contaminantes que pueden estar presentes en lixiviado. Sin embargo, dada la diversidad de contaminantes posibles y su dificultad de tratamiento se han propuesto diferentes ensayos tendentes a definir la tratabilidad de los lixiviados, así como los procesos más adecuados para ello [15]. Así el basado en parámetros químicos, Tabla 8.

Tabla 8. Criterios de selección para depuración de lixiviados (Chian y De Walle).

Clasificación	I	II	III
Parámetros			
DQO	> 10 000	500 – 10 000	< 500
DQO/TOC	2.7	2.0 – 2.7	2.0
DBO <sub>5</sub> /DQO	0.5	0.1 – 0.5	0.1
Edad del depósito	Joven	Medio	Viejo
Tratamientos			
Tratamiento biológico	+	o	-
Precipitación química	o	-	-
Ozono	o/-	o	o
Ósmosis inversa	o	+	+
Carbón activo	o/-	+/o	+
Intercambio iónico	-	+/o	o
Buena = + // Aceptable = o // Mala = -			

Generalmente para el tratamiento de estos lixiviados se emplea un conjunto de procesos, basándose en la calidad del efluente final, así una planta convencional de tratamiento de lixiviados puede ser la indicada en la Figura 10.

Una etapa tan sencilla como la agregación es sumamente importante, ya que el tratamiento de los lixiviados de residuos de incineración de residuos sólidos urbanos mediante una coagulación con sulfato de aluminio, cloruro férrico, policloruro de aluminio y variantes de este último, consiguen eliminaciones de la DQO del lixiviado en torno del 20 al 40% para pH 6 y dosis de 500 mg/L [11].

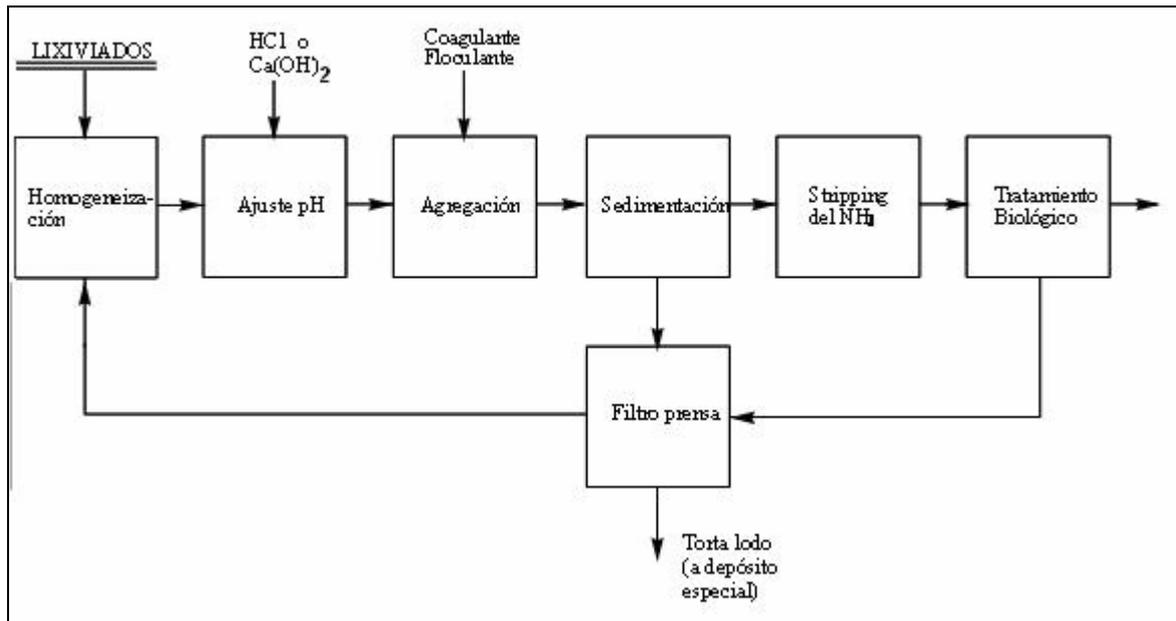


Figura 10. Esquema de un tratamiento de lixiviados.

## 1.6. RECOMENDACIONES EN INCINERACIÓN

En relación con el control de las aguas residuales se considera MTD:

- *La recirculación y reutilización de algunos efluentes en el proceso.* Dentro de lo posible, la recirculación y reutilización de los distintos efluentes del proceso disminuyen drásticamente la descarga de aguas residuales. Hasta tal punto se tiende a limitar en lo posible la descarga de aguas residuales que se suelen utilizar con profusión las distintas aguas en el apagado de escorias y cenizas volantes, evitando, al mismo tiempo, el posible flujo de aguas residuales de esta operación.
- *La gestión de los lixiviados.* Para evitar la formación de lixiviados de incineración, aplicado a lodos, y por ello, los problemas derivados de la presencia de metales pesados, así como de As y Se, en los mismos se deben reciclar las cenizas. Para ello se debe reducir la lixiviación de los metales pesados en las cenizas, así como aliviar los efectos de esos metales pesados, utilizando para ello diferentes métodos, probados con éxito para los estándares japoneses [7], tales como:
  - *Método de la adición de reactivos.* Se añade sulfato de hierro (II) y tiosulfato sódico a las cenizas, lo cual provoca con el calentamiento una transformación química, que dificulta la lixiviación de los metales pesados.
  - *Método de tratamiento hidrotermal.* Se añade cal apagada a las cenizas, lo cual provoca reacciones hidrotérmicas que crean cristales en la superficie de las cenizas, que sella físicamente a los metales pesados.
  - *Método de la recogida de partículas a alta temperatura.* Se utiliza el hecho de que los compuestos metálicos pesados permanecen en estado gaseoso a la

temperatura interna del incinerador, por lo que se deben recoger las cenizas en el área del incinerador con altas temperaturas.

Asimismo para proteger las zonas acuáticas del medio se debe evitar disponer el depósito de residuos de incineración cerca de:

- Acuíferos, y si no es posible introducir capas impermeables para no contaminarlos
  - Superficies de agua sensibles y de abastecimiento humano
- *El control del drenaje de algunos efluentes.* Se debe de eliminar toda posible entrada de aguas limpias a las aguas residuales, con el objeto de disminuir el volumen de aguas residuales, así como el pernicioso efecto de dilución que las mismas pueden dar, con el aumento del tamaño de los equipos y la consiguiente dificultad de la operación de tratamiento.
  - *La segregación de corrientes.* Debido a las fuertes diferencias que pueden presentar las aguas residuales de la incineración se debe realizar una segregación adecuada de las mismas para disponer el óptimo de tratamiento a cada una de ellas que lo precise. Una posible segregación se indica en la Fig.11.

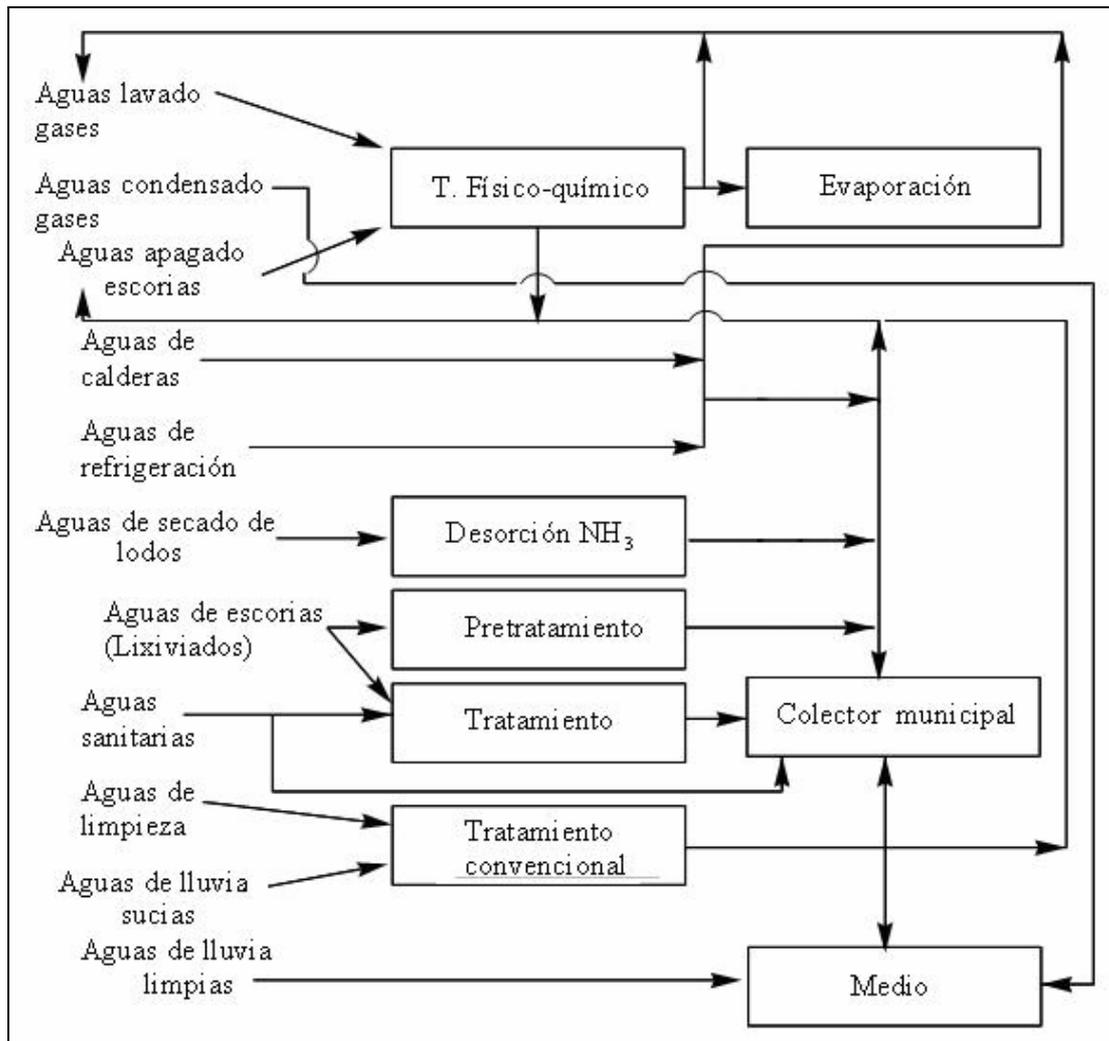


Figura 11. Esquema de las posibles rutas de segregación y tratamiento de corrientes.

- *La aplicación “in situ” de un tratamiento a los efluentes del lavador.* El tratamiento de los efluentes del lavador debe realizarse siempre que sea posible “in situ” para evitar los problemas del transporte de las aguas residuales, tales como las descargas accidentales y los costes del mismo. Al mismo tiempo este posible tratamiento debería dar lugar como resultado la posibilidad de recirculación y de reutilización de esas aguas.
- *Los niveles de actuación asociados a las MTD con respecto a las emisiones del tratamiento de los efluentes del lavador.* Las descargas de líquidos al medio están condicionadas por el propio Medio. Por ello se debe ajustar las MTD para cada caso en particular, siendo plenamente conscientes de las eficacias y capacidad de cada técnica a emplear.
- *La utilización de técnicas específicas.* Dada la problemática de las diferentes corrientes líquidas es posible que no se puedan utilizar adecuadamente técnicas generales de tratamiento, y por ello deban de utilizarse algunas técnicas específicas. Lo cual añade un grado de dificultad, pero proporciona unas eficacias de tratamiento más elevadas.

## 2. EFLUENTES LÍQUIDOS EN GASIFICACIÓN Y PLASMA

### 2.1. AGUAS RESIDUALES

En ambos procesos se busca obtener un gas de síntesis que se debe limpiar y posteriormente se quema. Esta limpieza proporciona las aguas residuales, que contienen como contaminantes los mismos vistos anteriormente, con la incorporación de H<sub>2</sub>S y HCN, y una cantidad sustancial de NH<sub>3</sub> [16 y 17]. También aparecen aguas de lixiviados de los residuos sólidos generados [16], y de igual forma se intuye la presencia de otras aguas residuales, en forma similar a las de incineración. Dado lo novedoso de estas técnicas a su reciente aplicación a residuos urbanos e industriales no existe mucha información sobre la cantidad y calidad de esas aguas residuales.

### 2.2. TRATAMIENTOS

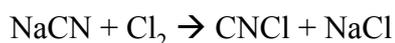
Como tratamientos complementarios con respecto a los anteriores se tienen:

#### 2.2.1 Eliminación de cianuros

El ácido cianhídrico en agua reacciona formando cianuros. La eliminación de cianuros se puede realizar por oxidación por cloro y compuestos clorados. En este caso, se utilizan distintos agentes clorados, los cuales, en principio, no producen diferencias a la hora de realizar la oxidación. Se emplean para la oxidación de cianuros y sulfuros.

La destrucción de cianuros mediante cloro gas e hipocloritos se realiza, en medio moderadamente alcalino, Fig.12, según las siguientes etapas:

1. Obtención de cloruro de cianógeno, compuesto volátil y tóxico



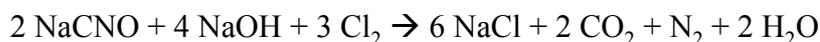
Reacción rápida a cualquier pH.

2. Transformación a cianato



Reacción lenta a valores de pH por debajo de 8.

3. Oxidación del cianato



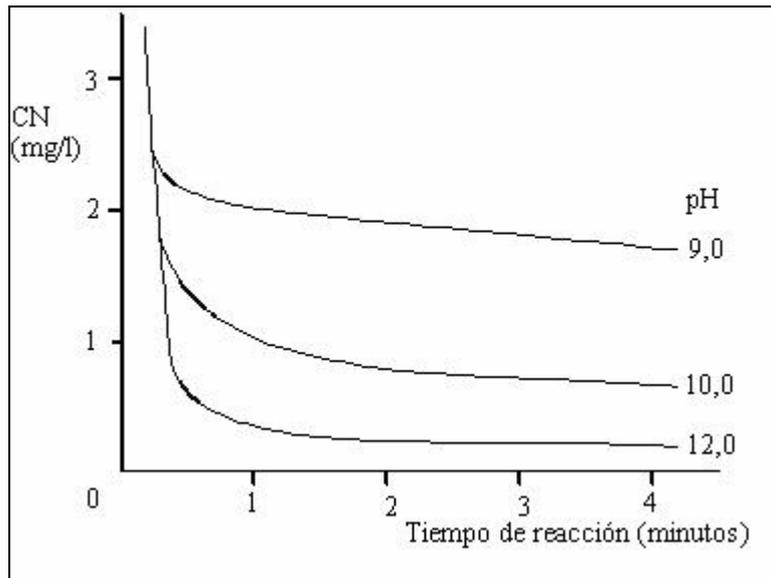


Figura 12. Efecto del pH en la destrucción de cianuros por cloración.

En la práctica se emplea un exceso de cloro sobre la cantidad estequiométrica, en ausencia de otros compuestos oxidables. Es importante controlar la temperatura, ya que un incremento de la misma favorece la formación de cloratos, Figura 13.

De forma global, se tienen las reacciones:

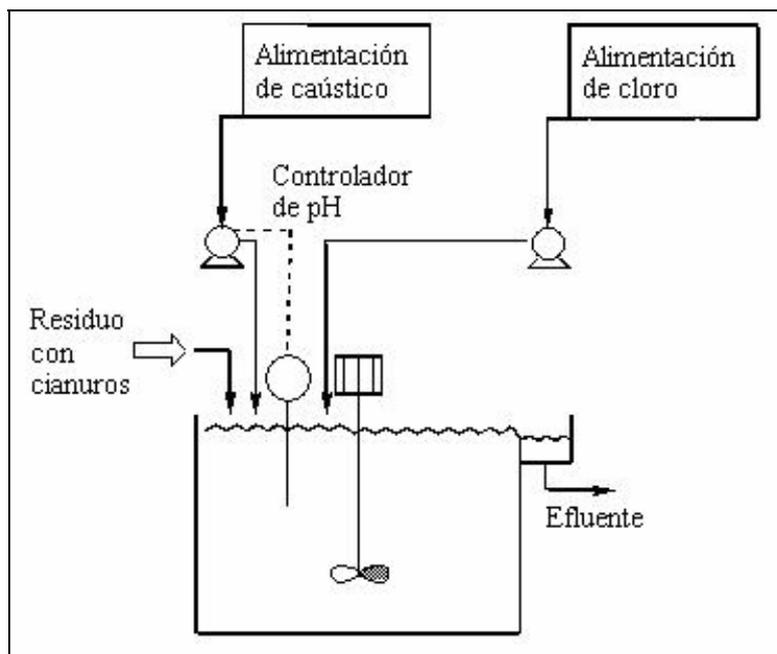
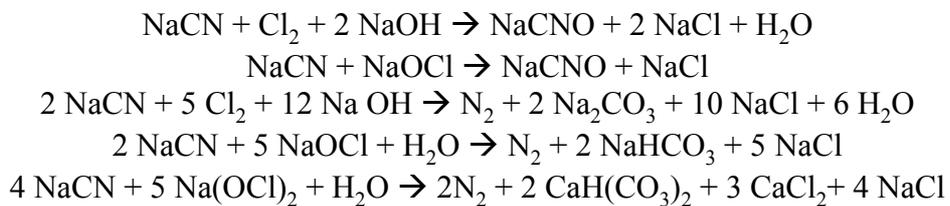


Figura 13. Esquema de una cloración alcalina de cianuros.

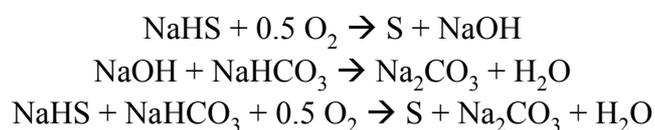
También se pueden aplicar sistemas de carbón activo, especialmente aditivados para la captura de los distintos cianuros.

### 2.2.2 Eliminación de sulfhídrico

El ácido sulfhídrico en agua reacciona formando sulfuros. La eliminación de los sulfuros se puede realizar por sistemas biológicos, incluso se han desarrollado diferentes patentes ello. Así el *Thiopaq*, tecnología compuesta por una familia de procesos biológicos capaces de convertir el ácido sulfhídrico y mercaptanos ligeros en azufre elemental y sulfatos [18]. Este proceso utiliza una disolución diluida de carbonato sódico, la cual reacciona con el  $H_2S$ :



Un factor importante en este proceso es la cantidad de oxígeno en el reactor, ya que el NaHS se oxidara a azufre elemental con una selectividad del 90 al 95% según:



La oxidación parcial de los sulfuros a azufre elemental está catalizada por microorganismos del genero *Thiobacillus*. El proceso *Thiopaq* se basa en un reactor específico, el *Circos*, reactor *air-lift* utilizado en grandes instalaciones, que permite el control del oxígeno, Fig. 14.

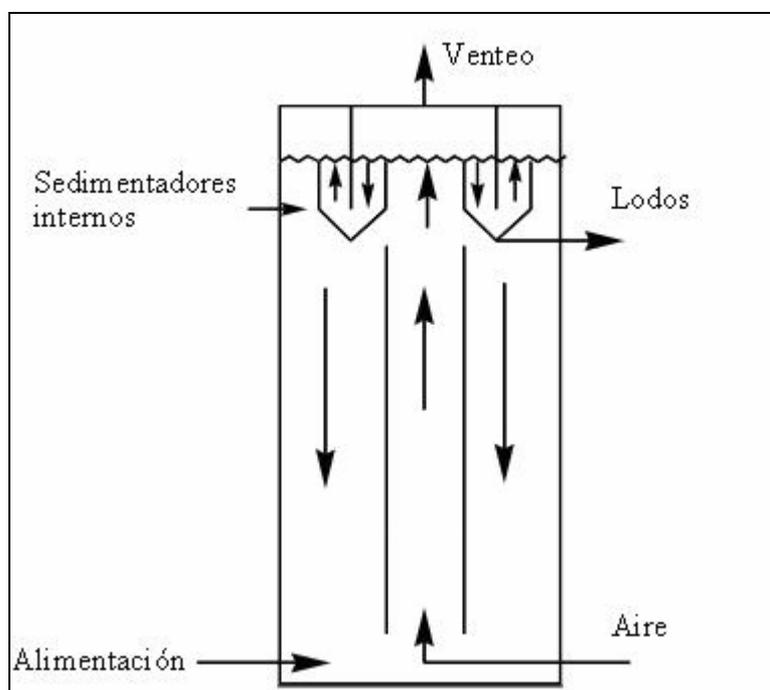


Figura 14. Esquema de un reactor para *Thiopaq*.

Las ventajas de este proceso se pueden resumir en:

- Conversión casi completa de los sulfuros
- Funcionamiento simple
- Ausencia de recirculaciones externas
- Mínimo consumo de reactivos

Los lodos de azufre se deshidratan en una centrífuga, dando una torta de aproximadamente un 60% en sólidos secos. El agua se retorna al reactor. La pureza del azufre es del 95%, presentando un 5% de materia orgánica y sales. Este sólido se puede diluir y posteriormente deshidratar y secar para dar un sólido con un 10% de humedad y un 99% de pureza en azufre. Incluso ese sólido se puede fundir para su purificación dando un amarillo brillante con un 99.9% de pureza, con lo que se puede vender.

### 3. CONCLUSIONES

#### 3.1 INCINERACIÓN

La incineración produce unas corrientes líquidas que presentan los siguientes aspectos:

- *Variedad de corrientes líquidas.* Existen diferentes clases de corrientes líquidas en función de su origen, siendo las dos más importantes, en función de su proporción y grado de contaminación, las aguas residuales de lavado de gases de chimenea y las aguas de lixiviación de las escorias y cenizas volantes depositadas.
- *Volumen reducido de las corrientes líquidas.* La incineración de residuos genera unas corrientes líquidas con un volumen total que puede ir desde 1 a 5 L/kg de residuo incinerado, dependiendo de la forma de operación y de los propios residuos. No obstante se puede plantear la nula generación de corrientes líquidas mediante la introducción de la evaporación de las mismas, incluso existen expectativas de reciclaje total de las distintas aguas para el apagado de las escorias y cenizas volantes, lo que también podría dar una casi nula salida de corrientes líquidas.
- *Necesidad de tratamiento de las corrientes líquidas.* La mayoría de las corrientes líquidas, dada la presencia de contaminantes en las mismas, no pueden verterse directamente al Medio, por lo que deben de someterse a un tratamiento específico para cada una de ellas antes de su vertido. Para las dos corrientes líquidas más importantes se tienen distintos tratamientos que, según los objetivos buscados y el grado de tratamiento aplicado, se pueden organizar en:
  - *Tratamiento de aguas de lavado de gases de chimenea.* Para estas aguas se puede utilizar:
    - *Tratamiento físico-químico.* Con y sin recuperación de subproductos (principalmente ácido clorhídrico y yeso). Fundamentalmente incluye la eliminación de metales pesados.
    - *Evaporación de la corriente.* En línea o en separado, siempre previo tratamiento. Lo que implica un consumo importante de energía, pero un

nulo vertido de aguas al medio ambiente y una posible recuperación de sales.

- *Tratamientos de lixiviados.* Para estas aguas se puede utilizar:
  - *Pretratamiento.* Para poder reciclar esta agua a otras partes del proceso. Fundamentalmente incluye la eliminación de sólidos suspendidos con o sin agregación de los mismos.
  - *Tratamiento.* Más o menos completo para su posterior vertido al Medio. Lo que puede incluir eliminación de metales pesados, amoníaco y compuestos orgánicos.

### 3.2 GASIFICACIÓN Y PLASMA

De la información, actualmente presente, se desprende que la gasificación y el plasma producen unas corrientes líquidas que presentan los siguientes aspectos:

- *Variedad de corrientes líquidas.* Existen diferentes clases de corrientes líquidas en función de su origen, siendo las dos más importantes, en función de su proporción y grado de contaminación, las aguas residuales de lavado de gases y las aguas de lixiviación de los residuos sólidos depositados.
- *Necesidad de un tratamiento de las corrientes líquidas.* La mayoría de las corrientes líquidas, dada la presencia de contaminantes en las mismas, no pueden verterse directamente al medio ambiente, por lo que deben de someterse a un tratamiento específico para cada una de ellas antes de su vertido. Los tratamientos son totalmente similares a los indicados en la incineración, pero debido a la presencia de algunos contaminantes nuevos se precisa además de otros tratamientos, así para la eliminación de cianuros y sulfuros, compuestos altamente tóxicos.

## 4. BIBLIOGRAFÍA

- [1] BREF, European Comisión, “Integrated pollution prevention and control. Referente document on the best available techniques for waste incineration, Agosto, 2006
- [2] DIJKSTRA, J.J., VAN DER SLOOT, H.A. y COMANS, R.N.J., “The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time”, Applied Geochemistry, 21, 335-351, 2006
- [3] LI, L.Y., OHTSUBO, M., HIGASHI, T., YAMAOKA, S. y MORISHITA, T., “Leachability of municipal solid waste ashes in simulated landfill conditions”, Waste Management, 27, 9332-945, 2007
- [4] McARDLE, J.L., AROZARENA, M.M. y GALLAGHER, W.E., “Treatment of hazardous waste leachate: Unit operations and costs”, William Andrew Inc., 1988
- [5] Real Decreto 653/2003 de 30 de Mayo sobre Incineración de residuos, BOE 142 de 14 de Junio, 22966-22980, 2003

- [6] WINTONIAK, P. y Ernst HOFFMANN, E., “Planta de incineración de residuos, Spittelau (Austria)”, <http://habitat.aq.upm.es/bpn/bp014.html>, 1996
- [7] NAGATSUKA, E., “Development of new Technologies to suppress leachate of heavy metals from sewage sludge incineration ash”, 2nd Joint Specialty Conference for Sustainable Management of Water Quality Systems for the 21st Century, Technology 5-1, 2005
- [8] MATSUTO, T., “Problems in leachate treatment systems caused by incineration”, Waste Manage Res, 17, 505-510, 1999
- [9] RAND, T., HAUKOHL, J., MARXEN, U., “Municipal solid waste incineration. A decision maker’s guide”, The International Bank for Reconstruction and Development, Washington, D.C., 2000
- [10] BOSTOCK, A., “Waste incineration and its impact on health, the environment and sustainability”, <http://www.acrologic.co.uk/cgi-bin/dw.pl?r=paperincineration>, 2005
- [11] HU, C.Y., XU, B., LI, G.M., ZHOU, Y.Y., “Mechanism of coagulation treatment to leachate from MSW incineration”, Huan Jing Ke Xue., Nov. 28(11), 2574-9, 2007
- [12] CHOW, J-D. y CHAI, W-L., “The influences on leachate from landfill of incineration residuals by acid precipitation”, Journal of Hazardous Materials, 142, 1-2, 483-492, 2007
- [13] KIM, S-Y., TANAKA, N. y MATSUTO, T., “Solubility and adsorption characteristics of Pb in leachate from MSW incinerator bottom ash”, Waste Manage Res, 20, 373-381, 2002
- [14] ARENAL, B. y ANTERO, U., “Residuos tóxicos y peligrosos en la CAPV”, <http://www.esi.unav.es/Asignaturas/ecologia/informes/residuos/residuos.htm>
- [15] LAVIN, A.G., “Tratamiento de lixiviados”, en “Contaminación e Ingeniería ambiental”, FICYT, Oviedo 1997
- [16] LEMMENS, B., ELSLANDER, H., VANDERREYDT, I., PEYS, K., DIELS, L., OOSTERLINCK, M. y JOOS, M., “Assessment of plasma gasification of high caloric waste streams”, Waste Management, 2006
- [17] MALKOW, T., “Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal”, Waste Management, 24, 53-79, 2004
- [18] BENSCHOP, A., GHONIM, Z., WOLSCHLAG, L., SERIWALA, M. y VAN HEERINGEN, G., “Biologicqal process removes sulfur from three refinery streams”, ERTC 9<sup>th</sup> Annual Meeting, Prague, 2004



**UNIVERSIDAD DE OVIEDO**

**Departamento de Medicina**

Área de Medicina Preventiva y Salud Pública

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Aspectos Toxicológicos y de  
Salud Pública*

Prof. Dr. D. Antonio Cueto Espinar  
Prof. Dr. D. Radhamés Hernández Mejía

OVIEDO



## ASPECTOS TOXICOLÓGICOS Y DE SALUD PÚBLICA

### 1. INTRODUCCIÓN

Desde que el hombre evolucionó hacia una vida sedentaria, los desperdicios o desechos de comidas y otros residuos, fueron un problema para la comunidad. Estos restos se acumulaban en forma accidental o intencional y en la actualidad desde el punto de vista sanitario, se les denomina residuos sólidos, aunque coloquialmente gran parte de la población les denomina basuras. Con el progreso y desarrollo de la humanidad, el aumento de los desperdicios se ha ido acrecentando, siendo en la actualidad uno de los problemas más importantes que tienen que resolver las comunidades. La manipulación y disposición final de los residuos sólidos y semisólidos, originados como productos de la convivencia humana, tiene un significado social, de salud pública y económico que requiere de la intervención de la ingeniería para darle solución. Los residuos se deben disponer en el hogar en forma adecuada y cada día las poblaciones de los países más desarrollados lo hacen. Conviene que la recolección en los domicilios sea diaria y la disposición final no signifique posibilidad de propagación de enfermedades.

Por otra parte los residuos sólidos pueden ser clasificados en residuos combustibles, cualquier material que se pueda quemar fácilmente, madera, papel, cartón, paja, etc. Los residuos no combustibles son los que no se queman, latas, vidrio, cenizas, etc. En la actualidad para el aprovechamiento de los residuos sólidos se realiza una preselección de los mismos a la hora de su vertido en cuatro tipos de contenedores fijos, o que son recogidos en las viviendas en diferentes días de la semana. Los residuos orgánicos se recogen todos los días en contenedores negros. En contenedores azules, papel y cartón; en contenedores verdes, envases de vidrio y en contenedores amarillos, otros tipos de envases; plásticos, metálicos, etc.

### 2. INCINERACIÓN DE RESIDUOS

La eliminación de los residuos sólidos a través de la incineración comprende uno de los métodos más eficaces en la solución de este problema. Estas plantas de incineración bien proyectadas representan una buena solución, desde el punto de vista sanitario, para eliminar los desperdicios de una comunidad. Todas las bacterias y los insectos se destruyen en forma rápida, como también se eliminan en forma muy satisfactoria las materias o constituyentes combustibles de las basuras o desperdicios.

Se dice a favor del uso de las incineradoras, que existe la necesidad de concienciar a la sociedad en el hábito del reciclaje, pero que las plantas de tratamiento y combustión controlada son la mejor sustitución de los vertederos controlados. Se admite que es una solución que no está libre de riesgos, porque en el proceso de incineración de los residuos, se liberan una serie de contaminantes que pudieran ser nocivos para la salud humana. Existe una lista con los principales contaminantes legislados, destacando entre los más conocidos, los denominados contaminantes atmosféricos, al ser los indicadores más conocidos: partículas según su tamaño (sedimentables y en suspensión); monóxido de carbono (CO); Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>); Óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>); metales pesados (Pb, Cd, Hg, Cr, etc.). Merecen una mención aparte, por la sensibilización de la sociedad a las informaciones aparecidas en los medios de comunicación, los compuestos organoclorados que se generan en cualquier combustión que tenga lugar en

presencia de alguna fuente de cloro, y que se denominan comúnmente dioxinas y furanos, es decir, las policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD), los policloro-p-dibenzofuranos (PCDF) y los bifenilos policlorados (PCBs).

En el último informe publicado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) referido a dioxinas, se las vincula con el cáncer, si bien, no concluye que éstas sean debido a la actividad de las incineradoras, sino a la combustión de Policloruro de vinilo (PVC). Por otro lado no existen pruebas concluyentes, demostradas por la comunidad científica, de que las dioxinas y los furanos residuales en cantidades mínimas sean nocivos para la salud.

### **3. EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS SOBRE LA SALUD HUMANA**

Las relaciones existentes entre las enfermedades humanas y la exposición a los contaminantes producidos por la incineración de residuos, no son sencillas ni se conocen con exactitud. No obstante, existen numerosas pruebas que establecen que en general, las concentraciones elevadas de contaminantes en el aire son peligrosas para los seres humanos.

Los efectos que producen sobre la salud se han puesto claramente de manifiesto, en procesos que se han observado en Donora (Pennsilvania), Londres y el valle del Mosa, entre otras catástrofes, por el aumento de la mortalidad. Esto ha ocurrido sobre todo en las personas de edad más avanzada y/o en grupos de individuos con trastornos cardiorrespiratorios. Más difíciles de discernir son los efectos que, a largo plazo, pueden producir las exposiciones episódicas a elevadas concentraciones, medias y bajas de contaminantes.

#### **3.1 EFECTOS DE LAS PARTÍCULAS, SO<sub>2</sub>, CO Y NO<sub>x</sub> EN LA SALUD**

Se ha comprobado la relación existente entre la contaminación atmosférica, producida por partículas en suspensión y anhídrido sulfuroso, con el aumento de la prevalencia de Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC) y otras dificultades respiratorias, tanto en los hombres como en las mujeres adultas. Se ha observado igualmente, que cuando las concentraciones tanto de SO<sub>2</sub> como de partículas en suspensión superan los 500 microgramos/metro cúbico de aire, como promedio de 24 horas, se produce un aumento de la mortalidad en la población en general, siendo los grupos más sensibles los individuos con procesos cardíacos o pulmonares. Con promedios diarios de 250 microgramos/metro cúbico de SO<sub>2</sub> y de humos se ha registrado el empeoramiento en los enfermos con afecciones pulmonares, principalmente procesos asmáticos. Es de destacar que las concentraciones de partículas en suspensión y de SO<sub>2</sub> que pueden provocar la aparición de efectos sobre la salud, pueden variar de un lugar a otro según cuáles sean las características físicas y químicas de las partículas, y en función de la presencia en el aire de otros contaminantes que puedan producir efectos sinérgicos con aquéllos.

La presencia en el aire de elevadas concentraciones de monóxido de carbono (CO) representa otra amenaza para la salud. El CO inhalado se combina con la hemoglobina

de la sangre, dando lugar a la formación de carboxihemoglobina, lo que reduce la capacidad de la sangre para el transporte de oxígeno desde los pulmones hasta los tejidos. Se ha comprobado que una saturación de carboxihemoglobina por encima del 10% puede provocar efectos sobre la función psicomotora que se manifiesta con síntomas de cansancio, cefaleas y alteraciones de la coordinación. Por encima del 5% de saturación se producen cambios funcionales cardíacos y pulmonares y se aumenta el umbral visual. No se han encontrado pruebas que indiquen efectos significativos con una concentración de carboxihemoglobina inferior al 2%.

Los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) son contaminantes igualmente peligrosos para la salud. La mayor parte de los estudios relativos a los efectos de los NO<sub>x</sub> se han ocupado, sobre todo del NO<sub>2</sub> que es el más tóxico. Los efectos producidos por el NO<sub>2</sub> sobre los animales y los seres humanos afectan, casi por entero, al tracto respiratorio. Se ha observado que una concentración media de 190 microgramos de NO<sub>2</sub> por metro cúbico de aire, por encima del 40% de los días, aumenta la frecuencia de infecciones de las vías respiratorias en la población expuesta.

## **3.2 EFECTOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD**

### ***3.2.1 Conceptos generales***

Se denomina metales pesados a aquellos elementos químicos que poseen un peso atómico comprendido entre 63.55 (Cu) y 200.59 (Hg). Lo que hace tóxicos a los metales pesados no son en general sus características esenciales, sino las concentraciones en las que pueden presentarse, y casi más importante aun, el tipo de especie que forman en un medio determinado. Cabe recordar que de hecho los seres vivos “necesitan”, los llamados oligoelementos, a muchos de éstos elementos para funcionar adecuadamente, tales como el cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, vanadio, estroncio, y zinc.

La mayoría de los metales pesados se pueden encontrar presentes en los residuos sólidos, aunque sus concentraciones suelen ser muy bajas. Los metales pesados se encuentran también en los líquidos como coloides, partículas minerales (sólidos en suspensión), o fases disueltas (cationes o iones complejos). Debido a la mejora en las tecnologías de las plantas incineradoras, los niveles de metales pesados que se liberan, a excepción del mercurio, han disminuido considerablemente en la última década. No obstante, al ser su toxicidad muy grande, una reducción de los niveles de metales pesados en los gases de chimenea, implica el correspondiente aumento de estos niveles en las cenizas, que en último término pueden contaminar el medio ambiente donde se depositen.

Desde el punto de vista de la salud pública nos referimos al término de metal pesado cuando hablamos de cualquiera de estos elementos metálicos, al comportarse como tóxico, y cuando alcanzan concentraciones peligrosas. Como ejemplos de metales pesados se incluyen el arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg), níquel (Ni), y el plomo (Pb). Los metales pesados son componentes naturales de la corteza de la tierra, que no pueden ser degradados o destruidos, y por lo tanto acumulativos, que se incorporan al cuerpo humano a través de los alimentos, el agua potable y el aire.

### 3.2.2. *Arsénico*

El arsénico puede estar presente en el suelo de forma natural, encontrándose en las aguas superficiales y/o subterráneas. También se obtiene como producto secundario en la producción y refinación de cobre, plomo, zinc, estaño y oro. En la industria el arsénico se utiliza en la fabricación de insecticidas, herbicidas, fungicidas; en el curtido de pieles, en la industria del vidrio y en la microelectrónica.

El arsénico actúa sobre el organismo humano a nivel molecular, dejando inactivas las enzimas a través de la formación de nuevos enlaces químicos covalentes llamados puentes disulfuro. Las partículas de arsénico que ingresan al tracto respiratorio son absorbidas por el pulmón. Allí, de acuerdo a la especie química de arsénico que se ha incorporado, puede que sea excretado por la orina, o bien, su ingreso a los tejidos del cuerpo. Si es absorbido, el arsénico puede llegar al hígado, las vísceras, los huesos, la piel y concentrarse en el pelo y las uñas.

La sintomatología por contaminación aguda presenta irritación de los ojos, piel y tracto respiratorio, diarreas profusas, cólicos intensos, deshidratación, debilidad, depresión y finalmente la muerte en 1 a 3 días. Este tipo de exposición generalmente se produce en personas que trabajan o viven cerca de emprendimientos mineros o industrias donde se utiliza o produce arsénico. La sintomatología por contaminación crónica se caracteriza por alteraciones nerviosas, lesiones cutáneas, cirrosis hepática y problemas circulatorios periféricos. En este último caso la contaminación suele ser de carácter natural y se produce por condiciones geológicas naturales.

La exposición al arsénico a través del agua potable ha sido demostrada como causa de una enfermedad grave que afecta los vasos sanguíneos, su alteración conduce a la gangrena, y que en Taiwán, se le denominó como "enfermedad del pie negro". Esta enfermedad no ha sido observada en otras partes del mundo, y es posible que la desnutrición contribuya a su desarrollo. Sin embargo, los estudios en varios países han manifestado que el arsénico causa otras formas menos severas de enfermedad vascular periférica. También se ha asociado al arsénico el riesgo de cáncer de piel, tumores de vejiga, riñón, hígado y pulmón.

El arsénico ha sido utilizado con fines homicidas a lo largo de la historia, principalmente en forma de anhídrido arsenioso, polvo blanco, insípido e inodoro. La muerte por envenenamiento con arsénico ha sido siempre difícil de diagnosticar.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció un valor guía de diez microgramos por litro, para el arsénico presente en el agua de bebida. Según la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), hay suficientes pruebas para concluir que el "arsénico y los compuestos de arsénico" pueden causar cáncer a los seres humanos.

### 3.2.3. *Cadmio*

El cadmio no se encuentra en estado libre en la naturaleza, y la greenockita (sulfuro de cadmio), único mineral de cadmio, que no es una fuente comercial de metal. Casi todo

el que se produce es obtenido como subproducto de la fundición y refinamiento de los minerales de zinc, los cuales por lo general contienen de 0.2 a 0.4%. Se inhalan cantidades significativas de cadmio durante el consumo de cigarrillos. El humo del tabaco transporta el cadmio a los pulmones, pudiendo afectar severamente al parénquima pulmonar.

Cuando el cadmio es absorbido por el organismo, es transportado al hígado a través de la sangre. Una vez allí se une a proteínas formando unos complejos que finalizan depositándose en los riñones. En intoxicaciones crónicas, el cadmio se acumula progresivamente en los riñones, causando daños en el mecanismo de la filtración que terminan con lesiones renales irreversibles. El cadmio también se deposita a nivel óseo, produciendo descalcificación de los huesos, que se vuelven quebradizos, y, en dosis mayores, produce la muerte. Las manifestaciones de esta enfermedad se conoció como "enfermedad de Itay-Itay", que en japonés significa "ay-ay", por los gritos de dolor que emitían los afectados en la zona de Jitzu (Japón), donde se manifestó por primera vez una intoxicación masiva por cadmio. Una mina vertía sus aguas de lavado al río Jitzu y los residuos de cadmio fueron absorbidos por el arroz, regado con esas aguas. Los síntomas de lo afectados fueron, fragilidad de los huesos, enfisema y anemia, con dolores óseos muy agudos.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció un valor guía de tres microgramos por litro, para el cadmio presente en el agua de bebida. Diferentes estudios han establecido una probable asociación entre el cadmio, con el cáncer pulmonar y el cáncer de mama en la mujer.

### **3.2.4 Mercurio**

El Mercurio es un elemento que puede ser encontrado de forma natural en el medio ambiente. Puede ser encontrado en forma de metal, como sales de Mercurio o como Mercurio orgánico. Comúnmente se encuentra como sulfuro de mercurio (HgS), con frecuencia como rojo de cinabrio y en menor abundancia como metalcinabrio negro. Un mineral menos común es el cloruro de mercurio y a veces los minerales de mercurio contienen pequeñas cantidades de mercurio metálico.

El mercurio metálico se usa en la industria en algunos interruptores eléctricos como material líquido de contacto, como fluido de trabajo en bombas de difusión en técnicas de vacío y en la fabricación de rectificadores de vapor de mercurio. A nivel doméstico, el mercurio metálico es usado en una variedad de productos, como barómetros, termómetros, bombillas fluorescentes, etc. También se utiliza en las amalgamas de plata para obturaciones dentales. El Mercurio en estos mecanismos está atrapado y usualmente no causa ningún problema de salud. De cualquier manera, cuando un termómetro se rompe una exposición significativamente alta al Mercurio ocurre a través de la respiración, esto ocurrirá por un periodo de tiempo corto mientras este se evapora. De forma aguda, esto puede causar efectos dañinos, como daño a los nervios, al cerebro y riñones, irritación de los pulmones, irritación de los ojos, reacciones en la piel, vómitos y diarreas.

El mercurio no se encuentra de forma natural en los alimentos, pero este puede aparecer en la comida, así como ser difundido a través de algunas cadenas alimentarias

consumidas por los humanos, por ejemplo los peces. Las concentraciones de Mercurio en los peces usualmente exceden en gran medida las concentraciones en el agua donde viven.

La empresa petroquímica Chisso estuvo eliminando residuos de mercurio, que vertía en la bahía de Minamata en Japón durante varias décadas. Se calcula que eliminó entre 1932 y 1968 más de 25 toneladas de residuos de mercurio. El mercurio se fue acumulando paulatinamente en los peces que eran consumidos por la población local. El consumo prolongado de estos peces fue produciendo posteriormente enfermedades irreversibles a la población. La denominada enfermedad de Minamata es un síndrome neurológico grave y permanente causado por intoxicación crónica con mercurio. Los síntomas incluyen ataxia, alteración sensorial en manos y pies, deterioro de los sentidos de la vista y el oído, debilidad y, en algunos casos extremos, parálisis y muerte.

La OMS establece un valor guía sobre el mercurio de un microgramo por litro de agua de bebida. En Francia se ha calculado que una persona ingiere en promedio a lo largo de su vida, 112 microgramos de mercurio por semana. No es mucho si comparamos, mil veces menos que las cantidades absorbidas por las víctimas japonesas de la catastrófica contaminación de Minamata, y apenas un poco más que la tercera parte de la dosis semanal tolerable definida por la OMS. Según este organismo, la dosis que puede ser consumida semanalmente a lo largo de la vida, sin incidencia negativa sobre la salud es de 0.47  $\mu\text{g}/\text{d}/\text{Kg}$ , considerando un peso corporal medio de 60 Kg. En estas condiciones, la ingesta de mercurio no debe rebasar los 300  $\mu\text{g}$ , 200  $\mu\text{g}$  de los cuales corresponde a metilmercurio.

### 3.2.5. Níquel

El níquel es un elemento que está presente en el ambiente en muy pequeñas cantidades. Actualmente se utiliza el níquel en muchas aplicaciones diferentes. La utilización más común del níquel es como aleación del acero, para fabricar acero inoxidable y otros productos metálicos. Este se puede encontrar en numerosos productos metálicos de uso diario en forma de artículos de joyería. Los alimentos naturalmente contienen pequeñas cantidades de níquel. El chocolate y las grasas son conocidos por contener altas cantidades. El níquel es absorbido por el organismo, cuando se consumen grandes cantidades de vegetales procedentes de suelos contaminados. Es conocido que las plantas pueden llegar a contener níquel y como resultado su llegada al cuerpo humano a través de los vegetales. Los fumadores de tabaco también tienen un alto grado de exposición al níquel a través de sus pulmones. Finalmente, el níquel puede llegar al organismo humano a través de los detergentes. En pequeñas cantidades el níquel es esencial para el organismo, pero cuando se ingiere en muy altas cantidades este puede ser peligroso para la salud humana.

La ingesta crónica de grandes cantidades de níquel puede dar lugar a las siguientes consecuencias: trastornos y mareos después de la exposición a los gases de las fundiciones y procesamientos de níquel, embolia pulmonar, fallos respiratorios, asma y bronquitis crónica. Por contacto con la piel se producen reacciones alérgicas con erupciones cutáneas, sobre todo por el uso de detergentes y contactos de joyas de níquel. También se han demostrado elevadas probabilidades de desarrollar cáncer de pulmón, nariz, laringe y próstata.

No existe más información disponible sobre los efectos del níquel en los seres humanos y en otros organismos. Diferentes estudios han demostrado que altas concentraciones de níquel en suelos arenosos puede producir daños en las plantas y en aguas superficiales pueden disminuir el crecimiento de las algas. Pero no se ha demostrado que el níquel se acumule en plantas o animales, por lo que se defiende la hipótesis de que el níquel no se acumula en las cadenas alimentarias. La OMS establece un valor guía sobre el níquel de veinte microgramos por litro de agua de bebida.

### **3.2.6. Plomo**

El plomo es un elemento que existe en forma natural en la corteza terrestre de la cual ha sido extraído por el hombre desde épocas remotas para aprovechar su maleabilidad y ductilidad en la fabricación de objetos múltiples desde tuberías para la conducción de agua, monedas, productos de cerámica vidriada, hasta objetos de arte. Los compuestos de plomo se usan también como pigmentos en pinturas, en barnices para cerámicas y en materiales de relleno. La cantidad de plomo que se usa en estos productos se ha reducido en años recientes para minimizar los efectos nocivos del plomo sobre los seres humanos y animales. El tetraetilo de plomo y tetrametilo de plomo se han usado como aditivos para aumentar el octanaje de la gasolina. Sin embargo, su uso se dejó de utilizar gradualmente y el uso del plomo en gasolina para motores de vehículos se prohibió durante la década de los noventa. El tetraetilo de plomo aun se puede usar en gasolinas para motores que no son para uso en carreteras y en gasolina para aviones. La gasolina con plomo todavía se usa en muchos países en vías de desarrollo. El uso del plomo en municiones, su uso principal aparte del uso en baterías, ha permanecido relativamente constante en años recientes. Sin embargo, el uso del plomo en balas y proyectiles, como también en cañas para pescar, se ha reducido debido al daño que causa al medio ambiente.

El plomo se encuentra en el ambiente en forma natural. Sin embargo, la mayoría de los niveles altos que se encuentran en el ambiente se originan de actividades humanas. Los niveles ambientales de plomo han aumentado más de mil veces durante los tres últimos siglos como consecuencia de la actividad humana. El mayor incremento ocurrió entre los años 1950 y 2000 y reflejó el aumento del uso de gasolina con plomo en todo el mundo. El plomo es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o residuos sólidos. Antes de que se prohibiera el uso de gasolina con plomo, la mayor parte del plomo liberado al ambiente provino del escape de automóviles.

Los compuestos inorgánicos del plomo atmosférico son absorbidos por los humanos, principalmente a través del sistema respiratorio, alcanzando el torrente sanguíneo aproximadamente el 35% del plomo inhalado por los pulmones. Una vez incorporado el plomo a la corriente sanguínea, una parte se almacena en los huesos y otra se expulsa por la orina, en una continua fase de renovación en el organismo. A partir de ciertas cantidades puede producir efectos adversos en el comportamiento, afectan la inteligencia de los niños y pueden llegar a producir anomalías en los fetos de madres gestantes. Los adultos, por lo general, son menos sensibles que los niños a los efectos del plomo, pero una acumulación excesiva en el organismo puede producir serios e irreversibles daños en su sistema nervioso.

El 13% de los casos de retraso mental leve en la infancia tiene su origen en una elevación de los niveles de plomo en la sangre, extremo éste que se observa en cuatro de cada 10 niños, según un estudio promovido por el Departamento de Protección del Medio Ambiente de la Organización Mundial de la Salud (OMS). Este trabajo también revela que 120 millones de personas están expuestas a su contaminación. Los carburantes con plomo, ciertas emanaciones industriales y viejas tuberías de conducción de aguas son hoy los principales riesgos de exposición. Esta investigación, que ha analizado durante 2002 y 2003 una población estadísticamente significativa de 14 regiones geográficas de todo el mundo, ha sido desarrollada por el Departamento de Protección del Entorno de la OMS, la Facultad de Medicina Mount Sinai de Nueva York (EE UU), la Universidad de Gales (Reino Unido) y el Hospital Universitario de La Princesa, junto con la Universidad Autónoma de Madrid.

De hecho, el prestigioso Centro para el Control de las Enfermedades Infecciosas (CDC) de Atlanta (Georgia, Estados Unidos) reconoce que la intoxicación por plomo es un problema mundial y no patrimonio exclusivo de las zonas urbanas y marginales. Los riesgos de la eventual intoxicación por exposición al plomo, según el CDC, no distinguen entre zonas geográficas, grupos socioeconómicos y situación medioambiental, salvo por la protección al medio ambiente adoptadas mediante ciertas normativas adoptadas por las autoridades.

Los valores de referencia de la Organización Mundial de la Salud para el plomo son: Valor guía (suelo): 25 mg de Pb/kg de tierra; Valor guía (agua): 10 µg de Pb/l de agua de bebida; Valor guía (aire): 0.5 µg de Pb/m<sup>3</sup> de aire en un año; Nivel medio de Pb en sangre: 10-30 µg/l; Nivel crítico de Pb en sangre: 100 µg/l.

## **4. DIOXINAS**

### **4.1 EFECTOS DE LAS DIOXINAS (PCDD) Y LOS FURANOS (PCDF) SOBRE LA SALUD HUMANA**

Se denominan «dioxinas» a una amplia familia de compuestos organoclorados, sustancias que resultan de la unión de uno o más átomos de cloro con un compuesto orgánico, destacando las policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD) y los policloro-p-dibenzofuranos (PCDF). Aunque esta unión puede ocurrir de forma natural, como las erupciones volcánicas y los incendios forestales, la inmensa mayoría de estas sustancias se forman artificialmente. Las dioxinas se producen fundamentalmente a través de procesos industriales que combinan cloro con derivados del petróleo, tales como pesticidas (DDT), plásticos (PVC), disolventes (TCC), refrigerantes (CFC), etc. También se pueden generar en cualquier combustión incompleta que tenga lugar en presencia de algún producto que contenga cloro.

Los estudios experimentales han demostrado que las dioxinas afectan a varios órganos y sistemas. Son sustancias muy estables, liposolubles, por lo que una vez que han penetrado en el organismo, se acumulan en los tejidos grasos, depositándose en ellos durante mucho tiempo. Se calcula que su vida media en el organismo oscila entre los siete y los once años. Por esta misma propiedad, se pueden acumular en las cadenas alimentarias, llegando al organismo humano principalmente a través de los alimentos, representando las dioxinas alimentarias más del 90 % de las que llegan a nuestro

cuerpo.

Se han estudiado los efectos en el organismo humano a través de una serie de accidentes que han ocurrido en el mundo, con liberación masiva al medio ambiente de dioxinas y citaremos las más importantes. En 1949 hubo una explosión en una planta dedicada a la fabricación de herbicidas (Triclorofenol), en la ciudad de Nitro, Estado de Virginia Oeste, en los Estados Unidos de América, afectando muy poco a la población. En 1963 se produjo una intoxicación masiva de pollos alimentados con un pienso contaminado con PCP (Pentaclorofenol), pero no llegó a afectar al consumo humano.

En la década 1965-1975, durante la guerra de Vietnam, las fuerzas norteamericanas lanzaron con fines militares sobre las selvas de Vietnam, un agente exfoliante denominado «Agente Naranja». Este producto contenía una mezcla al 50% de dos herbicidas el ácido 2,4-diclorodifenoxiacético y el ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético. Estos productos químicos eran muy utilizados en el sector agrícola de los Estados Unidos. Su nombre viene del color de los bidones utilizados por el ejército norteamericano (había un código de colores para identificar el espectro de diferentes productos químicos utilizados como exfoliantes, que incluía a los Agentes Naranja, Blanco, Azul y Rosa). La policlorodibenzo-p-dioxina (PCDD) es la más tóxica de las dioxinas y es un inevitable e indeseable subproducto de la fabricación del ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético. En el uso comercial norteamericano, la PCDD estaba presente en el herbicida en concentraciones muy inferiores, 0.05 partes por millón (ppm). Los lotes de herbicida enviados a Vietnam llegaban a alcanzar las 50 ppm de PCDD. Como consecuencia la contaminación por dioxinas debida al Agente Naranja fue 1000 veces superior que la que ocasionaban los herbicidas agrícolas en los EEUU. Con este producto se contaminó una amplia zona del Vietnam y en esta zona se presentaron diversos procesos patológicos como abortos espontáneos, malformaciones en los fetos y casos de cloracné, entre otras. Entre los soldados norteamericanos, veteranos de la guerra, se presentaron numerosas enfermedades y en 1994 las autoridades norteamericanas aceptaron la relación entre nueve patologías, exceptuando el cáncer, y la exposición al exfoliante. Diez años antes, en 1984, las siete empresas fabricantes del agente naranja utilizado en el Vietnam, llegaron a un acuerdo con los afectados del ejército norteamericano: 180 millones de dólares a cambio de que estos renunciasen a todo tipo de acción judicial posterior. Diferentes estudios mostraron que algunos veteranos estadounidenses de la guerra del Vietnam, que estuvieron expuestos al Agente Naranja, mantenían en el suero niveles de TCDD de hasta 600 pg/g, muchos años después de haber abandonado Vietnam. En los Estados Unidos los niveles generales de TCDD en la población son de aproximadamente 1-2 pg/g.

En 1968 en Yusho (Japón), 2000 personas sufrieron una intoxicación masiva por el consumo de aceite de arroz contaminado por dioxinas. Se ha denominado el "incidente Yusho", o "enfermedad del aceite", y se atribuyó en un principio al consumo de aceite de arroz contaminado con bifenilos policlorados (PCBs). Posteriores análisis comprobaron que la presencia de productos de la degradación térmica en el aceite, fueron probablemente los responsables de los efectos sobre la salud observados. El incidente de Yusho y otro similar ocurrido en 1979 en Yucheng (Taiwán) aumentó la preocupación sobre la seguridad de los PCBs en la alimentación. Los síntomas más frecuentes en los afectados por estas intoxicaciones fueron de tipo dermatológicos, el denominado "Cloracné", además de hiperpigmentación de las conjuntivas y de las encías. También se observaron casos de niños recién nacidos con una intensa

pigmentación de toda la piel de color “Coca-Cola”. En un grupo de pacientes de Yusho, la cantidad media de dioxina ingerida se estimó en 154 000 pg/g I-TEQ/kg bw/día.

El viernes 9 de julio de 1976 se procede, como era habitual, a la elaboración de triclorofenol (TCP) en la Fábrica Icmesa, que la empresa Suiza Hoffmann-La Roche posee en la localidad italiana de Seveso. Sobre las doce y media de la mañana del sábado día 10, la brida de una válvula de seguridad del tanque de TCP estalló como resultado de una sobrepresión, causada por una reacción exotérmica accidental. Por la válvula se escapa una mezcla química en forma de aerosol que contiene, entre otras sustancias tóxicas, triclorofenato de sodio, sosa cáustica y disolvente. La nube tóxica que se origina es impulsada por el viento en dirección sureste a una velocidad de 18 km/h. Esta nube cargada con la peligrosa dioxina policlorodibenzo-p-dioxina (PCDD) se abate principalmente sobre los términos municipales de Seveso, Meda, Cesano, Madero y Desio, afectando en diferente medida a un total de 1810 hectáreas de terreno. Se determinó que la cantidad total de dioxina liberada por la catástrofe pudo estar entre los 100g y los 20 kg. Para hacernos idea de la gravedad del accidente digamos que una dosis de unas 6 millonésimas de gramo de esta dioxina mata a una rata de laboratorio.

Aunque en las horas inmediatas al accidente no se apreciaron signos visuales de contaminación, tres días más tarde, el 13 de julio, se observa que algunos animales pequeños (conejos, pájaros y aves de corral) han muerto. Los primeros efectos perjudiciales para la vida humana causados por el accidente químico de Seveso aparecieron el día 14 de julio, cuatro días después de producirse. Entre 12 y 16 niños tienen que ser hospitalizados, aquejados de inflamaciones cutáneas agudas. Estos fueron las primeras víctimas de las casi 37 000 personas que resultaron directamente expuestas a la dioxina. No obstante, como medida preventiva, un total de 220 000 personas fueron sometidas a un programa de observación sanitaria sistemática que se prolongó durante 15 años.

La nube tóxica de Seveso causó 447 casos de quemaduras químicas agudas y 193 casos de cloracné, que cicatrizaron con el paso del tiempo. Las secuelas tardías de la exposición al agente tóxico fueron aún peores que los efectos inmediatos en la piel. Las víctimas de Seveso han padecido alteraciones y desórdenes en los sistemas inmunológico, nervioso y cardiovascular. La propia sensación de angustia, ansiedad y estrés provocó un ligero aumento de las enfermedades coronarias y de la muerte por fallo cardíaco en los 15 y 20 años siguientes a la catástrofe. Otra de las secuelas tardías son las de tipo ginecológico. Ante la posibilidad de que las mujeres en estado de gestación pudieran alumbrar hijos con malformaciones congénitas, el gobierno italiano permitió el aborto voluntario de las mujeres embarazadas en el momento de la catástrofe. Parece ser que las dioxinas tienen también propiedades carcinogénicas. Datos epidemiológicos han demostrado que algunos tipos de cáncer se han incrementado en un 40% entre los individuos expuestos a dosis elevadas de dioxinas. Sin embargo, en el caso de Seveso, solo se ha observado un ligero incremento de tumores raros y de linfomas, por el contrario, ha habido una disminución de la prevalencia de los tipos de tumores más comunes. Esto sugiere la existencia de algún tipo de vínculo directo entre las dioxinas y el cáncer, todavía desconocido. Los niveles de dioxinas en suero entre los afectados se situaron en un rango entre un máximo de 56 000 pg/g, una media de 450 pg/g en la zona A, y una media de 126 pg/g en la zona B.

Por otro lado se han descrito en dos ocasiones, intoxicaciones intencionadas producidas con dioxinas. La primera ocurrió en una empresa textil en Viena en el año 1997. Tres trabajadores presentaron niveles moderados de TCDD en sangre, de hasta 1000 pg/g, pero solo con ligeros síntomas clínicos. Se estima que el nivel de TCDD en sangre, en la población general de la Unión Europea, es de aproximadamente 1-2 pg/g, mientras el total en sangre (TEQ) es aproximadamente de 20-30 pg/g. Estos niveles han estado disminuyendo en las dos últimas décadas. Otros dos trabajadores presentaron un mayor índice de intoxicación, y de estos, la más afectada fue una mujer que presentó el nivel de TCDD en sangre más alto, 144 000 pg/g, mientras el otro alcanzó un valor de 27 000 pg/g. La mujer estuvo sumamente enferma, desarrollando cloracné con prurito, fatiga intensa y dolor en las extremidades, estando afectada durante más de dos años. Otro envenenamiento con fines criminales ocurrido en el año 2004, fue la del presidente ucraniano, Victor Yushchenko que desarrolló un intenso cloracné facial.

La exposición breve del ser humano a altas concentraciones de dioxinas puede causar lesiones cutáneas, tales como el cloracné y manchas oscuras en la piel, así como alteraciones funcionales hepáticas. La exposición prolongada se ha relacionado con alteraciones inmunitarias, trastornos del sistema nervioso, del sistema endocrino y de la función reproductora. La exposición prolongada de los animales a altos niveles de dioxinas ha causado varios tipos de cáncer. La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer de la OMS en Lyon (IARC), realizó en 1997 una evaluación de la PCDD. De acuerdo con los datos de las investigaciones en animales y los datos epidemiológicos humanos, la IARC ha clasificado la PCDD como un probable «carcinógeno humano». Sin embargo, este no afecta al componente genético, y existe un nivel de exposición, por debajo del cual el riesgo de cáncer podría ser insignificante.

Como las dioxinas están omnipresentes en el medio ambiente, todos tenemos una exposición de fondo general que produce una cierta concentración de dioxinas en el organismo, denominada carga corporal. Parece ser, que la exposición de fondo normal actual, no tiene efectos sobre la salud humana.

#### **4.2 LAS DIOXINAS EN LAS PLANTAS INCINERADORAS Y SU EFECTO SOBRE LA SALUD HUMANA DE LOS TRABAJADORES**

Hemos revisado diferentes trabajos donde se investigan las dioxinas producidas en las plantas incineradoras de residuos sólidos y el efecto que pueden producir sobre la salud de los trabajadores. Estos estudios se realizaron en plantas antiguas que producían emisiones de dioxinas que con la tecnología actual no se producen. Además las normativas medioambientales actuales no permiten ese tipo de incineradoras. Dentro de las actividades de los trabajadores de estas plantas, encontramos la manipulación de cenizas, así como de residuos calcinados, pudiéndose contaminar durante su trabajo. Se investigan las concentraciones de dioxina a la que están expuestos, la cantidad diaria de dioxina que ingieren y el nivel de dioxina en sangre de los trabajadores de estas plantas incineradoras. En una de las plantas investigadas, las concentraciones de dioxinas estimadas eran 0.5 a 7.2 pg TEQ/m<sup>3</sup> en las actividades diarias y 0.2 a 92.0 pg TEQ/m<sup>3</sup> en el mantenimiento periódico. También se estimó que la ingestión de dioxina diaria pueda exceder a la ingestión tolerable diaria (TDI), cuando se presentan cenizas en suspensión, donde la concentración de dioxina es alta. La media de concentración en

sangre de dioxina era 346 pg TEQ/g/lípido, en el grupo de obreros más expuestos de la planta de incineración investigada.

En otra investigación realizada en Japón, se estudian 20 trabajadores de tres plantas de incineración municipales, expuestos a dioxinas, comparándolos con 20 trabajadores no expuestos a dioxinas. La media de las TEQ en las muestras de suero de los trabajadores expuestos y los no expuestos eran de 22.8 y 16.4 pg TEQ/g/lípido para la Planta I; 29.4 y 19.3 pg TEQ/g/lípido para la Planta II; y 24.8 y 21.9 pg TEQ/g/lípido para la Planta III. Los niveles encontrados son similares a la media de la población general de Japón. No se encontraron diferencias significativas en las TEQ de los trabajadores expuestos y los no expuestos. Algunos de los trabajadores de estas plantas, expuesto predominantemente a PCDFs, presentaron signos de cloracné y manchas oscuras en algunas partes de la cara.

### 4.3 PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA EXPOSICIÓN A LAS DIOXINAS

La Organización Mundial de la Salud en su Nota Descriptiva N° 225 sobre “Las dioxinas y su efecto sobre la salud humana” expone que la prevención o reducción de la exposición humana se hace mejor con medidas dirigidas a las fuentes, es decir, un control estricto de los procesos industriales para reducir al máximo la formación de dioxinas. Esto es responsabilidad de los gobiernos nacionales, pero reconociendo la importancia de este enfoque, la Comisión del Codex Alimentarius adoptó en 2001 un *Código de prácticas sobre medidas aplicables en el origen para reducir la contaminación de los alimentos con sustancias químicas* (CAC/RCP 49-2001), y en 2006 un *Código de prácticas para la prevención y la reducción de la contaminación de los alimentos y piensos con dioxinas y BPC análogos a las dioxinas* (CAC/RCP 62-2006).

Más del 90% de la exposición humana a las dioxinas procede de los alimentos, y fundamentalmente de la carne, los productos lácteos, el pescado y el marisco. Por consiguiente, la protección de los alimentos es crucial. Como ya se ha dicho, una estrategia consiste en medidas aplicables en el origen para reducir la emisión de dioxinas. Asimismo, es necesario evitar la contaminación secundaria de los alimentos a lo largo de la cadena alimentaria. Para la producción de alimentos inocuos es esencial que haya buenos controles y prácticas durante la producción primaria, el procesamiento, la distribución y la venta. Debe haber sistemas de vigilancia de la contaminación de los alimentos que garanticen que no se superan los niveles tolerados. La vigilancia de la inocuidad de los alimentos y la adopción de medidas de protección de la salud pública es competencia de los gobiernos nacionales. Cuando se sospeche un incidente de contaminación, los países deben disponer de planes de contingencia para identificar, detener y eliminar los alimentos y piensos contaminados. Deben examinarse la exposición de la población (por ejemplo, mediante determinación de los contaminantes en la sangre y la leche humanas) y sus efectos (por ejemplo, la vigilancia clínica para detectar signos de enfermedad).

## 5. CONCLUSIONES

La catástrofe de Londres de 1952 puso de manifiesto que las concentraciones de contaminantes atmosféricos, CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, etc., en ese caso producida por una inversión térmica, eran capaces de aumentar considerablemente la mortalidad humana. Las investigaciones epidemiológicas posteriores demostraron que las poblaciones más sensibles a este tipo de catástrofes eran las de más edad, así como los afectados de enfermedades respiratorias crónicas. Los controles de las emisiones industriales, el consumo de combustibles con menos concentraciones de azufre, las gasolinas sin plomo, etc., y la vigilancia periódica de las inmisiones de los contaminantes en las áreas urbanas, han logrado reducir este tipo de catástrofes.

Por otro lado, hemos observado toda una serie de trastornos a nivel mundial: accidentes industriales, utilización masiva de herbicidas en Vietnam, intoxicaciones alimentarias accidentales, envenenamientos, etc., donde diferentes colectividades humanas han estado expuestas a grandes cantidades de dioxinas. Estos han proporcionado diferentes oportunidades para evaluar la toxicidad de estos compuestos entre las personas. Los episodios con exposición a altos niveles de TCDD han demostrado la producción de un cuadro clínico específico en la piel denominado "Cloracné". Esto se hizo públicamente conocido cuando en el año 2004, los medios de comunicación a nivel mundial hicieron público el envenenamiento con fines homicidas del Presidente Ucraniano Viktor Yushchenko con TCDD.

En contraste con los efectos de dosis alta de dioxinas y la producción de cloracné, los efectos potencialmente adversos de TCDD y otras dioxinas en la población humana, después de exposiciones ambientales de bajo nivel a largo plazo, han producido distintos puntos de vista. Existen diferentes controversias, tales como si se clasifican estos compuestos como cancerígenos a nivel humano, o si se pueden estimar como peligros potenciales para la salud a dosis muy bajas, o bien, como evaluar la toxicidad de cada una de estas sustancias, o la mezclas de varias de ellas en el ambiente.

Las diferentes investigaciones han demostrado que la exposición a grandes dosis de estos compuestos, producen trastornos en la salud de los afectados. Por otro lado, la ingesta de pequeñas cantidades de dioxinas a largo plazo no ha puesto de manifiesto ningún resultado claro y fiable sobre la salud de los afectados. Existen autores que apoyan el probable riesgo a largo plazo frente a otros, más escépticos, que sostienen que no hay que alarmar a la población sin evidencias claras.

Lo que sí es manifiesto, según las conclusiones de la OMS, es que las medidas más eficaces para prevenir estos trastornos, consisten en reducir las exposiciones humanas a las dioxinas. Las acciones deben de dirigirse fundamentalmente a las fuentes de producción mediante unos estrictos controles de los procesos industriales, reduciendo al máximo la formación de dioxinas. La incineración adecuada de los residuos sólidos es el mejor método disponible para prevenir y controlar la exposición a las dioxinas. Asimismo, se pueden destruir los productos de desecho con compuestos clorados mediante seguridad controlable. El proceso de incineración requiere temperaturas elevadas, superiores a 850° C, y para destruir grandes cantidades de residuos, se necesitan temperaturas aún más elevadas, por encima de los 1000° C.

## 6. BIBLIOGRAFIA

Ari Rabl. Analysis of air pollution mortality in terms of life expectancy changes: relation between time series, intervention, and cohort studies. *Environ Hlth* 2006; 5:1-11. <http://www.ehjournal.net/content/5/1/1>

Arnold Schectera, Linda Birnbaum, John J. Ryan, John D. Constable. Dioxins: An overview. *Environ Res* 2006; 101:419-428.

David Mackie, Junfeng Liu, Yeong-Shang Loh, Valerie Thomas. No Evidence of Dioxin Cancer Threshold. *Environ Hlth Pers* 2003; 111:1145-1147.

Dickson LC, Buzik SC Health risks of "dioxins": a review of environmental and toxicological considerations. *Vet Hum Toxicol* 1993; 35:68-77.

Domingo JL, Bocio A, Nadal M, Schuhmacher M, Llobet JM. Monitoring dioxins and furans in the vicinity of an old municipal waste incinerator after pronounced reductions of the atmospheric emissions. *J Environ Monit* 2002; 4:395-399.

Esteban Abad, Karell Martinez, Lluís Gustems, Rafael Gomez, Xavier Guinart, Isabel Hernandez, Josep Rivera. Ten years measuring PCDDs/PCDFs in ambient air in Catalonia (Spain). *Chemosphere* 2007; 67:1709-1714.

Estrategia comunitaria sobre las dioxinas, los furanos y los policlorobifenilos (PCB) <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l21280.htm>

Francesca Dominici, Roger D Peng, Michelle L Bell, Luu Pham, Aidan McDermott, Scott L Zeger, Jonathan M. Samet. Fine Particulate Air Pollution and Hospital Admission for Cardiovascular and Respiratory Diseases. *JAMA* 2006; 295(10):1127-1134.

Francesca Dominici, Roger D Peng, Scott L Zeger, Ronald H White, Jonathan M Samet. Particulate Air Pollution and Mortality in the United States: Did the Risks Change from 1987 to 2000? *Am J Epidemiol* 2007; 166:880-888.

Health Risks from Dioxin and Related Compounds. Evaluation of the EPA Reassessment (2006) [http://dels.nas.edu/dels/rpt\\_briefs/dioxin\\_brief\\_final.pdf](http://dels.nas.edu/dels/rpt_briefs/dioxin_brief_final.pdf)

Jonathan I Levy, Andrew M Wilson, Leonard M Zwack. Quantifying the Efficiency and Equity Implications of Power Plant Air Pollution Control Strategies in the United States. *Environ Hlth Pers* 2007; 115:743-750.

Karen Y Fung, Isaac N Luginaah, Kevin M Gorey. Impact of air pollution on hospital admissions in Southwestern Ontario, Canada: Generating hypotheses in sentinel high-exposure places. *Environ Hlth* 2007; 6:18-24. <http://www.ehjournal.net/content/6/1/18>

Kikuo Yoshida, Junko Nakanishi. Estimation of dioxin risk to Japanese from the past to

the future. *Chemosphere* 2003; 53:427-436.

Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, Waechter G, Sakurai H, Takada T. Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *J Epidemiol* 2000; 10:262-270.

Kumagay S, Koda S, Miyakita T, Ueno M. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in serum samples of workers at intermittently burning municipal waste incinerators in Japan. *Occup Environ Med* 2002; 59:362-368.

Kumagay S, Koda S, Oda H. Exposure evaluation of dioxins in municipal waste incinerator workers. *Ind Health* 2003; 41:167-174.

Linda S Birnbaum, Daniele F Staskal, Janet J Diliberto. Health effects of polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and dibenzofurans (PBDFs). *Environ Int* 2003; 29:855-860.

Lonati G, Cernuschi S, Giugliano M, Grosso M. Health risk analysis of PCDD/F emissions from MSW incineration: comparison of probabilistic and deterministic approaches. *Chemosphere* 2007; 67(Suppl.):S334-S343.

Masud Yunesian, Fariba Asghari, Javad Hodayoun Vash, Mohammad Hossein Forouzanfar, Dariush Farhud. Acute symptoms related to air pollution in urban areas: a study protocol. *BMC Public Health* 2006; 6:218-222.  
<http://www.biomedcentral.com/1471-2458/6/218>

Minsi Zhang, Yu Song, Xuhui Cai. A health-based assessment of particulate air pollution in urban areas of Beijing in 2000-2004. *Sci Total Environ* 2007; 376:100-108.

Montse Meneses, Marta Schuhmacher, Jose L Domingo. Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources. *Environ Int* 2004; 30:481-489.

Mukerjee D. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *J Air Waste Manag Assoc* 1998; 48:157-165.

Organización Mundial de la Salud. Las dioxinas y sus efectos en la salud humana Nota descriptiva N°225 Noviembre de 2007.  
<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs225/es/index.html>

Raemdonck A, Koppen G, Bilau M, Willems JL. Exposure of maintenance workers to dioxin-like contaminants during the temporary shutdown of a municipal domestic solid waste incinerator: a case series. *Arch Environ Occup Health* 2006; 61:115-121.

Schuhmacher M, Rodriguez-Larena MC, Agramunt MC, Diaz-Ferrero J, Domingo JL. Environmental impact of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain: PCDD/PCDF levels in herbage samples. *Chemosphere* 2002; 48:187-193.

Schwartz J. Air pollution and daily mortality: A review and meta análisis. *Environ Res* 1994; 64:36-52.

Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. *Epidemiology* 1996; 7:20-28.

Shibamoto T, Yasuhara A, Katami T Dioxin formation from waste incineration. *Rev Environ Contam Toxicol* 2007; 190:1-41.

WHO: European Centre for Environment and Health International Programme on Chemical Safety. EXECUTIVE SUMMARY. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). May 25-29 1998, Geneva, Switzerland.

World Health Organization. Use of the air quality guidelines in protecting public health: a global update. Fact sheet N°313 October 2006.

<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/index.html>



UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Laboratorio de Tecnología Ambiental  
Instituto de Investigaciones Tecnológicas

PROYECTO: Estudio Multidisciplinar sobre la  
Fracción Resto de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en  
Asturias

COORDINADOR: Prof. Dr. D. José Coca Prados

*Efectos de las emisiones de la  
planta de tratamiento de la  
fracción resto de residuos  
sólidos urbanos (RSU) de  
Asturias en los suelos de su  
entorno*

Pr. Dr. D. Felipe Macías Vázquez

SANTIAGO DE COMPOSTELA



## **EFFECTOS DE LAS EMISIONES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) DE ASTURIAS EN LOS SUELOS DE SU ENTORNO**

El objetivo del presente informe es determinar la influencia que tienen las diferentes emisiones (principalmente gaseosas) de la planta de tratamiento de la fracción resto de residuos sólidos urbanos de Asturias sobre los suelos de su entorno, ya sean plantas de incineración, gasificación, pirólisis o plasma. Se tendrán en cuenta las posibles alteraciones en las propiedades de los suelos, los riesgos de acumulación de determinados contaminantes (metales pesados, dioxinas, etc.) y se valorará la posible influencia sobre las funciones ambientales y productivas de los suelos de acuerdo con la Estrategia de Protección de Suelos de la Unión Europea (2006). Para cada tecnología los productos residuales que pueden llegar al aire y, por tanto, al suelo son diferentes, presentándose a continuación un resumen de los más frecuentes sin que pueda darse una mayor concreción al no disponerse de los datos correspondientes a la tecnología que se pretende instalar.

### **1. EMISIONES CARACTERISTICAS DE LAS DIFERENTES ALTERNATIVAS DE GESTION DE LA FRACCION RESTO MEDIANTE PROCESOS DE RECUPERACIÓN ENERGÉTICA**

Se trata de gestionar la fracción no reciclable de los RSU mediante su incineración con generación de electricidad en una planta térmica. Los RSU son una mezcla compleja de materiales orgánicos e inorgánicos en la que están presentes gran cantidad de elementos en distintas proporciones y entre ellos se encuentran C, Cl, S, metales como el Na, K, Fe, Zn, Cd, Hg, etc., y no metales como, As entre otros.

Los procedimientos más usuales utilizados en los procesos de gestión de los RSU son:

- Combustión
- Pirólisis
- Gasificación

#### **1.1. COMBUSTION DE RSU**

Las principales emisiones asociadas a esta tecnología son: CO, PAH's, dioxinas, gases acidificantes (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno) metales pesados y otros elementos traza, y compuestos orgánicos clorados.

#### **1.2. PIRÓLISIS DE RSU**

Pirólisis es la transformación química de diversos materiales (preferentemente materia orgánica) por efecto del calor en el vacío o en una atmósfera inerte. En el caso de la pirólisis de biomasa (si bien este término es muy amplio e incluye los RSU), la pirólisis lleva a la producción de un material carbonoso, un líquido condensable denominado alquitrán y productos gaseosos. Las proporciones relativas de estos tres productos dependen de las condiciones de la operación y de la composición química de la biomasa.

En la fase gaseosa los estudios realizados por diferentes autores (Williams, 1994) rebelan la presencia de compuestos de bajo peso molecular y carácter volátil tales como  $H_2$ ,  $CO$ ,  $CO_2$ , gases ácidos, amoníaco, agua, metales pesados volátiles, nitrógeno, azufre y  $COV_s$  (fundamentalmente  $CH_4$ ,  $C_2H_6$ ,  $C_3H_8$  con aportaciones menores de  $C_2H_4$ ,  $C_3H_6$ ,  $C_4H_8$  y  $C_4H_6$  y otros hidrocarburos gaseosos de bajo peso molecular). Gases acidificantes como  $HCl$  y  $SO_2$  también se producen.

La pirolisis de biomasa conduce a la formación de un residuo sólido, carbonoso, caracterizado por su recalcitrancia frente a los procesos metabólicos y oxidativos inorgánicos, muchas veces denominado “*black-carbon*” que se forma espontáneamente en la combustión de bosques en condiciones de una cierta humedad, abundancia de combustible orgánico y escasa renovación de  $O_2$ . Junto a estos productos se forman cenizas, cloruros alcalinos y compuestos de azufre. Los compuestos sólidos formados en la pirólisis tienen propiedades adsorbentes y carácter reductor, además de una gran recalcitrancia interna. En los suelos su presencia no origina problemas o limitaciones, sino que tiene efectos beneficiosos, ya que aunque son muy recalcitrantes frente al metabolismo microbiano y a los mecanismos de oxidación inorgánica tienen propiedades importantes como son la alta capacidad de adsorción de iones, metales pesados, compuestos orgánicos, líquidos y gases o sus posibles interacciones con otros componentes coloidales del suelo al tiempo que contribuyen a mantener en los sumideros edáficos una importante cantidad de C recalcitrante.

### 1.3. GASIFICACIÓN

Consiste en quemar con menos aire del estequiométrico. Es una combustión parcial que forma un gas con altos contenidos de  $CO$ ,  $H_2$  y algunos hidrocarburos saturados, principalmente  $CH_4$ . Como emisiones se obtienen  $NO_x$  (60-115 ppmv),  $SO_2$  (0.09-0.23 g/ $Nm^3$ ), hidrocarburos no condensables y partículas (0.068-0.164 g/ $Nm^3$ ). En las aguas residuales pueden encontrarse compuestos peligrosos como AOX, cianuros, sulfuros, compuestos aromáticos, benceno, hidrocarburos disueltos, en suspensión, o en emulsión-, y metales siendo los principales mercurio, cadmio, plomo, cobre, níquel, cromo, arsénico y zinc.

## 2. CONTAMINANTES POTENCIALMENTE PRODUCIDOS EN SISTEMAS DE ELIMINACIÓN TÉRMICA DE RESIDUOS Y SUS PRINCIPALES EFECTOS SOBRE LOS SUELOS.

Frente a la idea general que considera a los procesos de incineración como una fuente muy importante de contaminación los datos indican que no lo son tanto, incluso para tecnologías ya utilizadas en los inicios de la década de los 90. Pest y Eduljee (1994) señalan que los procesos de incineración concentran sus potenciales efectos negativos en los gases emitidos, que son absorbidos directamente por inhalación o de forma indirecta a través de la ingesta de alimentos. Destacan estos autores que estos últimos son similares en procesos de incineración y vertido pero que la producción de gases, lixiviados y olores son mucho más nocivos en estos últimos (Tabla 1). Además, dado que la mayor parte de los riesgos están relacionados con la producción de gases de emisión, pero en una infraestructura controlada, el tratamiento de los mismos tiene mucha mayor garantía y pueden desarrollarse tecnologías específicas de tratamiento de gases que minimicen sus efectos en mucha mayor medida que en cualquier otro

procedimiento de gestión de residuos (Pest, 1994; Williams, 1994; Pest y Eduljee, 1994; etc.)

Tabla 1. Principales efectos negativos en diferentes técnicas de gestión de residuos según Pest y Eduljee (1994)

Sistema de Gestión	Riesgos de Inhalación	Riesgos en la ingesta de alimentos	Producción de gases	Lixiviados	Olores
Incineración	XXXX	XXX	-	-	XX
Vertido	XXX	XXX	XXXX	XXXX	XXX
Incorporación a suelos cultivados	X	XXX	-	XX	XXXX
Compostaje	X	XX	-	XX	XX
Tratamientos biológicos	X	X	-	-	XXX
Tratamientos físico-químicos	XX	X	-	-	X

Sin duda, el aspecto que más interés ha despertado es el de la producción de derivados tetraclorados, como las dioxinas y los furanos y, en menor medida, la producción y emisión de metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, COV's, gases acidificantes o eutrofizantes y partículas. Gran parte de estos compuestos tóxicos han experimentado profundas modificaciones de reducción de emisiones con los sucesivos avances tecnológicos (Tablas 2, 3 y 4), por lo que cuando se habla de emisiones y efectos de instalaciones de combustión es absolutamente imprescindible diferenciar el tipo de tecnología de la que se trata.

Tabla 2. Comparación de emisiones de una planta vieja de incineración y una planta nueva (posterior a 1990) en Suecia y valores de exigencia actuales (mg/m<sup>3</sup>) (Williams, 1994)

	Planta vieja	Planta moderna	Límites de emisión actuales
Partículas	1-90	1.2	10 mg/Nm <sup>3</sup>
CO	-	-	50 mg/Nm <sup>3</sup>
HCl	450-900	25	10 mg/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	90-360	17	50 mg/Nm <sup>3</sup>
HF	4.5-9	<2	1 mg/Nm <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub>	180-360	-	200 mg/Nm <sup>3</sup>
Pb	0.45-2.7	0.06	0.5 mg/Nm <sup>3</sup> (Pb+As+Sb+Co+Cu+Mn+Ni+ Cr + V)
Cd	0.045-0.9	0.002	0.05 mg/Nm <sup>3</sup> (Cd + Tl)
Hg	0.27-0.36	0.09	0.05 mg/Nm <sup>3</sup>
TCDD ng/m <sup>3</sup>	4.5-90	0.04	0.1 ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup>
TCDF ng/m <sup>3</sup>	-	-	
PAH ng/m <sup>3</sup>	0.9-90	-	

Tabla 3. Datos de emisiones de una incineradora antes y después del tratamiento de gases. (Williams, 1994)

Contaminantes (mg/L)	Antes del tratamiento	Después del tratamiento de gases
pH	0.95	8.8
Cl	12 900	1540
SO <sub>4</sub>	502	590
F	52	1.7
Cr	0.69	0.10
Cu	1.28	0.26
Ni	3.7	0.25
Zn	14.1	1.8
Cd	0.46	0.15
Pb	6.8	0.8
Hg	6.6	0.038

Tabla 4. Composición típica de los gases de un sistema de combustión (Edujee, 1994)

	Gas sin tratar	Gas lavado (mg/m <sup>3</sup> )
H <sub>2</sub> O	10-18% en volumen	-
CO <sub>2</sub>	6-12% en volumen	-
O <sub>2</sub>	7-14%	-
Materia particulada	2-10 g/m <sup>3</sup>	0.02-0.03 g/m <sup>3</sup>
HCl	250-2000 mg/m <sup>3</sup>	10-30
HF	0.5-9 mg/m <sup>3</sup>	0.5-2
SO <sub>2</sub>	200-1000 mg/m <sup>3</sup>	200-300
NO <sub>x</sub>	100-400 mg/m <sup>3</sup>	100-400
CO	50-100 mg/m <sup>3</sup>	50-100
C orgánico total	< 20 mg/m <sup>3</sup>	< 20

## 2.1. CARACTERÍSTICAS Y PRINCIPALES EFECTOS AMBIENTALES DE LOS CONTAMINANTES ORIGINADOS EN PROCESOS DE INCINERACIÓN

### 2.1.1 Óxidos de Carbono inorgánico

La formación de monóxido de carbono se considera un parámetro clave para determinar la eficiencia de la combustión. A elevadas temperaturas se favorece la oxidación a CO<sub>2</sub> (el principal gas producido en estos proceso) siempre que el tiempo de residencia sea suficiente, pero si no existe una buena mezcla entre combustible y oxígeno, se dan puntos en los que la concentración de oxígeno es más baja de la necesaria estequiométricamente para la oxidación, la combustión no es eficiente y se produce CO.

El efecto tóxico de los gases del tipo de los óxidos de C inorgánico sobre los suelos puede considerarse despreciable, pero no lo es si se considera su carácter de gases de efecto invernadero, por lo que las emisiones de estas sustancias deben ser tenidas en cuenta ya que son contabilizadas en el seguimiento del Protocolo de Kyoto.

### 2.1.2 Compuestos de Carbono orgánicos volátiles.

Son compuestos como metano, etano, etileno, propano y pequeñas cantidades de otros hidrocarburos de bajo peso molecular. Sus efectos sobre los suelos cuando proceden de focos de emisión atmosférica pueden considerarse nulos. Sin embargo, deben ser tenidos en cuenta como precursores de la formación de sustancias oxidantes ( $O_3$  troposférico) y por su efecto directo sobre los organismos.

### 2.1.3 Gases acidificantes:

Se incluyen en este grupo los compuestos nitrogenados tanto oxidados como reducidos (óxidos de N y amonio) y los óxidos de S.

#### 2.1.3.1 Óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ )

Se consideran  $NO_x$  a los compuestos oxidados de N formados en procesos de combustión. El más abundante es el NO (más del 95% de los compuestos nitrogenados) y en menor medida pueden formarse  $NO_2$  y  $N_2O$ , éste último sólo se forma en procesos de baja temperatura y en cantidades muy poco importantes.

Los límites de emisión en países de la UE oscilan entre los 70 y 200  $mg/Nm^3$ . Niveles tan bajos sólo pueden alcanzarse mediante la adopción de medidas secundarias de tratamiento de los gases de combustión. Los  $NO_x$  son precursores de la formación de  $O_3$  y peroxi-aceto-nitrilo (PAN), oxidantes fotoquímicos conocidos como *smog* (niebla con humo). También contribuyen a la formación de aerosoles nítricos (líquidos) que pueden causar niebla y lluvia ácida.

Los  $NO_x$  son gases con efectos acidificantes para el suelo pues por oxidación en el aire formarán  $HNO_3$  (disociado en  $NO_3^-$  y  $H^+$ ). Estos compuestos tienen un efecto acidificante potencial importante al no ser el  $NO_3^-$  un anión de adsorción específica por lo que no puede ser retenido por los suelos excepto en aquéllos que tengan una carga positiva muy elevada al pH del suelo en los que podrían darse reacciones de adsorción no específica. En consecuencia, los protones actúan acidificando el complejo de cambio, liberando cationes a la disolución procedente de los minerales primarios lábiles (feldespatos, plagioclasas, ferromagnesianos) y saturando progresivamente en protones a las arcillas. Los procesos básicos del ataque de las sustancias acidificantes y, en particular del  $HNO_3$  son:

a. *Minerales primarios lábiles +  $H^+$  = Hidrólisis ácida con liberación primero de cationes básicos (Ca, Mg, Na, K), seguida de los ácidos (Al, Mn, Fe-II) y, finalmente, disolución completa del mineral primario.*

b. *Arcillas-Cationes Básicos-Cationes ácidos +  $H^+$  = Cationes Básicos y ácidos en disolución + Arcillas- $H^+$*

Dado que las arcillas protón son inestables el proceso se continua con la liberación de Al reticular y su paso a posiciones de cambio hasta que se destruye la red en procesos de acidolisis fuerte, en cuyas condiciones no existe ningún mineral secundario estable del tipo de los filosilicatos (Fig.3).

El anión nitrato  $\text{NO}_3^-$  actúa como un agente de arrastre con las aguas de infiltración de los cationes básicos del suelo y cuando éstos se encuentran en bajos niveles en el complejo de intercambio catiónico del suelo (< 80% de saturación) comienzan a movilizar a los cationes ácidos para mantener la electroneutralidad de las aguas de drenaje. El problema es que el anión nitrato es muy móvil y difícilmente es retenido por los componentes coloidales del suelo, por lo que los cationes tienden a ser eliminados con la consiguiente pérdida de capacidad de neutralización de ácidos del suelo.

### **2.1.3.2 Gases acidificantes amoniacales**

El ión  $\text{NH}_4^+$ , a pesar de su carácter básico, es un poderoso agente acidificante en los suelos por medio de la liberación de protones que se produce en las transformaciones oxidativas causadas por las bacterias nitrificantes en los suelos bien drenados y oxidados. En su mayor parte el ión amonio existente en la atmósfera procede de fuentes de emisión agrícolas y de procesos naturales como los que se producen en ambientes de estuario en condiciones reductoras. Asimismo, puede formarse en algunos procesos de gestión de residuos en ausencia de oxígeno (medios anóxicos o subóxicos) que se producen en vertederos, sistemas de depuración anaerobia, pirólisis, etc. Una vez oxidado su efecto sobre los suelos es similar al del ión nitrato.

### **2.1.3.3 Gases acidificantes azufrados.**

La combustión de compuestos con S en medio rico en oxígeno conduce a la formación de  $\text{SO}_2$  y pequeñas cantidades de  $\text{SO}_3$ . Posteriormente en el medio aéreo el  $\text{SO}_2$  es oxidado y en presencia de agua da origen a  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ( $\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-}$ ) que es depositado por la lluvia, nieve o partículas de polvo. Su efecto acidificante es, a igualdad de concentración con las disoluciones de  $\text{HNO}_3$ , menos intenso que la causada por los compuestos nitrogenados debido a que el ión  $\text{SO}_4^{2-}$  puede ser adsorbido de forma específica sobre muchas superficies y componentes existentes en los suelos, pudiendo llegar, parcialmente, a su completa oclusión. Esto significa que la proporción de  $\text{SO}_4^{2-}$  fijado, no es móvil, y, por tanto, no conduce al arrastre y lavado de cationes. Además, en parte la adsorción de  $\text{SO}_4^{2-}$  por los coloides del suelo puede liberar grupos  $\text{OH}^-$  que contribuyen a la neutralización de la acidez protónica incorporada. Por supuesto, el efecto de los protones y del sulfato no fijado procedente de las emisiones tienen el mismo efecto sobre el suelo que se ha descrito en los gases acidificantes nitrogenados pudiendo establecerse Cargas Críticas de S acidificante y tener en cuenta la Capacidad de Adsorción de sulfatos de los suelos que dependerá de la composición, tamaño de partícula y carga superficial de sus componentes coloidales y, por supuesto, del espesor de los suelos.

### **2.1.3.4 Gases acidificantes clorados y fluorados**

Se producen en cantidades más pequeñas que los anteriores debido a su gran reactividad en los procesos de combustión. Su comportamiento a efectos de suelo es el mismo descrito en el caso de los gases acidificantes nitrogenados para el HCl y de los iones sulfato para el del HF debido a que el ión  $\text{F}^-$  tiene mayor adsorción específica incluso que el ión  $\text{SO}_4^{2-}$ .

### 2.1.3.5 Síntesis de los efectos potenciales de los gases acidificantes.

En síntesis el resultado de la introducción de sustancias acidificantes conduce a los siguientes efectos en los suelos:

#### **Acidificación**

Puede manifestarse en un descenso del pH y/o en una disminución de la capacidad de neutralización de ácidos de los suelos. Este último efecto se produce siempre y de forma inexorable cuando en un suelo entran sustancias ácidas, pues deben ser neutralizadas por los mecanismos de amortiguación de ácidos del suelo. En cambio, el descenso del pH sólo se produce cuando la disminución de la capacidad de neutralización de ácidos ha sido lo suficientemente importante para destruir completamente la capacidad amortiguadora del suelo en ese intervalo de pH, es decir del sistema tampón que se oponía a la acidificación, por lo que cuando éste es eliminado se produce el paso a un nuevo pH de equilibrio con el sistema tampón residual del suelo (Fig.1). Esto sucede porque los suelos tienen, en mayor o menor medida, capacidad para neutralizar ácidos (CNA), variable a lo largo de su desarrollo y de los aportes o modificaciones producidos por nuevos materiales añadidos a él por causas naturales o antrópicas. La capacidad que tiene un suelo para neutralizar ácidos (CNA) es un valor dependiente de su composición en cada etapa de su edafogénesis. En sistemas abiertos y sustractivos esta CNA es continuamente decreciente (Fig. 1) en cantidades equivalentes a los aportes ácidos que recibe el suelo.

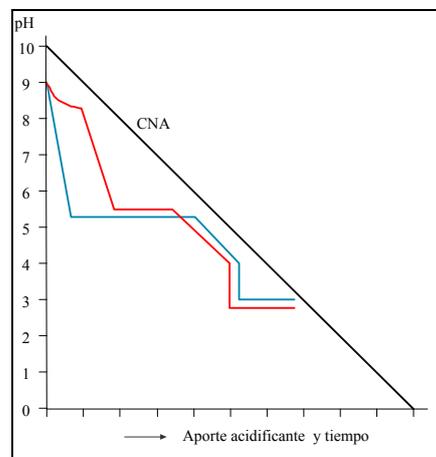
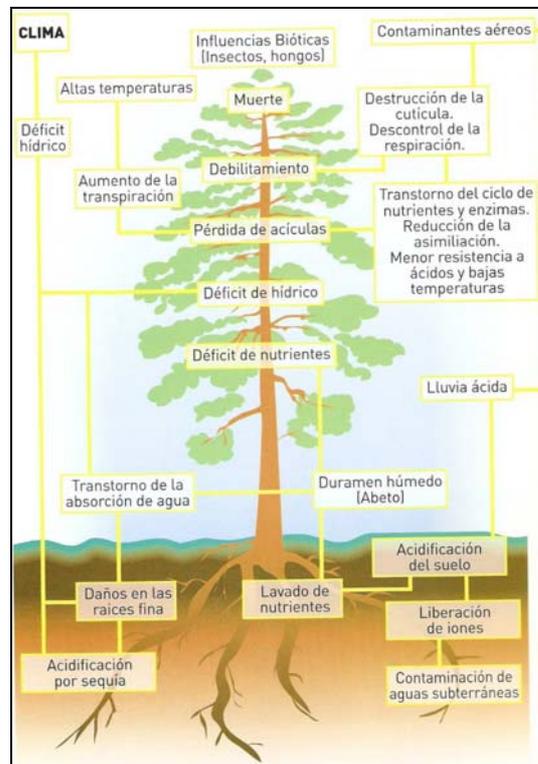


Figura 1. Esquema de la variación de la Capacidad de Neutralización de Ácidos (CNA) y el pH de dos suelos diferentes frente a los aportes acidificantes y el desarrollo de la edafogénesis en medios sustractivos abiertos.

Sin embargo, el pH sigue un descenso más irregular, con tramos en los que permanece constante, aunque descienda la CNA y otros en los que se producen descensos bruscos a pequeñas variaciones de ésta. Esto se debe a la presencia en los suelos de diferentes mecanismos tampón (Macías et al., 2005; Macías y Chesworth, 1992; Ulrich, 1991; Irving, 1991), que mantienen el valor del pH, a pesar de que se haya producido una acidificación del

sistema global, durante un cierto tiempo, dependiente de la intensidad de la agresión y del potencial amortiguador de cada suelo.

Si la acidificación no ha producido un descenso del pH los efectos nocivos prácticamente no son perceptibles, a pesar de que el suelo siempre ha perdido parte de su capacidad amortiguadora. Sin embargo, si se produce el descenso del pH a valores bajos ( $\text{pH} < 5.0$  ó mucho más si el pH desciende de 4.0) la solubilidad del Al se incrementa y comienzan a aparecer en la disolución del suelo especies aluminicas de elevada toxicidad para las raíces y para muchos microorganismos con efectos negativos sobre la capacidad de nitrificación y fijación simbiótica de Nitrógeno, el crecimiento radicular que es inhibido especialmente en el caso de las raíces finas, la disponibilidad de los iones fosfato y el incremento del estrés fisiológico de la vegetación causado por el incremento de la solubilidad de otros metales pesados. Todo ello, puede llevar a una disminución del vigor de la vegetación, merma de capacidad productiva, defoliación, disminución de la resistencia al estrés hídrico y a las enfermedades producidas por parásitos e incluso, en situaciones graves, a la muerte de la vegetación arbórea (lo que se ha conocido como “la muerte del bosque” por efecto de las lluvias ácidas).



*Figura 2. Representación de los efectos de una contaminación por emisiones gaseosas en las coníferas. Los efectos más graves, que pueden conducir a la muerte de árboles en grandes extensiones y a la contaminación de aguas superficiales o freáticas, son los producidos como consecuencia de la acidificación del suelo con liberación de iones aluminicos tóxicos a la fase disuelta (Macías, 2001, 2003).*

Estos efectos se producen con mayor intensidad en suelos naturales que en los cultivados y prados, pues los fertilizantes y las enmiendas incorporados en estos incrementan su capacidad de neutralización de ácidos. En el caso de las especies arbóreas las más sensibles son las masas de coníferas por su mayor facilidad de captación de nieblas, *smogs*, y partículas a las que se unen los gases acidificantes, la

presencia de hojas permanentes y la disposición de las mismas formando un denso entramado que favorece la filtración de polvo y aerosoles que son depositados sobre las hojas, ramas y tronco y, posteriormente, incorporados a los suelos con las disoluciones de pluviolavado y escurrido. En la Fig.2 se presentan efectos que experimentan las coníferas en presencia de situaciones de contaminación atmosférica. Puede existir daños directos en las hojas, tales como las necrosis producida por los gases acidificantes, etc., pero los daños graves en masas arbóreas sólo se producen a través del efecto negativo de los iones aluminicos en el sistema radicular y especialmente en el desarrollo de las raíces finas cuya ausencia no permite al árbol recoger nutrientes y agua en cantidades suficientes para su desarrollo y favorece la pérdida de resistencia frente a los agentes de estrés climáticos o de patógenos.

Las especies arbóreas menos sensibles son las caducifolias, al estar defoliadas una parte del año y presentar una organización de la copa y hojas menos favorable para la captación de partículas, aerosoles, etc., presentes en la atmósfera, razón por lo que todos los estudios de seguimiento de los efectos acidificantes se centran en las masas de coníferas existentes en las inmediaciones de los focos emisores. Por otra parte, estos efectos nocivos son mucho más frecuentes e intensos en zonas frías, como las del Norte de Eurasia y América, pues los mecanismos de amortiguación están ralentizados por la menor velocidad con que se producen las reacciones, especialmente las relacionadas con el mecanismo tampón de la hidrólisis de los minerales lábiles. Si estos mecanismos son lentos no da tiempo a neutralizar los ácidos durante su tiempo de residencia en el suelo por lo que salen con la disolución de drenaje afectando a la calidad de ríos y lagos y, sobre todo a la supervivencia de las especies acuáticas dado que estos sistemas no tienen apenas capacidad tampón y son rápidamente acidificados con el consiguiente incremento de la concentración de especies tóxicas.

### ***Incremento de la velocidad de alteración de los minerales primarios lábiles***

Este efecto de incremento de la cinética de alteración por acidolisis es particularmente intenso en el caso de los suelos derivados de rocas carbonatadas o de las ricas en plagioclasas y ferromagnesianos.

### ***Incremento de la acidez y liberación de iones aluminio a la disolución del suelo***

Este efecto es muy negativo por las consecuencias que tiene para la calidad de las aguas superficiales y freáticas de las que depende la persistencia de las comunidades acuáticas de insectos y peces así como la calidad del agua potabilizable. Las aguas descienden su pH e incrementan la concentración de aniones acidificantes como el sulfato o el nitrato (dependiendo de la composición de las emisiones dominantes) y de los iones aluminicos  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al-OH}$  ( $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  y  $\text{Al}$  hidroxilado polimérico), compuestos similares unidos al ión  $\text{F}^-$  y especies ligadas a los sulfatos ( $\text{Al-SO}_4^+$  y  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$ ). Todos ellos tóxicos, si bien los más peligrosos para la vida acuática y las raíces de las plantas son los iones  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$  (Fig.3).

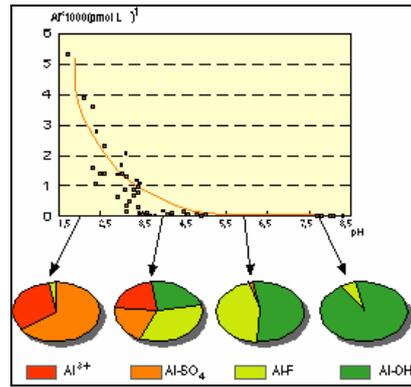


Figura 3. Un ejemplo de la variación de las especies de Al en la disolución de suelos con diferentes grado de acidez (Monterroso et al, 1994)

En el caso de los medios acuáticos hay un riesgo significativamente importante a medida que se neutralizan las aguas por la aparición de las formas hidroxiladas poliméricas que se adhieren a las branquias y piel de los organismos acuáticos causando, en los casos peores, su muerte por asfixia.

**Disminución de las condiciones de estabilidad termodinámica de las arcillas 2:1 y, posteriormente, de las 1:1 y los oxihidróxidos de Fe y Al.**

A medida que desciende el pH las arcillas se desestabilizan y destruyen por mecanismos hidrolíticos con las 2:1 y siguiendo con las 1:1 y los oxihidróxidos de Fe y Al. Cuando el pH desciende de 4.0 ninguno de estos minerales es estable y se produce tanto su destrucción como la inhibición de su proceso de síntesis. Sólo se pueden formar compuestos secundarios del tipo de algunos sulfatos como la jarosita, schwermanita, jurbanita, alunita, etc, (Fig. 4). En estas condiciones los suelos pueden alcanzar valores de pH inferiores a 3.0 (medios hiperácidos) y valores de Eh muy elevados (> 600 milivoltios, típico de medios hiperoxidantes) al tiempo que pierden su actividad biológica y el único mecanismo tampón que queda frente a los ácidos es el del tampón férrico (pH: 2-3).

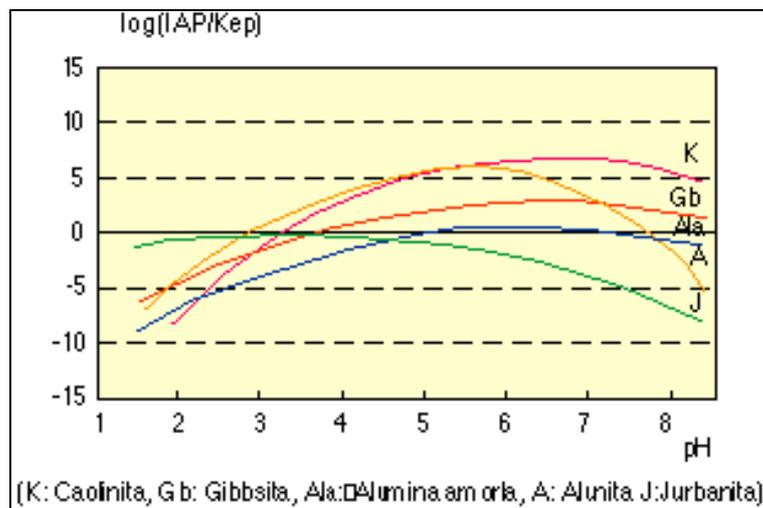


Figura 4. Variación de los índices de saturación de varios minerales en la disolución de suelos en función del pH. (Monterroso et al., 1994).

Sin embargo, esta situación es difícilmente alcanzable pues requiere la coexistencia de unas emisiones acidificantes muy fuertes con una escasa capacidad de neutralización de ácidos que sólo se produce cuando los suelos son hipercuarzosos, pobres en minerales alterables y con bajos niveles de Ca, Mg y, sobre todo, Al en su composición. En las situaciones normales y para emisiones como las previsibles en los sistemas de combustión esto no se produce dependiendo la intensidad de los efectos negativos de la *carga crítica de acidez de los suelos*.

La intensidad de los daños causados por los gases acidificantes es lógicamente una función del balance entre las concentraciones recibidas y la capacidad de resistencia o sensibilidad frente a los ácidos que presenten los suelos, por lo que será analizada en el caso concreto una vez que se discutan los tipos de suelos, y sus propiedades, existentes en la zona mediante la aplicación del concepto de *carga crítica de contaminantes acidificantes*.

#### **2.1.4 Contaminantes eutrofizantes**

Los compuestos de N, además de su carácter ácido, tienen un importante efecto eutrofizante por el exceso de N asimilable que introducen en los sistemas edáficos y acuáticos. El ión  $\text{NO}_3^-$  es directamente asimilable por los organismos, desde los intercambios que se producen en las hojas entre la lluvia y el pluviolavado y las células vegetales hasta la absorción por organismos acuáticos, donde se considera peligroso para la salud humana por el incremento del riesgo de cáncer estomacal (se está discutiendo la disminución de la concentración permitida de nitratos de 50 a 25 ppm en las aguas de bebida), y para la fauna acuática a la que pueden eliminar como consecuencia de la eliminación del oxígeno por un crecimiento desmesurado de la vegetación acuática. A la vegetación también causa efecto, en primer lugar por el incremento de nutrientes nitrogenados en los suelos, lo que causa diferentes efectos (positivos o negativos) tales como:

- Disminución de las especies propias de medios distróficos, como las ericáceas, que son progresivamente eliminadas y sustituidas por especies nitrófilas tales como (gramíneas, compuestas, ortigas, etc.).
- Incremento de la producción silvícola. Efecto positivo, típico de fertilización, que se produce cuando los niveles no son excesivos.
- Deformación de los troncos que se vuelven más frágiles y mayor susceptibilidad a la sequía y a las plagas cuando los niveles son excesivos.
- Incremento de la concentración de nitratos en la disolución del suelo y mayor lavado de cationes para conseguir la electroneutralidad.

En el caso de los aportes de  $\text{NH}_4^+$  hay una mayor retención en el complejo de intercambio iónico, lo que reduce inicialmente el lavado y sus consecuencias negativas. Sin embargo, a medida que se produce su oxidación y nitrificación (muy importante en primavera) pasa a funcionar como un contaminante acidificante y eutrofizante.

Al igual que en el caso de los contaminantes acidificantes pueden calcularse las Cargas Críticas de N eutrofizante para cada tipo de suelo.

### 2.1.5 Metales

Después de la combustión los metales se emiten en forma de partículas, sobre las que viajan en forma adsorbida o bien ser emitidos en fase de vapor. Muchos metales pueden ser evaporados por efecto de las temperaturas altas y la presencia en los residuos de agentes movilizadores (fundamentalmente halógenos). Algunos de los metales de puntos de ebullición más bajos son, en °C: Hg (357), As (130), Cd (765), HgCl<sub>2</sub> (302), PbCl<sub>2</sub> (950)

En los suelos los metales experimentan multitud de transformaciones pero no es posible su eliminación excepto por procesos de erosión, absorción y remoción con la cosecha y algunos procesos de volatilización de elementos como As o Hg en forma de arsinas (AsH<sub>3</sub>, As-CH<sub>3</sub>,...) o de compuestos orgánicos mercuriales (Hg-CH<sub>3</sub>, Hg-CH<sub>2</sub>-CH<sub>3</sub>). El resto de los metales establece relaciones de equilibrio muy complejas con participación de la disolución del suelo, la fracción coloidal orgánica e inorgánica (mediante reacciones de complejación y cambio iónico o adsorción) y procesos de precipitación. Las especies formadas por cada uno de los metales van a depender de procesos muy variados en los que los parámetros fundamentales son: el pH, el Eh y la naturaleza de los componentes coloidales, en especial su superficie específica y carga superficial al pH del suelo.

Los efectos tóxicos de los metales pesados que llegan a los suelos son muy variados, existiendo grandes diferencias entre la gravedad de los mismos y la concentración total de metal debido a que el principal factor que los explica es la movilidad y biodisponibilidad, lo que depende de la especie en que se encuentre en el medio, y no de la concentración total. A pesar de ello, prácticamente todos los aspectos legislativos se realizan sobre el contenido total de los elementos metálicos y no sobre las formas biodisponibles lo que en cierto modo puede ser lógico ya que la presencia de altos contenidos de metales pesados es ya de por sí un riesgo importante ante la posibilidad de que modificaciones naturales o antrópicas incrementen la proporción biodisponible. Algunos efectos de los metales pesados se recogen en la Tabla 5.

Para establecer la existencia de procesos de contaminación por metales pesados y otros elementos traza se dispone del procedimiento establecido por el Real Decreto 9/2005 por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la Declaración de suelos Contaminados y su Guía Técnica de Aplicación presentada por el Ministerio de Medio Ambiente en el 2007. En estos documentos se establece que en el caso de los metales pesados la Declaración de "Suelo Contaminado" podrá ser establecida por las Comunidades Autónomas cuando se superen 100 veces los Valores límite denominados "Niveles Genéricos de Referencia" que serán establecidos por las Comunidades Autónomas bien tras un análisis de la variación de las concentraciones de elementos traza en suelos naturales, no afectados por la contaminación, o bien tras un análisis de los riesgos que supone su presencia para la "salud humana" o la "conservación de los ecosistemas". En este último caso, que se considera el más adecuado, se establecen procedimientos de cálculo basados en la experiencia de Análisis de riesgos por diferentes vías de la EPA.

Tabla 5. Concentraciones de efectos de algunos metales pesados y otros elementos traza (Pais y Jones).

Elemento	Intervalo natural en Suelos (Pais y Jones,1997)	Toxicidad plantas	Toxicidad humanos	Toxicidad otros animales
Ag	0.03-0.9	0.5 mg/L	60 mg 1.3-6.2 g letal	
Al	0.4-10%	0.1-3.0 mg/L	5 g/día	220 mg/día letal ratas
As	0.1-48	5-10 mg/kg > 2 mg/L	5-50 mg/día Letal 50-340 mg/día	
B	5-80		4 g	0.2-2.2 mg/L animales domésticos
Ba	100-3000	>500 ppm	200 mg 3.7 g letal	
Be	0.1-15	10-50 > 2 mg/L		
Bi	0.1-0.4	27 mg/L letal		
Cd	0.01-3.0	< 3mg/L	30-300 mg 1.5-9 g letal	0.5 mg/d tóxico 16 letal
Co	1-40	0.1-30 mg/L	500 mg	10 ppm
Cr	5-1000	5-15 mg/L <150 ppm	200 m > 3 g letalg	
Cu	2-100	> 20-30 ppm en tejidos	250 mg	1.5 g/día (30 días) ovejas
Hg	0.01-1		0.4 mg 150-300 mg letal	
Fe	1-30%		200 mg 7.35 g letal	
Ga	2-100		Citotóxico Beneficioso	
Mn	200-3000	pH < 5 y/o anaerobiosis	0.4-10	400-2000 ppm
Mo	0.5-40		5 mg	50 mg letal (ratas)
Ni	1-200			50 mg (ratas)
Pb	3-189	30 mg/L; 100 mg/L letal	1mg 10 g letal	
Sb	0.01-1.0	-	100 mg	
Sn	< 1		2 g	
Se	0.1-2.0		5 mg	> 5 ppm (vacas)
Tl	0.2-2.8	20mg/Kg son tóxicas	600 mg letal	
V	3-230	0.5 mg/L >2 ppm en soja y pea	Tóxico por vía respiratoria 0.01-0.04 m/m3	
Zn	10-300	1700 ppm	150-600 mg 6 g letal	

Por otra parte, pueden realizarse también consideraciones de determinación de Cargas Críticas de Metales Pesados para algunos metales, por procedimientos ya aprobados en Europa dentro del Convenio de Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia y otras basadas en la biodisponibilidad de estos elementos.

### **2.1.6. Dioxinas y furanos**

Las dioxinas y furanos son un grupo numeroso de compuestos orgánicos clorados de entre los cuales la 2,3,7,8-tetracloro dibenzona-dioxina (TCDD) y el 2,3,7,8-tetracloro dibenzofurano son los considerados de mayor toxicidad, si bien en este sentido hay mucha controversia pues no ha sido probado su efecto sobre los humanos más allá de afecciones epiteliales o reacciones alérgicas (como el cloracné) si bien hay evidencias claras de su carácter carcinogénico a partir de ciertas concentraciones límite en pruebas sobre ratones.

Los métodos de combustión tienen en cuenta que la formación y destrucción de dioxinas es muy sensible a la temperatura y disponibilidad de oxígeno. El control de la formación de dioxinas se calcula que requiere una temperatura de 980 °C durante más de un segundo, ó alternativamente 850°C durante más de 2 segundos. Temperaturas superiores fragmentan los precursores de las dioxinas haciendo que su formación en las zonas de postcombustión sea más improbable. De esta forma, simplemente optimizando la combustión, es posible reducir el contenido de dioxinas y furanos en el gas de combustión de la mayoría de las plantas existentes a valores de entre 8 y 12 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>.

Por otro lado, los métodos de eliminación de dioxinas en postcombustión han evolucionado bastante y se muestran bastante eficientes, llegando a concentraciones tan bajas como 0.006 ng/Nm<sup>3</sup> (Brunner, 1993) o incluso menores. Actualmente las concentraciones máximas de emisión permitidas están reguladas y ofrecen garantías de que su cumplimiento elimina los riesgos ambientales derivados de su presencia.

Las dioxinas y los furanos se consideraban hasta hace poco como compuestos de síntesis que no existían en ambientes naturales y cuya formación estaba ligada exclusivamente a las actividades antrópicas. Sin embargo, ahora se sabe que se trata de sustancias químicas orgánicas de amplia difusión ambiental, demostrándose no sólo su presencia en suelos, sedimentos, ríos y lagos, formulaciones químicas, residuos, herbicidas, lodos y lixiviados de vertederos, alimentos sino también su formación en incendios forestales y en erupciones volcánicas (Knox et al., 1999). Una vez formadas las dioxinas son sustancias muy recalcitrantes que se adsorben sobre casi cualquier tipo de superficie y que, por tanto, se concentran en los suelos al no existir procesos físico-químicos que puedan destruirlas. Sin embargo, se ha demostrado que en suelos con condiciones reductoras, pueden ser modificadas por reacciones de deshalogenación catalizadas por mecanismos fotolíticos y/o biótica, por medio de la actuación de organismos del tipo de las bacterias y arqueas (Adriaens et al., 1999; Adriano et al., 1999).

### **2.1.7. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos y otros compuestos orgánicos recalcitrantes**

Se denominan PAH's a un conjunto de compuestos basados en anillos aromáticos que están fusionados para formar dos o más cadenas policíclicas. Los hay con N, S, grupos nitro, etc., siendo los más importantes por sus efectos ambientales los compuestos: benzo( $\alpha$ )pireno, benzo( $\epsilon$ )pireno, fenantreno, metilfenantrenos, fluoranteno, metilfluoreno. Su presencia es ubicua, tanto en medios naturales edáficos como aéreos e incluso han sido identificados en un meteorito marciano (Prince & Drake, 1999). Esto

se explica porque pueden ser producidos por procesos biogénicos, térmicos o antrópicos. Han sido identificados como productos tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos (*Internacional Agency for Research on Cancer*, 1983) y la EPA los ha colocado en la lista de contaminantes prioritarios (Keith & Telliard, 1979).

Las emisiones de estos compuestos son mucho más bajas en los incineradores de residuos que en sistemas de combustión de carbón o diesel (Tabla 6)

Tabla 6. Emisiones de PAH's de diferentes sistemas de combustión y combustibles (Williams, 1994)

PAH( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Central Térmica Diesel	Central Térmica de Carbón	Incineradora residuos
Fluoreno	13	0.4	0.6
Fenantreno	80	4.4	2.5
Metilfenantrenos	215	-	-
Fluoranteno	65	2.5	0.9
Pireno	42	6.4	0.5
Benzo( $\alpha$ )antraceno	26	0.4	0.1
Benzo( $\alpha$ )pireno	13	-	0.05
Benzo( $\epsilon$ )pireno	7	0.02	0.01

En los suelos, los PAH's son sustancias recalcitrantes pero que son sometidos a diferentes procesos que los reducen paulatinamente tales como la fotooxidación, la evaporación, las reacciones de adsorción sobre coloides inorgánicos, la incorporación en moléculas húmicas y la destrucción catalizada por mecanismos abióticos y bióticos. (Prince & Drake, 1999). Al igual que las dioxinas y furanos su producción y emisión en instalaciones de combustión está regulada y se han definido límites, en este caso estatales, para la definición de suelo contaminado.

### 2.1.8 .Materia particulada

En los procesos de combustión se produce el arrastre físico de compuestos no combustibles y de otros procedentes de la combustión incompleta de los combustibles en partículas de muy pequeño tamaño. Su composición es muy variada (Tablas 7 y 8).

Tabla 7. Residuos sólidos de la incineración (Barniske, 1989)

Residuos	Cantidades producidas (kg/t residuo en seco)
Cenizas	250-350
Polvo de filtros limpieza de gases	20-40
Residuos de limpieza de gases en húmedo	8-15
Residuos de limpieza de gases en procesos semi-secos	15-35
Residuos de limpieza de gases en procesos secos	25-45

Tabla 8. Composición de cenizas en proceso de combustión (Petts &amp; Eduljee, 1994).

	Escorias	Cenizas de caldera	Cenizas volantes
Dioxinas totales(ng/g)	>LD-0.16	29.3-183	124-127
Furanos totales (ng/g)	>LD	14.2-141	128-138
PAH totales (ng/g)	92.1-968	96-182	46-4631
Clorofenoles (ng/g)	<LD-48	56.7-212	2438-3028
Clorobencenos (ng/g)	<LD-13.5	239-1080	1288-2239
PCB's (ng/g)	<LD	<LD	1.2-9.4
Be (µg/g)	38-218	72-220	-
Cd (µg/g)	<2-7.5	116-346	150-175
Co (µg/g)	213-478	144-165	-
Cr (µg/g)	984-1270	600-850	175-200
Cu (µg/g)	850-26 000	471-896	-
Ni (µg/g)	974-1370	318-705	90-100
Pb (µg/g)	1000-6000	5000-16 000	4400-5700
Zn (µg/g)	1300-2000	9200-22 000	9800-13 300
Hg (µg/g)	-	-	63-79
As (µg/g)	-	-	14-16
Sb (µg/g)	-	-	125-170

En su mayor parte se trata de cenizas que pueden tener diferentes concentraciones de compuestos contaminantes. Si el incinerador funciona correctamente el residuo o ceniza debería ser quemado completamente y ser biológicamente estéril. Sin embargo, en la práctica suelen llevar metales pesados en proporciones variables, pero normalmente inferiores al 1.5%. Lo peor se produce si se llevan a vertedero pues son muy fácilmente lixiviables en las condiciones que presentan normalmente, producen reacciones generalmente alcalinas y liberan grandes cantidades de metales pesados susceptibles de incorporarse a los suelos.

### **3. IMPACTOS POTENCIALES SOBRE LOS SUELOS DERIVADOS DE LA CONSTRUCCION Y FUNCIONAMIENTO DE UNA PLANTA DE COMBUSTION DE LA FRACCION RESTO DE LOS PROCESOS DE GESTION DE RESIDUOS EN ASTURIAS.**

Los impactos potenciales sobre los suelos se producen, tanto en sentido positivo como negativo, durante la fase de construcción y la de funcionamiento. En la primera, se ha de partir de la situación precedente en el lugar de construcción, siendo su impacto más o menos negativo en función de las condiciones iniciales. Si se trata de un lugar no afectado hasta ahora por las actividades de gestión de residuos los impactos que pueden producirse con una mayor entidad son: la eliminación del horizonte edáfico superficial en la totalidad de la parcela, la ocupación destructiva de los suelos en la superficie construida y o sellada y el depósito en la superficie de diferentes materiales antrópicos procedentes de las actividades de construcción. Este impacto debe considerarse como moderado, reversible y aceptable en el primer caso pues el suelo retirado puede ser reutilizado si se almacena en las condiciones adecuadas. También se considera aceptable la ocupación de suelos, ya que la superficie ocupada va a ser muy inferior a la que se tendría que dedicar a actividades de gestión de RSU a través de vertederos, siendo importante realizar el sellado y la recuperación ambiental de las actuales instalaciones de vertido, poniendo a disposición ambiental una superficie mucho mayor

que la ocupada por las nuevas instalaciones. En cuanto a la deposición de partículas y materiales procedentes de las actividades de construcción cabe reducir su importancia, porque se tratará mayoritariamente de materiales removidos de los ya presentes en la zona de afección y por la comparación de las situaciones ambientales de partida y final, una vez que las obras hayan finalizado. En todo caso se trata de impactos temporales y localizados fácilmente recuperables a una situación de uso del suelo preferentemente industrial mediante actuaciones de recuperación del suelo y el paisaje.

Los impactos de la fase de explotación sobre los suelos requieren mayor atención, pues se producirán durante períodos de mayor duración temporal. Básicamente los posibles impactos derivan de los residuos generados por las actuaciones de gestión de residuos que, como hemos visto, son mayoritariamente gaseosos y una vez emitidos pueden ser recogidos por los suelos y la vegetación del entorno. Partículas y aguas de proceso son más fácilmente gestionables, por lo que nos concentraremos en el análisis de los primeros teniendo en cuenta las características de los gases de salida que deben cumplir la legislación vigente que, por sí misma, ya exige normas de concentración de contaminantes al menos un orden inferior a las que se ha comprobado que producen daños ambientales irreversibles o graves en diferentes condiciones.

Los efectos sobre los suelos de los gases de inmisión van a depender de dos aspectos básicos:

- La naturaleza, concentraciones y cantidades totales de contaminantes que llegan al suelo
- La sensibilidad de los suelos a los diferentes contaminantes.

Otros aspectos, como los factores de dilución realizada por el viento, las precipitaciones se considera que son favorables por la respuesta que ha tenido el medio a la situación actual de gestión de residuos de más de 20 años de funcionamiento.

### **3.1 CARACTERISTICAS DE LOS SUELOS DEL ENTORNO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LA FRACCION RESTO.**

El suelo es la capa superficial de la tierra originada por la interacción de los materiales geológicos con los seres vivos, la atmósfera y la hidrosfera a lo largo del tiempo. Es un cuerpo natural, heterogéneo y con una estructura porosa característica, capaz de evolucionar en el tiempo hasta alcanzar el equilibrio con el medio o ser destruido por los procesos erosivos que lo incorporan a los ciclos geoquímicos superficiales. Está compuesto por fases sólidas, líquidas y gaseosas. Las fases sólidas tienen diferente origen:

- Unas, generalmente las de tamaño de partícula más gruesa (gravas, arenas), derivan directamente de los minerales existentes en la roca con una mayor o menor transformación física (tamaño) y/o química.
- Otras, se han formado en el propio suelo a partir de las disoluciones de alteración. Generalmente son de pequeño tamaño de partícula (arcillas, limos, etc). Son silicatos más o menos cristalinos, oxi-hidróxidos de Fe y Al, carbonatos, etc.
- Otros componentes edáficos derivan de los restos orgánicos vegetales y animales presentando diversos grados de transformación hasta mineralizarse totalmente o

formar un compuesto orgánico, relativamente estable, de composición muy heterogénea y naturaleza coloidal al que llamamos humus.

El suelo se forma por la acción conjunta de los factores de formación (clima, material de partida, organismos, relieve y tiempo) mediante una serie de procesos biogeoquímicos de diferente complejidad a los que se denomina “Procesos Edáficos”. De forma general, se trata siempre de procesos de pérdidas, ganancias, transformaciones y transferencias de materiales entre el suelo y los otros compartimentos superficiales o entre las diferentes capas del suelo. La diversidad de factores y procesos hace que el suelo presente una elevada variabilidad espacial y, también, distintos estadios de evolución en el tiempo.

Las características esenciales del suelo derivan de factores como:

- *Su posición en la interfaz gea-atmósfera.* Es un sistema abierto para la materia y la energía.
- *Su estructura porosa.* Permite la circulación del aire y del agua en su interior y la instalación de organismos vivos que pasan a realizar funciones vitales dentro del suelo almacenando energía y utilizándola en sus procesos metabólicos. Esto permite que, al contrario que las rocas los suelos sean sistemas lentamente disipativos para la energía solar a la que retienen largos períodos en su interior merced a la actividad biológica.
- *Su heterogeneidad,* con materiales de diferentes tamaños, composiciones y propiedades. Los más gruesos (partículas > 50 micras de diámetro) suelen ser prácticamente inertes, cambiando por alteración lentamente. Los tamaños más finos (< 2 µm arcillas y humus) tienen comportamiento coloidal, pueden dispersarse y moverse en el agua; retienen agua; intercambian iones (capacidad de cambio de aniones y cationes); adsorben superficialmente metales, compuestos orgánicos, algunos aniones, etc. y comunican al suelo una elevadísima reactividad.
- *El ser un medio de vida.* Comunica al suelo la capacidad de descomponer moléculas orgánicas; absorber agua, iones, metales pesados, etc.; incrementar la solubilidad de determinados compuestos; realizar transformaciones de muchos elementos; etc.
- *Su naturaleza dinámica.* La capacidad para evolucionar en el tiempo en respuesta a los cambios de las condiciones naturales y de la influencia antrópica.

La Estrategia Europea de Protección del suelo (elaborada entre 2002 y 2006) admite que el suelo tiene una serie de funciones en los sistemas naturales que deben ser conocidas y protegidas, destacando las siguientes:

- Es un lugar de asentamiento y actuación de las sociedades humanas. Vivienda, Recolección, Caza, Agricultura, Minería, Urbanismo, Ganadería, Transporte, Guerra, Recreo, Industria, etc. son influenciadas por las características de los suelos en función de sus aptitudes y limitaciones.
- Produce Alimentos y Fibras en función de su fertilidad.
- Es una Fuente de Materias Primas.

- Es un archivo histórico de la evolución del hombre y de los cambios ambientales.
- Es un medio de Vida y Reserva genética.
- Es el principal regulador de los ciclos biogeoquímicos (Agua, Carbono, etc) en los que interviene actuando como Sumidero o como Fuente.
- Es el único sistema amortiguador y protector de los medios hídricos y bióticos realizando funciones de filtro, neutralización, transformación y eliminación de sustancias contaminantes.

Todas estas funciones pueden verse alteradas en mayor o menor medida por las actuaciones antrópicas por lo que el conocimiento de la variabilidad de los suelos y de su sensibilidad frente a los distintos agentes o acciones contaminantes o degradantes es imprescindible.

La planta de tratamiento se localizaría en la región central de Asturias, en el triángulo formado por Avilés, Gijón y Oviedo, caracterizado por la presencia de una cobertura mesozoico-terciaria, sedimentaria, que cubre discontinuamente macizos cársticos de la zona litoral y las rasas costeras y de la denominada subregión central (Figs. 5 y 6).

Climáticamente se trata de una zona con precipitaciones importantes y relativamente bien distribuidas de modo que, si los suelos son profundos como es el caso de toda el área sedimentaria el período de sequía tiene muy poca duración (<2 meses) e intensidad, por lo que pueden caracterizarse por la presencia de un régimen hídrico de carácter “udico” (USDA, 2006) que, en determinadas condiciones topográficas, tiene de “acuico”. El régimen térmico es de tipo “mesico”.

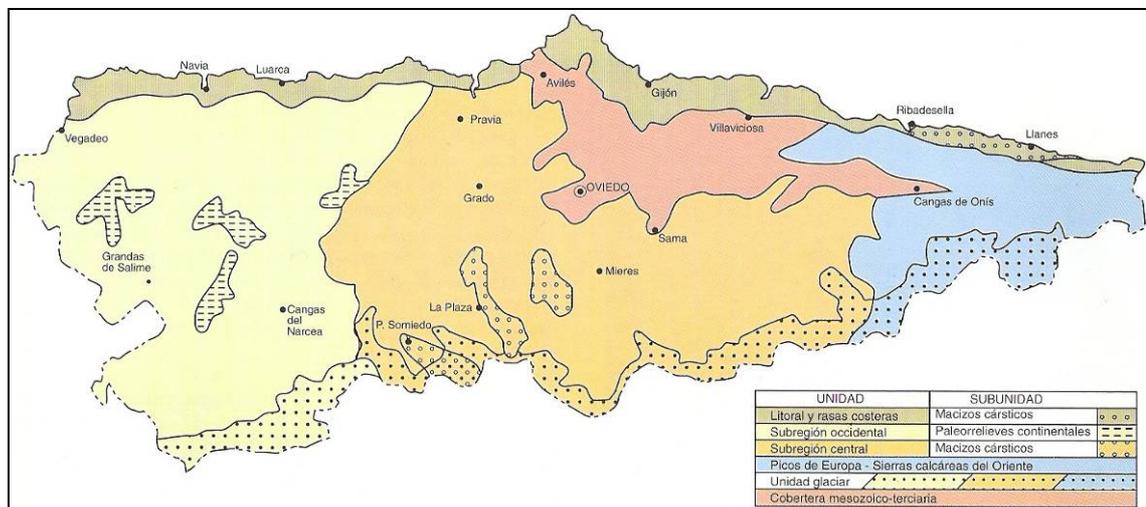


Figura 5. Esquema de las principales unidades geológicas y geomorfológicas de Asturias. (tomada de Geología de Asturias, Aramburu y Bastida, 1995).

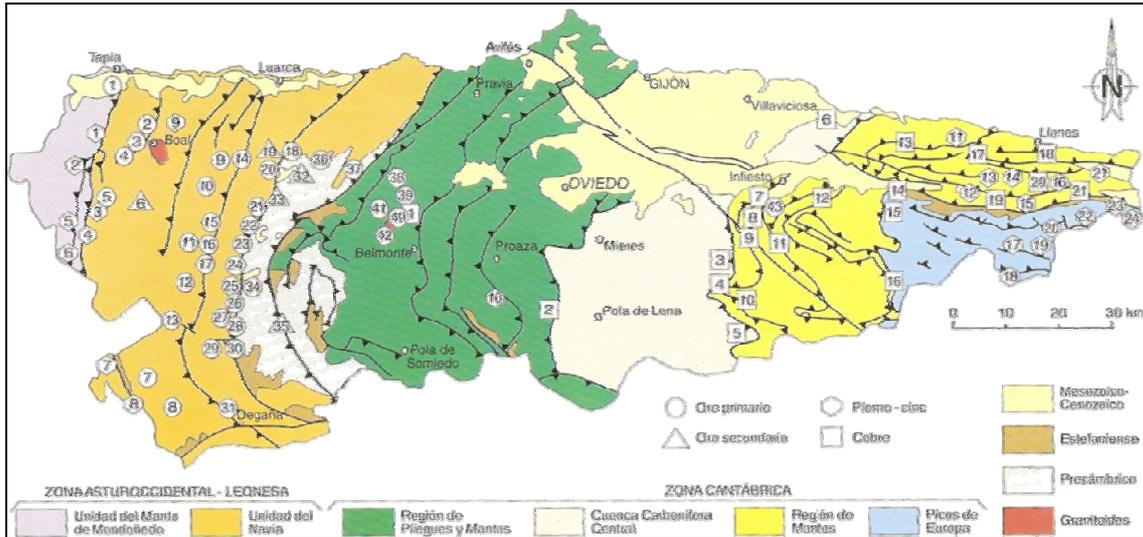


Figura 6. Principales unidades geológicas. El emplazamiento se localiza sobre materiales sedimentarios Mesozoicos y Cenozoicos y en su entorno aparecen materiales metamórficos de bajo grado que constituyen los materiales dominantes en la región de pliegues y mantos. (tomada de Geología de Asturias, Aramburu y Bastida, 1995).

Los suelos asturianos han sido poco estudiados por procedimientos modernos. Existe una cartografía de todo el territorio, realizada bajo la dirección de F. Guitián, que se basaba en la clasificación de Kubiena (Fig. 7), pero este sistema ya ha sido totalmente abandonado desde la aparición de nuevos conceptos como el de “horizontes de diagnóstico” introducidos por el USDA y utilizados actualmente tanto por la Taxonomía americana (USDA, 2006) como por la clasificación propuesta por la FAO-IUSS-ISRIC (WRB, 2006) que es la normalmente utilizada por la Agencia Ambiental Europea.

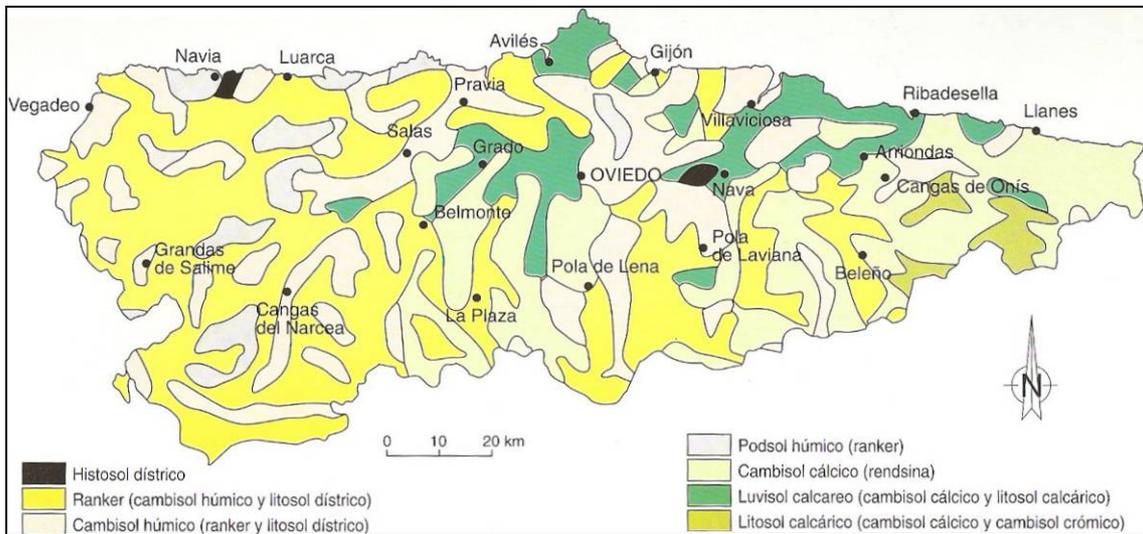


Figura 7. Esquema simplificado de los tipos de suelos de Asturias derivado de la cartografía realizada bajo la dirección de F. Guitián (tomada de M.A. Alvarez y F. Díaz-Fierros, 1995).

Según este esquema realizado en clasificación FAO los suelos dominantes son Cambisoles húmicos con inclusiones de Ranker y Litosoles dísticos) a los que acompañan Cambisoles cálcicos, Rendsinas, Luvisoles y Litosoles calcáreos y algunos

*Podsoles*. Observaciones en el terreno han permitido identificar una mayor variedad de suelos, con presencia de *Alisoles*, *Acrisoles*, *Regosoles* y *Gleysoles* o suelos de tipo *gleico*, lo que demuestra la variedad existente en la zona siempre dentro de unas tendencias comunes que están influenciadas fuertemente por la naturaleza del material de partida en muchas de sus propiedades; especialmente en su contenido y tipo de arcillas, contenido de carbonato cálcico y grado de hidromorfía.

Con estos nuevos sistemas de clasificación se han realizado diferentes mapas de zonas de Asturias a escala 1:25 000, pero su calidad es muy variable y, en todo caso, carecen de muchos de los datos necesarios para realizar una interpretación ambiental profunda. Por ello, y dado que las condiciones de Galicia son bastante próximas se utilizarán en la discusión muchos de los datos de los suelos de Galicia que se desarrollan sobre materiales geológicos similares. Es decir, se utilizarán prioritariamente los datos de suelos derivados de sedimentos cenozoicos y de rocas metamórficas de bajo grado como las pizarras, filitas y esquistos.

Los suelos del entorno de la planta de tratamiento corresponden a los siguientes tipos:

### **3.1.1 Suelos sobre rocas consolidadas con metamorfismo de bajo grado.**

Los suelos dominantes pertenecen a las unidades: *Umbrisoles cámbicos* y *haplicos* y *Cambisoles háplicos*, siendo mucho menos frecuentes los *Leptosoles háplicos* y *líticos*.

#### **3.1.1.1 Umbrisoles**

Son suelos que tienen un horizonte superficial oscuro, rico en materia orgánica, desaturado ( $V < 50\%$ ) y con espesor superior a 20 cm. En la zona se forman a partir de rocas ricas en cuarzo pero con presencia variable de minerales primarios lábiles, como las pizarras, filitas y esquistos. Se forman por procesos de alteración del material de partida, en superficies cuaternarias recientes, con condiciones de drenaje buenas a moderadas que favorecen el lavado de cationes asociados a procesos de humificación de los restos vegetales y animales en condiciones de pH ácido y con presencia dominante de los iones aluminicos en el complejo de cambio catiónico. Pueden presentarse en la zona asociados a un horizonte cámbico subyacente (*Umbrisoles cámbicos*) o sin él (*Umbrisoles háplicos*).



Figura 8. Suelos desarrollados sobre rocas metamórficas con diferentes grado de evolución a) *Umbrisol*. B) *Leptosol*

Sus características principales para predecir el efecto de los contaminantes son:

- pH ácido (4.5-5.5), lo que implica un mayor efecto de movilización y biodisponibilidad de los elementos metálicos especialmente para los elementos Cd, Ni y Zn.
- Generalmente poco profundos (< 75 cm), con lo que pueden presentar ciertas limitaciones como sistema de protección de las aguas subsuperficiales, si bien, la presencia de altos contenidos de materia orgánica activa favorece esta capacidad de depuración y protección. .
- Contenido medio a bajo de arcilla.
- Drenaje de bueno a moderado.
- Actividad biótica moderada a baja, debido a la distrofia, bajo pH y pobreza de nutrientes. Supone una escasa capacidad de destrucción de contaminantes orgánicos.
- Ausencia de carbonatos. No hay tamponización a pH altos que favorecerían la inmovilidad y disminución de la biodisponibilidad de metales pesados
- Capacidad tampón alta en el intervalo de actuación de los iones aluminicos, siendo el mecanismo de amortiguación de ácidos más importante las reacciones con los complejos organoaluminicos y los iones de cambio. Los minerales primarios lábiles son relativamente escasos y se concentran en las fracciones gruesas por lo que la tasa de neutralización por hidrólisis de los minerales primarios es prácticamente inexistente; sin embargo, la presencia de altos contenidos de Al en los componentes del suelo garantizan que es muy difícil que el pH pueda descender de 4.0 incluso con cargas acidificantes elevadas.

En síntesis, son suelos bastante bien protegidos frente a aportes de contaminantes acidificantes, metales pesados y contaminantes orgánicos por lo que suponen una buena protección para las aguas y las comunidades vegetales. Sin embargo, es necesario prestar atención (mediante actuaciones de seguimiento) a las Cargas Críticas de Contaminantes Acidificantes y de Metales pesados, así como a la calidad de las aguas, especialmente en el caso de los suelos con un espesor efectivo inferior a 50 cm.

### **3.1.1.2 Cambisoles**

Son suelos que se caracterizan por la presencia de un horizonte subsuperficial de alteración (B cámbico) en ausencia de un horizonte superficial que cumpla los requisitos de un horizonte A úmbrico o A móllico. Esta ausencia se relaciona frecuentemente con actividades antrópicas, tales como el laboreo, talas forestales, fertilización, etc., que aceleran la erosión y/o mineralización de la materia orgánica, perdiéndose así las propiedades típicas de los horizontes ricos en materia orgánica tales como su color, espesor y/o contenido de materia orgánica.

En la zona se forman a partir de rocas ricas en cuarzo, pero con presencia variable de minerales primarios lábiles, por procesos de alteración del material de partida en superficies cuaternarias recientes y condiciones de drenaje buenas a moderadas que favorecen el lavado de cationes. Tienen pH ácido a débilmente ácido, predominio de Al

en el CIC y contenidos medios a bajos de arcillas. Los más frecuentes son los *Cambisoles háplicos*.

Sus características principales para predecir el efecto de los contaminantes son:

- pH ácido (5.0-5.5), lo que implica un mayor efecto de movilización y biodisponibilidad de los elementos metálicos especialmente para los elementos Cd, Ni y Zn.
- Generalmente poco profundos (< 75 cm), con lo que pueden presentar ciertas limitaciones como sistema de protección de las aguas subsuperficiales.
- Contenido medio a bajo de arcilla con predominio de las micas y los filosilicatos de tipos 1:1.
- Drenaje de bueno a moderado.
- Actividad biótica moderada a baja, debido a la distrofia, bajo pH, pobreza de nutrientes y escasez de materia orgánica, lo que supone una escasa capacidad de destrucción de contaminantes orgánicos.
- Ausencia de carbonatos. No hay tamponización a pH altos que favorecerían la inmovilidad y disminución de la biodisponibilidad de metales pesados
- Capacidad tampón alta en el intervalo de actuación de los iones aluminicos, siendo el mecanismo de amortiguación de ácidos más importante las reacciones con los iones Al intercambiables y la propia hidrólisis de los minerales primarios y las arcillas.

En síntesis, son suelos relativamente protegidos frente a aportes de contaminantes acidificantes, metales pesados y contaminantes orgánicos, especialmente cuando han sido utilizados para el cultivo. Sin embargo, es necesario prestar atención (mediante actuaciones de seguimiento) a las Cargas Críticas de Contaminantes Acidificantes y de Metales pesados, así como a la calidad de las aguas.

### 3.1.1.3 *Leptosoles*

Se trata de suelos de bajo espesor (< 20 cm) que generalmente presentan la roca dura o ligeramente alterada próxima a la superficie. No cumplen con los requisitos necesarios para la definición de un horizonte A úmbrico o móllico y sólo pueden presentar un horizonte B cámbico muy incipiente (CB). Sus propiedades son variables dependiendo del contenido de SiO<sub>2</sub> del material de partida del que conserva prácticamente todas sus propiedades. En general, en la zona son distróficos por la pobreza de bases de la roca y las condiciones climáticas que favorecen el lavado de bases incluso en la formación de la saprolita en procesos recientes sobre superficies erosionadas y expuestas recientemente a la intemperie o en las que predominan los procesos de resistaxia sobre los de biostaxia. Aparecen *Leptosoles háplicos* y, en pocas ocasiones *úmbricos* y *líticos*, siendo estos últimos por su menor espesor los más sensibles.

Son suelos muy desprotegidos contra la contaminación debido a su bajo espesor efectivo, escasa actividad biológica y fuerte variación de sus condiciones hídricas.

### 3.1.2. Suelos desarrollados sobre materiales sedimentarios

En las superficies con materiales sedimentarios mesozoicos y cenozoicos se desarrollan suelos profundos, generalmente ricos en fracciones finas, en los que la presencia de superficies estables, y generalmente de escasa pendiente, favorecen la evolución del suelo por procesos de lavado y translocación de arcilla en profundidad, siendo muy poco significativos los procesos de alteración mineral debido a que la mayor parte de los materiales se encuentran en condiciones de equilibrio excepto cuando el material de partida sedimentario es rico en carbonatos. Las mismas condiciones topográficas y el elevado contenido de arcillas y limos favorecen la aparición de condiciones hidromórficas más o menos intensas con formación de *Gleysols* y suelos *gleyicos*. Dentro de estas tendencias generales cabe diferenciar la presencia de los siguientes tipos de suelos:

- Suelos descarbonatados, descalcificados e intensamente meteorizados, con iluviación y acumulación de arcilla en un horizonte Bt subsuperficial: *Acrisoles*.
- Suelos saturados, con o sin carbonatos y presencia de un Bt argico: *Luvisoles*.
- Suelos descarbonatados y desaturados con presencia de un horizonte Bt argico con una Capacidad de intercambio > de 24 cmol<sub>c</sub>/kg; *Alisoles*
- Suelos hidromorfos

#### 3.1.2.1 Acrisoles

Son suelos que tienen un horizonte subsuperficial de enriquecimiento en arcilla respecto al horizonte superior que tiene una capacidad de cambio de cationes inferior a 24 cmol(+)/kg y un índice de saturación inferior al 50% en la mayor parte del suelo entre 25 y 100 cm.

En la zona se forman a partir de sedimentos antiguos (fundamentalmente a partir de sedimentos Terciarios o Pleistocenos pobres en carbonatos y ricos en arcillas caoliníticas y oxihidróxidos de Fe) sobre superficies estables, al menos durante el Cuaternario, que han sido intensamente meteorizadas o (como en este caso) cuyo material de partida ya se encontraba muy alterado, en los que se ha producido un proceso de movilización de la arcilla desde los horizontes superficiales a los subsuperficiales con formación de un horizonte de acumulación denominado horizonte argico. Además de la iluviación y la intensa meteorización, los suelos se caracterizan por una fuerte desaturación de su complejo de cambio.

La baja capacidad de cambio total indica el predominio de las arcillas de carga variable, fundamentalmente caolinita asociada a oxihidróxidos de Fe (goethita mayoritaria), que le comunica una coloración amarillenta a pardo-rojiza. El bajo grado de saturación indica que los cationes básicos se han lavado por acción del agua de infiltración y que el complejo de cambio está dominado por cationes acídicos, fundamentalmente iones aluminicos. Se trata por consiguiente de suelos evolucionados, que se han desarrollados en superficies geomorfológicas bastante estables durante períodos de tiempo superiores a los 100 000 años, pudiendo llegar a ser, en algunos casos, finiterciarios. En la zona los más frecuentes son los *Acrisoles háplicos*, pero pueden presentarse también *Acrisoles gleyicos* y *úmbricos*

Sus principales características son:

- pH ácido (4.5-5.5). lo que implica un mayor efecto de movilización y biodisponibilidad de los elementos metálicos especialmente para los elementos Cd, Ni y Zn.
- Generalmente profundos (> 75 cm). Importante como filtro de contaminantes y sistema de protección para las aguas subsuperficiales.
- Alto contenido de arcilla al menos en los horizontes subsuperficiales. Unido al espesor supone una situación adecuada para la retención de muchos contaminantes, especialmente algunos metales pesados (Pb, Cr, Cu, Co), As (iones arseniato y arsenito) y compuestos orgánicos (PAH's, dioxinas, furanos, etc).
- Drenaje de bueno a moderado. El drenaje es lo suficientemente lento para facilitar las reacciones de adsorción.
- Actividad biótica moderada a baja debido a la distrofia, bajo pH y pobreza de nutrientes. Supone una escasa capacidad de destrucción de contaminantes orgánicos.
- Ausencia de carbonatos. No hay tamponización a pH altos que favorecerían la inmovilidad y disminución de la biodisponibilidad de metales pesados
- Capacidad tampón alta en el intervalo de actuación de los iones aluminicos, siendo el mecanismo de amortiguación de ácidos más importante las reacciones con los iones de cambio y la propia disolución de las arcillas caoliníticas. Apenas hay minerales primarios alterables por lo que la tasa de neutralización por hidrólisis de los minerales primarios es prácticamente inexistente.
- Punto cero de carga neta bastante alto y dependiente de arcillas de carga variable por lo que la capacidad de retención de aniones es elevada y está especialmente ligada a las superficies oxídicas (% Fe reactivo).

En síntesis son suelos bastante bien protegidos frente a aportes de contaminantes acidificantes, metales pesados y contaminantes orgánicos por lo que suponen una buena protección para las aguas y las comunidades vegetales. Sin embargo, es necesario prestar atención a las Cargas Críticas de Contaminantes Acidificantes y de Metales pesados.

### **3.1.2.2 Luvisoles**

Presentan características morfológicas y procesos edáficos dominantes similares a los de los Acrisoles pero su grado de evolución e intemperización es menor, bien porque se trate de suelos formados sobre superficies geomorfológicas más jóvenes, bien porque se hayan formado a partir de sedimentos más ricos en carbonatos o ambos procesos. Presentan un horizonte A, generalmente con bajo espesor y contenido de materia orgánica, pero bien humificada bajo el que se encuentra un horizonte Bt subsuperficial y con evidencias de un claro incremento en el contenido de arcilla. Son profundos, de pH débilmente ácido a neutro y con predominio de arcillas de alta capacidad de cambio (arcillas 2:1, a veces con esmectitas) y grado de saturación superior al 50%.

Son suelos mejor protegidos y de menor sensibilidad que los Acrisoles, debido a su mayor contenido de minerales alterables y bases de cambio, así como a su mayor

fertilidad y actividad biológica en el horizonte subsuperficial. Además, son profundos, y ello contribuye a resaltar las propiedades anteriormente señaladas. Únicamente presentan mayor sensibilidad frente a los aniones contaminantes pues tienen menor capacidad de fijación de aniones de forma específica llegando en los *Luvisoles cálcicos* a una ausencia total de adsorción de sulfatos y/o fluoruros.



Figura 9. Ejemplo de un Luvisol

### 3.1.2.3 *Alisoles*

Presentan características similares a los Acrisoles pero en su fracción arcilla predominan las arcillas de alta capacidad de carga permanente, es decir las arcillas 2:1. Se forman en sedimentos inicialmente más ricos en bases, probablemente con presencia de carbonatos que han sido eliminados por procesos de lavado.

Debido a las propiedades de su fracción arcilla tienen mayor resistencia frente a los impactos acidificantes, mientras que su respuesta frente a los metales pesados o a los compuestos orgánicos recalcitrantes es igual o menor dependiendo de su contenido en oxihidróxidos de Fe.

### 3.1.2.4 *Suelos hidromorfos*

En posiciones topográficas de pequeñas depresiones o cuando los materiales son muy poco permeables suelen aparecer suelos con propiedades hidromórficas más o menos intensas. Se forman *Gleysoles* cuando hay condiciones reducidas permanentes en un horizonte subsuperficial y suelos *gleicos* (*Umbrisoles*, *Cambisoles*, *Luvisoles* o *Alisoles gleicos*) cuando hay una alternancia de condiciones oxidantes y reductoras más o menos superficial. En ambos casos se trata de suelos profundos, de drenaje moderado a impedido, que pueden presentar un horizonte superficial rico en materia orgánica. Su pH oscila entre débilmente ácido a neutro y el complejo de cambio en profundidad tiende a estar saturado.

Son suelos muy amortiguados frente a los impactos externos, con alta capacidad de neutralización de ácidos e incluso con la posibilidad de que se produzcan reacciones de reducción en condiciones subóxicas.

### 3.1.2.5. Otros suelos puntuales

En la zona pueden presentarse situaciones más o menos puntuales en las que las características del material de partida o las condiciones del medio incidan de modo decisivo sobre las propiedades edáficas separándolos de los suelos dominantes en la zona. Entre otros pueden citarse:

#### *Suelos calcáreos (Leptosoles cálcicos y Phaeozem rendzicos o háplicos)*

Sobre rocas calizas consolidadas y en vías de disolución y en posiciones erosivas o muy recientes pueden encontrarse suelos de escaso espesor con fragmentos o sustrato calcáreo. Su principal problema es el bajo espesor efectivo y las condiciones limitantes para la absorción de los fosfatos que induce el dominio del  $\text{Ca}^{2+}$  en la disolución del suelo y en el complejo de cambio catiónico. La actividad biológica es buena para las reacciones de nitrificación debido al pH elevado ( $> 6.5$ ) pero presenta el problema de la escasa capacidad de retención de agua. La presencia de carbonatos favorece su resistencia frente a los gases acidificantes, que puede considerarse prácticamente infinita y el alto pH facilita la precipitación y baja disponibilidad de muchos metales y elementos traza, principalmente Pb y As, pero también de los más móviles como Zn y Cd. Sin embargo, el bajo espesor efectivo y muchas veces el escaso contenido de materia orgánica limitan la existencia de superficies absorbentes por lo que son suelos que pueden permitir el acceso de contaminantes a los freáticos, especialmente a través de los sistemas fisurales propios de las rocas calcáreas que han sufrido procesos de karstificación.



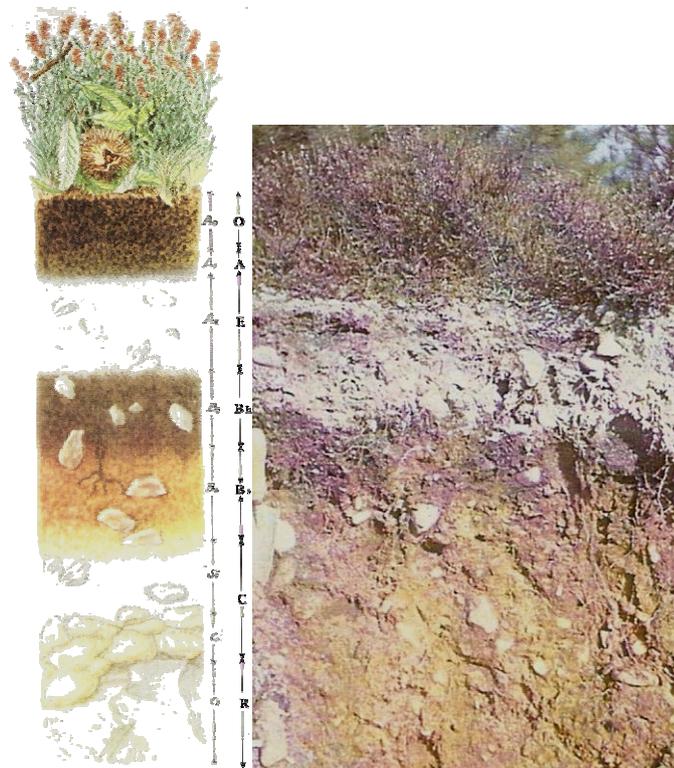
Figura 10. Ejemplos de un Phaeozem con horizonte A móllico y Leptosol rendzico similares a los existentes en algunos enclaves de materiales calcáreos en Asturias.

Sobre los mismos materiales, cuando se produce una mayor evolución edáfica, aparecen horizontes A móllicos, con grado de saturación mayor del 50% y pH en torno a la neutralidad, de color oscuro, alto contenido de materia orgánica y espesor suficiente para un mejor desempeño de las funciones protectoras del agua y la biota. Se trata de suelos fértiles, con alta actividad biológica, muy protegidos frente a los agentes contaminantes tanto de los de carácter ácido como de los metales pesados o compuestos orgánicos recalcitrantes. Con el tiempo pueden evolucionar a *Luvisoles* o *Alisoles* a través de procesos de movilización de arcilla en profundidad.

### ***Suelos podsolizados (Podsoles)***

Se presentan casi puntualmente sobre los materiales hipercuarzosos, tales como areniscas ortocuarzíticas, cuarcitas fracturadas, etc. Son suelos ácidos y distróficos que presentan un horizonte B espódico, subsuperficial, en el que se acumulan complejos organoaluminicos y organoférricos movilizados de los horizontes superficiales pudiendo aparecer, bajo un delgado horizonte A, un horizonte decolorado en el que los granos de cuarzo se presentan sin recubrimientos, dando origen a un horizonte álbico. A pesar de que un suelo de este tipo fuese descrito por Kubierna como el Podsol férrico húmico típico (Fig.12) lo cierto es que son suelos muy poco extensivos en todo el Principado.

Son, junto con los *Leptosoles*, los suelos más sensibles a los efectos contaminantes.



*Figura 12. Esquema e imagen del Podsol ferrico-húmico asturiano descrito por Kubierna en el que destaca su horizonte álbico y un delgado horizonte espódico (Bh) bajo él.*

### **Suelos de estuarios**

En los estuarios hay suelos desarrollados sobre aluviones recientes que pueden presentar o no condiciones fuertemente reductoras (*Fluvisoles tidálicos* y *gleycos*) y *Arenosoles*. Los primeros son ambientes propicios para la destrucción de muchos contaminantes por la capacidad depuradora de los microorganismos propios de condiciones anaerobias en las que procesos como la deshalogenación reductora pueden tener lugar. Sin embargo, se consideran ambientes sensibles, por sus características de interfaz entre el medio terrestre y el marino y la importancia de las comunidades bióticas que se desarrollan en estos medios.



*Figura 13. Fluvisol gleyi-tidálico con un horizonte rico en sulfuros en condiciones anaerobias de la ría de Ortigueira (Galicia), En Asturias son similares, aunque con menor contenido de Fe en el material de partida y, como en la ría de Villaviciosa, pueden encontrarse algunos que han sido polderizados.*

Los Arenosoles, son suelos que se caracterizan por su textura arenosa, prácticamente sin coloides. Están desarrollados a partir de sedimentos gruesos de textura arenosa cuya evolución es muy difícil cuando en su composición mineralógica dominan los componentes resistáticos (cuarzo, zircón, etc.). Son suelos típicos de las costas arenosas que pueden presentar contenidos variables de carbonato cálcico de origen biogénico.

### **3.2. SENSIBILIDAD DE LOS SUELOS A LOS IMPACTOS POTENCIALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS POR INCINERACIÓN**

Tal como se ha descrito anteriormente los principales contaminantes que pueden llegar a los suelos proceden de los gases de emisión acompañados de algunas partículas de cenizas, siendo mucho menos frecuente la situación en que se aporten líquidos o sólidos. En los primeros puede hacerse una diferenciación en:

- *Contaminantes acidificantes.* Comprende los gases SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HCl, HF y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> cuyo efecto sobre los suelos es la disminución de su capacidad de neutralización de ácidos.
- *Contaminantes eutrofizantes.* Comprende los compuestos nitrogenados que pueden ser absorbidos por la biota tales como los NO<sub>x</sub>, una vez que se han transformado en nitratos, y el amonio.
- *Contaminantes orgánicos recalcitrantes.* Incluye a los PAH's, dioxinas, furanos y otros compuestos organoclorados aromáticos.

- *Metales pesados y otros elementos traza.*

Para establecer sus efectos puede utilizarse, entre otros métodos, el concepto de Carga Crítica de contaminantes. Este concepto surge de consideraciones iniciadas en el entorno de 1960 en el que comienzan a percibirse con mayor claridad los efectos del deterioro ambiental causado por las actividades humanas, lo que condujo a la firma del primer tratado multilateral para "proteger el ambiente atmosférico contra la precipitación ácida y el smog fotoquímico". Es lo que se conoce como "Convenio de Ginebra sobre Transporte a Larga Distancia y Transfronterizo de Contaminantes Atmosféricos" (*Convention on Long Range Transboundary Air Pollution o UN/ECE/CLRTAP*). Se llegó al convencimiento de que el concepto de Carga Crítica de Contaminantes podría ser utilizado para establecer la sensibilidad de cada sistema ante los contaminantes y, por tanto, las necesidades de reducción de estos contaminantes que era preciso llevar a cabo para que no se produjesen los efectos nocivos.

La fuente precisa del origen del concepto de Carga Crítica es confusa. Ideas próximas sobre la respuesta de los ecosistemas acuáticos a ciertas cargas de contaminantes fueron consideradas en la década de los 70 por Almer (Almer y col., 1978). Hacia el fin de dicha década y principios de los 80, el concepto de una "Carga Aceptable de Contaminantes" o "Dosis tolerable de contaminantes" fue discutida por el gobierno canadiense durante las negociaciones con los EEUU sobre control de la contaminación transfronteriza. El término fue posteriormente modificado y adoptado por la UN/ECE/CLRTAP para los estudios de deposición de contaminantes atmosféricos en Europa. La definición de "Carga Crítica de Contaminantes" adoptada por el grupo de trabajo del UN-ECE es: "Una estimación cuantitativa del valor de exposición a uno o más contaminantes por debajo del cual no aparecen efectos dañinos significativos sobre determinados ecosistemas sensibles de acuerdo con los conocimientos actuales" (Nilsson y Grennfelt, 1988). Es decir se entiende por Carga Crítica de un sistema la *máxima cantidad de contaminantes que cada sistema puede tolerar sin que se ocasionen daños apreciables, ni a corto ni a largo plazo, sobre su estructura y función* Con todo ello, se admite que el principio fundamental en los estudios sobre los efectos de los contaminantes es el establecimiento preciso de la "sensibilidad" del sistema, o de una de sus partes, frente a un determinado impacto y no, como se consideraba anteriormente, la simple cuantificación del contaminante sin tener en cuenta la sensibilidad del medio en el que se encuentra,

### **3.2.1. Efecto de los contaminantes acidificantes. Carga Crítica de Acidez**

La acidificación de los suelos es un proceso natural en sistemas abiertos con predominio de la precipitación sobre la evapotranspiración, como es el caso de los suelos de Asturias. Dentro de esta tendencia natural las deposiciones de gases acidificantes pueden acelerarla. La aplicación del concepto de Carga Crítica a la acidez permite calcular "la máxima deposición de compuestos acidificantes que no cause cambios químicos que provoquen a largo plazo efectos dañinos sobre la estructura y función de los ecosistemas" (Nilsson y Grennfelt, 1988). Se han desarrollado diferentes sistemas de cálculo en función del grado de simplicidad del modelo que se considere utilizando en el cálculo de las Cargas Críticas de Acidez de los Suelos de Galicia el denominado Nivel 1 que es el propuesto por el Convenio de Contaminación Atmosférica que exige conocer los principales mecanismos de amortiguación de ácidos de los sistemas y sus características de velocidad de actuación y limitaciones (Tabla 9).

Tabla 9. Capacidad y velocidad de actuación de algunos mecanismos de amortiguación de ácidos presentes en los suelos

Mecanismo Amortiguador	Zonas frías	Zonas Templado-Cálidas	
		Húmeda	Seca
<b>Disolución Mineral</b>			
Carbonatos	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida
Silicatos Alterables	Elevada/Lenta	Elevada/Rápida	Elevada/Lenta
Silicatos Resistentes	Baja/Lenta	Baja/Lenta	Baja/Lenta
<b>Cambio de Cationes</b>	Baja/Rápida	Baja/Rápida	Elevada/Rápida
<b>Disolución formas reactivas de Al y Si-Al</b>	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Rápida
<b>Adsorción de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> por compuestos Al y Si-Al</b>	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Rápida
<b>Adsorción de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> por compuestos de Fe</b>	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida
<b>Adsorción de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en biomasa</b>	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Lenta

De forma general y para un suelo dado estos mecanismos se deben a:

- Los cationes básicos presentes en el Complejo de Intercambio Catiónico. Proceso de respuesta casi inmediata frente al impacto y que depende del tipo de arcilla y del grado de saturación.
- La hidrólisis de los minerales lábiles. Proceso generalmente lento que depende de la alterabilidad de los minerales y de factores externos como la temperatura, precipitación, condiciones de drenaje, etc. No siempre se alcanzan condiciones de equilibrio, por lo que muchas veces aunque existe este mecanismo protector no siempre llega a tiempo de corregir el impacto, especialmente en zonas frías.
- La Disolución de formas de Aluminio reactivas. Proceso muy rápido y principal mecanismo de amortiguación en la mayor parte de los suelos ácidos.
- La disminución de la movilidad de los aniones (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) impidiendo así el arrastre de cationes básicos con las aguas de drenaje del suelo y limitando la acidificación. Este proceso es de acción muy rápida y puede producirse por diferentes mecanismos, tales como:
  - Mecanismos de sorción (precipitación+adsorción) de sulfatos. Depende de las superficies reactivas existentes, generalmente asociadas a las formas de Fe y Al reactivas.
  - La utilización de nitratos como oxidantes en medio anaerobio.
  - La absorción de nitratos y amonio en la biomasa

Considerando los cálculos realizados para suelos similares en Galicia desarrollados sobre materiales geológicos de igual litología se obtienen los datos de la capacidad de porción de sulfatos y las Cargas Críticas de Acidez de la Tabla 10.

Tabla 10. Capacidad de sorción de sulfatos y Cargas Críticas de Acidez en suelos de Galicia similares a los más frecuentes del entorno de la planta de tratamiento de la fracción resto de RSU de Asturias (Rodríguez Lado et al).

Material de partida	Tipo de suelo (WRB, 2006)	Sorción de sulfatos (eq/ha)	Carga Crítica de Acidez (eq/ha año)
Rocas hipercuarzosas	Leptosoles, Umbrisoles, Podsoles	1060-2120	1396-3795
Pizarras	Leptosoles, Umbrisoles	2300-31300	1971-4250
Esquistos	Leptosoles, Umbrisoles, Cambisoles	25 120 - 102 720	2788-4559
Sedimentos ricos en carbonatos	Regosoles, Cambisoles, Luvisoles	0-13000	2250-5000
Sedimentos	Regosoles, Cambisoles, Acrisoles, Alisoles	10 000-65 000	1500-3000

Una representación cartográfica de la distribución de la Capacidad de sorción de sulfatos, y de los mecanismos de neutralización de ácidos utilizados en los sistemas de determinación de las Cargas Críticas de Acidez de los Suelos de Europa (tasa de alteración y alcalinidad de lavado) ha sido realizada por Macías y Rodríguez Lado (2005) recogiendo en las Fig. 14 y 15 su distribución en los suelos del norte de España

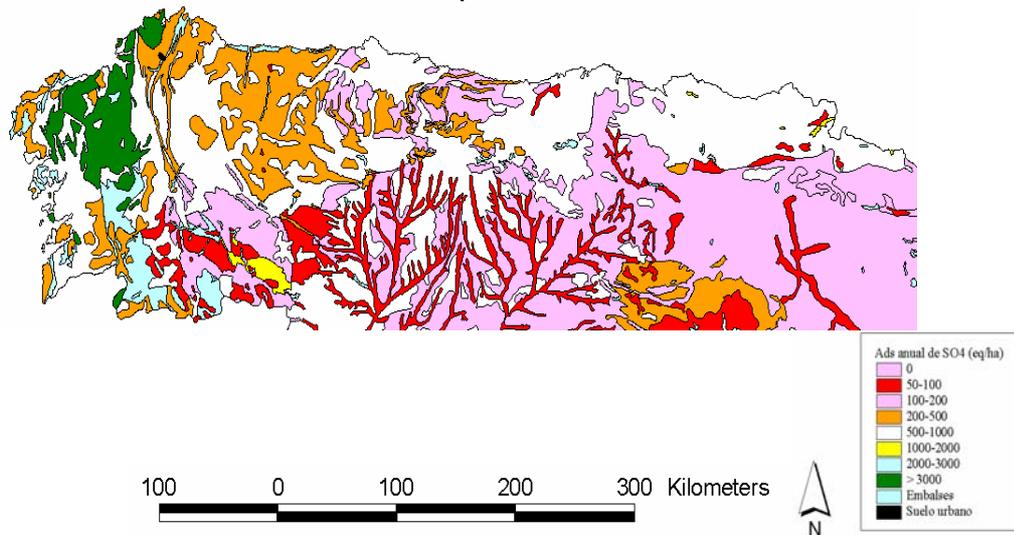


Figura. 14. Variación de la capacidad de fijación de sulfatos (sorción) en los suelos del norte de España (Macías y Rodríguez Lado, 2000)

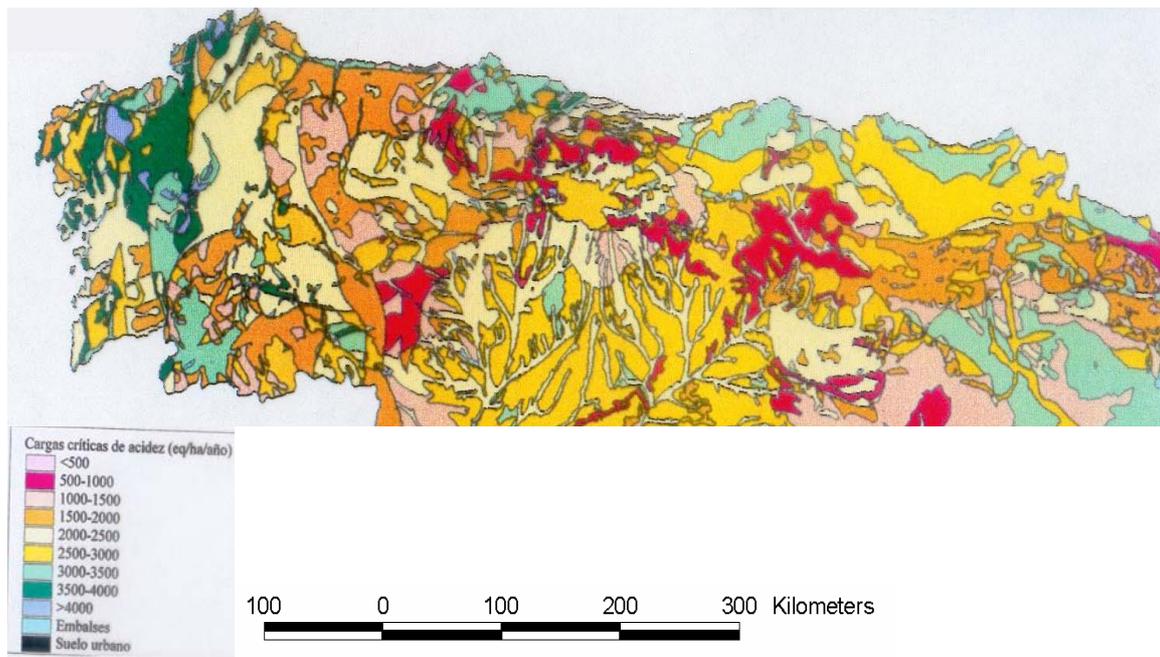


Figura 15. Variación de la Carga Crítica de Acidez de los suelos del norte de España (Macías y Rodríguez Lado, 2000) determinadas por el método de nivel 1 del grupo de trabajo del Convenio de Ginebra ( $CNA = \text{tasa de alteración} + \text{alcalinidad de lavado}$ ). (Macías y Rodríguez Lado, 2000).

En general, se considera que los suelos que tienen una carga crítica superior a 1500 eq/ha·año están bien amortiguados frente a la acidez aportada por las emisiones acidificantes y que los efectos nocivos sólo son graves cuando es inferior a 1000 eq/ha·año. Según esto, la mayor parte de los suelos del entorno están bien protegidos frente a los gases acidificantes que pudiesen ser eliminados al exterior y sólo en el caso de los suelos más delgados (Leptosoles), Suelos derivados de rocas hipercuarzosas (como las cuarcitas y areniscas) y algunos suelos sobre sedimentos muy ricos en cuarzo, es decir suelos muy puntuales y muy poco extensivos, tendrían valores que podrían llevar a pensar en episodios de acidificación acelerada. Por otra parte, la capacidad de “sorción de sulfatos y otros aniones” es, hasta que se satura, un aporte de resistencia a la acidificación sobre la carga crítica, por lo que puede garantizarse que salvo en aquellas situaciones de mayor sensibilidad no existirán impactos acidificantes. En este sentido, la experiencia de los suelos de Galicia es muy significativa ya que con suelos de Carga Crítica similar a la de Asturias y en un entorno con una incineradora de RSU similar y dos centrales térmicas que quemaban carbón muy rico en S se comprobó que en ninguna zona del entorno se producían situaciones de superación de la Carga Crítica de Acidez (Macías *et al*) (Fig.16).

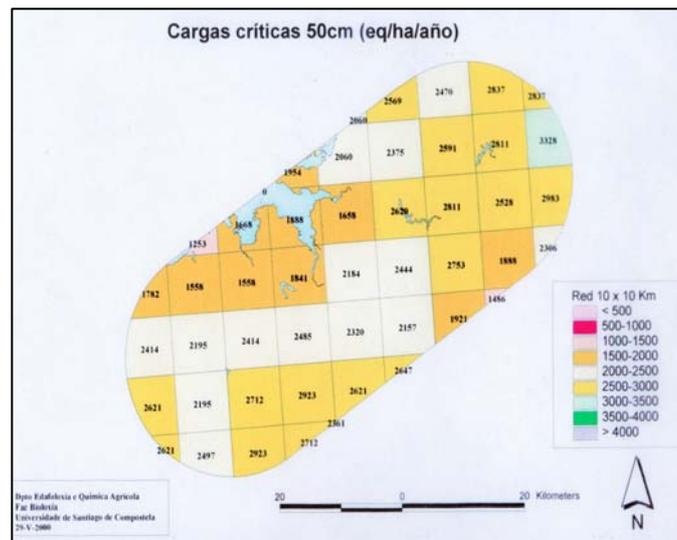


Figura 16. Cargas críticas de acidez en el entorno de mayores emisiones de gases acidificantes de Galicia (dos centrales térmicas y una planta de incineración de RSU). Las diferencias son debidas a la composición del material original y en ningún caso se ha superado por las inmisiones de gases acidificantes. (Macías et al. 2001).

En todo caso, es necesario recordar que es preciso disponer de una cartografía adecuada de los suelos más sensibles en los que deben realizarse un seguimiento periódico, una vez puesta la planta en funcionamiento, de los efectos sobre los componentes más sensibles de los suelos (la disolución del suelo) y sobre las comunidades bióticas potencialmente más afectadas, tomando como indicador piloto a los bosques de coníferas por su mayor labilidad frente a los impactos acidificantes

### 3.2.2 Efecto de los contaminantes eutrofizantes. Cargas Críticas de Contaminantes Eutrofizantes

Al igual que en el caso de los contaminantes eutrofizantes existen métodos para el cálculo de la Carga Crítica de Nitrógeno Eutrofizante admitidos por el grupo de trabajo del convenio de Ginebra. Estos métodos derivan de la demostración de que la deposición atmosférica de nitrógeno, además de su efecto acidificante, tiene un importante efecto eutrofizante que puede ser más grave para muchos ecosistemas (van Breemen *et al.*, 1982; van Breemen and van Dijk, 1988; Vitousek, 1997; Ferm, 1998; Nellemann and Thomsen, 2001). En los suelos la eutrofización se manifiesta por un incremento en la productividad del ecosistema, seguida por desequilibrios nutricionales en las plantas y la sustitución o desaparición de las comunidades frugales en consumo nitrogenado incorporándose otros tipos de vegetación mejor adaptados a las nuevas condiciones ambientales. Esto es la sustitución por ejemplo de hábitats de brezales, protegidos por la Directiva Hábitat y en muchos casos por la Red Natura 2000, que son sustituidos por comunidades de gramíneas. Van Breemen and Van Dijk, 1988; Nilsson and Grennfelt, 1988; Grennfelt and Thörmelöf, 1992; Bobbink *et al.*, 1998; Skupa, 2003).

No todos los ecosistemas tienen la misma sensibilidad a los aportes excesivos de nitrógeno, por lo que es necesario conocer su sensibilidad, si bien ya puede adelantarse que los asturianos del entorno de la planta son muy poco sensibles pues ya son naturalmente ricos en nitrógeno excepto en pequeñas zonas de rocas hipercuarzosas con suelos podsolizados o de tipo Leptosol. La Carga Crítica de Nitrógeno Eutrofizante se define como “la deposición de

*compuestos de nitrógeno por debajo de la cual no son modificados ni se observan efectos en la estructura o función de los ecosistemas de acuerdo con los conocimientos actuales”* (Nilsson and Grennfelt, 1988). La idea básica es que si hay un exceso de deposición de N que no es consumido por el ecosistema se producirán daños al mismo y a otros ecosistemas a través del lavado de N que arrastra el exceso.

Las principales fuentes de emisión de N a la atmósfera derivan de las actividades de transporte, agricultura y, también, aunque en menor medida, de las emisiones industriales., siendo los principales compuestos emitidos  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , y  $\text{NH}_4^+$ . Durante los últimos años se ha producido en toda Europa un claro incremento en la concentración de nitratos en las aguas de escorrentía y en las freáticas. Así, en muchas áreas rurales de Galicia se ha pasado de valores inferiores a 2--3 ppm a valores entre 10 y 20 ppm (Macías et al., 2003) siendo el problema mucho más grave en zonas de Francia, Holanda, o, dentro de España, de áreas afectadas en Cataluña, Holanda, Cantabria, etc.

La determinación de la Carga Crítica de Nitrógeno Eutrofizante (CCNE) para suelos forestales, (los más sensibles) se realiza utilizando el método del balance de masas simple (Posch et al., 1995). El modelo está basado en el cálculo de las entradas y salidas de N en el sistema de acuerdo con la ecuación

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} = N_i + N_u + N_{\text{ad}} + N_{\text{de}} + N_{\text{fire}} + N_{\text{eros}} + N_{\text{vol}} + N_{\text{le}} \quad (1)$$

Donde los sufijos significan: dep (deposición); fix (fijación); i (inmovilización); u (absorción); ad (adsorción); de (desnitrificación); fire (pérdidas de N por combustión); eros (pérdidas de N por erosión); vol (volatilización); le (lavado de N). La adsorción y volatilización se consideran procesos de baja importancia cuando el sistema está bien aireado ( $E_h > 300$  mV) como la mayoría de los existentes en el entorno de la posible planta de tratamiento y la fijación sólo es importante en formaciones arbóreas. La presencia de una cobertura vegetal reduce la erosión y, por tanto, el cálculo se puede simplificar bastante (la metodología seguida puede encontrarse en (Rodríguez Lado y Macías, 2006). Los excesos de N eutrofizante se computan por el balance

$$\text{Exc}(N_{\text{nut}}) = N_{\text{dep}} - \text{CL}(N_{\text{nut}}) \quad (2)$$

Donde  $\text{Exc}(N_{\text{nut}})$  es el exceso de aporte de N;  $N_{\text{dep}}$  es el valor del aporte de N y  $\text{CL}(N_{\text{nut}})$  es la Carga Crítica de N eutrofizante.

Los resultados obtenidos para los ecosistemas de Galicia por Rodríguez Lado y Macías, se consideran, en principio, generalizables a Asturias y particularmente los de las zonas con similar litología. Aunque lógicamente esta afirmación debería ser comprobada consideramos que es una buena aproximación a falta de datos más precisos. Según esto, y dada la capacidad productiva de los sectores forestales de Asturias, los ecosistemas están bien protegidos y son altamente resistentes a la eutrofización por los aportes de lluvias (otra cosa son los aportes agrícolas) con cargas críticas que, en muchos casos pueden ser  $< 15$  kg N/ha·año. Las zonas más sensibles a los aportes atmosféricos serían los sistemas forestales con vegetación de pinar y, por supuesto, los montes bajos con vegetación de brezales de ericáceas con cargas críticas inferiores a 9.6 kg N/ha·año. Los ecosistemas de alta producción silvícola, como las plantaciones de Eucalyptus presentan las cargas críticas más altas, de hasta 59 kg N/ha·año. A pesar de esta situación general, en Galicia y consideramos que en Asturias lo mismo hay zonas forestales con un exceso de deposición eutrofizante aunque

éstos no son excesivamente severos, al menos de momento (sólo el 3.3% de los casos de exceso en Galicia presentaban un aporte anual superior a su carga crítica de 10 Kg N/ha).

En Galicia la mayor parte del exceso se debe al amonio, lo que sugiere que son las actividades agrícolas, especialmente el uso de un exceso de purines, y quizás también esto unido al efecto de la proximidad al mar, donde los estuarios litorales son una fuente importante de emisión de estos compuestos, los principales responsables. A pesar de esto la contribución industrial también debe ser tenida en cuenta y, también en este caso la posible instalación debe contar con el reconocimiento de la situación previa, la determinación de las Cargas Críticas de N eutrofizante para la zona y el seguimiento de la evolución durante todo el período de funcionamiento.

### **3.2.3 Efecto de la contaminación por metales pesados y otros elementos traza. Superación de los niveles genéricos de referencia para la determinación de suelos contaminados.**

El Real Decreto 9/2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados en España considera que los metales pesados y otros elementos traza tienen una distribución muy variable, dependiendo de la naturaleza de los materiales originales de los suelos con lo que es muy difícil identificar con toda precisión qué proporciones de elementos provienen de una contaminación y cuáles lo hacen de procesos naturales entre los cuales hay que incluir los procedentes de aportes por vía atmosférica. Para su control establece en primer lugar el concepto de suelo regulado por el RD que es toda *“la litosfera entre la superficie y el lecho rocoso inalterado excluyendo los acuíferos”* y define como *“suelo contaminado” “Aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud humana o el medio ambiente, y así se haya declarado mediante resolución expresa”*. También establece que para que la presencia de un determinado compuesto tóxico sea considerada a los efectos de la Ley tiene que tener un origen claramente antrópico. Dado que el riesgo es la concepción fundamental es necesario tener claro el concepto a aplicar por lo que considera dos tipos de protección: los riesgos para la salud humana y los riesgos para la protección de los ecosistemas. Los riesgos para la salud humana hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden manifestarse en un grupo de población humana expuesto a los contaminantes presentes en el suelo o en otros medios a los que hayan podido migrar desde aquel. En este caso el RD especifica tres posibles escenarios genéricos en los que estudiar este riesgos, definidos según los tres usos definidos del suelo: industrial, urbano, y lo que se ha denominado otros usos del suelo. Por su parte, los riesgos para los ecosistemas hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden alterar cualquier nivel de organización de un ecosistema expuesto a los contaminantes presentes en el suelo o en otros medios en los que hayan podido migrar desde aquel. En este caso, el RD establece la posibilidad de proteger organismos del suelo, organismos acuáticos o vertebrados terrestres.

Por ello, cuando se declare un suelo como contaminado la forma correcta de indicarlo será:

- Si el objeto de protección es la salud humana, deberá señalarse para qué uso está contaminado teniendo en cuenta que, si lo está para más de un uso, se indicarán todos ellos.

- Si el objeto de protección son los ecosistemas, deberá señalarse qué organismos son los que se desea proteger y, en caso de que se quiera proteger más de un tipo, se indicarán todos ellos.

El concepto básico del RD es la identificación cuantitativa de los denominados Niveles Genéricos de Referencia (NGR) que señalan las concentraciones máximas aceptables de una sustancia en el suelo a efectos de su protección, presentando el RD estos valores para los contaminantes orgánicos por considerarse que su presencia es siempre de origen artificial, aunque esto no es correcto en algunas situaciones. Para los metales solicita a las diferentes Comunidades Autónomas el establecimiento de sus propios NGR considera válidos dos procedimientos de cálculo: Uno, basado en la determinación empírica de la distribución de los contenidos de metales pesados en suelos naturales, no o escasamente influenciados por procesos de contaminación, en cuyo caso se considera que el NGR puede calcularse por la suma del valor medio de concentración total más dos veces la desviación típica ( $M+2DT$ ). En otras zonas se ha utilizado como NGR el valor máximo de la población de suelos naturales o los correspondientes a los percentiles 90 ó 95.

El otro procedimiento parte de la consideración de las vías en que pueden transmitirse los metales y elementos traza hasta los objetos de protección (salud humana y ecosistemas) y las concentraciones que causan riesgos en dichas vías. Se consideran así, vías como la inhalación, la adsorción dérmica, la ingesta de alimentos, etc., para el caso de la salud humana y la calidad del agua, la concentración en suelo, etc., para la protección de los ecosistemas, debiendo proteger organismos sensibles de al menos los grupos de organismos:

- Plantas, invertebrados, microorganismos del suelo.
- Organismos acuáticos: peces, daphnias, algas unicelulares.
- Vertebrados terrestres: aves y mamíferos vegetales, microorganismos, vertebrados terrestres y fauna acuática (peces).

Los métodos de cálculo han sido desarrollados fundamentalmente por la EPA (son los que propone el RD) en numerosos documentos de los últimos años.

Dado que todavía no se ha realizado un estudio de la distribución y contenido de metales pesados en los horizontes superficiales de los suelos de Asturias se ha optado por utilizar como los más aproximados los existentes en Galicia para suelos naturales escasamente influenciados por las actividades humanas desarrollados a partir de los mismos materiales geológicos existentes en las zonas del entorno del valle de la Zoreda donde presumiblemente se instalaría la nueva planta de gestión de RSU. Se han considerado como materiales de partida las rocas pizarreñas, filíticas y esquistas, que aunque presentan diferencias de edad suelen tener composiciones muy parecidas, y los sedimentos cenozoicos. Los materiales que presentan los valores superiores del rango son las pizarras y los más bajos generalmente los sedimentos (Tabla 11).

Tabla 11. Intervalos, media, percentil 90 y Nivel Genérico de Referencia de metales pesados y elementos traza en suelos (horizontes superficiales) de Galicia desarrollados a partir de rocas metamórficas de bajo grado (pizarras, filitas y esquistos) y sedimentos (Datos de Macías y Calvo de Anta, 2008) similares a los del entorno del Valle de la Zoreda

	<b>Intervalo</b>	<b>Media</b>	<b>PC90</b>	<b>M+2DT</b>	<b>NGR</b>
Ag	0.01-0.29	0.08	0.11-0.17	0.13-0.21	0.21
As	0.7-168	27	32-139	39-135	135
Cd	0.01-0.53	0.5	0.18-0.27	0.22-0.33	1.5
Co	0.01-89	22	25-45	31-56	56
Cr	0.01-165	38	40-85	47-111	111
Cu	0.8-74	21	30-45	37-56	54
Hg	0.01-0.24	0.07	0.10-0.13	0.13-0.16	0.16
Mo	0.11-2.12	1.1	1.9-2.6	1.8-3.1	3
Ni	5-123	33	55-78	62-90	90
Pb	8-100	10	25-55	28-47	64
Sb	0.4-8.4	0.4	5.3-5.8	6.2-6.9	7
Tl	0.01-0.3	0.09	0.13-0.18	0.14-0.21	0.21
V	22-189	67	88-121	107-145	145
Zn	5-221	61	81-113	94-141	140

Estos niveles de referencia, basados en la litología, son considerados en muchos lugares para el establecimiento de los umbrales de definición de suelos contaminados, si bien son preferibles los basados en análisis de riesgos para las diferentes exposiciones existentes en áreas industriales, urbanas o rurales teniendo en cuenta criterios para la protección de la salud humana y/o los ecosistemas. En su ausencia el RD de suelos contaminados admite que las Comunidades Autónomas pueden declarar a un suelo como contaminado cuando su concentración en un determinado elemento tóxico supera 100 veces el nivel genérico de referencia (NGR). También se admite que el valor del NGR así obtenido suele ser más bajo, y por tanto más proteccionista, que el obtenido por un análisis de riesgo específico, con la excepción importante del As y probablemente del Be por su carácter carcinogénico y las bajas concentraciones que se solicitan para la calidad de las aguas de bebida que, en el caso del As, ha pasado de las 50 ppb indicadas por la OMS a 10 propuestos por la EPA tras estudios recientes.

Admitiendo la aproximación del nivel genérico de referencia basado en la litología y considerando que la litología de Galicia y Asturias son muy parecidas en su parte Hercínica y sedimentaria reciente los umbrales de definición para suelos contaminados serían los establecidos en la Tabla 12.

Tabla 12. Nivel de contaminante (mg/kg) que permitiría la declaración automática de “Suelo contaminado” según el RD. 2005 de Suelos Contaminados suponiendo los valores de NGR de la Tabla 11 establecidos por Macías y Calvo de Anta (2008) para suelos de Galicia de similar litología que los del entorno de COGERSA.

<b>Metal</b>	<b>Nivel de contaminante (mg/kg)</b>
Ag	21
As	13 500 (*)
Cd	1500
Co	5600
Cr	11 100
Cu	5400
Hg	16
Mo	300
Ni	9000
Pb	6400
Sb	700
Tl	21
V	14 500
Zn	14 000

(\*) Valor anómalo y excesivamente alto.

El valor del As es muy elevado si se tiene en cuenta un análisis de riesgos para la protección del salud humana, pero es el que resulta de considerar todas las litologías existentes en la zona. Probablemente un valor más adecuado sería el de un NGR de 30. Sin embargo, en la naturaleza pueden aparecer suelos con niveles naturales muy elevados, siendo los más probables en zonas de litología dominada por pizarras carbonosas y con mineralizaciones de sulfuros metálicos. En Galicia se han encontrado suelos naturales con más de 150 ppm desarrollados sobre pizarras carbonosas y en la faja pirítica del sur de la Península Ibérica es frecuente encontrar suelos con más de 1000 ppm.

En todo caso, debe tenerse en cuenta que los umbrales anteriores son los que resultan de la aplicación de la Legislación de Suelos contaminados para la declaración como tal de un suelo de manera automática por las Comunidades Autónomas. Sin embargo, los daños a la salud o a los ecosistemas pueden producirse a concentraciones inferiores debiendo aplicarse criterios de fitotoxicidad y de contenidos máximos que garanticen la calidad de las aguas de bebida. Teniendo en cuenta estos criterios los niveles encontrados para Galicia y las posibles excepciones presentes en materiales metamórficos de bajo grado se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13.- NGR de Galicia basado en riesgos y excepciones litológicas para materiales metamórficos de bajo grado (Macías y Calvo de Anta, 2008).

<b>Metal</b>	<b>NGR propuestos en Galicia basados en riesgos para la salud y los ecosistemas</b>	<b>Niveles máximos naturales en suelos derivados de rocas metamórficas de bajo grado</b>	<b>NGR litológico</b>
<b>Ag</b>	<b>0.15</b>		0.15
<b>As</b>	<b>30</b>	100	50 (140)
<b>Ba</b>	<b>135</b>	300	140 (365)
<b>Be</b>	<b>6</b>		6
<b>Bi</b>	<b>1.5</b>		1.5
<b>Cd</b>	<b>0.15</b>		0.25
<b>Co</b>	<b>40</b>		40
<b>Cr</b>	<b>45</b>	90	50 (85)
<b>Cu</b>	<b>25</b>	45	45
<b>Hg</b>	<b>0.15</b>		0.2
<b>Mn</b>	<b>350</b>	1000	1000
<b>Mo</b>	<b>2</b>		2.5
<b>Ni</b>	<b>45</b>	80	65 (80)
<b>Pb</b>	<b>55</b>	70	55
<b>Sb</b>	<b>5</b>		6
<b>Se</b>	<b>1.5</b>	3.0	1.9
<b>Tl</b>	<b>0.15</b>		0.20
<b>V</b>	<b>70</b>	125	100 (125)
<b>Zn</b>	<b>90</b>		100

Se observa que estas concentraciones límite son mucho más bajas que las que definen el umbral de suelo contaminado, pero esto resulta de la consideración de que los mayores riesgos ambientales se producen a través del agua, por lo que conservando la calidad de las aguas de bebida la mayor parte de los organismos, ecosistemas y por supuesto el hombre, también estarían protegidos de los efectos nocivos de los metales pues la vía de penetración por ingesta de alimentos, penetración dérmica o inhalación se ha demostrado que es insignificante y daría valores mucho más altos de los NGR.

Para las plantas, el umbral de seguridad se elige en función de valores de los umbrales de fitotoxicidad, lo cual depende de la reacción del suelo, el Eh y otros muchos otros factores edáficos, además de la concentración. En la obtención de los datos se han considerado los valores más ampliamente utilizados en los análisis de riesgos siguiendo la metodología propuesta por la EPA en numerosos documentos y los límites definidos por este organismo y autores como Kabata Pendias y Pendias, Pais y Jones, etc.

Con los valores de los niveles genéricos de referencia de Galicia no se han observado, de momento, desviaciones significativas con efectos nocivos atribuibles a los efectos de la Planta de gestión de residuos por combustión, ni siquiera de las Centrales Térmicas de combustión de C, por lo que esta conclusión puede generalizarse a los suelos de Asturias a falta de otros datos que confirmen la aplicabilidad al caso concreto de los valores seleccionados y, por supuesto, del seguimiento que tendría que realizarse durante la fase de seguimiento.

### **3.2.4. Efectos sobre los suelos de las emisiones de sustancias orgánicas recalcitrantes**

La llegada al suelo de sustancias orgánicas recalcitrantes con los gases de la posible planta de combustión de RSU debe estar regulada por el cumplimiento estricto de la normativa de emisión para este tipo de instalaciones. Existe garantía de que con los umbrales admisibles los efectos son insignificantes y, por otra parte, existe tecnología suficiente y adecuada para conseguirlo, por lo que sólo situaciones de accidentes, mal funcionamiento o abandono de las buenas prácticas podría llegar a situaciones de contaminación y riesgo.

Las concentraciones admisibles en suelos y la metodología seguida en su cálculo (aunque con errores se encuentra en el RD de suelos contaminados) por lo que, de nuevo, sólo cabe decir que el cumplimiento de las normas, totalmente posible y sin grandes dificultades con las tecnologías actuales permite estar en situaciones de riesgos asumibles, sin olvidar la necesidad de realizar el seguimiento tanto de las emisiones como de la acumulación en los suelos de estas sustancias y de sus efectos sobre la salud humana y la conservación de los ecosistemas.

## **4. CONCLUSIONES**

Cualquiera de los procedimientos considerados, autorizables hoy día, han de cumplir con la legislación Europea, española y autonómica y, en éstas se establecen como niveles de emisión aceptables, al menos un orden de magnitud inferior a las concentraciones que se han identificado como peligrosas ambientalmente.

Las condiciones ambientales del emplazamiento (clima, vientos, topografía etc.) han de estar definidas para poder modelizar la distribución de niveles de inmisión para una capacidad definida y un combustible determinado. Entendiendo que el emplazamiento estaría cerca del valle de la Zoreda, donde se han venido realizando actividades de gestión de residuos, con mayores emisiones y riesgos que los que supone una planta de combustión, parece evidente que se dan buenas condiciones como para evitar alteraciones importantes en los suelos del entorno tanto por la calidad de las tecnologías actuales como por la baja sensibilidad de los suelos de la zona. En todo caso, los protocolos de seguimiento de los efectos sobre la calidad del aire, agua, suelos y biota deben permitir detectar cualquier desviación de las condiciones técnicas del proceso.

## **5. BIBLIOGRAFIA**

Adriano, D.C.; J.M. Bollag, Frankenberger, W.T.; Sims, R.C. 1999. Bioremediation of Contaminated Soils. Soil Science Society of America. Madison.

Adriaens, P.; Barkovskii, A.L.; Albretch, I. D. Fate of Halogenated Aromatic Compounds in Soils and Sediments. In: Adriano, D.C.; J.M. Bollag, Frankenberger, W.T.; Sims, R.C. (eds). 1999. Bioremediation of Contaminated Soils. Soil Science Society of America. Madison, 175-212.

Álvarez. M. A.; F. Díaz-Fierros. 1995. Los Suelos. En: Geología de Asturias. (eds. Aramburu, C.; Bastida, F.). Ediciones Trea. 173-186.

- Álvarez, E., Martínez, A., Calvo, R., 1992a. Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (NW Spain). *Biogeochemistry* 16, 167-180.
- Barreal, M.E.; Camps, M; Macias, F; Fertita, E; 2001. Phosphate and sulfate retention by nonvolcanic soils with andic properties. *Soil Science* 166, 691-707.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* 86, 717-738.
- Bridges, E.M. 1977. *World Soil*. Cambridge University Press.
- Calvo de Anta, R.; Macias, F. 1993. Rôle des processus pédogénétiques dans le maintien de la qualité des eaux superficielles en zones tempérées humides. Exemple des sols acides sur roches granitiques et schisteuses de la Galice (NW-Espagne). *C. R. Acad. Sci. Paris*, t. 316, Série II, p. 799-805.
- Calvo de anta, R; Macias, F. 1993. Influence of geological material in the composition of surface waters of Galicia (NW Spain). *Genesis of clay minerals. Clay Minerals*, 28: 285-296.
- Camps, M.; Macias, F. 2000. Respuesta a la acidificación y adsorción de sulfatos en suelos ándicos y ferrálicos desarrollados a partir de anfíbolitas en Galicia. *Edafología* 7, 61-71.
- Camps, M.; Barreal, E.; Macias, F. 2001. Sulfate sorption in nonvolcanic Andisols and andic soils from Galicia (NW Spain). *Geoderma*, 104: 75-93.
- Camps, M.; Barreal, M.e.; Macias, F. 2002. Phosphate and sulphate sorption in Spodosols with albic horizon from Northern Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 464-473.
- De Vries, W., 1991. Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and the impact of abatement strategies on forests soils. DLO Winand Staring Centre Rep. 46, Wageningen, Netherlands.
- Downing, J., Hettelingh, J.P., de Smet, P., 1993. Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. Coordination Center for Effects, RIVM, The Netherlands.
- EEA (European Environment Agency), 2001. Analysis and mapping of soil problem areas (Hot spots). Final Report. EEA, Copenhagen.
- FAO, IUSS, ISRIC. 2006. *World Reference Base for Soil Resources*. Rome.
- Ferm, M., 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51, 5-17.
- Gómez, M.X., 2002. Efectos de la deposición atmosférica ácida sobre la dinámica del suelo y los ciclos biogeoquímicos en sistemas forestales de Galicia. PhD Thesis. Departamento de Edafología y Química Agrícola, University of Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 349 pp.
- Gómez, M.X., Calvo de Anta, R., 2002. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (N.O. de España): Balances geoquímicos en

suelos forestales (*Pinus radiata*). 2. Salidas de elementos y balance del suelo forestal. Edafología 9-2, 197-212.

González, S.J., Villar, M.C., Carballas, M., Carballas, T., 1992. Nitrogen mineralization and its controlling factors in various kinds of temperate humid-zone soils. Plant Soil 144, 31-44.

Grennfelt, P., Thörmelöf, E., (Eds.), 1992. Critical Loads for Nitrogen. – a workshop report. Report Nord 1992: 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Hester, R.E.; Harrison, R.M. 1995. Waste treatment and disposal. Royal Chemistry.

Hester, R. E.; Harrison, R. M. 1995. Volatile compounds in the atmosphere. Royal Chemistry.

Hester, R. E.; Harrison, R. M. 1999. Environmental impact of power generation. Royal Chemistry.

International Agency for Research on Cancer. 1983. IARC Monograph on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to humans. Polynuclear aromatic hydrocarbons. I. Chemical. Environmental and experimental data. Vol 32. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

International Agency for Research on Cancer. 1983. IARC Monograph on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to humans. Polynuclear aromatic hydrocarbons. I. Chemical. Environmental and experimental data. Vol 32. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Irving, P.M. (ed.).1991. Acidic Deposition: State of Science and Technology. Vol. II: Aquatic Processes and Effects. National Acid Precipitation Assessment Program. Washington.

Jackson, M. L. 1963. Aluminum bonding in soils: A unifying principle in Soil Science. Soil Sci. soc. Am. Proc. 37: 1-10.

Keith, L.H. & W.a. Teillard. 1979. Priority pollutants. I. A perspective view. Environ. Sci. Technol. 13, 4131-4142.

Knox, A.S.; Gamedainger, A.P.; Adriano, D.C.; Kolka, R.K.; Kaplan, D.I. 1999. Sources and Practices Contributing to Soil Contamination. In: Adriano, D.C.; J.M. Bollag, Frankenberger, W.T.; Sims, R.C. (eds). 1999. Bioremediation of Contaminated Soils. Soil Science Society of America. Madison, 53-88.

Macias, F; Veiga, A; Calvo de anta, R. 1993. Influencia del material geológico y detección de anomalías en el contenido de metales pesados en horizontes superficiales de suelos de la provincia de La Coruña. Cuad. Lab. Xeol. Laxe, 18, 317-323.

Macias, F.; Calvo de anta, R. 1994. Influencia del material geológico en el establecimiento de umbrales de referencia para los estudios de contaminación de metales pesados en suelos de Galicia. II Congreso Internacional de Suelos Contaminados. Vitoria-Gasteiz. Vol. II:117-120.

Macías, F. 1999. Procesos de Contaminación y Recuperación de Suelos. Mantenimiento. 135, 15-25.

Macías, F. y Chesworth, W. 1992. Weathering in humid regions, with emphasis on igneous rocks and their metamorphic equivalents. En: "Weathering, Soils and Paleosols". Ed. Martini & Chesworth. Elsevier. Holanda. Chap. 12, 283-306.

Macías, F. 1993. Contaminación de suelos: Algunos hechos y perspectivas. En: R. Ortiz (ed.) "Problemática geoambiental y desarrollo". Tomo I, 53-74.

Macías, F. M. Camps, L. Rodríguez, M.E. Barreal. 2002. Soil sensitivity to acidification: an estimation based on the buffer mechanisms of different soils of the world. In: "Sustainable use and mangement of soils in arid and semiarid regions. Ed "A. Faz; R. Ortiz; A. Mermut). QUADERNA EDITORIAL. 262-275. Murcia.

Macías, F.; Camps, M.; Rodríguez-Lado, L.; Barreal, E. 2003. Cargas críticas de contaminantes: Un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza para la ordenación de las actividades humanas. En: Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia (ed. J. Casares). Xunta de Galicia. 149-187.

Macías, F.; Rodríguez-lado, L.; Camps-Arbestain, M.; Barreal, E. 2004. Mecanismos de amortiguación de impactos acidificantes. Influencia de la litología, propiedades superficiales y grado de desarrollo edáfico. (Revista Portuguesa de Ciencias Agrarias. (en prensa).

Macías, F.; Rodríguez, L.; Barreal, E.; Camps, M. Mecanismos de amortiguación de impactos acidificantes: Influencia de la litología, propiedades superficiales y grado de desarrollo edáfico. Revista Portuguesa de Ciencia do Solo (en prensa)

Macías, F.; Chesworth, W. 1992. Weathering in humid regions, with emphasis on igneous rocks and their metamorphic equivalents. In: "Weathering, Soils & Paleosols". Eds. Martini, I.P. & Chesworth, W. Elsevier, 283-308.

Macías, F., Otero, J.L., Romero, E., Verde, R., Parga, E., Rodríguez, L., Macías, F., Taboada, M., 2003. Seguimiento de la contaminación de suelos y aguas de Galicia por residuos agrarios eutrofizantes. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

Macías,F.; M. Camps, L.Rodríguez, M. E. Barreal. 2005. Mecanismos de amortiguación de impactos acidificantes. Influencia de la litología y grado de desarrollo edáfico. Reunión da Sociedade Portuguesa de Ciência do Solo. Coimbra. Ciencias Agrarias (en prensa)

Macías, F.; Camps, M.; Rodríguez, L.; Barreal, M.E. 2008. Sensibilidad a la acidificación: Una aproximación basada en los mecanismos de amortiguación de ácidos en los distintos tipos de suelos. Revista de Ciências Agrarias. Sociedade Portuguesa de Ciencia do Solo (en prensa).

Merino, A., Rodríguez, A., Brañas, J., Rodríguez, R., 2003. Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in northwestern Spain. Ann. For. Sci. 60, 509-517.

- Merino, A.; Macias, F.; Garcia-rodeja, E. 2000. Element fluxes and buffer reactions in acidified soils from a humid-temperate region of Southern Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, 120, 217-228.
- Monterroso C.; Alvarez, E.; Macías, F. 1994. Speciation and solubility control of Al and Fe in minesoil solutions. *The Science of Total Environment*. 158, 31-43.
- Nellemann, C., Thomsen, M.G., 2001. Long-term changes in forest growth: potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water Air Soil Pollut.* 128, 197-205.
- Nilsson, J., Grennfelt, P., (Eds.), 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report Nord 1988:15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Otero, X.L.; Sanchez, J.M.; Macias, F. 2000. Bioaccumulation of Heavy Metals in Thionic Fluvisols by a Marine Polychaete: The role of Metal Sulfides. *J. Environ. Quality* 29. 1133-1141.
- Pest, J. 1994. Incineration as a Waste Management Option. In: *Waste Incineration and the Environment* (ed. R.E. Hester & R.M. Harrison) Issues in Environmental Science and Technology. Royal Society of Chemistry, 1-26.
- Petts, J.; Eduljee, G. 1994. *Environmental Impact Assessment for waste treatment and disposal facilities*. J. Wiley.
- Petts, J.; Cairney, T.; Smith, M. 1997. *Risk-based contaminated land. Investigation and Assessment*. John Wiley.
- Prince, R. C.; Drake, E. N. 1999. Transformations and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Adriano, D.C.; J.M. Bollag, Frankenberger, W.T.; Sims, R.C. (eds). 1999. *Bioremediation of Contaminated Soils*. Soil Science Society of America. Madison, 89-110.
- Posch, M., de Vries, W., Hettelingh, J-P. 1995. Critical Loads of Sulphur and Nitrogen. In: Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J-P., Downing, R.J. *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1995*, Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands, pp. 31-42.
- Reuss, J. O. ; Johnson, D. W. 1986. *Acid Deposition and the acidification of soils and waters*. Springer-Verlag. Nueva York.
- Rodríguez-Lado, L.; Macias, F. 2006. Eutrophization trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere*, 63, 1598-1609.
- Rodríguez-Lado, L.; Macias, F. 2006. Calculation and mapping of Critical Loads of Sulphur and Nitrogen for forest soils in Galicia (NW Spain). *The Science of the Total Environment*, 366. 760-771.
- Rodríguez-Lado, L.; Montanarella, L.; Macias, F. 2007. Evaluation of the sensitivity of European soils to the deposition of acid compounds: Different approaches provide different results. *Water, Air and Soil Pollution* 185, 293-303.

Camps Arbestain, M., F. Macías, W. Chesworth. 2008. "Soil". In: Encyclopedia of Soil Science. W. Chesworth ed.. SPRINGER EDITORIAL. 629-634.

Sánchez, F., Rodríguez, R., Español, E. López, C.A., Merino, A., 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* Don plantations in northwestern Spain. For. Ecol. Manage. 171, 181-189.

Skupa, S.V., 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH<sub>3</sub>) on terrestrial vegetation: a review. Environ. Pollut. 124, 179-221.

Soil Science Society of America. 1999. Bioremediation of contaminated soils. Madison.

Spranger, T., Lorenz, U, Gregor, H-D. (Eds.), 2004. Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Texte Nr. 52/2004, Unwelbundesamt, Berlin.

Ulrich, B.; Sumner, M. E. 1991. Soil Acidity. Springer-Verlag.

USDA. 1999. Soil Taxonomy. A basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Survey. Second Edition. Washington.

Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., van Dobben, H.F., de Wit, T., Ridder, T.H., Reijnders, H.F.R., 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299, 548-250.

Van Breemen, N., van Dijk, H.F.G., 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. Environ. Pollut. 54, 249-274.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecol. Appl. 7, 737-750.

Vries, W. De. 1991. Methodologies for the assessment and mapping of Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Report 46. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research. Wageningen. The Netherlands.

Williams, P. T. 1994. Pollutants from incineration: An overview. In: Waste Incineration and the Environment (ed. R.E. Hester & R.M. Harrison) Issues in Environmental Science and Technology. Royal Society of Chemistry, 27-52.

Werner, B., Spranger, T. (Eds.), 1996. Manual on methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Area where they are Exceeded. Text 71:96, Federal Environmental Agency, Berlin.

# APÉNDICES



**APÉNDICE 1**  
**NORMATIVA**



## APÉNDICE 1: NORMATIVA DE EMISIONES GASEOSAS

### 1 CALIDAD DEL AIRE

Normas que se derivan de la Directiva 96/62/CE, directiva marco de calidad del aire. Algunas de ellas están recogidas en el Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxido de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono y en el Real Decreto 1796/2003, de 26 de diciembre, relativo al ozono en el aire ambiente, y en Real Decreto 812/2007, de 22 de junio, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente (se escoge la concentración de benzo(a)pireno como indicador de riesgo carcinogénico de los hidrocarburos aromáticos policíclicos).

De acuerdo con el Real Decreto 1073/2002, el órgano competente deberá asegurarse de que no se superen los valores de las sustancias contaminantes que se indican en la legislación de calidad de aire con los Valores Límite de Emisión que se establezcan para esta instalación.

#### 1.1 VALORES LÍMITE PARA EL MONÓXIDO DE CARBONO

El valor límite se expresará en  $\text{mg}/\text{m}^3$ . El volumen debe ser referido a una temperatura de 293 K y a una presión de 101,3 kPa.

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
Valor límite para la protección de la salud humana.	Media de ocho horas máxima en un día.	10 $\text{mg}/\text{m}^3$ .	6 $\text{mg}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada doce meses 2 $\text{mg}/\text{m}^3$ hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2005.	1 de enero de 2005.

La media octohoraria máxima correspondiente a un día se escogerá examinando las medias móviles de ocho horas, calculadas a partir de datos horarios y que se actualizarán cada hora. Cada media octohoraria así calculada se atribuirá al día en que termine el período, es decir, el primer período de cálculo para cualquier día dado será el período que comience a las 17:00 de la víspera y termine a la 1:00 de ese día; el último período de cálculo para cualquier día dado será el que transcurra entre las 16:00 y las 24:00 de ese día.

#### 1.2 VALORES LÍMITE DEL DIÓXIDO DE AZUFRE

Los valores límite se expresarán en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . El volumen a la temperatura de 293 K y a la presión de 101,3 kPa.

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
1. Valor límite horario para la protección de la salud humana.	1 hora.	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , valor que no podrá superarse en más de 24 ocasiones por año civil.	90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2005.	1 de enero de 2005.
2. Valor límite diario para la protección de la salud humana.	24 horas.	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , valor que no podrá superarse en más de 3 ocasiones por año civil.	Ninguno.	1 de enero de 2005.
3. Valor límite para la protección de los ecosistemas*.	Año civil e invierno (del 1 de octubre al 31 de marzo).	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .	Ninguno.	A la entrada en vigor de la presente norma.

\* Para la aplicación de este valor límite se tomarán en consideración los datos obtenidos en las estaciones de medición representativas de los ecosistemas a proteger, sin perjuicio, en su caso, de la utilización de otras técnicas de evaluación.

### 1.3 VALORES LÍMITE DEL DIÓXIDO DE NITRÓGENO Y DE LOS ÓXIDOS DE NITRÓGENO

Los valores límite se expresarán en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . El volumen se normalizará a la temperatura de 293 K y a la presión de 101,3 kPa.

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
1. Valor límite horario para la protección de la salud humana.	1 hora.	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{NO}_2$ que no podrán superarse en más de 18 ocasiones por año civil.	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2010.	1 de enero de 2010.
2. Valor límite anual para la protección de la salud humana	1 año civil.	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{NO}_2$ .	16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2010.	1 de enero de 2010.
3. Valor límite anual para la protección de la vegetación*.	1 año civil.	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{NO}_x$ .	Ninguno.	A la entrada en vigor de la presente norma.

\* Para la aplicación de este valor límite se tomarán en consideración los datos obtenidos en las estaciones de medición representativas de los ecosistemas a proteger, sin perjuicio, en su caso, de la utilización de otras técnicas de evaluación.

### 1.4 VALOR LÍMITE DEL BENCENO

El valor límite se expresará en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  referido a una temperatura de 293 K y a una presión de 101,3 kPa.

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
Valor límite para la protección de la salud humana.	Año civil.	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2006 y posteriormente cada doce meses 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2010.	1 de enero de 2010*.

\* Excepto en las zonas y aglomeraciones en las que se haya concedido una prórroga.

### 1.5 VALORES LÍMITE PARA LAS PARTÍCULAS (PM10) EN CONDICIONES AMBIENTALES

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
<i>Fase I</i>				
1. Valor límite diario para la protección de la salud humana.	24 horas.	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{10}$ que no podrán superarse en más de 35 ocasiones por año.	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2005.	1 de enero de 2005.
2. Valor límite anual para la protección de la salud humana.	1 año civil.	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{10}$ .	4,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2005.	1 de enero de 2005.
<i>Fase II*</i>				
1. Valor límite diario para la protección de la salud humana.	24 horas.	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{10}$ que no podrán superarse en más de 7 ocasiones por año.	Se derivará de los datos y será equivalente al valor límite de la fase 1.	1 de enero de 2010.
2. Valor límite anual para la protección de la salud humana.	1 año civil.	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{10}$ .	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ el 1 de enero de 2005, reduciendo el 1 de enero de 2006 y posteriormente cada 12 meses 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2010.	1 de enero de 2010.

\* Valores límites indicativos que deberán revisarse a la luz de una mayor información acerca de los efectos sobre la salud y el medio ambiente, la viabilidad técnica y la experiencia en la aplicación de los valores límite de la fase I en los Estados miembros de la Unión Europea.

### 1.6 VALOR LÍMITE PARA EL PLOMO

	Período de promedio	Valor límite	Margen de tolerancia	Fecha de cumplimiento del valor límite
Valor límite anual para la protección de la salud humana.	1 año civil.	0,5 µg/m <sup>3</sup> .	0,3 µg/m <sup>3</sup> , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, reduciendo el 1 de enero de 2003 y posteriormente cada 12 meses 0,1 µg/m <sup>3</sup> , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2005. 0,5 µg/m <sup>3</sup> , a la entrada en vigor del presente Real Decreto, en las inmediaciones de fuentes específicas, que se notificarán a la Comisión, reduciendo el 1 de enero de 2006 y posteriormente cada 12 meses 0,1 µg/m <sup>3</sup> , hasta alcanzar el valor límite el 1 de enero de 2010.	1 de enero de 2005 o el 1 de enero de 2010, en las inmediaciones de fuentes industriales específicas, situadas en lugares contaminados a lo largo de decenios de actividad industrial. Dichas fuentes se notificarán a la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental a efectos de informar a la Comisión a la entrada en vigor de la presente norma <sup>*</sup> .

<sup>\*</sup> Dicha notificación deberá ir acompañada de una justificación apropiada. La zona en que sean aplicables valores límite superiores no sobrepasará un radio de 1.000 metros a contar de dichas fuentes específicas.

### 1.7 VALOR OBJETIVO DEL ARSÉNICO, CADMIO, NÍQUEL Y BENZO(a)PIRENO<sup>(1)</sup>

Contaminante	Valor objetivo <sup>(2)</sup>
Arsénico	6 ng/m <sup>3</sup>
Cadmio	5 ng/m <sup>3</sup>
Níquel	20 ng/m <sup>3</sup>
Benzo(a)pireno	1 ng/m <sup>3</sup>

(1) En relación a las instalaciones industriales, dichos valores no implicarán la adopción de medidas que vayan más allá de la aplicación de las MTD y, en particular, no llevarán al cierre de ninguna instalación. Sin embargo, exigirán que los Estados Miembros adopten todas las medidas de reducción rentables necesarias en los sectores afectados. En particular, los valores objetivo de la presente Directiva no se consideran normas de calidad medioambiental (apartado 7 do artigo 2 de la Directiva 96/61/CE).

(2) Referente al contenido total en la fracción PM<sub>10</sub> como promedio durante 1 año natural

## 2. EMISIONES A LA ATMÓSFERA

La aplicación de las normas como el Decreto 833/1975, norma redactada hace 33 años está completamente desfasada al no considerar los avances de la tecnología durante este período, supone la fijación de valores muy permisivos y que van en sentido contrario a la Directiva Comunitaria de la última década.

### 2.1. INCINERACIÓN DE RESIDUOS

Los niveles de emisión de contaminantes a la atmósfera para la incineración de residuos se establecen en el Real Decreto 653/2003 de 30 de mayo, por el que se resumen las medidas a que deben ajustarse las actividades de incineración y coincineración de residuos. Los niveles de emisión que se deben tener en cuenta en lo que se refiere a las actividades de incineración (incineración de RSU previamente tratados, incineración de subproductos animales) son los que se indican no anexo V.

a) Valores medios diarios:	b) Valores medios semihorarios												
<p>Partículas totales ..... 10 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Sustancias orgánicas en estado gaseoso y de vapor expresadas en carbono orgánico total ..... 10 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Cloruro de hidrógeno (HCl) ..... 10 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Fluoruro de hidrógeno (HF) ..... 1 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) ..... 50 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), expresados como dióxido de nitrógeno, para instalaciones de incineración existentes de capacidad nominal superior a 6 toneladas por hora o para instalaciones de incineración nuevas ..... 200 mg/m<sup>3</sup> (*)</p> <p>Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), expresados como dióxido de nitrógeno, para instalaciones de incineración ya existentes de capacidad nominal superior a 6 toneladas por hora ..... 400 mg/m<sup>3</sup> (*)</p> <p>(*) Hasta el 1 de enero de 2007 el valor límite de emisión para el NO<sub>x</sub> no se aplicará a las instalaciones que solamente incineren residuos peligrosos.</p>	<p>Partículas totales ..... 30 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Sustancias orgánicas en estado gaseoso y de vapor expresadas en carbono orgánico total ..... 20 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Cloruro de hidrógeno (HCl) ..... 60 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Fluoruro de hidrógeno (HF) ..... 4 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) ..... 200 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Monóxido de nitrógeno (NO) y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), expresados como dióxido de nitrógeno, para instalaciones de incineración existentes de capacidad nominal superior a 6 toneladas por hora o para instalaciones de incineración nuevas ..... 400 mg/m<sup>3</sup> (*)</p>	(100%)A	(97%)B										
<p>c) Todos los valores medios medidos a lo largo de un periodo de muestreo de un mínimo de 30 minutos y un máximo de 8 horas:</p> <table border="1" data-bbox="236 1115 909 1384"> <thead> <tr> <th></th> <th>Total</th> <th>Total</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Cadmio y sus compuestos, expresados en cadmio (Cd). Talio y sus compuestos, expresados en talio (Tl).</td> <td>0,05 mg/m<sup>3</sup></td> <td>0,1 mg/m<sup>3</sup> (*)</td> </tr> <tr> <td>Mercurio y sus compuestos, expresados en mercurio (Hg).</td> <td>0,05 mg/m<sup>3</sup></td> <td>0,1 mg/m<sup>3</sup> (*)</td> </tr> <tr> <td>Antimonio y sus compuestos, expresados en antimonio (Sb). Arsénico y sus compuestos, expresados en arsénico (As). Plomo y sus compuestos, expresados en plomo (Pb). Cromo y sus compuestos, expresados en cromo (Cr). Cobalto y sus compuestos, expresados en cobalto (Co). Cobre y sus compuestos, expresados en cobre (Cu). Manganeso y sus compuestos, expresados en manganeso (Mn). Níquel y sus compuestos, expresados en níquel (Ni). Vanadio y sus compuestos, expresados en vanadio (V).</td> <td>0,5 mg/m<sup>3</sup></td> <td>1 mg/m<sup>3</sup> (*)</td> </tr> </tbody> </table> <p>(*) Hasta el 1 de enero de 2007, valores medios para las instalaciones existentes a las que se haya concedido la autorización de explotación antes del 31 de diciembre de 1996 y en las que solamente se incineren residuos peligrosos.</p> <p>Estos valores medios se refieren a las emisiones correspondientes a metales pesados, así como de sus compuestos, tanto en estado gaseoso como vapor.</p>		Total	Total	Cadmio y sus compuestos, expresados en cadmio (Cd). Talio y sus compuestos, expresados en talio (Tl).	0,05 mg/m <sup>3</sup>	0,1 mg/m <sup>3</sup> (*)	Mercurio y sus compuestos, expresados en mercurio (Hg).	0,05 mg/m <sup>3</sup>	0,1 mg/m <sup>3</sup> (*)	Antimonio y sus compuestos, expresados en antimonio (Sb). Arsénico y sus compuestos, expresados en arsénico (As). Plomo y sus compuestos, expresados en plomo (Pb). Cromo y sus compuestos, expresados en cromo (Cr). Cobalto y sus compuestos, expresados en cobalto (Co). Cobre y sus compuestos, expresados en cobre (Cu). Manganeso y sus compuestos, expresados en manganeso (Mn). Níquel y sus compuestos, expresados en níquel (Ni). Vanadio y sus compuestos, expresados en vanadio (V).	0,5 mg/m <sup>3</sup>	1 mg/m <sup>3</sup> (*)	<p>d) Todos los valores medios son medidos a lo largo de un periodo de muestra de un mínimo de 6 horas y un máximo de 8 horas. El valor límite de emisión se refiere a la concentración total de dioxinas y furanos calculada utilizando el concepto de equivalencia tóxica de conformidad con el anexo I.</p> <p>Dioxinas y furanos ..... 0,1 ng/m<sup>3</sup></p>
	Total	Total											
Cadmio y sus compuestos, expresados en cadmio (Cd). Talio y sus compuestos, expresados en talio (Tl).	0,05 mg/m <sup>3</sup>	0,1 mg/m <sup>3</sup> (*)											
Mercurio y sus compuestos, expresados en mercurio (Hg).	0,05 mg/m <sup>3</sup>	0,1 mg/m <sup>3</sup> (*)											
Antimonio y sus compuestos, expresados en antimonio (Sb). Arsénico y sus compuestos, expresados en arsénico (As). Plomo y sus compuestos, expresados en plomo (Pb). Cromo y sus compuestos, expresados en cromo (Cr). Cobalto y sus compuestos, expresados en cobalto (Co). Cobre y sus compuestos, expresados en cobre (Cu). Manganeso y sus compuestos, expresados en manganeso (Mn). Níquel y sus compuestos, expresados en níquel (Ni). Vanadio y sus compuestos, expresados en vanadio (V).	0,5 mg/m <sup>3</sup>	1 mg/m <sup>3</sup> (*)											
<p>e) No podrán superarse en los gases de combustión los siguientes valores límite de emisión de las concentraciones de monóxido de carbono (CO) (excluidas las fases de puesta en marcha y parada):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 50 mg/m<sup>3</sup> de gas de combustión calculado como valor medio diario,</li> <li>- 150 mg/m<sup>3</sup> de gas de combustión de, como mínimo, o 95 % de todas las mediciones, calculado como valores medios cada 10 minutos; o 100 mg/m<sup>3</sup> de gas de combustión de todas las mediciones, calculado como valores medios semihorarios tomados en cualquier periodo de 24 horas.</li> </ul> <p>La autoridad competente podrá autorizar exenciones para instalaciones de incineración que utilicen la tecnología de combustión en lecho fluido siempre y cuando la autorización establezca un valor límite de emisión para el monóxido de carbono (CO) igual o inferior a 100 mg/m<sup>3</sup> como valor medio horario.</p>													

## 2.2 EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.

La Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, que transpone la Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo, recoge en su anexo I (Categorías de actividades e gases incluidos en el ámbito de aplicación) las actividades energéticas:

- a) Instalaciones de combustión con una potencia térmica nominal superior a 20 MW:*
- b) Instalaciones de cogeneración, independientemente del sector en el que den servicio.*
- c) Otras instalaciones de combustión con una potencia térmica nominal superior a 20 MW incluidas en los apartados 2 y 9.*

De acuerdo con la disposición final primera de esta Ley, en el caso de instalaciones sujetas a la misma (ley 1/2005) la autorización ambiental integrada no incluirá valores límite para las emisiones directas de los gases de efecto invernadero, a menos que sea necesario para garantizar que no se provoque contaminación local significativa. Estos gases son: dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), hidrofluorocarburos (HFC), perfluorocarburos (PFC) e hexafluoruro de azufre (SF<sub>6</sub>).



## **APÉNDICE 2**

### ***CASE STUDY:***

# **TRATAMIENTO INTEGRADO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS USANDO INCINERACIÓN EN HORNO DE PARRILLA. EL CASO DE INDAVER.**

**(Vandecasteele et al., 2007)**



## **APÉNDICE 2: CASE STUDY. TRATAMIENTO INTEGRADO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS USANDO INCINERACIÓN EN HORNO DE PARRILLA. EL CASO DE INDAVER. (Vandecasteele *et al.*, 2007)**

*En el presente Apéndice se describe la planta de incineración de Indaver, cerca de Amberes (Bélgica) y corresponde a la traducción del artículo:*

*Vandecasteele, C.; Wauters, G.; Arickx, S.; Jaspers, M.; Ven Gerven, T.; Integrated municipal solid waste treatment using a grate furnace incinerator: The Indaver case.; Waste Management, 27, 1366-1375 (2007)*

La instalación de Indaver de horno de parrilla es una instalación integrada para el tratamiento de residuos sólidos urbanos e industriales asimilables a urbanos. Consta de tres líneas de hornos de parrilla con tratamiento de gases de combustión mediante método semiseco seguido de lavado húmedo y una instalación de tratamiento húmedo de escorias.

Se obtuvieron las siguientes fracciones tras el tratamiento húmedo de escorias: metales féreos, metales no féreos, 3 fracciones de granulado con diferentes tamaños de partícula y un lodo. Las fracciones de metales féreos y no féreos pueden reciclarse ambas como materias primas de alta calidad; las 2 fracciones con tamaños de partícula mayores pueden aplicarse en construcción como materias primas secundarias; la fracción de arena se puede utilizar para aplicaciones en vertedero; y el lodo se deposita en vertedero.

### **1 INCINERACIÓN**

El complejo de Indaver de hornos de parrilla se sitúa en una zona industrial cerca de Amberes (Antwerpen Linkeroever, que se encuentra en el margen izquierdo del río Scheldt), en las proximidades de uno de los complejos petroquímicos y de química industrial más importantes del mundo. Los pueblos más cercanos son Kallo (2.5 km al Sur) y Doel (3 km al Noroeste). El municipio de Beveren está situado 6 km al Sur.

La planta de incineración consta de tres líneas de hornos de parrilla, es decir un horno con una caldera, lavado de gases y una chimenea. Dos líneas tienen una capacidad nominal de tratamiento de 13.3 t/h cada una y la tercera de 21.5 t/h, en total 48.1 t/h. La Fig.CS1 representa de manera esquemática los componentes de una línea de horno de parrilla. El residuo se lleva a un foso de almacenamiento. Mediante una grúa se extrae del foso para introducirlo en la parrilla móvil, donde se incinera a una temperatura de 850°C (hasta 1000°C) como mínimo. Esto produce escorias (cenizas de incineradora) y gases de combustión. Este gas pasa a través de la caldera. Cada línea está equipada con una caldera con una potencia térmica de 40.0 (2 líneas) o 67.5 MW (una línea) en función de la capacidad (potencia térmica total de 147.5 MW). Estas calderas están equipadas con un economizador para calentar el agua de alimentación y con un sobrecalentador para calentar el vapor saturado (45 bar, 257°C) hasta 40 bar y 400°C. Durante el enfriamiento del gas de combustión en la caldera se deposita ceniza de caldera, que es recogida.

## 2 TRATAMIENTO DE GASES DE COMBUSTIÓN

El tratamiento de gases de combustión (Fig. CS1) está formado por la combinación de una instalación de lavado semiseco (secadero por pulverización seguido de filtros de mangas) y una instalación de lavado húmedo. Esto genera por una lado residuos de tratamiento de gases y por otro gases de combustión que salen del proceso a través de la chimenea. En el secadero por pulverización se inyecta (nebulizada) lechada de cal (suspensión de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ). Los gases de combustión se enfrían de  $230^\circ\text{C}$  a  $160^\circ\text{C}$  mediante la vaporización del agua de la lechada de cal inyectada. Inmediatamente detrás del lavador se inyecta carbón activado para adsorber dioxinas, PAHs y metales pesados, p.e. Hg. El carbón activado junto con sales y partículas se retiene en el filtro de mangas como residuo de tratamiento de gases. En el lavador húmedo situado tras el filtro de mangas, el gas de combustión se enfría hasta  $60^\circ\text{C}$  y se lava intensamente mediante pulverización de suspensiones que contienen caliza ( $\text{CaCO}_3$ ) y cal ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) a diferentes niveles. Los compuestos ácidos tales como HCl y  $\text{SO}_2$ , se transforman mediante reacción con los compuestos alcalinos añadidos (cal y caliza) en compuestos no peligrosos ( $\text{CaCl}_2$  and  $\text{CaSO}_4$ ). El efluente de los lavadores húmedos se trata mediante filtración usando una cinta filtrante para separar p.e. yeso. El agua se recircula al secadero de pulverización de manera que no hay descarga de aguas residuales, sino que todo el agua sale por la chimenea.

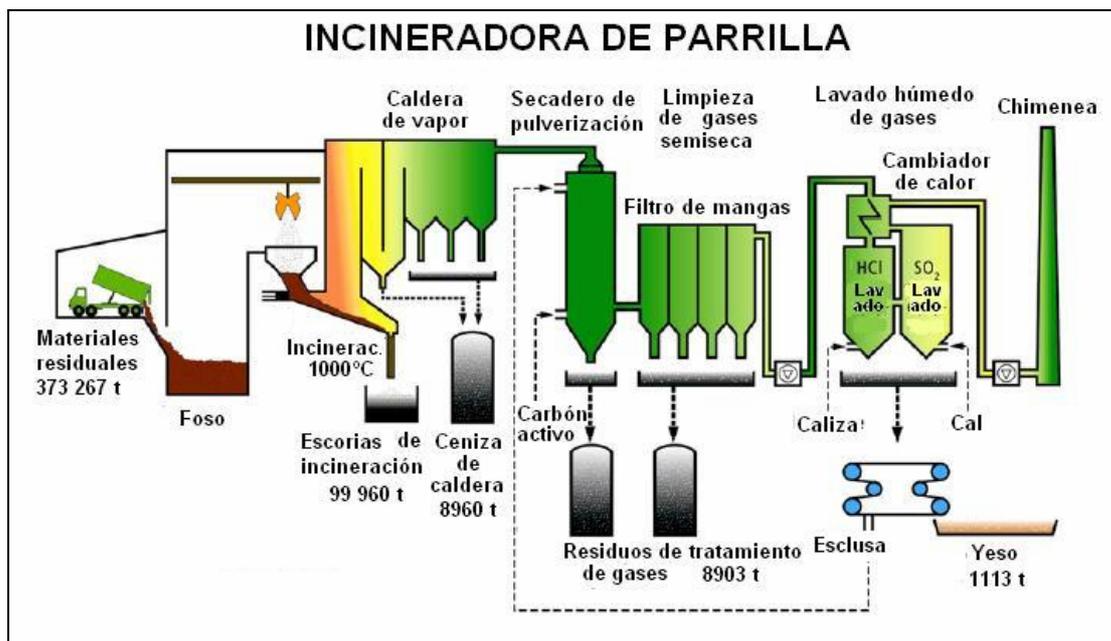


Figura CS1: Representación esquemática de la planta de de incineración (una línea) con tratamiento de gases.

### 3 TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS

#### 3.1 Escorias

La Fig.CS2 muestra de manera esquemática la instalación para el tratamiento húmedo de escorias, que consta de varias partes mecánicas con diferentes funciones: lavado, tamizado y separación. En la primera etapa una barra filtrante robusta (*bar sieve*) elimina partes grandes de metal y piedra (no mostrada en la Fig.CS2). Se añade después agua y el material  $>50$  mm se elimina en una instalación de tamizado y lavado. Los metales férricos se eliminan magnéticamente de esta fracción y el parte del resto de material  $>50$  mm se reenvía al horno de parrilla. El material más fino ( $<50$  mm) se pasa a través de un tambor de lavado para separar de los granulados el material orgánico ligero, que se reenvía al horno de parrilla también. Otra instalación de tamizado y lavado separa las partículas en tres fracciones diferentes: 6-50 mm, 2-6 mm and  $<2$  mm. Los separadores de férricos recuperan el hierro de las dos fracciones mayores. Se prevé que mediante separadores no férricos basados en corrientes de Foucault se separen 2 fracciones mayores de aluminio y cobre principalmente. En la práctica se usan siempre para la fracción de 6-50 mm y son opcionales (sólo se usan para mejorar la calidad del producto final cuando éste se aplica en materiales de construcción) para la fracción de 2-6 mm, donde la producción de metales no férricos es baja. Finalmente la fracción  $<2$  mm se separa en una fracción de lodo ( $<0.1$  mm) y una fracción de arena (0.1 – 2 mm). El lodo se lleva sin estabilización a vertedero.

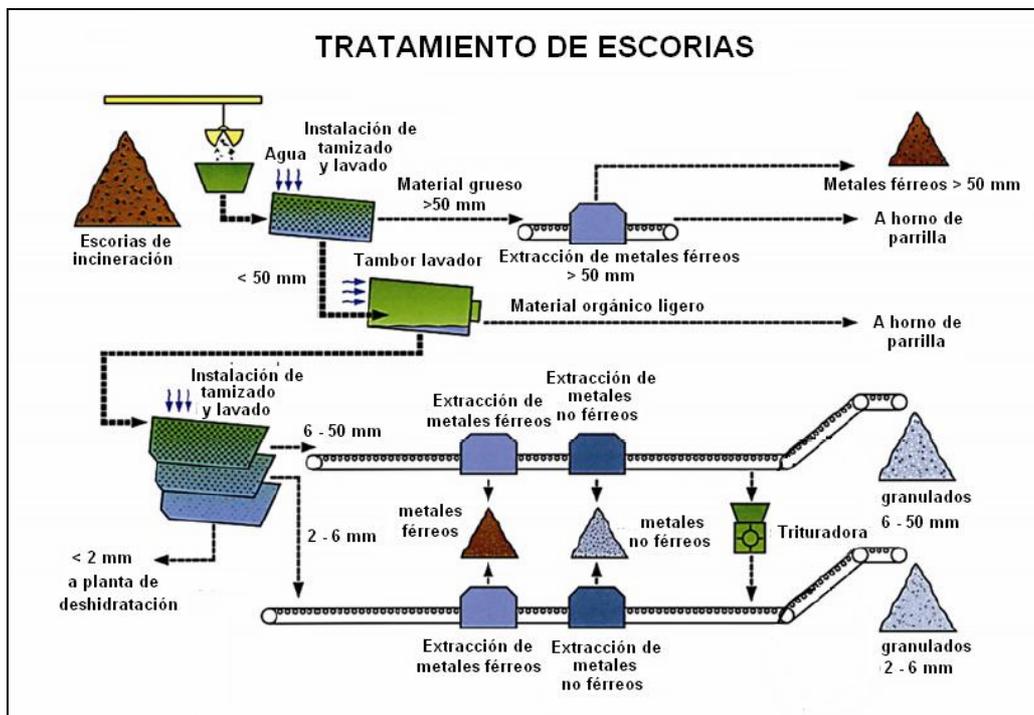


Figura CS2. Representación esquemática del tratamiento húmedo de escorias en Indaver, Beveren

La planta de tratamiento de escorias tiene una capacidad de 165 000 t/a.

Para mejorar (disminuir) la lixiviación de metales (ver más adelante), los granulados obtenidos (6-50 mm and 2-6 mm) se someten a envejecimiento durante tres meses en pilas de 5-10 m de altura, situadas en el terreno de la planta de incineración al aire libre o sobre suelo pavimentado con recogida de las filtraciones de agua de lluvia, de manera que se encuentran expuestas al viento y a la lluvia. Las reacciones que tiene lugar durante este tiempo tienden a disminuir la lixiviación de metales pesados (Meima and Comans, 1999; Chimenos et al., 2000; Freyssinet et al., 2002; Jaspers, 2002; Van Gerven et al., 2005).

### **3.2 Tratamiento de cenizas de caldera y residuos de tratamiento de gases**

Las cenizas de caldera y los residuos de tratamiento de gases (residuos de lavador, yeso) se recogen en silos, se mantienen separados del resto de cenizas y se tratan mediante estabilización/solidificación. Se añade ácido clorhídrico para neutralizar el pH y posteriormente cemento (0.15 t/t) para obtener un producto final monolítico en el que se encuentran inmovilizados los metales pesados (Conner, 1990; Gougar et al., 1996; Geysen et al., 2003). El producto final se lleva al vertedero de tipo 1 para residuos peligrosos inorgánicos que opera Indaver N.V. en Stabroek, cerca de Amberes. Es necesario prestar una atención particular a los criterios legales de admisión para tal vertedero.

## **4. RECUPERACIÓN DE MATERIALES**

La Fig.CS1 muestra datos representativos del balance de material de la instalación de incineración obtenidos en una prueba llevada a cabo en 2002. En la Tabla CS1 se indican los diferentes productos finales del tratamiento húmedo de escorias y del tratamiento de gases de combustión (incluyendo la posterior estabilización cuando se necesite) así como la fracción en peso que representan tanto en las escorias como en la alimentación original. Para calcular estos datos se ha hecho un balance de materia típico (para 50 % residuos urbanos y 50 % residuos industriales): 1 t de residuo alimentado genera 255 kg de escorias, 21 kg de cenizas de caldera, 33 kg de residuos de tratamiento de gases y 1.2 kg de yeso. También se da información sobre posibles aplicaciones y formas de vertido.

El proceso húmedo de tamizado de escorias tiene ventajas distintas sobre el tamizado seco de cara a asegurar la calidad: la fracción orgánica flota en el tambor de lavado y puede eliminarse fácilmente, se lavan directamente las sales solubles, se obtienen productos finales (granulados) visiblemente limpios y la eficacia de tamizado es elevada.

Las fracciones de metales férricos y no férricos se pueden reciclar como materia prima de alta calidad.

Para las fracciones granuladas de 2-6 mm y 6-50 mm, la Tabla CS2 muestra datos de concentración de algunos componentes orgánicos tóxicos y lixiviación de metales tras 3 meses de envejecimiento y los compara con los valores límite para la reutilización como materias primas secundarias en aplicaciones de construcción dadas en la regulación VLAREA (*Besluit van de Vlaamse Regering, 5 December 2003, tot vaststelling van het*

*Vlaams Reglement inzake afvalvoorkoming en –beheer*, Decisión del Gobierno Flamenco de regular la prevención y gestión de residuos). Los resultados para PCDD/PCDF y PAH son muy bajos. Para todos los elementos, excepto el Cu, los resultados de lixiviación estaban por debajo del límite de detección, que está para todos los elementos muy por debajo de los valores VLAREA. Todos los resultados cumplen por tanto con los valores VLAREA y el único parámetro crítico es la lixiviación de Cu. Se consiguieron de la OVAM, la Agencia de Residuos Flamenca, las certificaciones necesarias para el uso como materia prima secundaria como material granular en aplicaciones de construcción y como aditivo en materiales de construcción monolíticos. En total, aproximadamente el 50 % de las escorias (12.8 % en peso del residuo original) puede transformarse en materias primas aplicables comercialmente, que cumplen la VLAREA, una de las regulaciones más estrictas de Europa (Van Gerven et al., 2005). Los granulados se utilizan actualmente como sub-base en la construcción de carreteras. Un proyecto de investigación estudia las posibilidades de utilizarlos como aditivos en materiales de construcción.

*Tabla CS1. Productos finales de tratamiento húmedo de escorias y de tratamiento de gases de combustión (con posterior estabilización).*

<b>Fracción</b>	<b>Aplicación</b>	<b>Fracción en peso de escorias (%)</b>	<b>Fracción en peso de residuo (%)</b>
Metales féreos	Reciclaje, maxima calidad	8.5	2.2
Metales no féreos	Reciclaje, maxima calidad	1	0.3
Granulado 2-6 mm	Aplicaciones granulares o monolíticas en construcciones	14	3.6
Granulado 6-50 mm	Aplicaciones granulares en construcciones	27	6.9
Total de aplicaciones sin monitorización posterior		50.5	13.0
Arena 0.1-2 mm	Aplicación controlada en construcciones de vertederos	32	8.2
Total de aplicaciones con monitorización posterior		32	8.2
Lodo <0.1 mm	Vertedero	8	2.0
Orgánico	Retorno horno de parrilla	1	0.25
Otros (piedras del tamiz de barra, parte de la fracción >50 mm)	Vertedero	8.5	2.2
Ceniza de caldera (estabilizada)	Vertedero	-	2.4
Residuos de tratamiento de gases (estabilizados)	Vertedero	-	3.8
Yeso	Vertedero	-	0.12
Total a depositar		17.5	10.8

La fracción arena (0.1-2 mm) no cumple con las exigencias de la VLAREA para materias primas secundarias, incluso tras 3 meses de envejecimiento, pero cumple con los criterios de admisión en vertederos de residuos no peligrosos. Se puede aplicar p.e. en la producción de capas de cobertura de vertederos. Por tanto se aplica aproximadamente el 32 % de las escorias (8.2 % del peso del residuo original) de manera útil con posterior monitorización.

El lodo de la planta de lavado y los trozos grandes de piedra separados por tamizado antes de la planta de tratamiento húmedo de escorias se llevan a vertedero sin estabilización, junto con parte de la fracción de material >50 mm eliminada por tamizado y lavado.

Tabla CS2. Concentración de dioxinas y PAHs y datos de lixiviación de metales para granulados

Parámetro	Fracción		Valor límite VLAREA
	2-6 mm	6-50 mm	
Dioxinas	<5 pg TEQ/g	<5 pg TEQ/g	
PAH (valores individuales)	<0.03 mg/kg m. seca	<0.03 mg/kg m. seca	
Lixiviación de metales (mg/kg m. seca)			
As	<0.025	<0.05	0.8
Cd	<0.01	<0.01	0.03
Cr	<0.03	<0.05	0.5
Cu	0.17-0.50	0.04-0.49	0.5
Pb	<0.03	<0.10	1.3
Ni	<0.025	<0.10	0.75
Zn	<0.03	250-2700	2.8
Cloruro		210- 2500	
Sulfato			

Las cenizas de caldera y los residuos de tratamiento de gases se llevan a vertedero tras estabilización.

El yeso obtenido en la limpieza de gases de combustión se lleva a vertedero, ya que las cantidades son demasiado bajas (debido al bajo contenido de azufre del residuo) para un reciclaje sensato económicamente.

## 5 CONCLUSIÓN

Se ha demostrado que con la instalación integrada descrita, usando horno de parrilla y tratamiento húmedo de escorias, se obtienen varias fracciones tras el tratamiento húmedo de escorias: metales férreos, metales no férreos (ambos reciclables como materias primas de elevada calidad), dos fracciones de granulado con diferente tamaño de partícula, una fracción arena y lodo. Las dos fracciones de granulado se pueden aplicar como materias primas secundarias en aplicaciones de construcción. La fracción de arena se puede aplicar en vertederos y el lodo se deposita en vertedero.

Tras la inmovilización por solidificación/estabilización del producto final de la ceniza de caldera y el residuo de tratamiento de gases, se dispone de un monolito estabilizado que se deposita en vertedero de tipo 1 para residuos peligrosos inorgánicos.

# **APÉNDICE 3**

## **LISTA DE ABREVIATURAS**



**APÉNDICE 3: LISTA DE ABREVIATURAS**

ACFB	Lecho Fluidizado Circulante Atmosférico (= <i>Atmospheric CFB</i> )
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AOX	Compuestos Halogenados Orgánicos Absorbibles
APP	Advanced Plasma Power
ASR	Residuos de Trituración de Automóviles (= <i>Automobile Shredding Residues</i> )
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
atm	Atmósfera
BAT:	Best available techniques (=MTD)
BGA	Agencia federal alemana de la salud (= <i>Bundesgesundheitsamt</i> )
BGL	British Gas – Lurgi
BPC	
BREF:	Documento de referencia de las MTD
C <sub>n</sub>	Compuestos orgánicos de n átomos de carbono
CAC/RCP	Comisión del Codex Alimentarius – Código de Práctica Recomendado (= <i>Codex Alimentarius Commission - Recommended Code of Practise</i> )
CBR	Cimenteries et Briquetteries Réunies (empresa cementera belga)
CCNE	Carga Crítica de Nitrógeno Eutrofizante
CDC	Centro para el Control de Enfermedades Infecciosas (= <i>Center for Disease Control</i> )
CDR:	Combustible Derivado de Residuos
CEN	Comité Europeo de Normalización
CFB	Lecho Fluidizado Circulante (= <i>Circulating Fluid Bed</i> )
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
COD	Carbono Organico Disuelto
COT:	Carbono orgánico total
COV:	Compuestos orgánicos volátiles (=VOC)
cmol/kg	Centimol de carga por kilogramo. Puede ser carga positiva (+)
CNA	Capacidad para Neutralizar Ácidos
CSH	hidrato de silicato de calcio (= <i>calcium silicate hydrate</i> )
Cr(VI):	Cromo hexavalente
CFC	Compuestos clorofluorocarbonados
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
DIN	Instituto Alemán de Normalización (= <i>Deutsches Institut für Normung</i> )
DQO:	Demanda Química de Oxígeno
Eh	Potencial de oxidación de un suelo
EOX	Compuestos Orgánicos Halogenados Extraíbles
EPOC	Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica
EPA:	Agencia estadounidense de protección ambiental (= <i>Environmental Protection Agency</i> )
eq/ha	Equivalente por hectárea
ESP:	Precipitador electrostático
FAO-IUSS-ISRIC	Centro Internacional de Referencia e Investigación sobre Suelos (= <i>Internacional Soil Reference and Investigation Center</i> )
FC	Carbono fijo (= <i>Fixed Carbon</i> )

FGC	Limpieza de Gases de Combustión (= <i>Flue Gas Cleaning</i> )
Ha	Hectárea
HFC	HidroFluoroCarburos
IAWG	Grupo de Trabajo Internacional sobre Cenizas (= <i>International Ash Working Group</i> )
IARC	Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (= <i>International Agency of Research about Cancer</i> )
IBOGEM	Intercommunale van Burcht en Omliggende Gemeenten (Consortio de ayuntamientos para la gestión de residuos de Beveren, Kruibeke y Zwijndrecht )
IET	Internacional Environmental Technologies, Inc (empresa americana de gasificación)
IPPC:	Prevención y Control de la contaminación integrados (= <i>Integrated Pollution Prevention and Control</i> )
JFE	Japan Fe Engineering (empresa japonesa de acero)
K	Grado Kelvin: Temperatura K = Temperatura °C + 273
kcal/kg	Kilocalorías por kilogramo
kJ/kg:	Kilojulios por kilogramo
kW	Kilowatio
kWh <sub>el</sub>	Kilowatios-hora de electricidad
L	Litro
LOI	Pérdidas al fuego (= <i>Lost On Ignition</i> )
L/S	Relación Líquido-sólido
M+2DT	Media + 2 veces la desviación típica
Me	Metal
min	Minuto
MJ/kg:	Megajulios por kilogramo
MPa	Megapascuales (medida de presión)
MPA	Planta de Pirólisis de Basura (= <i>MüllPyrolyseAnlage</i> )
mg	Miligramos (1000 mg = 1 gramo)
mg N	Miligramos de nitrógeno
mV	Milivoltios
MW	Megavatio (1MW = 1000 kW)
MWt	Megavatio térmico
µg	Microgramos (1000 µg = 1 mg)
µm	Micrometros (1 000 000 µm = 1000 mm = 1 m)
µS	Microsiemens (medida de conductividad eléctrica)
MTD:	Mejores técnicas disponibles (= BAT)
MW	Megavatio (1 MW = 1000 kW)
N	Normal (normalidad, medida de la concentración)
NATO/CCMS:	Comité para los Desafíos de la Sociedad Moderna (= <i>Committee on the Challenges of the Modern Society</i> ). Depende de la OTAN.
NEN	Instituto de Normalización de los Países Bajos (= <i>Nederlands Normalisatie-instituut</i> )
ng	Nanogramos (1000 ng = 1 µg)
NGR	Nivel Genérico de Referencia
NKT	Nitrógeno Kjeldahl Total
Nm <sup>3</sup> :	metros cúbicos de gas medidos en condiciones normales (0°C y 101.3 kPa)
OCMW	Centro Público de Obras de Beneficencia (= <i>Openbare Centra voor</i>

	<i>Maatschappelijk Welzijn</i>
OMS:	Organización Mundial de la Salud
OVAM	Agencia Pública de Residuos de Flandes (= <i>Openbare Vlaamse Afvalstoffen Maatschappij</i> )
PAC	Contenido en Aromáticos Policíclicos (= <i>Polycyclic Aromatic Content</i> )
PAH:	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (= <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i> )
PAN	PeroxiAcetatoNitrilo
PC90	Percentil 90
PCB:	Bifenilos policlorados (= <i>Polychlorinated biphenyls</i> )
PCDD:	p-Policlorodibenzodioxinas (= <i>Polychlorinated dibenzo-p-dioxins</i> )
PCDF:	p-Policlorodibenzofuranos (= <i>Polychlorinated dibenzo-p-furans</i> )
PCDD/F:	PCDD + PCDF
PCI:	Poder calorífico inferior
PCP:	Pentaclorofenol
PCS	Poder calorífico superior
p.e.	Por ejemplo
PFC	PerFluoroCarburos
pg	Picogramos (1000 pg = 1 ng)
PKA	Pyrolyse KraftAnlagen GmbH (empresa alemana de pirólisis)
PM <sub>10</sub> :	Partículas con tamaño de 10 µm o inferior
ppm	Partes por millón
PSA	Parte Soluble en Agua
PVC:	Cloruro de polivinilo (= <i>Polyvinyl chloride</i> )
RC1	Residuos Combustibles Urbanos
RD:	Real Decreto
RSI	Residuos sólidos industriales
RSU	Residuos sólidos urbanos
RTG	Residuos de Tratamiento de gases
RTP	Residuo Tóxico y Peligroso
RU	Residuos urbanos
RUC	Residuos Urbanos Carbonizados
SCR:	Reducción catalítica selectiva (= <i>Selective Catalytic Reduction</i> )
SNCR:	Reducción no catalítica selectiva ( <i>Selective non-catalytic reduction</i> )
SS	Sólidos en Suspensión
S/S	Solidificación-estabilización
SVB	Sólidos Volátiles Biodegradables
SVZ	Centro de Valorización de Materias Primas Secundarias (= <i>Sekundärrohstoff VerwertungsZentrum</i> )
t	Tonelada
TCC	TetraCloruro de Carbono
TCP	Triclorofenol
TCS	Sistema de Clasificación de Toxicidad (= <i>Toxicity Classifying System</i> )
TDI	Ingestión tolerable diaria (= <i>Tolerable Daily Ingestion</i> )
TDS	Sólidos Disueltos Totales (= <i>Total Dissolved Solids</i> )
THS	Thermoselect
TPS	Termiska Processer Studsvik AB
TMT:	Trimercaptotriazina
UE	Unión Europea

UN/ECE/CLRTAP	Convención de Intervalo Largo de Contaminación Atmosférica Transfronteriza (= <i>Convention on Long Range Transboundary Air Pollution</i> )
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (= <i>United States Department of Agriculture</i> )
VOC	Compuesto Orgánico Volátil (= <i>Volatile Organic Compound</i> )
VLAREA	Reglamento Flamenco para la Prevención y Gestión de Residuos (= <i>Vlaams Reglement voor Afvalvoorkoming en -beheer</i> )
VLAREM	Reglamento Flamenco de Licencias Medioambientales (= <i>Vlaams Reglement op de Milieuvergunningen</i> )
VLE	Valor Límite de Emisión
VM	Materia Volátil (= <i>Volatile Matter</i> )
VMM	Agencia Medioambiental de Flandes (= <i>Vlaamse Milieu Maatschaapij</i> )
VROM	Ministerio Holandés de Viviendas Sociales, Ordenación Regional y Gestión Medioambiental (= <i>Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer</i> )
WRB	Base de Referencia Mundial para suelos (= <i>World Reference Base</i> )

#### Abreviaturas relativas a dioxinas y furanos

PCDD:	p-Policlorodibenzodioxinas (= <i>Polychlorinated dibenzo-p-dioxins</i> )
PCDF:	p-Policlorodibenzofuranos (= <i>Polychlorinated dibenzo-p-furans</i> )
PCDD/F:	PCDD + PCDF
TCDD:	Tetraclorodibenzodioxina
PeCDD:	Pentaclorodibenzodioxina
HxCDD:	Hexaclorodibenzodioxina
HpCDD:	Heptaclorodibenzodioxina
OCDD:	Octaclorodibenzodioxina
TCDF:	Tetraclorodibenzofurano
PeCDF:	Pentaclorodibenzofurano
HxCDF:	Hexaclorodibenzofurano
HpCDF:	Heptaclorodibenzofurano
OCDF:	Octaclorodibenzofurano
TEF:	Factor de equivalencia tóxica de las dioxinas
TEQ	Equivalente tóxico de las dioxinas (peso de TCDD que tendría la misma toxicidad que toda la muestra)
I-TEF:	Factor de equivalencia tóxica internacional (NATO/CCMS)
I-TEQ:	Equivalente tóxico internacional (NATO/CCMS)
OMS-TEF:	Factor de equivalencia tóxica de la OMS

**Diferentes factores de equivalencia tóxica de dioxinas y furanos**

COMPUESTO	CONGÉNERE	FACTOR DE EQUIVALENCIA TÓXICA			
		OMS-TEF (1998)	I-TEF (1989)	Nordic-TEF (1988)	BGA-TEF (Alemania, 1985)
DIOXINAS	2,3,7,8- TCDD	1	1	1	1
	1,2,3,7,8-PeCDD	1	0.5	0.5	0.1
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDD	0.01	0.01	0.01	0.01
	OCDD	0.0001	0.001	0.001	0.001
FURANOS	2,3,7,8- TCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.05	0.01	0.1
	2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.5	0.5	0.1
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.01
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.01
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.01
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.01
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
	OCDF	0.0001	0.001	0.001	0

