

CUADERNOS UNIA

un
i
A

HACIA UN USO SOSTENIBLE DE LOS RECURSOS NATURALES

JUAN JOSÉ RODRÍGUEZ JIMÉNEZ





HACIA UN USO SOSTENIBLE DE LOS RECURSOS NATURALES

Director:

JUAN JOSÉ RODRÍGUEZ JIMÉNEZ

Catedrático de Ingeniería Química
de la Universidad Autónoma de Madrid

EDITA:

UNIVERSIDAD INTERNACIONAL DE ANDALUCÍA

Monasterio de Santa María de las Cuevas
Calle Américo Vespucio, 2
Isla de la Cartuja. 41092 Sevilla
www.unia.es

AUTOR:

Juan José Rodríguez Jiménez

COPYRIGHT DE LA PRESENTE EDICIÓN:

Universidad Internacional de Andalucía

COPYRIGHT:

Juan José Rodríguez Jiménez

FECHA:

Abril de 2008

EDICIÓN:

500 ejemplares

ISBN:

978-84-7993-048-6

DEPÓSITO LEGAL:

MAQUETACIÓN Y DISEÑO:

Ricardo Barquín Molero

IMPRESIÓN:

J. De Haro Artes Graficas S.L.

Índice

Presentación	9
Energía para un desarrollo sostenible <i>Ángel Irabien Gullías. Universidad de Cantabria</i>	11
Emisiones de CO ₂ . El acuerdo inexcusable <i>Arturo Romero Salvador. Universidad Complutense de Madrid</i>	21
Energía nuclear: ¿un debate cerrado? <i>Valentín González García. Universidad Autónoma de Madrid</i>	29
El agua: claves para el uso sostenible <i>Eloy García Calvo. Universidad de Alcalá</i>	37
Basic flow and mass transport considerations in the exploitation and protection of groundwater resources <i>Antonis D. Koussis. National Observatory of Athens</i>	47
El impacto ambiental de las actividades industriales: el cambio necesario <i>Daniel Escrig Zaragoza. UBE Corporation Europe, S.A.</i>	55
Catalizadores para la protección del medio ambiente <i>Tomás Cordero Alcántara y José Rodríguez Mirasol. Universidad de Málaga</i>	65
Los residuos biomásicos: algunos ejemplos de aprovechamiento integral <i>Guillermo Morales Calvo. Dirección General de Proyectos del Ministerio de Educación y Ciencia</i>	79
La contaminación de los suelos. La herencia que no cesa <i>Juan J. Rodríguez Jiménez. Universidad Autónoma de Madrid</i>	93

HACIA UN USO SOSTENIBLE DE LOS RECURSOS NATURALES

JUAN JOSÉ RODRÍGUEZ JIMÉNEZ
CATEDRÁTICO DE INGENIERÍA QUÍMICA
DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

Hacia un uso sostenible de los recursos naturales *Presentación*

La civilización actual, en el llamado mundo desarrollado, ofrece niveles de bienestar ciertamente incomparables con los de épocas pretéritas. En los últimos 50 años, el avance material de la humanidad supera con creces el conseguido en todo el período anterior. Pero en este proceso de desarrollo, los claros parecen con frecuencia dificultar la visión inteligente y realista de las muchas sombras que amenazan no sólo el futuro, sino el propio presente de nuestro planeta.

Una evolución de las condiciones materiales del hombre sobre la Tierra como la vivida en las últimas décadas no puede sino plantear serios interrogantes, como: ¿Hasta dónde es seguro y razonable llegar?, ¿A cuanto asciende el pasivo, en materia de extinción de recursos y efectos sobre el medio ambiente?, ¿Sobre qué bases debe replantearse el desarrollo en el futuro?

El presente texto recoge, de forma resumida, las lecciones impartidas por distintos especialistas en el curso “Hacia un uso sostenible de los recursos naturales”, que, organizado por la Universidad Internacional de Andalucía, se celebró en su sede de Málaga, en Julio de 2007. Siguiendo el programa del curso, en las páginas que siguen se pasa revista a algunos de los temas más relevantes en relación con el uso racional de los recursos naturales, de acuerdo con los principios y criterios que configuran el desarrollo sostenible como estrategia global. La producción de energía y el control de las emisiones de gases de efecto invernadero y otros contaminantes de la atmósfera. El agua, con la necesidad de arbitrar sobre bases aceptables el acceso a un derecho y el consumo racional de un bien cada vez más escaso. La obligada transformación de la industria, con el factor ambiental como considerando inexcusable. Los residuos derivados de la biomasa, con su enorme potencial, cuyo desarrollo práctico exige políticas decididas, sobre la base

de tecnologías viables. La contaminación de los suelos, una herencia histórica y una realidad actual que exige respuestas a la altura de la gravedad del problema. Son todas ellas cuestiones de vital importancia para un mundo en el que el derecho al bienestar debe extenderse sin comprometer el futuro.

Ángel Irabien Gulías
Universidad de Cantabria

Energía para un desarrollo sostenible

1. Introducción

La energía es uno de los factores claves para avanzar hacia un modelo de producción y consumo sostenible que permita resolver nuestras necesidades actuales sin hipotecar el desarrollo de las generaciones futuras.

Es por ello que la planificación de las mejores formas de resolver la demanda de energía, la actuación de acuerdo a los criterios planificados y el seguimiento de los resultados basado en los indicadores que permiten valorar la sostenibilidad de la gestión de la energía en la producción y el consumo constituyen los aspectos fundamentales en la relación entre energía y desarrollo sostenible.

El término desarrollo sostenible se asocia al informe “Our common future” que las Naciones Unidas encargaron para concretar las vías de integración del Medio Ambiente en el Desarrollo, objetivo perseguido desde la primera cumbre de Desarrollo Humano celebrada en Estocolmo en 1972.

En este informe se describe el desarrollo sostenible como aquel que tiene como objetivo:

“To meet the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their needs” (1987)

Desde este primer informe, la Cumbre de Rio de 1992; y especialmente la de Johannesburgo de 2002 han permitido ir concretando los elementos básicos de los procesos hacia un desarrollo sostenible, que recientemente el Consejo de la Unión Europea en la Estrategia de Desarrollo Sostenible Renovada ha identificado como aquel que:

“it aims at the continuous improvement of the quality of life and well-being on Earth for present and future generations. To that end it promotes a dynamic economy with full employment and a high level of education, health protection, social and territorial cohesion and environmental protection in a peaceful and secure world, respecting cultural diversity” (2006)

En este contexto, lo mismo desde un planteamiento global (Naciones Unidas), que europeo, español y autonómico se ha reconocido que la energía juega un papel fundamental en la sostenibilidad y en numerosos medios se ha planteado la pregunta siguiente: ¿Hay formas de pensar en términos de sostenibilidad?; cuya respuesta puede relacionarse con una serie de constantes que se repiten en los planteamientos de la sostenibilidad:

- a) Toma de decisión multicriterio en lugar de una optimización con una única variable (en general el beneficio económico).
- b) El multicriterio responde a la ponderación de los criterios ambientales y sociales; además de los económicos en la toma de decisiones.
- c) La valoración tiene que ser integrada, basada en acumulación de evidencias.
- d) En el proceso deben identificarse indicadores que permitan un seguimiento en el tiempo y en el espacio.

¿Cómo se promueve en materia energética una valoración integrada con indicadores?. En primer lugar teniendo en cuenta que los indicadores presentan limitaciones que deben reflejarse en cuenta en las valoraciones, las principales limitaciones de los mismos son:

- Los indicadores nos muestran aspectos parciales de las tres dimensiones del desarrollo sostenible.
- Responden al interés de una visión analítica simple.
- Nos acercan a una visión general simple de comportamientos y sistemas complejos.

A partir de estas consideraciones generales se describen los principales indicadores de la relación entre energía y sostenibilidad.

2. Indicadores de sostenibilidad y energía

Si se tiene en cuenta que la forma de resolver la demanda energética tiene una repercusión muy importante en la generación de gases de efecto invernadero (GEI), además de los indicadores asociados al uso de recursos se ha incluido uno asociado al cambio climático. A continuación se describen los indicadores seleccionados en este trabajo, a partir de los desarrollados por el Observatorio de Sostenibilidad en España (2005), que concuerdan con los propuestos habitualmente en la Unión Europea, y que son:

1. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero
2. Consumo de Energía
3. Intensidad energética de la economía
4. Energía de fuentes renovables

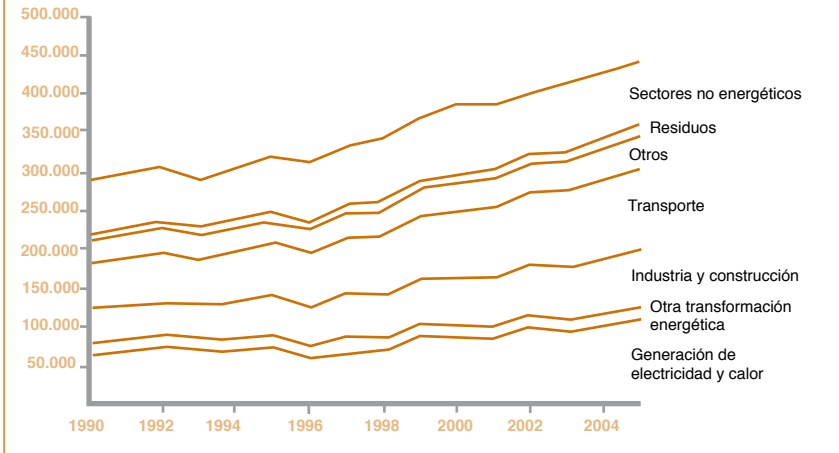
1. Emisiones de Gases de Efecto invernadero

En el marco del protocolo de Kyoto España tiene como objetivo limitar el crecimiento de sus emisiones netas de GEI al 15% en el periodo 2008-2012 frente a los niveles del año base (1990). No obstante, las emisiones entre el año base y 2005 crecieron un 52,2%, como se muestra en la Figura 1. en su distribución por sectores.

En la Figura 1. se observa que, la construcción, el transporte y la generación de electricidad han tenido una importancia significativa en el incremento de GEI.

FIGURA 1. EVOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI EN ESPAÑA (MILES DE TONELADAS CO2 EQUIVALENTE)

Fuente: Inventario Nacional (2007).

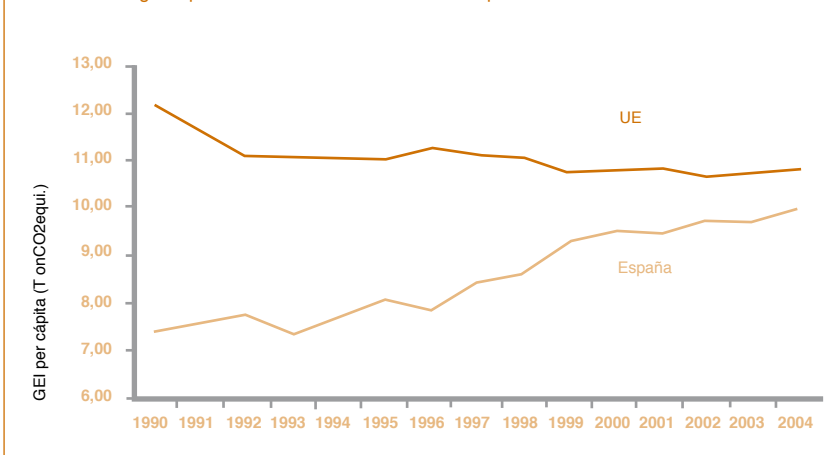


El consumo energético es responsable del 80% de las emisiones de GEI y las emisiones de GEI de origen energético han crecido un 63% entre 1990 y 2005, como consecuencia del uso intensivo de energías fósiles, empleadas como energías primarias en la producción de electricidad y como energía final en el resto de los sectores, especialmente en el transporte por carretera.

Sin embargo, como se muestra en la Figura 2, las emisiones GEI per capita en España se sitúan un 8% por debajo de la media europea, lo cual demuestra, que el objetivo asignado a España en el Protocolo de Kioto fue muy exigente, en términos de cohesión al equivaler a unas emisiones medias de 7,8 toneladas equivalentes de CO2 en el período 2008-2012 frente a 10,8 toneladas medias en la Unión Europea.

FIGURA 2. COMPARACIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PER CAPITA.

Fuente: Estrategia española de Desarrollo Sostenible. Septiembre 2007.

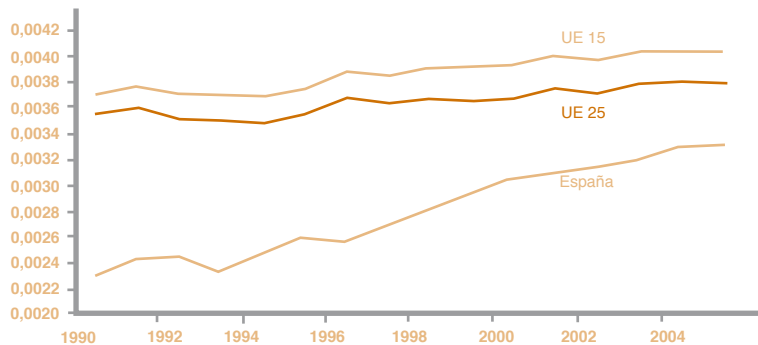


2. Consumo de Energía

Desde un punto de vista global existe una gran desigualdad en el consumo energético per capita en el mundo, donde se pueden distinguir cinco zonas geográficas en los intervalos: (1) 5,4-6,5 tep/capita (2) 4,2-5,4 (3) 3,0-4,2 (4) 1,8-3,0 y (5) 0,6-1,8; siendo el promedio mundial de 1,78 tep/capita y 4,74 tep/capita en los países de la OCDE; según la Agencia Internacional de la Energía (2007).

España continúa situándose en niveles inferiores a los principales países europeos, y un 18% por debajo de la media de la UE-15, como se recoge en la Figura 3.

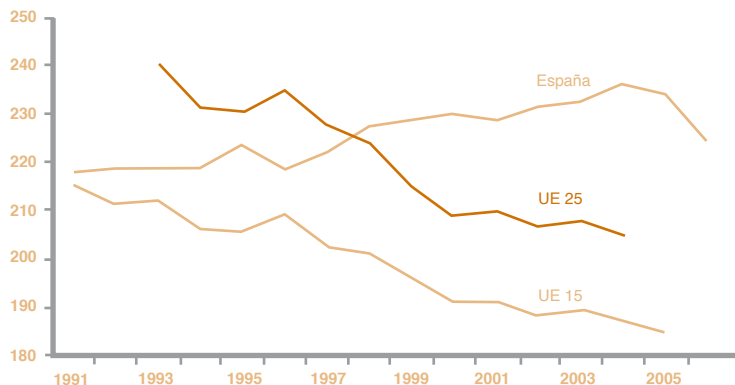
FIGURA 3. CONSUMO DE ENERGÍA PRIMARIA PER CAPITA (KTEP/POBLACIÓN)
Fuente: EUROSTAT.



3. Intensidad energética de la economía

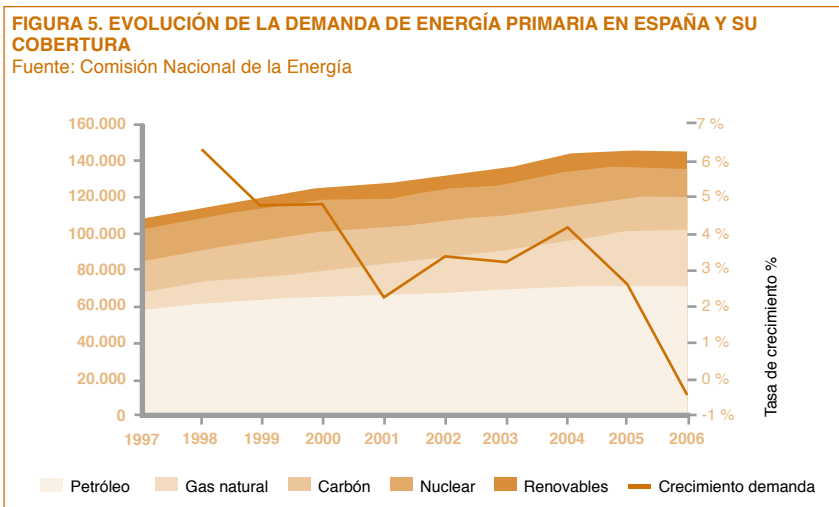
En el caso de la eficiencia energética, la intensidad energética de la economía, ha mantenido una tendencia creciente desde 1990 hasta 2004, frente a la fuerte reducción registrada en la UE, tal y como muestra la Figura 4. Sin embargo, a partir de 2005 se ha roto esta tendencia. Un consumo energético eficiente debe permitir desacoplar la contaminación del crecimiento económico, lo que significa producir “más con menos”.

FIGURA 3. INTENSIDAD ENERGÉTICA DE LA ECONOMÍA (TEP/MILLONES DE €)
Fuente: MITyC y EUROSTAT.



4. Energía de fuentes renovables

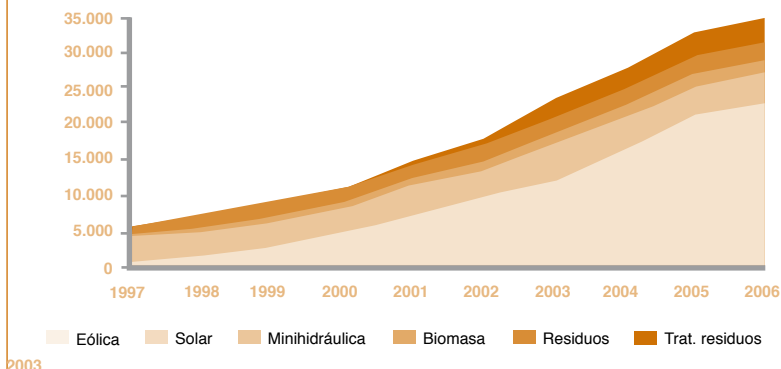
La demanda de energía primaria entre 1997 y 2006 creció en España un 35%, como muestra la Figura 5. Este importante aumento de la demanda de energía se ha cubierto fundamentalmente con gas, petróleo y fuentes de energía renovables.



La electricidad generada por las energías renovables ha aumentando a una tasa media anual del 4%, similar al crecimiento de la demanda de energía primaria, por lo que su participación en la balanza energética ha permanecido prácticamente constante en torno al 6%. Como se observa en la Figura 6, la energía eólica es el sector de las renovables que ha presentado un mayor ritmo de crecimiento. Otras, como la solar y la biomasa, mantienen una participación mucho más reducida, a pesar de las grandes oportunidades que España presenta en este ámbito.

FIGURA 6. EVOLUCIÓN DE LA PRODUCCIÓN ELÉCTRICA A PARTIR DE ENERGÍAS RENOVABLES EN RÉGIMEN ESPECIAL (KTEP)

Fuente: IDAE



3. Conclusiones

Se puede afirmar que la energía y los recursos naturales asociados a la misma son uno de los condicionantes fundamentales del Desarrollo Sostenible. De acuerdo a este principio es necesario atender a los aspectos globales y locales de la energía.

Para ello se describen cuatro indicadores con el objetivo de racionalizar de un modo cuantificable los avances que se van realizando en la gestión de la energía.

Los indicadores seleccionados y descritos para el caso de España son:

1. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero
2. Consumo de Energía
3. Intensidad energética de la economía
4. Energía de fuentes renovables

Estos indicadores se consideran apropiados para avanzar hacia un modo de producción y consumo que nos permita identificar los procesos que conducen hacia un desarrollo sostenible.

4. Referencias

- Our Common Future (1987), Oxford: Oxford University Press.
- Renewed EU Sustainable Development Strategy (2006), Council of the European Union 10917/06, 26 June 2006.
- Informe de Sostenibilidad en España 2005 (2005) , OSE.
- Key World Energy Statistics 2007 (2007) IEA.

Arturo Romero Salvador

Universidad Complutense de Madrid

Emisiones de CO₂. El acuerdo inexcusable

Introducción

A lo largo de toda la historia de la Tierra, antes y después de la aparición del hombre, se han producido importantes cambios climáticos que han afectado profundamente al planeta. Es indudable que estos cambios, lo mismo que otros cambios ambientales, forman parte del funcionamiento de los sistemas naturales de modo que la flora, la fauna y los procesos morfodinámicos han ido cambiando y adaptándose a estas modificaciones. Sin embargo, los cambios actuales tienen demasiadas diferencias con los pasados para que la especie humana confíe al destino su capacidad de adaptarse en el futuro. Por un lado, la dimensión que ha alcanzado la población y el modelo de sociedad implantado indican que la adaptación será traumática, si no se introducen nuevos mecanismos capaces de ayudar a los tradicionales. Por otro, el cambio actual parece tener gran relación con las actividades humanas lo que hace posible tomar medidas destinadas a controlarlo.

La mezcla de gases que componen la atmósfera permite la entrada hacia la superficie de buena parte de la radiación solar incidente. Esta radiación, que es de onda corta, calienta la superficie terrestre. La Tierra se desprende de la energía enviándola nuevamente al espacio en forma de radiación infrarroja, de onda larga. Los gases efecto invernadero son aquellas sustancias presentes en la atmósfera, que absorben gran parte de la radiación infrarroja que emite la Tierra, impidiendo que la energía pase directamente de la superficie terrestre al espacio, lo que evita que nuestro planeta sea un lugar frío. Los cambios en el clima derivados de la actividad humana son debidos a la intensificación del efecto invernadero natural. Al aumentar la concentración atmosférica de los gases radiativamente activos se produce el denominado forzamiento radiativo. Cerca del 60% de este forzamiento es debido al dióxido de carbono (CO₂), en tanto que el metano (CH₄) contribuye en un 15%, el óxido nitroso (N₂O) en un 5%, mientras que otros gases como el ozono (O₃), los hidrofluorocarbonos (HFCs), los perfluorocarbonos (PFCs), el hexafluoruro de azufre (SF₆), etc., junto con las partículas sólidas, contribuyen con el 20% restante.

Protocolo de Kioto

La comunidad internacional aprobó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático en 1992. Este Convenio, ratificado por 186 países, tiene como objetivo la “estabilización de la concentraciones de los gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático. Este nivel debería lograrse en un plazo suficiente para permitir que los ecosistemas se adapten de forma natural al cambio climático, asegurar que la producción de alimentos no se vea amenazada y permitir que el desarrollo económico prosiga de manera sostenible”. Las medidas que se adopten, con responsabilidades comunes pero diferenciadas, para lograr este objetivo deben ser capaces de proteger el sistema climático en beneficio de las generaciones presentes y futuras sin vulnerar el derecho al desarrollo sostenible de los países que firmaron el Convenio.

El Protocolo de Kioto es un acuerdo internacional firmado en 1997, dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, que aboga por la reducción de las emisiones antropogénicas de CO₂ y otros gases (metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonados, perfluorocarbonados y hexafluoruro de azufre) para mitigar el efecto invernadero. En el Protocolo se limitan las emisiones de los países desarrollados y de los países con economías en transición a una economía de mercado para que se logre una reducción global, en el quinquenio 2008-2012, del 5,2 % con respecto a las realizadas en el año de referencia, 1990. El acuerdo condiciona su entrada

en vigor a la ratificación de al menos 55 países signatarios, siempre que la suma que sus emisiones represente el 55% de las realizadas en el año de referencia por todos los países que tienen compromiso de limitación.

Para facilitar el cumplimiento de las obligaciones que tienen los países desarrollados de reducir sus emisiones netas, diferencia entre liberación y retención, de una manera distinta a la que puede lograrse con políticas y medidas internas, el Protocolo de Kioto introdujo tres procedimientos complementarios que se conocen como “Mecanismos de Flexibilidad”, Aplicación Conjunta, Desarrollo Limpio y Comercio de Emisiones.

Las repercusiones económicas de la aplicación del Protocolo son suficientemente importantes para que los países firmantes del Convenio pactasen, antes de proceder a su ratificación, las reglas que deben regular aspectos tan críticos como la utilización de los mecanismos de mercado, el papel de los bosques como captadores de carbono o las consecuencias del incumplimiento. Tras cuatro años de intensas negociaciones internacionales, se alcanzó en la ciudad de Bonn en julio de 2001 el acuerdo político sobre estas reglas, acuerdo que, junto con las decisiones aprobadas tres meses más tarde en la cumbre de Marrakech, aporta las garantías necesarias para que los países signatarios pudieran iniciar el proceso de ratificación. Rusia, cuya cuota de emisión en 1990 fue del 17,4%, ratificó el Protocolo de Kioto el 19/11/2004. Con esta ratificación se cumplieron las condiciones establecidas y el 16 de febrero de 2005 se iniciaba la puesta en funcionamiento del Protocolo. La Unión Europea de los 15 debe reducir un 8% las emisiones de gases de efecto invernadero realizadas en 1990 (CO₂, CH₄ y N₂O) y en 1990 o 1995 (HFCs, PFCs y SF₆), en el periodo 2008-2012. Otros objetivos de emisión para naciones industrializadas son 6% para Japón y Canadá y 7% para Estados Unidos. Desgraciadamente, no todas las partes han ratificado el acuerdo.

En la UE-15, con una población de 380 millones, se emiten unas 8 toneladas de CO₂ térmico por habitante al año. Emisiones de 15 toneladas corresponden a cada uno de los 630 millones de habitantes del conjunto de países, Australia, Estados Unidos, Japón, Noruega, Rusia y Suiza. Sin embargo, los 2.500 millones de Brasil, China e India no alcanzan las 2 toneladas. Ante las previsiones de crecimiento económico de unos países y las reticencias a ratificar el Protocolo de otros, la contribución cuantitativa a la reducción de emisiones, por parte de la UE, parece poco importante. Sin embargo, su decisión firme de limitar sus emisiones indica la importancia que debe concederse a la perspectiva ambiental y al desarrollo sostenible en las actividades humanas.

Como consecuencia de la limitación impuesta por el Protocolo a las emisiones atmosféricas de gases de efecto invernadero, el aire se convierte en un bien escaso y el coste de la reducción depende de un mercado en el que el precio se fija por la ley de la oferta y la demanda. El mercado incentiva la obtención de resultados ambientales eficientes haciendo que los esfuerzos se orienten en la dirección que marca el descenso de las emisiones de gases de efecto invernadero, y fomenta la innovación tecnológica orientando sus actividades hacia nuevas tecnologías y hacia el desarrollo de las existentes con el fin de lograr beneficios con la venta de sus derechos de emisión. Del mismo modo que las empresas encuentran en el coste de la emisión de gases de efecto invernadero un incentivo financiero para utilizar tecnologías con menores factores de emisión, la sociedad debe disponer de los incentivos apropiados para contribuir a la reducción de las emisiones de CO₂.

Un país cumplirá con su compromiso de limitación de emisiones de gases de efecto invernadero, establecido en el marco del Protocolo de Kioto, cuando al final del primer período de cumplimiento, 2012, la cantidad asignada (Assigned Amount Units o AAUs) sea igual o menor que la diferencia entre las emisiones realizadas en el periodo 2008-2012 y la suma de los títulos obtenidos a través del Mecanismo de Aplicación Conjunta (ERU), a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio (CER), a través de la creación de sumideros (RMUy) y los obtenidos por la compra de derechos de emisión en el mercado internacional de emisiones.

Origen de las emisiones y estrategias de reducción

El dióxido de carbono, proveniente de la obtención de energía a partir de combustibles fósiles, es la principal fuente individual de emisión de gases de efecto invernadero derivado de las actividades humanas. El carbón, petróleo y gas natural son las fuentes de gran parte de la energía utilizada en la generación de electricidad, el transporte, la calefacción doméstica o la energía industrial, y representan (suministro y uso) el 80% de las emisiones de CO₂ de origen humano. Ante los desafíos que plantea su reducción –la emisión es una consecuencia de la forma utilizada por sociedades actuales para dar respuesta a las exigencias de su modelo de vida- es necesario adoptar estrategias de adaptación, mitigación y control que tengan en cuenta la conservación de la naturaleza, el crecimiento, las desigualdades, el desarrollo, la competitividad y las posibilidades tecnológicas. La reducción de emisiones de CO₂, para evitar que aumente su concentración en la atmósfera, puede lograrse disminuyendo la demanda de energía, aumentando el ahorro y la eficiencia energética y logrando mayores porcentajes de producción y uso de energía más limpia.

El ahorro de energía es un objetivo que permite disminuir la presión que se ejerce sobre el medio y a la vez, aumentar la competitividad y reducir la dependencia de las importaciones de energía. El aumento de la eficiencia de la transformación de la energía primaria en energía consumible depende de los avances que se realicen en los procesos de transformación, pero este aumento puede quedar contrarrestado por el descenso que ocasiona el crecimiento de la fracción destinada a su uso en forma de combustibles secundarios, electricidad o productos derivados del petróleo. Todos los combustibles fósiles convencionales liberan CO₂ pero sus factores de emisión aumentan con el contenido en carbono, gas natural, petróleo y carbón. Debido a su naturaleza, ni el combustible nuclear ni las energías renovables -hidráulica, eólica, biomasa, biocarburantes, solar fotovoltaica, solar térmica, residuos sólidos urbanos y geotérmica- originan emisiones netas de dióxido de carbono. La integración de la dimensión medioambiental en la política energética depende de la producción y uso de energías renovables y de combustibles fósiles de bajo o nulo contenido en carbono para producir energía.

Existen diferentes fuentes que emiten metano, gas de efecto invernadero (su de potencial de calentamiento global equivale a más que la liberación de una unidad equivalga a más de 20 unidades de CO₂) que sigue en importancia cuantitativa al CO₂. Las emisiones de metano relacionadas con el ganado, 30 %, se producen por la “fermentación entérica” de los alimentos en los tractos digestivos por parte de los microorganismos y por la descomposición de estiércol animal. Los arrozales anegados son responsables, debido a la descomposición anaerobia de la materia orgánica, del 25 % de las emisiones de metano provenientes de las actividades humanas. Otros procesos de descomposición anaeróbica de la materia orgánica se producen en los vertederos de residuos urbanos o aguas sanitarias tratadas en pozos o lagunas. Finalmente, los combustibles fósiles por una gran variedad de causas -extracción, tratamiento, transporte, distribución, etc.- son responsables del 25 % de las emisiones de metano. Cuando no se produce la captación y la posterior oxidación del metano formado, el destino de este gas es la atmósfera.

El incremento de óxido nitroso se atribuye a actividades antropogénicas tales como las implicadas en la gestión de estiércol, en la aplicación de los fertilizantes a los suelos agrícolas, en el sector energético y las procedentes de las emisiones de algunos procesos de la industria química como ocurre con la obtención de ácido adípico, producto empleado en la fabricación de nylon. El nitrógeno que contienen muchos abonos y fertilizantes minerales y orgánicos aumenta los procesos naturales de nitrificación y desnitrificación que producen las bacterias y otros microorganismos en el suelo. Estos procesos convierten parte del nitrógeno en óxido nitroso. También se forma este gas de efecto invernadero

(factor de equivalencia de CO₂ cercano a 300) al reaccionar el nitrógeno con el oxígeno del aire a las elevadas temperaturas a que se produce la combustión. Aunque la molécula de N₂O es muy estable a temperatura ambiente se puede conseguir su descomposición o su transformación mediante agentes oxidantes o reductores.

La industria ha creado un número de gases, que tienen un potente efecto invernadero y larga vida en la atmósfera, para usos especializados. Los HFC, que han sustituido a los CFC para evitar la destrucción de la capa de ozono, se emplean principalmente como refrigerantes, disolventes de limpieza y agentes de fabricación de espumas. Los HFC no dañan la capa de ozono pero son potentes gases de efecto invernadero (factores de equivalencia de CO₂ cuyo orden de magnitud es el millar). La reducción de las emisiones de estos gases fluorados puede lograrse mejorando su contención y control y estableciendo restricciones para su comercialización y uso.

España y su compromiso

La Unión Europea de los 15, que ha liderado el Protocolo de Kyoto, ha decidido cumplir conjuntamente, “burbuja comunitaria”, su compromiso de reducción del 8 %, debiendo, dadas las diferencias de desarrollo existentes entre los 15 países, asignar posteriormente la limitación de emisiones a que se obliga cada uno de los Estados Miembro. Su liderazgo se ha traducido en la implantación de un conjunto de medidas destinadas a cumplir su compromiso, gracias a las cuales ha conseguido que las emisiones de dióxido de carbono en 2000 no superaran las que había realizado en 1990, aunque el consumo de energía había continuado su crecimiento durante este periodo. Sin embargo, en el camino hacia el 2012 aparecen importantes obstáculos que deben superarse. Las emisiones de gases de efecto invernadero han disminuido en el sector manufacturero y de suministro de energía pero han aumentado en el sector del transporte. La mayoría de los Estados miembros no han logrado la reducción de gases de efecto invernadero que establece la cuota de la UE en el marco del Protocolo de Kioto, por lo que deben realizar un esfuerzo adicional que compense el retraso en el cumplimiento de su compromiso.

Por medio de la Directiva 2003/87/CE estableció un régimen propio para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero entre las instalaciones industriales -sector producción de energía, refino de petróleo, siderurgia, cemento, vidrio, cerámica y papel- en las que se realiza la mayor parte de las emisiones, con el fin de fomentar su reducción de una forma eficaz y económicamente viable. Cada Estado Miembro debe elaborar un Plan Nacional de Asignación en el que se establece el procedimiento que

utilizará para cumplir su compromiso de limitación de emisiones y, a la vez, mantener el empleo y la competitividad de la economía.

A España le correspondió una limitación que le impide sobrepasar en un 15% las emisiones realizadas en el año de referencia. En 2004 las emisiones totales de GEI alcanzaron las 427,9 Mt de CO_{2-e}, lo que supone un 48% de aumento.

El Plan Nacional 2008-2012 pretende conseguir que las emisiones anuales sólo superen el 37% de las realizadas en el año de referencia. Se asigna el 45% de las emisiones a las instalaciones sujetas al comercio de derechos de emisión (153 millones de toneladas/año, lo que supone una reducción del 16% sobre la asignación del periodo 2005-2007) y el 55% a los sectores difusos (Transporte, residencial, etc.). La diferencia, entre el 37% y el 15% establecido como límite, se asigna a la absorción por sumideros, el 2%, y a la adquisición de créditos procedentes de mecanismos de flexibilidad, el 20%.

Conclusión

Al buscar soluciones a un problema ambiental global -causado en buena medida por un vector, energía, imprescindible para las sociedades que más han contribuido a su creación- aparece la necesidad de introducir profundos cambios sociales y tecnológicos que pueden afectar a los tradicionales modelos de desarrollo. Desde la última década del siglo XX se han realizado notables progresos técnicos para disminuir las emisiones de los gases de efecto invernadero cuya aplicación puede permitir la sustitución de unos productos por otros, de unas materias primas por otras, el cambio de unos procesos por otros, la modificación de los métodos de producción utilizados o la implantación de una gran variedad de tecnologías ambientales capaces de captar las emisiones para su posterior valorización, transformación o retención. Todos estos progresos deben de ir acompañados de otro tipo de decisiones y medidas cuya naturaleza no es tecnológica. Primero, es necesario que los diferentes países y sus instituciones sociales se impliquen en la tarea de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Después, se debe diseñar un camino adecuado para alcanzar el objetivo propuesto, seleccionar la velocidad a la que debe recorrerse el camino y aportar los medios que permitan llegar a la meta establecida.

Valentín González García
Universidad Autónoma de Madrid

Energía Nuclear: ¿Un debate cerrado?

1. Introducción

Cuando el físico francés Henry Becquerel descubrió la radiactividad, de forma casual, mientras realizaba medidas de fluorescencia, exponiendo a la luz del sol sales de Uranio, no podía imaginarse la trascendencia que en un futuro próximo tendría su descubrimiento. En 1902, recibió el premio Nobel de física, junto con los esposos Pierre y Marie Curie, que consiguieron aislar los primeros elementos radiactivos.

Lo primero que hubo de aprenderse de esta nueva tecnología, es que emitía radiaciones con tres características diferentes: alfa, particulares, consistente en núcleos de helio con mucha energía, y también gran masa, beta, consistentes en electrones y positrones, y gamma, muy similares a los rayos X, pero con longitudes de onda más cortas. La capacidad de penetración de esas radiaciones va en orden creciente, de manera que la radiación alfa, por su tamaño, pueden pararla la piel humana o una simple hoja de

papel, a pesar de su mayor energía. Sin embargo, la radiación gamma puede atravesar espesores variables de diferentes materiales, incluyendo metales y hormigón, aunque estos últimos, con espesor suficiente, son capaces de detenerlas, según la energía de las radiaciones. La capacidad de blindaje de los materiales va en razón directa a su peso específico.

Tuvieron que transcurrir unos años hasta que, al final de la década de 1930, Otto Hahn, envió los resultados de ensayos de bombardeo de átomos de uranio con neutrones térmicos, lentos, a Lise Meitner, física austriaca exiliada en Estocolmo, huyendo de la Alemania nazi, que interpretó, con ayuda de su sobrino Otto Robert Fritz, como la fisión nuclear. Meitner, además, postuló la existencia de la reacción en cadena, que demostró Enrico Fermi en un reactor de uranio natural, construido en 1942, bajo el campo de fútbol de la Universidad de Chicago; esta reacción consiste en la rotura del átomo de uranio fisionado y la producción de neutrones que continúan la fisión con otros átomos. Dada la gran energía que se liberaba en la fisión, mucho mayor que la que se conseguía por otros procedimientos convencionales, se pensó en la utilización de esa energía como arma de guerra, sobre todo considerando que, tanto la Alemania nazi, como Rusia, tenían proyectos de desarrollo del arma nuclear.

Inmediatamente, Estados Unidos puso en marcha el Proyecto Manhattan, con el objetivo de construir un arma que utilizara la fisión nuclear, que consiguió desarrollar en dos años y tres meses.

En los inicios de la energía nuclear, entre los años 1920 a 1960, se llegaron a proponer usos poco recomendables, como agregar torio-232 a crema de dientes, asegurando que mejoraba la salud dental o radio-226 a forraje de animales, pretendiendo que engordaban más rápidamente. Poco a poco fueron conociéndose mas a fondo sus propiedades, naciendo una nueva disciplina, que es la protección radiológica, que permitió racionalizar la utilización de los radisótopos.

2. La utilización de la energía nuclear para la producción de energía

Una vez finalizada la guerra, comenzó a estudiarse el aprovechamiento de esta energía con fines pacíficos. Esta etapa se inició en 1953, con el discurso de Eisenhower, en la asamblea de la ONU, y el programa Átomos para la Paz, comenzando un periodo de cooperación internacional para utilizar la energía nuclear, controlada, en la producción de energía eléctrica y en la aplicación de los radisótopos a la medicina la industria y la investigación.

El uso de la energía nuclear como materia prima energética tiene sentido si se considera la enorme cantidad de energía que libera la fisión. Así, mientras que la combustión de un átomo de carbono, libera una energía de 4 ev (electrón.voltio), la fisión de un átomo de uranio-235 libera 20 Mev, es decir, 5 millones de veces más o, lo que es lo mismo, 255.000 veces más, por gramo de materia prima. Si además se considera que los combustibles fósiles tienen utilidades potenciales mucho más nobles que su simple combustión, como son ser la cabecera de la industria petro-química o carbo-química, mientras que el uranio no tiene otra utilización que su aprovechamiento energético, se explica la razón de su uso en esa tecnología.

Un tipo de reactor nuclear, que tuvo un desarrollo rápido y dio resultados positivos, en sus primeros ensayos, para la propulsión de submarinos, fue el reactor de agua ligera, refrigerado y moderado por agua y utilizando como combustible el uranio enriquecido en uranio 235 hasta valores comprendidos entre el 2 y el 4 %. Para ello era necesario enriquecer el uranio natural en ese isótopo, ya que en la naturaleza aparece con un 99,3% de U-238 y un 0,7% de U-235. Esto pudo hacerse mediante la difusión gaseosa, con el hexafluoruro de uranio, que sublima por encima de 65° C.

La gran mayoría de los 440 reactores que operan en el mundo, son de este tipo, en sus variantes de agua a presión y agua a ebullición. Hay algunos de uranio natural y algunos también que utilizan el ciclo del torio-232 en lugar de él del uranio-235. Estos reactores generan el 20% de la energía consumida en el mundo. Su distribución geográfica y energética es variable. Así, Estados Unidos tiene 110 reactores en operación que suministran el 20% de su energía eléctrica, en Francia 60 reactores producen el 78% de su electricidad, en Suecia 10 reactores aportan el 50%, en Bélgica 7 reactores y el 60%, en España, 8 reactores producen el 20%, etc.

El procedimiento de la obtención de energía eléctrica por fisión es térmico, es decir, se inicia la fisión en el núcleo del reactor, el calor generado se usa en producir vapor, que se descarga en una turbina para producir energía eléctrica.

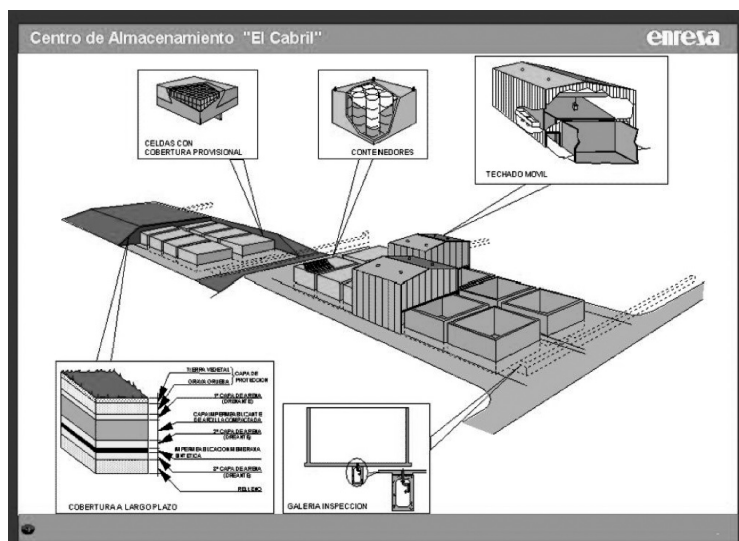
Como es natural, al consumirse por Kwh menos de 200.000 veces de materia prima, respecto de los procedimientos convencionales de combustión, para la producción eléctrica, la cantidad de residuos generados es menor en esa proporción. El problema estriba en que la gestión de residuos radiactivos tiene una percepción pública negativa, por lo que existe una fuerte oposición a la aplicación de los procedimientos de gestión desarrollados industrialmente. En general se arguye que los residuos radiactivos tienen una larga duración, hasta que desaparecen por desintegración radiactiva y si bien eso es

cierto, hay que recordar que los elementos no radiactivos no desaparecen nunca, luego lo que se razona para su rechazo es claramente contradictorio con la realidad física, es decir, es una respuesta no racional, si no emocional, a la utilización de la energía nuclear.

3. La gestión de los residuos radiactivos

Los residuos se clasifican en dos tipos fundamentales: residuos de baja y media radiactividad, RBMA, y residuos de alta radiactividad, RAA. Los primeros se generan en la operación y mantenimiento de las centrales nucleares, en el desmantelamiento de estas centrales, al final de su vida útil, y en las aplicaciones de los radionúclidos a la medicina, la industria y la investigación; suponen el 95% del total de los residuos generados pero contienen solo el 1% de la radiactividad total, es decir, cuentan con una radiactividad específica muy reducida. El procedimiento de gestión desarrollado es el de llevar a cabo su inmovilización, con morteros de cemento u hormigones y almacenarlos en instalaciones naturales o artificiales, por ejemplo antiguas minas, en superficie o a poca profundidad, construyendo barreras de ingeniería que impidan la llegada de agua, que pudiera disolverlos e irrumpieran en la biosfera. En la figura 1 se presentan el diseño conceptual del almacenamiento de residuos de baja y media radiactividad que opera en España la Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, ENRESA.

FIGURA 1.- DISEÑO CONCEPTUAL DEL ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS DE ENRESA



Por su parte, los RAA, son solo el 5% del total pero contienen el 99% de la radiactividad generada en el reactor. Su gestión precisa una primera etapa, de unos tres a cinco años, en la que se propicia su enfriamiento, pues su muy alta actividad específica hace que tengan un gran desprendimiento de calor, por efecto de la desintegración radiactiva; para dar una idea, un elemento combustible de un reactor, que tiene una masa total de 500 Kg, desprende el calor equivalente a un elemento eléctrico que tuviera una potencia de 10 Kw, que decae a 1 Kw en 3 años. Al cabo de ese tiempo, se almacenarían temporalmente unos 50 años, para que el desprendimiento de calor sea mínimo, su decaimiento es potencial, para almacenarse definitivamente en una formación geológica estable. Como geologías apropiadas se han definido el granito, la sal y la arcilla, aunque dependiendo de la geología del país, se han barajado y utilizado otras posibles, como las tobas volcánicas, en Estados Unidos. Un aspecto importante es la posición de los niveles freáticos y como estos podrían modificarse, por sucesos geológicos previsible, pues finalmente el principal enemigo de los residuos sería el agua que, aunque con dificultad, podría llegar a disolverlos y migrando a través de la barrera geológica irrumpir en la biosfera. En la figura 2 se presenta el diseño conceptual de un almacenamiento de residuos de alta radiactividad.

FIGURA 2.- DISEÑO CONCEPTUAL DE UN ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS DE ALTA RADIATIVIDAD.



En líneas generales, considerando la actividad específica de los residuos, la duración de los RBMA sería inferior a 300 años y al cabo de ese tiempo el almacenamiento podría banalizarse, es decir, utilizarlo para cualquier uso, pues su fondo radiactivo sería el mismo del fondo natural.

Por su parte, la duración de los RAA es muy superior, pudiendo llegar a cien mil o más años. Pero, los radisótopos responsables de esa larga duración, son los emisores alfa, fundamentalmente transuránicos. Los emisores beta-gamma, responsables de la mayor radiactividad de esos residuos, decaen en un periodo de unos mil años; a partir de ese momento solo quedarían los emisores alfa que, dadas las características de esta forma de radiación, solo causarían daño a los seres vivos por ingestión, es decir, como cualquier otro elemento pesado; esto es como decir que un almacenamiento de RAA, al cabo de mil años, se habría convertido en algo análogo a un depósito de seguridad de elementos tóxicos.

4. La radiactividad natural

Los elementos radiactivos tienen la particularidad de estar muy distribuidos en la naturaleza, por lo que prácticamente en toda la superficie de la tierra existen en mayor o menor proporción, haciendo que según en el lugar del planeta que nos encontremos exista una radiactividad natural que se denomina fondo radiactivo.

Ese fondo radiactivo varía mucho en función de las características geológicas de la zona considerada. Así, en lugares en los que predominan las formaciones graníticas, suelen tener un fondo natural más alto que sobre formaciones sedimentarias pues, el granito tiene uranio en su malla, con lo que se recibe la radiactividad del uranio y de los hijos de su cadena de desintegración.

En zonas en las que hay una alta concentración de minerales radiactivos, como ocurre en zonas monacíticas, que contienen tierras raras, en la India o en formaciones uraníferas de Brasil, el fondo natural puede ser hasta casi 1000 veces más alto que en zonas con menores proporciones de rocas radiactivas. Sin embargo, hay zonas en las que en anteriores eras geológicas se formaron reactores nucleares naturales. Así, en Oklo, en Gabón, funcionaron unas decenas de reactores nucleares naturales durante medio millón de años, hace 1.800 millones de años. Esto fue posible porque el periodo de semi-desintegración del U-238, tiempo en el que el elemento radiactivo se transforma en la mitad, por decaimiento radiactivo, es de unos cinco mil millones de años, mientras que el de el U-235 es de 500 millones de años, es decir, 10 veces más rápido. Esto da

lugar a que hace los 1.800 millones de años citados, la proporción de U-235 en el mineral natural fuera de un 5%, es decir, el que se utiliza hoy día para los reactores de agua ligera. La explicación está en eso, además de que pasaría una corriente de agua por la formación uranífera, moderando los neutrones y produciendo la fisión nuclear.

Debido por tanto a la radiactividad natural, recibimos radiaciones continuamente que, en su mayor proporción se debe al radón-222, que es un gas radiactivo, hijo de la cadena de desintegración del Uranio. Considerando otras fuentes distintas de las geológicas, la mayor proporción se debe a los usos de la radiación en el diagnóstico médico.

5. Procedimientos avanzados de gestión de residuos radiactivos

La oposición del público a la energía nuclear en general y a la gestión de sus residuos ha hecho que se estén explorando otros procedimientos de gestión de residuos cuyo objetivo es la transformación de los radisótopos en otros elementos con periodos de desintegración más cortos o incluso a elementos no radiactivos.

Se trata de la transmutación en la que utilizando aceleradores de partículas sub-atómicas se trataría de minimizar los periodos de desintegración, fundamentalmente de los transuránicos, por fisión con neutrones con la energía y frecuencia adecuadas. La Unión Europea ha apostado por este proceso de I+D, incluyéndolo en sus V, VI y VII Programas Marco de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico. Las investigaciones en marcha dirán en su momento si este proceso es asumible y económicamente aplicable a la gestión de los residuos generados en la fisión nuclear del Uranio-235.

Eloy García Calvo
Universidad de Alcalá

El agua: Claves para el uso sostenible

1. Introducción

La vida en el planeta tiene su origen en el agua. Las primeras formas de vida, de las que nosotros somos una evolución, están en el agua. Una parte muy importante de nuestro cuerpo, como el de cualquier ser vivo, es agua. Aunque no se consume, se usa en las más importantes actividades de la especie humana y tarde o temprano vuelve al ciclo, sin embargo se tiene percepción de que cada vez escasea más; es una percepción que se ajusta a la realidad. ¿Por qué el agua es un bien cada vez más escaso? Se trata de la sustancia más abundante de la biosfera, 1400 millones de km³, la cantidad de agua, en masa, es 275 veces superior a la de aire. Disponemos cada habitante de la tierra de un enorme cubo de 600 m de lado.

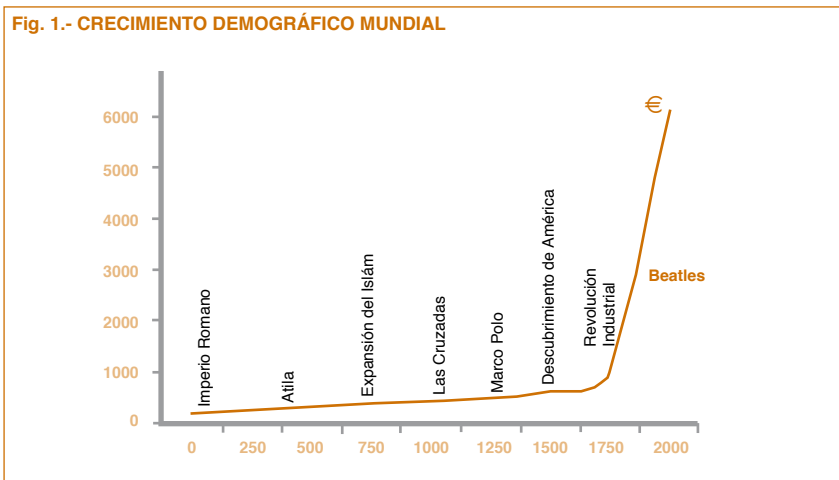
Aunque el agua del mar también es de utilidad para el hombre, es el agua dulce a la que nos referimos cuando hablamos de ella como recurso, en este caso queda una

muy pequeña parte de la enorme cantidad (un 2,3%), unos 35 millones de km³. Sin embargo la accesibilidad del agua no la misma en todos los lugares, la distribución no es homogénea. El mayor volumen está en forma de hielo en los polos, especialmente en la Antártida, otra enorme cantidad se encuentra como aguas subterráneas no siempre accesibles, de manera que las aguas superficiales –ríos y lagos- son un muy pequeño porcentaje del total de agua dulce en nuestro planeta (0,3%).

Se estima que el agua realmente accesible es del orden de 12.500km³, esto es un 0,036% de toda el agua dulce. De una manera gráfica, si la cantidad total de agua en el mundo estuviera representada por el contenido de una piscina olímpica (3000m³), un cubo de los usados por los niños para jugar con la arena, unos 2,4 litros, representaría el agua dulce accesible para el hombre. Ésta es el agua de los ríos, lagos y acuíferos que son accesibles al hombre.

2. Causas de la escasez de agua

Si nos fijamos en la curva de crecimiento demográfico encontraremos uno de los motivos por los que el agua llega a ser un recurso tenido como escaso y quizás podamos entender por qué a uno de los padres de la economía moderna, a Adam Smith, en el siglo XVIII no le preocupaba el agua como recurso; dijo aquello de que “el agua tiene un gran valor de uso, pero ningún valor de intercambio”, por tanto, no era objeto de estudio económico.



En aquel momento la humanidad estaba alcanzando los 1000 millones de habitantes y cada uno de ellos podía disponer teóricamente de más de 12000 m³/año de agua dulce de fácil acceso (4 piscinas olímpicas para cada habitante). Hoy esas cifras se han reducido a menos de la sexta parte, puesto que la población mundial se ha multiplicado por seis y el volumen de agua accesible en el ciclo hidrológico no ha aumentado sustancialmente. Aún así, cantidades de 2000 m³ de agua por persona no parece que debieran generar preocupación. Pero todos conocemos que esa distribución dentro de cada continente no es uniforme, ni siquiera dentro de una región. En Sudamérica, por ejemplo, coexisten las mayores masas de agua superficial como la cuenca amazónica con el lugar de menos nivel hídrico del mundo, el desierto de Atacama.

2.1. El agua potable

Los problemas más dramáticos de escasez de agua se encuentran en África, donde la cuestión es endémica, sin acceso a agua potable en grandes regiones del continente. En algunos países menos del 50 % de la población tiene acceso a agua potable, como la República del Congo con uno de los ríos más caudalosos del mundo o Nigeria (con el Níger), además de Chad, Etiopía, Níger, Somalia, Mozambique.

En Asia, con un aumento muy importante del consumo y con escasa infraestructura de tratamiento, hay grandes masas de agua muy contaminadas, por ejemplo en China hay más de 300 M de personas que tienen muy difícil acceso a aguas potables. En Europa, uno de los continentes favorecidos por el nivel económico y tecnológico, disponiendo de los instrumentos que evitan problemas de contaminación de agua, aun hay 40 millones de ciudadanos que no tienen acceso a agua potable segura.

El factor más importante de los que hacen del agua un recurso escaso es la contaminación. 2400 millones de personas en el mundo no tienen acceso a sistemas de saneamiento, en los dos países más poblados de la tierra, China e India, y prácticamente en todo el continente africano menos de la mitad de la población dispone de sistemas de saneamiento de sus aguas residuales. Este problema global con raíz local - aparte de los gases con efecto invernadero- es uno de los más complejos a los que se enfrenta la humanidad.

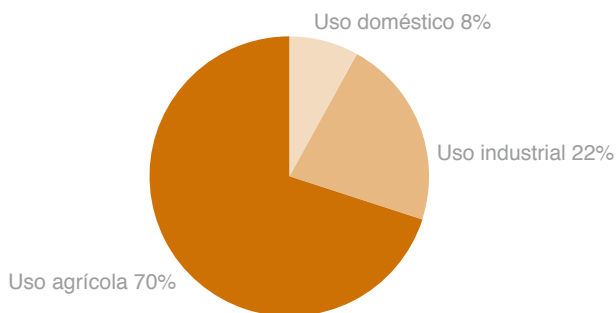
Como consecuencia de las aguas contaminadas, cada día mueren en el mundo 6000 niños (el equivalente a más de 12 aviones “jumbo” completos) debido a enfermedades de tipo diarreico ó más de un millón de personas muere cada año de malaria. Otras enfermedades vinculadas a la mala calidad del agua y que causan verdaderos estragos son la esquistomatosis y el tracoma.

Aparte de enorme drama humano que hay detrás de estas cifras, las consecuencias económicas para los países que sufren esta plaga son decisivas como freno al desarrollo. Hay una clara relación entre el crecimiento del PIB y la presencia de estas enfermedades. Seguramente éste es un ejemplo paradigmático de que las agresiones a la naturaleza también tienen consecuencias económicas, que la naturaleza también nos devuelve en términos económicos, y con creces, las agresiones a las que la sometemos. En un mundo que parece movido por el mercado quizás la solución a los problemas ambientales a que nos enfrentamos pase por convencer, a quien tiene la capacidad de decidir, que evitar estos problemas es rentable. Desgraciadamente este efecto del deterioro medioambiental sobre la economía se manifiesta de manera directa en países de bajo nivel de renta.

2.2 . El agua en la agricultura

Hasta ahora nos hemos centrado especialmente en el agua para consumo doméstico que como puede observarse en la Fig.2 es una pequeña cantidad comparada con el uso agrícola o industrial.

FIG. 2.- USOS DE AGUA EN EL MUNDO, POR SECTORES



Como es sabido los tres nutrientes minerales fundamentales son, por este orden, N, P y K. Los dos últimos se encuentran de forma natural como minerales. El N es abundante en el aire pero escaso en la litosfera. A principios del siglo pasado Haber y Boch desarrollaron un proceso catalítico para fijar el N atmosférico, de esta manera se consiguió multiplicar hasta por cinco la productividad de las tierras de cultivo. El hombre necesita unos 4 kg/año de N (0,7 kg P) para sobrevivir (más de 24 M Tm/año para el conjunto de la humanidad). En este momento se fijan unas 200 M Tm de N

atmosférico transformándolo en fertilizante (más de 8 veces lo el hombre necesita). Por tanto, uno de los avances científico tecnológicos más importantes en la historia de la humanidad, que ha supuesto evitar el hambre a miles de millones de seres humanos, al estar en enormes cantidades en la naturaleza contribuye de manera decisiva (junto con el P) al fenómeno de la eutrofización de las masas de agua en muchas zonas del mundo. Se trata de una contaminación difusa y por tanto de más difícil gestión.

Volviendo a las necesidades de agua, una pregunta fundamental es ¿Cuánta agua necesita la humanidad para satisfacer sus necesidades vitales? Es lo que modernamente se denomina “huella hidrológica” o “huella hídrica”, de la humanidad. (aunque también se puede establecer la huella hídrica de un país o de una región). Se estima que cada ser humano necesita del orden de 1250 m³ de agua al año, de ellos la mitad (625 m³) es de la denominada “agua azul”, el resto es “agua verde” ¿Cómo se puede calcular esa huella hídrica? Para ello nace un nuevo concepto “agua virtual” Definida por primera vez a principios de la década de los 90 por el Prof. Allan como “el agua que contienen los productos -es el agua utilizada en el proceso de producción de un bien cualquiera, agrícola, alimenticio o industrial - . Como ya se ha dicho el 70% del agua se dedica a producir alimentos y mientras que los cereales suponen más de la mitad del aporte energético en la alimentación de la humanidad y consumen únicamente el 23%, la carne supone un 15% del aporte energético y para ello consume un 29% del agua. Una dieta a base carne supone una huella por persona y día de 4000 litros frente a una vegetariana que alcanza los 1500 l. Una dieta vegetariana parece, desde un punto de vista medioambiental, más adecuada. Hay quién opina que buena parte de los problemas de escasez del agua como recurso se evitarían siendo vegetarianos.

El concepto de agua virtual puede servir como sólida herramienta de gestión del agua. Conociendo el agua “que contienen” los productos cada país o región puede especializarse en productos adaptados a sus recursos hídricos. Teniendo en cuenta el agua virtual a la hora de establecer el tipo de cultivos el hombre se encuentra en condiciones de incidir sobre el “agua verde”-humedad del suelo debida a lluvia- a diferencia de lo ocurrido hasta este momento en que sólo podía incidir en el “agua azul”.

2.3 . El agua en la industria

Para la mayoría de la población mundial la industria es uno de los principales motores del crecimiento económico, especialmente en los países en vías de desarrollo. En las regiones de rápido crecimiento del sudeste asiático y del Pacífico, la industria representa actualmente el 48% del PIB total y continúa aumentando. En los países pobres, el

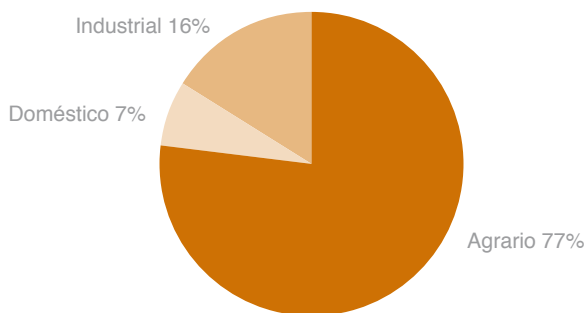
porcentaje es bajo, 26%, pero crece muy rápidamente; en los países ricos, el porcentaje de PIB generado por la producción de bienes manufacturados disminuye poco a poco, actualmente representa el 29% del PIB, son los servicios los que se han transformado en el primer sector de la economía.

En la industria, el agua se usa de muy diversas maneras: Para limpieza, calentar o enfriar, para generar vapor; para transportar partículas o sustancias disueltas, como materia prima, como disolvente o como una parte constituyente del producto (industria de bebidas). El agua que no permanece en el producto, subproductos, o residuo sólido generado en proceso es al agua residual. Esta cantidad es mucho mayor que la realmente consumida. Se observa que en los países desarrollados el agua consumida sigue aumentando porque la cantidad de bienes generados crece, sin embargo las tecnologías cada vez más eficientes permiten que disminuya la cantidad de agua residual generada. En los países en desarrollo se produce un aumento del agua consumida y de las aguas residuales.

3. El Agua en España

España se encuentra en una situación de privilegio en el mundo, dispone de abundante agua potable y un sistema de saneamiento envidiable para la mayoría de los países, sin embargo, la preocupación por este tema es histórica y basada en la realidad. Teniendo en cuenta el índice de explotación -cociente entre la cantidad de agua extraída y la cantidad disponible- nuestro país es el de mayor déficit hídrico de los de la Europa continental. La preocupación por el agua como recurso no se corresponde con ahorro, somos el país europeo con mayor consumo por habitante (171 l/día).

Fig. 2.- USOS DEL AGUA EN ESPAÑA



En la Fig.2 se muestra la distribución media de consumo por sectores, como se puede observar el consumo mayoritario es en agricultura, atendiendo a este “indicador” estaríamos más cerca de los países en desarrollo que de los desarrollados.

A la vista de la distribución de consumos por sectores no parece que un ahorro en el consumo doméstico vaya a resolver el problema de la escasez. El ahorro se produciría sobre un 7% del total. Entonces, ¿por qué debemos ser cuidadosos con el consumo en los hogares? Aparentemente no hay motivo para ello pues nos suministran agua a muy buen precio –somos uno de los países europeos con el agua urbana más barata– y por mucho que ahorremos en nuestros hogares no conseguiremos una disminución importante del consumo global. El principal motivo por el que hay que potenciar el ahorro doméstico es evitar el deterioro de la calidad del agua. El simple hecho de abrir la llave del grifo y dejar que un litro de agua se deslice por el desagüe sin ser utilizada convierte a ese litro de agua de excelente calidad en un agua residual que es tratada como tal. El agua, después de pasar por la alcantarilla y la estación depuradora, se libera con una calidad muy inferior a la inicial, aunque cumpla, como es obligatorio y habitual, la normativa sobre depuración. Una acción tan cotidiana como abrir la llave de un grifo supone una contribución al deterioro medioambiental. Éste es el motivo –poderoso motivo– por el que debemos tratar de ahorrar la máxima cantidad de agua en nuestros hogares.

Como el recurso agua es escaso da lugar al debate sobre su gestión, especialmente en épocas de sequía. En ese debate hay siempre un fuerte componente partidista. Frente a la opción de trasvasar, se ha impuesto la de desalación por OI. España es, en este momento, el tercer país, después de USA y Arabia Saudí en volumen de agua desalada, más de 450 Hm³ y se pretende doblar esa cantidad.

En el debate trasvase- desalación, la gran olvidada ha sido la reutilización. España es uno de los países donde más se recicla, alrededor del 5% -300 Hm³- de las aguas tratadas, pero según el proyecto europeo AQUAREC se estima que se podría reutilizar 4 veces más, unos 1.200 Hm³ en el horizonte de 2025.

Como se ha visto, el sector que usa mayor cantidad de agua es el agrícola, con el 77%. Aunque España, como país mediterráneo, cuenta con unas condiciones especialmente favorables para el desarrollo de una agricultura competitiva, debe hacer frente a una oferta limitada de agua. La mayor parte del agua se dedica a cultivos de muy baja rentabilidad. Así, por ejemplo, el maíz consume el 14% del total (cantidades similares a las de consumo doméstico) pero con unos muy escasos márgenes de rentabilidad. Las actividades agrícolas modifican la calidad de las aguas a través de la contaminación

difusa que resulta del uso de fertilizantes y fitosanitarios (agroquímicos). La agricultura contribuye anualmente con un millón de toneladas de nitrógeno al ciclo biológico, acelerando el fenómeno de la eutrofización de las masas de agua.

Respecto a la industria, si se compara un metro cúbico vertido típico de la industria con el vertido promedio de aguas residuales se comprueba que el primero contiene una quinta parte de la DBO5 y del nitrógeno, la tercera parte de la DQO y del fósforo y sólo un 15% de los sólidos en suspensión. Sin embargo, al contrario de lo anterior, los vertidos industriales contienen una cantidad de metales pesados ocho veces superior a la del vertido promedio. Además los microcontaminantes también son mas habituales en las aguas residuales industriales que en las de otros sectores.

Para finalizar, la economía crece en nuestro país sin que se produzca un aumento proporcional en el consumo de agua. En este momento se deben captar 52 m³ por cada 1000 € de VAB de producción en la economía española y la productividad ha aumentado desde 27 a 30 €/m³ de agua utilizada, este es el motivo por el que el crecimiento económico no supone crecimiento en el consumo de agua.

Antonis D. Koussis
National Observatory of Athens

Basic flow and mass transport considerations in the exploitation and protection of groundwater resources

GROUNDWATER RESOURCES Occurrence of Groundwater

Fueled by solar radiation, water, in all its phases, moves through the atmosphere, the land and the oceans of the earth in a continuous *hydrologic cycle*. Promoted by gravity, it flows over the land as surface-water and through the soils and deeper geologic formations as groundwater. Water-bearing geologic media are classified based on their ability to transmit water: *aquifers* are called the hydraulically most conductive ones (confined, unconfined, leaky, or perched); *aquitards* and *aquicludes* are leaky systems of low permeability.

Scope of this work

Groundwater is a valuable resource, supplying ~20% of the water for agriculture, industry and municipalities worldwide, and the main source of drinking water in most of Europe, 40% in the USA and 70% in China; it is also important for the ecology. Its exploitation is controlled by the low flow rates in the vast subsurface water reservoirs, and the long residence times. This major water resource is threatened increasingly by intense use and by contamination. Careful management is required to check the intense use, while prevention and remediation are necessary to ensure good groundwater quality. Basis for the study of groundwater are geology, hydrology, hydraulics and geochemistry, all contributing towards a competent analysis of complex groundwater problems. This chapter presents tools for a first study of flow and of mass transport in aquifers.

Elements of Porous Media (PM) Physics

A PM consists of solids (minerals) and voids; the minerals form a skeleton that is surrounded by mostly interconnected empty spaces, the pores. Among the geologic materials are unconsolidated soils, rocks, clays and fractured rocks. The voids fraction of the total PM volume is called the porosity; its value ranges between 0 and 1 (0 and 100 %). Generally, the porosity depends on grain size, shape and on the way the grains are packed. The grain size distribution of unconsolidated PM (*sieve curve*) is determined by passing the material through standard-size sieves. The wider the sieve curve is the tighter the packing and the lower the porosity. In groundwater dynamics, it is necessary to distinguish the total, geometric porosity n from the kinematic porosity n_k , which is the volume fraction of a PM that is available for circulation. The physical makeup of the PM determines its ability to transmit fluids; relevant parameter is the hydraulic conductivity that we define in the next section. Meaningful parameter values are referenced to samples of finite size (Representative Elemental Volume – continuum approach).

GROUNDWATER HYDRAULICS

Basic Groundwater Flow Concepts and the law of Darcy

The differential balances for mass and for momentum describe groundwater flow, supplemented by equations of state for the fluid and the PM. Darcy's law expresses the energy dissipation, introducing the hydraulic conductivity $K = k \rho g / \mu$, which depends on the PM and on the fluid properties; k is the PM's intrinsic permeability. K is determined better via field *pumping* and *slug tests* than in the laboratory. After

generalising Darcy's law (vector form and anisotropic PM) as $q = -K \text{grad } h$, it is used to explain flow nets.

Fundamental Equations of Groundwater Flow (following de Marsily, 1986)

Introducing into the law of mass conservation of fluids mechanics, the law of Darcy and the equations of state for the fluid, for the solid grains and for the skeleton of the PM, with appropriate simplifications, we obtain the general groundwater flow equation where $S_s = \rho g n (\beta + \alpha/n)$ is the specific storage coefficient [L^{-1}], α the compressibility of the porous matrix (see Table 1) and $\beta = 5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{N}$ that of the water. For its solution, we must specify initial and boundary conditions (Dirichlet and/or Neumann). Discussion of 2-D models (*profile & areal*); the notion of transmissivity. Treatment of unconfined aquifers in areal models with the Dupuit approximation; introduction of the specific yield.

Determination of formation parameters (transmissivity & storativity) of a confined aquifer through evaluation of pumping test data with an analytical solution of transient radial flow, with an illustrative example (Cooper-Jacob solution).

GROUNDWATER CONTAMINATION Contaminants in groundwater and their sources

Groundwater contamination is closely linked to waste disposal (residuals), deriving from energy industrial, mining, agricultural, and military production activities. Sources of contamination are distinguished as concentrated and diffuse. Septic tanks and injection wells are concentrated sources designed to release contaminants. However, contaminant releases occur also accidentally from storage sites; in addition, contaminants may leak or be spilled during transport, or may reach aquifers inadvertently via abandoned wells. The contaminants comprise organic and inorganic chemicals. The organics can dissolve in groundwater, be present as non-aqueous phase liquids, or as vapour in the vadose zone, and sorb onto the solid matrix. Prime organic contaminants are petroleum hydrocarbons such as the fuel components benzene, toluene, ethyl-benzene and xylene (BTEX), chlorinated solvents such as trichloroethylene (TCE) and perchloroethylene (PCE), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and most pesticides. Main inorganic pollutants include metals, radionuclides and certain pesticides.

Legislation, costs and policy implications, and remediation technology

Achievement of *good quality status* of water bodies is the objective of the European Union's (EU) Water Framework Directive, 2000/60/EC. The USA enacted legislation regulating the disposal of wastes by the 1980's (since amended): Safe Drinking Water Act, 1974; RECRA, 1976; CERCLA, 1980; Hazardous & Solid Waste Amendments, 1984, and SARA (Superfund), 1986. However, cleaning up the proven and suspected contaminated sites in the EU and the USA is estimated to cost in excess of one trillion € over the next 75 years. Faced with such potential costs, many industrialised nations are considering fitness-for-use policies; but leaving pollutants in place has costs too (liability, maintaining and monitoring a site, and reduced property values). Brief presentation of groundwater remediation technologies: (1) containment technologies, (2) technologies using biological and chemical reactions to destroy or transform pollutants and (3) technologies based on separating the contaminants from the geologic media, mobilising and extracting them from the subsurface. Brief discussion of the methods of *pump-and-treat* and of *natural attenuation*. Remediation of contaminated soils depends on the contaminants' volatility, reactivity and solubility and on the soil's makeup, i.e., on its texture (coarse to fine granular, or clayey), heterogeneity, and on saturation level.

Mass transport in groundwater

Fundamental equations

In aquifers, contaminants are transmitted by the water and stored in the solid matrix. For this reason we describe the flow of the dissolved species (solutes) through the PM and the interactions among the PM, the ambient fluid and the contaminants, as indicated in Fig. 9. This description entails (a) the geology, (b) the physical transport and (c) the bio-geo-chemical reactions. Including appropriate process formulations in the law of mass conservation yields the transport equation. In most instances, the flow field is determined separately, on the assumption that the solutes do not affect the flow (*hydro-dynamically passive*). This simplification holds when the solutes are present in trace quantities (*dilute solutions*), so that the density and viscosity of the fluid mixture are close to those of water (not true in sea intrusion in aquifers; simultaneous computation of flow and salt transport). In the following we treat the transport of a single species, for reasons of simplicity.

A solute's mass conservation equation is obtained from the balance of mass flows through the control surface (CS) of a control volume (CV) of the aquifer against the temporal change of mass stored inside the CV (Fig. 10), also considering reactions. The resulting equation for the transport of a single species of concentration C in a saturated PM reads:

$$\frac{\partial(n_k C)}{\partial t} + \text{div } \dot{m} = \sum_i r_i$$

Control volume & control surface

Conventional division of the specific mass flux of a solute, \dot{m} [M L⁻² T⁻¹], in mass flow by advection, i.e. by the bulk flow field, \dot{m}_a , defined at the macroscopic Darcy scale, and in mass flow at sub-macroscopic scales, by dispersion and *diffusion*, \dot{m}_d : $\dot{m} = \dot{m}_a + \dot{m}_d$, where $\dot{m}_a = q C$ and $\dot{m}_d = -D' \text{grad} C$. D' is hydromechanical dispersion coefficient, a symmetric, 2nd-order tensor. Its principal directions of anisotropy are the direction of the specific discharge q and normal to it (D is diagonal along and normal to the streamlines) and its components have the form $q\alpha_i$. In 2D, the components are $q\alpha_L$ and $q\alpha_T$, where α_L and α_T the respective longitudinal and transverse *dispersivities* [L]; experiments show that $\alpha_L \gg \alpha_T$. Customarily, molecular diffusion is added to hydromechanical dispersion and their combination is termed hydrodynamic dispersion; thus $d = - (D' + n_k D^*) \text{grad} C$.

Substituting the mass fluxes into the solute's mass balance and assuming a rigid solid matrix, yields the common form of the solute transport equation in saturated PM:

where $u = q/n_k$ is the linear pore velocity and $D = D' / n_k$. Specifying r_i to include linear reversible sorption (linear isotherm with partitioning coefficient K_d ; *retardation factor* $R=1+\rho_b K_d$) and 1st-order decay (rate λ), the final mass transport equation PM reads:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \text{div} \left(\frac{u}{R} C \right) = \text{div} \left[\frac{(D + D^*)}{R} \text{grad} C \right] - \lambda C$$

As before, we specify boundary conditions (Dirichlet, Neumann, and Cauchy or source) to define transport problems.

Some analytical solutions of the mass transport equation

The fundamental solution of the 1-D diffusion equation (normal, or Gaussian distribution in space) is used to build analytical solutions of the mass transport equation. The properties of this solution are discussed ($d\sigma_x^2/dt = 2D^* = \text{const.}$, variance $\sigma_x^2 = 2D^*t$; 95% of the mass contained within a spread of $4\sigma_x$ or $\pm 2\sigma_x$, and 99% within $6\sigma_x$ or $\pm 3\sigma_x$).

The fundamental solution is then used as building block in more complex solutions. First is considered the response to an impulse in transport by 1-D advection and dispersion, with or without sorption and with or without decay. The solute's *breakthrough* curve is introduced, and the various transport processes and reactions are presented schematically.

Next, is considered 1-D transport in a semi-infinite aquifer with pore velocity u (also including sorption), when the input is a concentration step (an analytical approximation for the error function is also given). It is shown how the longitudinal (1-D) dispersion coefficient can be estimated from a concentration profile or a breakthrough curve.

Then, solutions for 1-D advection and 2-D and 3-D dispersion are shown for a slug input. These solutions are discussed in some detail; one result of the discussion is that dispersion loses its importance in large scale problems.

Some analytical solutions of the mass transport equation

The transport equation has been used in numerous field-modelling studies, in which the dispersivities of the classical Fickian dispersion model were inferred from tracer observations. But it was noticed that the “fitted” dispersivities increase with the scale of transport (or, with the mean travel distance of the tracer: the *scale* or *time effect*). Field- or *macro-dispersivities* depend on the medium's field-heterogeneity and increase because the fluid's chances of encountering heterogeneities increase with travel (time or distance). Consequently dispersivity may not be considered a *PM-parameter*; since model calibration is based on a snapshot of the plume, model predictions may not be reliable.

To address shortcomings of the established dispersion theory, stochastic theories have been advanced. These accept that a porous medium's hydraulic parameters can be known within certain margins of certainty (by the statistics of their distributions) and estimate mean values and related standard deviations of concentrations in space and time (allowing assessing the reliability of results, or their complement, risk). A key result of the early stochastic work is that the dispersion tensor is time-varying and given by the integral of the covariance of the components of the Lagrangian (mass particle) velocity. Subsequent work linked the time-varying dispersion to the Eulerian velocity field and, via Darcy's law, to the hydraulic conductivity K , the most variable and hence uncertain parameter. Since K passes its randomness onto the flow, and thus onto the macro-dispersivities, the transport must be described on the basis of the K-field's (geo)statistics. The manner in which this can be done is summarised, for $Y = \log K$ normally distributed.

The first-generation stochastic theories of subsurface mass transport, up to ~1990, are outlined. The end-product of these stochastic theories is a transport equation for the *ensemble* concentration $\langle C \rangle$ having the same form as the deterministic one, but different parameters. Advection is by the *mean* flow U and dispersion is scale-dependent, $D_i = UA_i$, with macro-dispersivities A_i (for discrimination from the pore-scale local dispersivities a_i , on the order of 1 cm). The A_i 's vary with the rate of change of the second moment of the plume about its centre of mass.

For 2D transport along the principal axes x and y , with unidirectional flow [macroscopic linear pore velocity $U(x)$], the ensemble transport equation for a non-reactive solute, in the absence of sources/sinks, is a transport equation with space-dependent dispersion coefficients. In the asymptotic regime, the dispersion is Fickian with constant macro-dispersivities (index ∞), $D_{xx} = DL = UA_{L\infty}$ and $D_{yy} = DT_{\infty} = UAT_{\infty}$, thus.

For a statistically isotropic medium, in the asymptotic regime, $A_{L\infty} = \sigma_Y^2 l_Y/\gamma^2$, $A_{T\infty} = A_{L\infty} = \sigma_Y^2 (a_L + 4a_T)/15\gamma^2$ and $\gamma = \exp(\sigma_Y^2/6)$ (assumption $\sigma_Y^2 \ll 1$).

Realising that, in the asymptotic regime, the new transport equations do not differ from the ones developed in section 4.3, it follows that the solution tools applied in the illustrative examples can be used to study schematised, yet real-life problems.

In conclusion, the *multi-scaling fractional* advection-dispersion equation is mentioned as an alternative for highly heterogeneous formations. That equation models non-Fickian dispersion via dispersion terms with fractional derivatives (possibly spatially different). This approach is still in its early stage of development.

Daniel Escrig Zaragoza
UBE Corporation Europe, S.A.

El impacto ambiental de las actividades industriales: el cambio necesario

Introducción

Es evidente que la actividad industrial, como casi toda actividad humana tiene un impacto sobre el medio que le rodea. Unas veces el impacto es puntual y muy importante, como los casos de Chernobil, Seveso o Bhopal, que han llegado a provocar cambios en la legislación industrial en todo el mundo. En otros casos el impacto es muy localizado, y sin efectos espectaculares, pero persistente en el tiempo por la continuidad de la actividad que lo provoca; es el caso de las escombreras mineras, la degradación paulatina de algunos ríos como el Tinto y el Odiel, o la contaminación atmosférica de determinadas áreas industrializadas como ocurrió en el área de Bilbao.

La sociedad así lo aprecia, como indican las encuestas del Ministerio del Medio Ambiente (MMA), que sitúan a la contaminación industrial como la segunda más importante en el ámbito nacional y la sexta en el ámbito local.

Esta diferencia ya nos indica que la imagen que transmite la industria es peor que la realidad, puesto que la sociedad lo contempla como un problema menos próximo al valorarlo más negativamente en el ámbito nacional que local.

No obstante, el impacto de la actividad industriales evidente y por tanto es necesario estudiarlo para conocer sus causas y llevar a cabo el cambio necesario para reducirlo.

Impacto industrial

El impacto de la industria se suele producir en las siguientes áreas: Aire, Agua, Residuos y Energía.

No considero el impacto en la contaminación del suelo, porque en general se traduce en impacto sobre las aguas subterráneas como impacto más dañino y de momento no es un impacto grave. Por el contrario, considero la energía como un área diferenciada de contaminación por tener una dimensión mayor que otras actividades industriales y afectar gravemente a todas las actividades humanas.

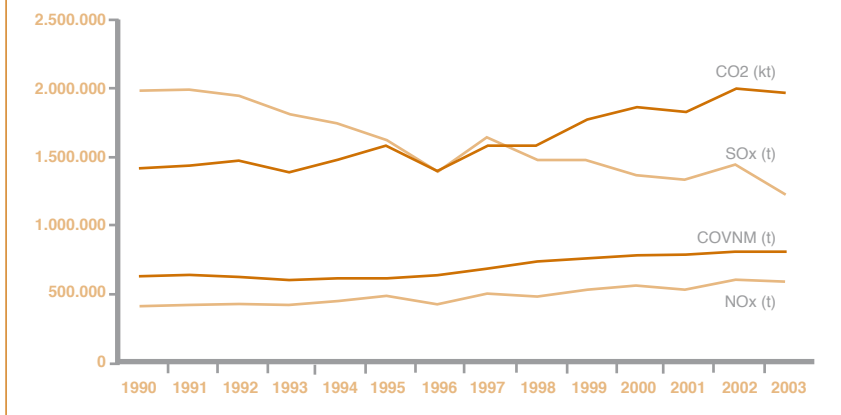
Aire

En el año 2003 cerca del 78% de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) se debieron a actividades relacionadas con el procesado de la energía y dentro de ellas el 26% a industrias del sector energético, 24% al sector del transporte y el 17% a industrias manufactureras y de la construcción. Del 22% restante, La agricultura es responsable del 11%, los procesos industriales sin combustión el 8% y el tratamiento y eliminación de residuos el 3%.

Es decir, la industria manufacturera es responsable de la contaminación alto (8% más parte del 17% como consumidor de energía), lo que nos llevaría a no más allá de un 20% del total, siendo la generación de energía y el transporte los mayoritarios.

La distribución y evolución de las emisiones de los distintos tipos de gases se aprecia en la figura 1, en la que se aprecia el crecimiento de la emisión de CO₂ (39,2%), NO_x (47%) y compuestos orgánicos no metano (COVNM 31,9%), así como la fuerte reducción en la emisión de SO₂. (38,2%) desde 1990 hasta 2003.

FIGURA 1. EMISIONES A LA ATMÓSFERA DEL SECTOR INDUSTRIAL (EMISIONES DE CO₂ EN kt, RESTO DE CONTAMINANTES EN t.)



La emisión de gases reductores de la capa de ozono (derivados orgánicos cloro-fluorados) disminuyó drásticamente durante el mismo periodo.

Por lo tanto, parece encauzado el problema de las emisiones de SO₂ y gases reductores de la capa de ozono, de modo que el Sector Industrial debería encauzar sus esfuerzos en reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂), eutrofizantes y precursores de ozono troposférico (NO_x y COVNM).

Agua

La contaminación industrial del agua continental y marítima parece relativamente controlada si nos atenemos a los resultados analíticos de los cauces fluviales y costas españolas, aunque persisten algunos problemas puntuales. Sin embargo, el problema principal a mi entender es el derivado de la escasez de agua utilizable (potable e industrial) que sufre España en comparación con otros países industrializados.

Aunque el consumo mayoritario de agua es el riego (77%) y el urbano (18%), que no vamos a analizar aquí, el consumo industrial creció en los últimos años con el crecimiento económico, pero, parece estabilizado tras las medidas tomadas por la industria, aunque no son suficientes teniendo en cuenta la presión de la alta demanda urbana y la reducción de las lluvias.

Así pues el sector industrial debería centrarse en reducir el consumo de agua mediante el **reciclado** de sus aguas residuales y la optimización de los procesos productivos, atacando los dos problemas a la vez: la escasez de agua y el vertido de contaminantes.

Residuos

La producción de residuos peligrosos se estima en unos 3 millones de toneladas anuales. El 60% de ellos acaba siendo reciclado, el 34% va a parar a depósitos de seguridad y el 6% restante es incinerado.

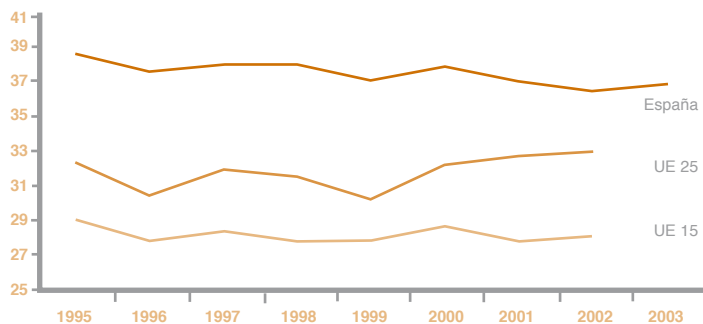
Más de la mitad de estos residuos se debe a la actividad industrial (1.6 millones de toneladas anuales en 2002). Adicionalmente, la industria generó más de 56 millones de toneladas de residuos no peligrosos en 2002.

Estos volúmenes son excesivos y la gestión es insuficiente, creando problemas locales importantes. Por ello el sector industrial deberá centrarse en la minimización de los residuos mediante la **revalorización** de los mismos. La solución es difícil de aplicar porque exige transportar los residuos, lo que provoca rechazos que la legislación no ayuda a resolver.

Energía

El crecimiento de la actividad industrial va acompañado de un aumento de consumo energético. En los últimos años, sin embargo, este crecimiento ha sido principalmente en electricidad, gas natural y energías renovables en detrimento del carbón y el petróleo que han mantenido su contribución cuando no han bajado. Por otra parte, el consumo energético del sector industrial frente al consumo global es cada vez menor.

FIGURA 2: CONSUMO ENERGÉTICO DE LA INDUSTRIA CON RESPECTO AL CONSUMO ENERGÉTICO TOTAL (%)



A pesar de la mejor “calidad” del consumo energético industrial y su descenso relativo respecto del consumo total, éste aún se halla muy por encima de la media europea y al ritmo actual tardaríamos al menos 40 años en alcanzarla.

Al igual que ocurre con el agua, el crecimiento del Producto Interior Bruto (PIB) es menor que el consumo energético, lo que indica una baja eficiencia energética del sector industrial que deberá corregir **mejorando la eficiencia energética** de sus procesos.

Qué está haciendo la Industria

Según la “Encuesta sobre el gasto de las empresas industriales en protección medioambiental” del INE, entre los años 2001 y 2002 el capítulo de gastos corrientes de protección ambiental aumentó un 23,3% y el de inversiones del mismo campo lo hizo un 19,7%.

Ante la imposibilidad de conocer y elaborar información sobre todos los sectores industriales, me voy a centrar en el Sector Industria Química, por ser la que mejor conozco y su imagen de sector contaminante.

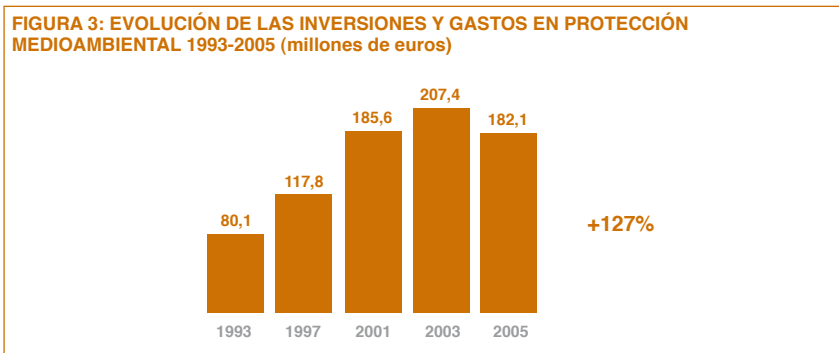
Gran parte de las empresas químicas españolas se han adherido al programa internacional “Responsible Care”, que en España se ha traducido por “Compromiso de Progreso”, mediante el que se comprometen a seguir una serie de principios guía para conseguir un progreso responsable con la sociedad. Uno de ellos dice “**CONSERVACIÓN DE**

RECURSOS: Actúa según el principio de conservación de recursos y de minimización de residuos, vertidos y emisiones de acuerdo a las mejores técnicas disponibles, asegurándose que se alcanza el más alto nivel posible de protección.”

El volumen de producción conjunta de las empresas implicadas en Compromiso de Progreso ha pasado de 12,4 millones de toneladas en 1993 a 29,9 en 2005.

¿Cuál está siendo el resultado de esta política?

Las inversiones y gastos en medio ambiente entre 1993 y 2005 se muestra en la figura 3.



La evolución de las emisiones de las mismas empresas se muestra en la tabla 1:

TABLA 1: Emisiones por producto producido

Parámetro	1993	2005	% crecimiento	Notas
SO ₂ Kg/ton producto	1,84	0,40	-78	
NO _x Kg/ton producto	0,74	0,61	-18	
COV Kg/ton producto	1,18	0,67	-43	Compuest. orgánicos volátiles
PS Kg/ton producto	0,23	0,06	-74	Partículas en suspensión
DQO Kg/ton producto	2,23	0,45	-80	Demanda Química de Oxígeno
P Kg/ton producto	0,52	0,003	-90	Fósforo
N Kg/ton producto	0,39	0,07	-82	Nitrógeno total
MP g/ton producto	54,95	0,16	-99	Metales pesados
Ener.cons. Gj/ton producto	5,23	4,13	-21	
Ener.gen. Gj/ton producto	0,20	0,50	150	
GEI Kg/ton producto	(*) 0,34	0,28	-18	Expresados como CO ₂ equiv.
Residuos Kg/ton producto	21,86	16,60	-24	
Res. Pelig. Kg/ton producto	7,31	5,70	-22	

(*) Valor de 1999

Es decir, **en la última década se ha producido un notable descenso de la carga contaminante emitida por la industria química** y por lo tanto de su impacto sobre el medio ambiente.

Cabe destacar, sin embargo, que es necesario un **esfuerzo adicional en la corrección de las emisiones de óxidos nitrosos y COV** por su impacto múltiple en el medio ambiente, e incluso por su valor económico.

No dispongo de datos de consumo de agua por tonelada de producto, pero es un campo en el que sin duda queda mucho por hacer.

Una mejor **integración energética** de los procesos, y una mayor inversión en **instalaciones de cogeneración** también sería aconsejable para reducir el consumo de energía exterior (red general) cuya eficiencia es notablemente inferior.

Por último, **la reducción de los residuos no está alcanzando los niveles deseados**. Este objetivo es realmente difícil puesto que incluso puede ser contradictorio con otros objetivos ambientales que para mejorar el aire o el agua generan residuos. Es el caso del uso de catalizadores para mejorar las emisiones de gases o la generación de lodos al mejorar la calidad de las aguas residuales.

En este campo una **política de la administración tendente a facilitar la gestión y sobre todo premiar la valorización de los residuos** podría ser de gran ayuda.

Acciones tomadas en una instalación industrial química

A modo de ejemplo se indican brevemente algunas acciones tomadas por una empresa química en España y el resultado de las mismas.

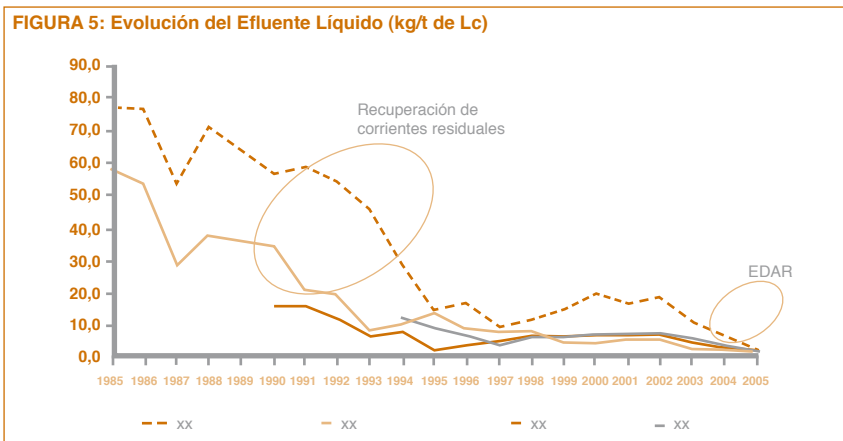
Para la producción de SO₂ y la fabricación de ácido sulfúrico sustituyó la materia prima pirita de hierro por azufre y H₂S (residuos) procedentes de la desulfuración de petróleo, en una clara sinergia entre empresas y una considerable reducción de las emisiones de SO₂ y partículas, así como la eliminación de un residuo (cenizas de pirita). En el cambio integró la generación del calor de reacción en calderas recuperadoras reduciendo el consumo de combustibles convencionales y la emisión de CO₂.

Reducción del consumo energético en la recuperación de disolventes. A fin de asegurar la eliminación del disolvente en el producto final, el disolvente se recuperaba mediante

destilación azeotrópica de todo el disolvente, con un elevado consumo energético. Se añadió una columna adicional para la recuperación del 80% del disolvente directamente, dejando sólo el 20% para la destilación azeotrópica, con el consiguiente ahorro energético y la reducción del consumo de agua.

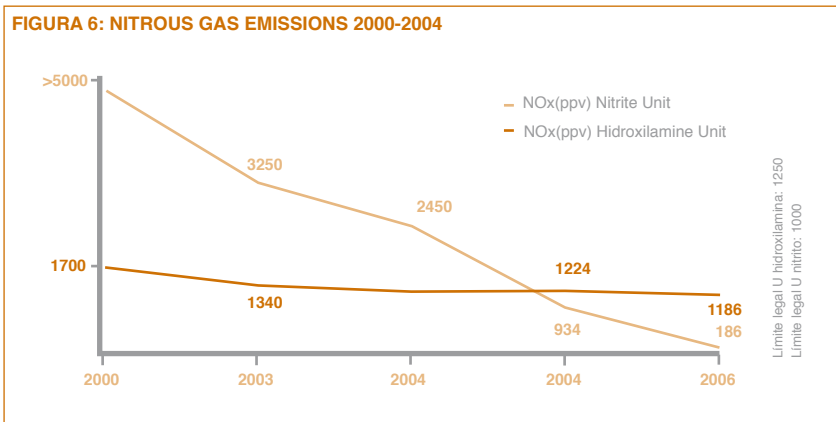
Inventario general de drenajes y acciones puntuales sobre ellos. Se redujo enormemente la carga contaminante del agua residual, abaratando también el coste de inversión de la planta de tratamiento biológico de aguas residuales. (Ver figura 5).

Cambio de proceso para producir sulfato de hidroxilamina. El proceso original mediante la fabricación de carbonato amónico/nitrito amónico como intermedios, se sustituyó por otro a partir de sulfito/bisulfito amónico. Con ello se eliminó la emisión de CO₂ del proceso químico y se redujo notablemente la emisión de NO_x, y se redujo el consumo de agua y energía.



Integración de un proceso de neutralización con un proceso de cristalización utilizando el calor de la primera para evaporar el agua que actúa como disolvente y realizar la cristalización sin consumo de calor exterior. La reducción de consumo energético fue notable y con ella la reducción de emisiones de GEI.

El impacto de estas y otras acciones se visualiza en las figuras 5 y 6.



La valorización de residuos puede ser negocio

Al margen de los beneficios ambientales, **la protección del medio ambiente en las industrias puede convertirse en un nuevo negocio**, fundamentalmente en la **valorización de residuos**.

La mencionada empresa química obtiene un mínimo valor energético mediante la combustión de algunos residuos líquidos (principalmente sales sódicas de ácidos orgánicos) en un horno con caldera recuperadora de calor. El coste ambiental asociado es la emisión de CO₂ y el alto consumo de sosa.

La acción consistió en la construcción de una planta de síntesis de dioles a partir de los ácidos orgánicos, obteniendo las siguientes ventajas ambientales inmediatas: a) Reducción de la producción de licor residual de bajo poder calorífico y por tanto de las emisiones de CO₂. b) Reducción del consumo de Sosa. c) Reducción del pH del agua residual y con ello del consumo de ácido sulfúrico para neutralizarlo.

Con ello se valorizó un residuo, obteniendo productos útiles (hexanodiol y pentanodiol) y se creó una **nueva línea de negocio** con productos de **alto valor añadido** (polioles).

Sirva este capítulo para mostrar que **la imaginación, la voluntad y la ciencia pueden conseguir el cambio necesario para reducir el impacto de la industria sobre el medio ambiente**.

Tomás Cordero Alcántara y José Rodríguez Mirasol
Universidad de Málaga.

Catalizadores para la protección del medio ambiente

Introducción

Los catalizadores fueron definidos por J.J. Berzelius en 1836 como compuestos que aumentan la velocidad de las reacciones químicas pero que no se consumen en el transcurso de las mismas. Desde entonces y hasta nuestros días los procesos catalíticos han adquirido una gran importancia tanto en el ámbito de la industria química como en otro tipo de aplicaciones tales como las medioambientales.

Los procesos catalíticos, en función de la fase en la que se encuentre el catalizador en relación con reactivos y productos, se pueden clasificar en homogéneos y heterogéneos. Los catalizadores homogéneos suelen ser especies en disolución (líquidos o gases), encontrándose entre los más importantes los catalizadores ácido-base y los de oxidación-reducción. Especies como H^+ , OH^- , Fe^{2+} en disolución acuosa, o NO_2 en fase gas han sido usadas como catalizadores homogéneos.

Los catalizadores heterogéneos son normalmente sólidos, en cuya superficie tienen lugar las reacciones químicas entre especies líquidas y/o gaseosas, lo que hace que la superficie de la interfase sólido/fluido tenga una gran importancia en estos procesos. Los catalizadores heterogéneos son mucho más usados en la industria química que los homogéneos, así más del 95 % de los procesos catalíticos industriales son heterogéneos, con las implicaciones de producción y económicas que esto conlleva.

Los catalizadores heterogéneos están compuestos normalmente por una fase activa o catalizador propiamente dicho y un soporte que le proporciona, normalmente, una elevada área superficial sobre la que se dispersa la fase activa. En muchos casos existen otros compuestos superficiales, conocidos como promotores, que mejoran las características del catalizador bien mejorando la dispersión de éste (promotores estructurales) o bien aumentando la selectividad y/o actividad (promotores químicos). Las fases activas más usadas son metales nobles y óxidos de metales de transición. Los primeros suelen ser muy efectivos y caros y se desactivan con relativa facilidad mientras que los segundos presentan una menor efectividad, pero se desactivan menos y son más baratos. Entre los soportes más usados destacan las alúminas, sílices, zeolitas y carbones activos; en general, deben ser materiales inertes, química y térmicamente y que aporten una alta porosidad al catalizador resultante.

Estos catalizadores han encontrado, en las últimas décadas, un campo de aplicación de gran importancia en procesos y tecnologías relacionadas con el medioambiente, bien sea para mejorar los sistemas de producción ya existentes, reduciendo la producción de especies contaminantes o para evitar la contaminación en los efluentes de instalaciones o procesos antes de que estos sean emitidos definitivamente. Las aplicaciones de la catálisis al medio ambiente se pueden dividir en dos bloques, atendiendo a la fase en la que se encuentra disuelto el contaminante: Gaseosa (la fuente contaminante puede estar fija y móvil) y Líquida (aplicado principalmente al tratamiento de aguas). Así, por ejemplo, han adquirido especial importancia los catalizadores utilizados para reducir contaminantes atmosféricos en efluentes gaseosos de sistemas de combustión para generación de energía (fuentes fijas) y en los gases de escape de los vehículos (fuentes móviles) o los sistemas catalíticos para la oxidación de contaminantes refractarios en aguas industriales.

Catalizadores para aplicaciones medioambientales: tratamiento de agua

Los procesos catalíticos y de oxidación avanzada se pueden aplicar a contaminantes refractarios. Se trata de compuestos que son bastante resistentes a otros tipos de

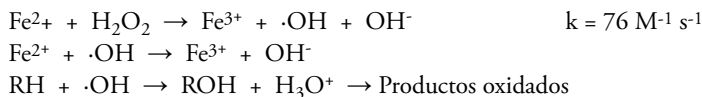
tratamientos, entre ellos se encuentran los compuestos amoniacales (procedentes de la industria de los fertilizantes explosivos y fármacos), los cianuros (de la metalurgia y la síntesis orgánica), los hidrocarburos halogenados (de las industrias de pesticidas, disolventes, polímeros y productos de limpieza y secado), los surfactantes (de las industrias de los detergentes, de la metalurgia de procesos como lavado y flotación y de procesos extractivos) y los fenoles (de la producción de resinas fenólicas, nylon, fibras, pirogenación y gasificación del carbón y la industria petroquímica).

Entre los procesos de tratamiento de aguas residuales con contaminantes refractarios, alta DQO (refractaria) y baja DBO destacan los procesos de oxidación avanzada que usan como agente oxidante radicales ($\cdot\text{OH}$) u oxígeno molecular (O_2) con o sin catalizador. Los procesos de oxidación avanzada (POA) que usan como oxidante los radicales ($\cdot\text{OH}$) son aquellos en los que estos radicales se forman en el transcurso de la reacción a partir de otros precursores, la ventaja que presenta el uso de estos radicales es su alta capacidad oxidante (más del doble que la del O_2 y la del Cl_2 y casi una vez y media la del O_3). La producción de radicales $\cdot\text{OH}$ y su capacidad oxidante se pueden ver potenciadas por la presencia de luz UV y así se tienen procesos o fotoquímicos no fotoquímicos, según intervenga la luz UV o no.

- Procesos no Fotoquímicos: son aquellos en los que los radicales $\cdot\text{OH}$ se forman únicamente por la participación de reactivos químicos, por ejemplo:
 - Ozono en presencia de medio básico (O_3/OH^-)
 - Ozono en presencia de peróxido de hidrógeno ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$)
 - Reactivo de Fenton que oxida la materia orgánica con peróxido de hidrógeno catalizada con hierro metálico o sales de hierro ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}$; $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$)
- Procesos Fotoquímicos: son aquellos en los que los radicales $\cdot\text{OH}$ u otras especies oxidantes se generan y se ven potenciadas por presencia de la luz (ultravioleta generalmente), por ejemplo:
 - Reacción de oxidación con ozono y luz ultravioleta (O_3/UV)
 - Peróxido de hidrógeno con luz ultravioleta ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)
 - Ozono, peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)
 - Proceso Foto-Fenton en el que interviene el peróxido de hidrógeno en presencia de sales de hierro y luz ultravioleta ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)

De los procesos químicos mencionados solo los que se producen en presencia de sales de hierro (Fenton y Foto Fenton) son procesos catalíticos y por tanto en ellos nos detendremos brevemente.

El proceso Fenton consiste en la adición de sales de Fe^{2+} en medio ácido para promover la descomposición catalítica del H_2O_2 en radicales $\cdot\text{OH}$, las reacciones que tienen lugar se pueden resumir en las tres siguientes, donde la segunda se opone a la formación de estos radicales.



A $\text{pH} < 3$ este proceso es autocatalítico y se ve favorecida la formación de radicales $\cdot\text{OH}$. Aunque la velocidad inicial de reacción depende de la concentración de Fe^{2+} el grado de mineralización del proceso se ve afectado por otros factores como la Temperatura, pH , concentración de Fe y de H_2O_2 , reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} , naturaleza del compuesto orgánico etc. En la bibliografía existen numerosos trabajos que toman los compuestos fenólicos como modelos para este tipo de tratamiento debido a su toxicidad y a que están presentes en muchos procesos industriales.

El proceso conocido como Foto Fenton consiste en aplicar luz UV al proceso de oxidación mediante reactivo de Fenton, lo que implica que durante el transcurso de la reacción los iones Fe^{3+} se reducen a Fe^{2+} por acción de la luz, lo que hace que mejore el rendimiento de oxidación con respecto al proceso Fenton.

Actualmente también se está estudiando la utilización de catalizadores heterogéneos de Fe para la oxidación con H_2O_2 , lo que se conoce como Fenton heterogéneo, estos procesos presentan, con respecto al homogéneo, la ventaja de que el catalizador se recupera fácilmente aunque el contacto entre catalizador y reactivos puede ser peor.

Para estos procesos de oxidación con H_2O_2 /catalizadores heterogéneos entre los catalizadores más usados están los siguientes: Fe^0 ; $\text{Fe}/\text{Al}_2\text{O}_3$; Fe/SiO_2 ; Fe/MCM ; Co/MCM ; Cu/MCM ; $\text{M}_{x/n}(\text{Al}_2\text{O}_3)_x(\text{SiO}_2)_y\text{mH}_2\text{O}$; $\text{Fe}/\text{ZSM-5}$; $\text{Fe}/\text{Carbón Activo}$; $\text{Cu}/\text{Carbón Activo}$.

Procesos de oxidación avanzada que utilizan oxígeno (O_2) como agente oxidante

Se denomina Oxidación Húmeda (WAO) a aquellos procesos de oxidación de materia orgánica que tienen lugar en presencia de agua líquida y en condiciones de temperatura y presión por debajo de las críticas del agua (T entre 100 y 350 $^\circ\text{C}$ y P entre 5 y 200 atm. La

Oxidación Supercrítica (SCWO), en cambio, se produce en condiciones por encima de las críticas ($T > 374\text{ °C}$ y $P > 221\text{ atm}$). Estos procesos de oxidación húmeda pueden darse en presencia de catalizadores o no. El empleo de catalizadores permite reducir las condiciones de operación, disminuyendo costes y tiempos de operación, al tiempo que aumentan la velocidad de reacción. El uso de catalizadores adecuados consigue el aumento del grado de conversión y de la mineralización de la corriente alimentada, facilitando el tratamiento posterior de la misma.

Oxidación húmeda catalítica (CWAO)

La oxidación húmeda catalítica surge como solución a los inconvenientes presentados en el proceso sin catalizar, fundamentalmente los costes de inversión derivados del uso de materiales capaces de aguantar la corrosión por el uso de altas presiones y temperaturas y el medio ácido que se produce a medida que avanza la reacción.

Los principales agentes activos para preparar catalizadores heterogéneos para procesos de CWAO se pueden clasificar en dos categorías:

- Metales nobles: Pt, Pd, Ru, Rh
- Óxidos metálicos: CuO; Cr₂O₃; NiO; Fe₂O₃; ZnO...

Como soporte se suele usar Al₂O₃, zeolitas etc. Actualmente se están usando carbones activos como soporte y como catalizador por sí sólo.

Entre los catalizadores basados en óxidos metálicos

Kochetkova et al. (1992) han encontrado la siguiente ordenación de la actividad catalítica de la oxidación de fenol: CuO > CoO > Cr₂O₃ > NiO > MnO₂ > Fe₂O₃ > YO₂ > Cd₂O₃ > ZnO > TiO₂ > Bi₂O₃

Las mezclas de óxidos metálicos presentan normalmente mayor actividad que los mismos óxidos por separado. El principal problema que presentan los catalizadores basados en metales de transición, en especial los de cobre, es la estabilidad; el medio ácido, generado por la aparición de ácidos carboxílicos de cadena corta como productos finales de la reacción, y la temperatura a la que tiene lugar la oxidación húmeda catalítica, provocan la dilución de la fase activa por lixiviación. La catálisis heterogénea puede pasar a homogénea si hay una importante lixiviación del metal.

Los soportes más empleados en los procesos de oxidación mediante catálisis heterogénea son alúmina (Al_2O_3), que con áreas superficiales entre 50 y 300 m^2/g , fue de los primeros soportes empleados. El óxido de cerio (CeO_2) se está usando desde que Leitenburg y col comprobaron que los catalizadores soportados sobre CeO_2 son muy activos en la oxidación de ácidos carboxílicos, como el ácido acético, que son intermedios de este tipo de reacciones. Otros soportes como zeolitas u óxido de titanio (TiO_2) también se están usando, este último principalmente en procesos de foto catálisis heterogénea. El carbón activo (CA), por su parte, se ha empezado a usar como soporte de catalizador más recientemente, su uso deriva de su empleo como adsorbente en procesos de tratamiento de aguas residuales. Sus excelentes propiedades como adsorbente, debido a su amplia distribución de tamaño de poros y a la presencia de numerosos grupos oxigenados superficiales, hacen de él un prometedor material para ser usado como soporte de catalizador o como catalizador por sí mismo.

El carbón activo se ha usado con éxito en procesos de ozonización (O_3/CA); en procesos de oxidación húmeda como soporte ($\text{O}_2/\text{Cu-CA}$; Pt , Pd , Ru-CA ; $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe-CA}$), o como catalizador (O_2/CA).

Sistemas catalíticos en las fuentes estacionarias: reducción catalítica de NO_x

Las plantas térmicas de generación de energía y las plantas de producción de ácido nítrico constituyen las principales fuentes estacionarias de emisión de óxidos de nitrógeno. Los óxidos de nitrógeno que se forman durante la combustión en las plantas de generación de energía son, principalmente, NO y NO_2 , constituyendo el primero más del 90% del total de NO_x . En el caso de las plantas de producción de ácido nítrico, la relación entre NO y NO_2 en los gases de salida es, aproximadamente, la unidad. El óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO_2), que normalmente se agrupan bajo la fórmula genérica NO_x , reaccionan con el oxígeno y la humedad presentes en la atmósfera para formar ácido nítrico, principal componente, junto al ácido sulfúrico, de la lluvia ácida. Participan, además, en la generación de ozono y compuestos altamente oxidantes en las capas bajas de la atmósfera (“smog fotoquímico”), a través de reacciones fotoquímicas con diversos hidrocarburos.

El NO de los gases de combustión de las centrales térmicas se genera, principalmente, como consecuencia de la oxidación del nitrógeno molecular suministrado con el aire de combustión, a través de un mecanismo descrito por Zeldovich para la formación de NO “térmico”. Este proceso comienza a producirse a temperaturas cercanas a los 1300° C, aumentando la velocidad de reacción, notablemente, con la temperatura. El grado de

conversión depende, así mismo, de la concentración de oxígeno atómico que se produce en esas condiciones en la llama y del tiempo de residencia.

A pesar de que determinadas modificaciones en los parámetros de diseño de los sistemas de combustión, que afectan a la formación de NO_x , pueden reducir, sensiblemente, las emisiones de NO_x , los requisitos legales impuestos en la actualidad por los países desarrollados, hacen necesario la reducción de NO_x de los gases de combustión. Debido a su bajo coste relativo y a su alta eficacia en las condiciones en las que operan (grandes caudales de gases y concentraciones de NO_x extremadamente bajas) los sistemas catalíticos heterogéneos son los más utilizados para la reducción de óxidos de nitrógeno de los gases de combustión.

La reducción catalítica selectiva (RCS) con diversos agentes reductores como CH_4 , CO , H_2 y NH_3 representa, en la actualidad, el método de mayor desarrollo industrial para la eliminación de NO_x en centrales térmicas y en plantas de producción de ácido nítrico. Esta tecnología se aplica, también, actualmente, en la incineración de residuos y en turbinas de gas. En el proceso se produce la reducción selectiva de NO_x en presencia de un catalizador heterogéneo, obteniéndose nitrógeno molecular y agua como productos de reacción. El amoníaco presenta una elevada actividad como reductor y, opuestamente a lo que ocurre con otros agentes reductores como CO , H_2 y CH_4 , la presencia de oxígeno aumenta la velocidad de la reacción.

Existen diversos sistemas catalíticos, con diferente composición química, que operan en rangos de temperatura muy distintos. El Pt presenta actividad para la reducción selectiva de NO_x a bajas temperaturas, en un rango entre 175 y 225° C. Este rango tan estrecho de temperatura hace que este sistema catalítico se considere inviable económicamente, debido a la complejidad en los sistemas para el control de la temperatura. Los sistemas catalíticos basados en vanadio operan a mayor temperatura y su selectividad para la reducción de NO_x se mantiene en un rango algo más amplio de temperatura (300-450° C). El óxido de vanadio soportado sobre óxido de titanio ($\text{V}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$) constituye el sistema catalítico de mayor uso para los sistemas RCS, especialmente, en las centrales térmicas. Un catalizador típico, de actividad relativamente alta, presenta, aproximadamente, un 7% en peso de vanadio sobre una mezcla de anatasa, la forma cristalina del óxido de titanio de mayor área superficial, y de rutilo, de baja superficie específica. El porcentaje de rutilo en la mezcla suele ser del 10 al 15% y el área superficial del catalizador presenta valores entre 10 y 50 m^2/g . Las zeolitas, aluminosilicatos con una estructura porosa muy desarrollada y una gran superficie interna, muestran actividad a partir de los 350° C y, contrariamente a los sistemas anteriores, su selectividad se mantiene en un amplio

rango de temperatura, hasta aproximadamente los 600° C. A partir de esta temperatura, la presencia de vapor de agua desactiva permanentemente el catalizador debido a la destrucción de su estructura cristalina.

Para un catalizador de vanadio típico la temperatura de operación y la relación molar NH_3/NO_x de alimentación al proceso de RCS son los parámetros de diseño más importantes. El rendimiento de eliminación de NO_x aumenta al hacerlo esta relación. Los valores típicos se sitúan entre 0,6 y 0,9 moles de NH_3 alimentados por mol de NO_x , para los que se obtienen rendimientos de eliminación entre el 60 y 90%, respectivamente, dejando de 1 a 5 ppm(V) de NH_3 sin reaccionar. La temperatura de operación óptima del catalizador se sitúa en el rango de 300 a 400° C. A temperaturas por debajo de los 200° C, el NH_3 puede reaccionar con el NO_2 y el H_2O presentes en el gas de combustión produciendo el compuesto explosivo NH_3NO_3 . Valores de relación molar NH_3/NO_x por debajo del estequiométrico minimizan la formación del nitrato amónico. A más altas temperaturas, la oxidación de NH_3 a NO (aunque también puede oxidarse a N_2 y N_2O , en menor medida) comienza a ser apreciable y compite con la reacción de reducción de NO a N_2 , disminuyendo el rendimiento de eliminación.

La presencia de SO_2 en los gases de combustión, como ocurre comúnmente en las centrales térmicas de carbón y fuelóleo, puede producir la oxidación catalítica de éste a SO_3 , que con el vapor de agua forma ácido sulfúrico que condensa cuando los gases se enfrían, produciendo la corrosión de los diferentes equipos que se disponen a la salida de los sistemas de SCR. Cuando la cantidad de NH_3 excede la estequiométrica, éste puede reaccionar con el SO_3 a temperaturas inferiores a 300° C, originando compuestos como NH_4HSO_4 y $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_7$, que se depositan sobre el catalizador, desactivándolo, y sobre equipos corriente abajo, como intercambiadores de calor, causando corrosión y pérdida de eficiencia térmica.

El gran caudal de gases de combustión de las centrales térmicas a tratar en los procesos de RCS hace necesario el uso de sistemas monolíticos, con canales anchos, en cuyas paredes se soportar la fase activa del catalizador, que minimizan la pérdida de carga a través de ellos. Estos sistemas monolíticos deben presentar una gran resistencia mecánica y química, estabilidad térmica y un coeficiente de expansión térmica que permita soportar la fase activa en condiciones óptimas a las temperaturas de operación. En la actualidad existen dos tipos de monolitos, cerámicos y metálicos. Los monolitos cerámicos están hechos, en su mayoría, de cordierita ($2\text{MgO}_2\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 5\text{SiO}_2$) con una estructura de canales paralelos en forma de panal de abeja. Los monolitos metálicos, hechos de aceros con aluminio, presentan una alta resistencia térmica y su popularidad como soportes

catalíticos está aumentando, debido a que se pueden diseñar de diferentes formas (placas paralelas, asimétrica, onduladas) y con paredes más delgadas que los monolitos cerámicos. Las características de diseño principales de los sistemas monolíticos son la densidad de celda (número de canales por superficie frontal al flujo de gases a tratar), el área superficial geométrica por unidad de volumen de monolito, el diámetro de canal y el espesor de las paredes de los canales. Un aumento de la densidad de celda implica un incremento en el área superficial geométrica y una disminución en el diámetro de canal, produciendo un aumento de la pérdida de carga para un caudal determinado. La fase activa del catalizador (V_2O_5/TiO_2) se deposita sobre las paredes de los canales del sistema monolítico, constituyendo lo que se denomina “washcoat”.

El diseño del monolítico y la composición y estructura física del catalizador dependen, principalmente, de la posición que ocupe la unidad de RCS en el sistema de limpieza de los gases de combustión de las plantas de producción de energía. En una primera opción, la unidad de SCR se sitúa a continuación del sistema de combustión. En esta posición, la temperatura de los gases de combustión es óptima para la mayoría de los catalizadores. Sin embargo, estos gases contienen cenizas volantes y dióxido de azufre procedentes de la combustión que pueden degradar el catalizador, reduciendo la eficacia de reducción de NOx. Normalmente, se utiliza un sistema catalítico con una baja densidad de celda ($1-2\text{ c/cm}^2$) o monolitos metálicos dispuestos de forma vertical, para evitar el bloqueo de los canales con las partículas en suspensión y la consiguiente pérdida de carga. Se suele incluir una primera capa de monolito sin catalizador para minimizar la erosión en las siguientes capas. La velocidad espacial para estos sistemas catalíticos está en torno a 4000 h^{-1} . La desactivación de los catalizadores ocurre, normalmente, por acumulación de óxidos y sulfatos de metales alcalinos en la entrada de los canales. La vida media de estos sistemas catalíticos se sitúa entre los 2 y los 3 años.

En el caso en que la unidad de RCS se sitúa a continuación del precipitador electrostático, el gas de combustión no presenta partículas en suspensión, aunque sí contiene SO_2 . El catalizador debe diseñarse para minimizar la producción de SO_3 , por lo que se suele añadir al V_2O_5/TiO_2 Mo y W como promotores. Se pueden utilizar densidades de celda superiores, del orden de $2\text{ a }8\text{ c/cm}^2$, aumentando la velocidad espacial a valores entre $5000\text{ y }10000\text{ h}^{-1}$. La vida media de estos catalizadores oscila entre los 3 y los 4 años.

En el tercer caso la unidad de SCR se sitúa al final del proceso de limpieza de los gases de combustión. El gas que se alimenta al catalizador ha pasado a través de un precipitador electrostático y un sistema de desulfuración y presenta, por tanto, un menor riesgo para la desactivación del catalizador. En esta posición se utilizan catalizadores soportados en

monolitos con una alta densidad de celda (31 c/cm^2), necesitándose menor espacio. La temperatura a la salida de la unidad de desulfuración de gases es demasiado baja para la mayoría de los catalizadores, haciéndose necesario un aporte de calor a la unidad de RCS, lo que implica un mayor coste para este sistema. No obstante, el mayor tiempo de vida media de estos catalizadores, de unos 5 años, disminuye los costes totales si se compara con las otras dos situaciones. Debido a la disponibilidad de espacio, esta es la posición que ofrece mayores ventajas para instalar sistemas de RCS en plantas ya existentes.

Sistemas catalíticos en las fuentes móviles: motores de gasolina

El tráfico rodado constituye una de las mayores fuentes de emisión de CO, hidrocarburos y materia particulada carbonosa inquemados y de NO_x . No obstante, atendiendo al tipo de motor utilizado, la distribución de contaminantes en los gases de combustión presenta una clara diferencia. Así, los motores de gasolina, que operan con una relación másica de aire a combustible cercana a la estequiométrica y una relativamente alta temperatura, producen una mayor emisión de CO e hidrocarburos inquemados y de NO_x que los motores diesel. Éstos últimos operan con una relación aire combustible muy por encima de la estequiométrica y, debido a la compresión, alcanzan una menor temperatura, produciendo una mayor eficiencia en la combustión, con la consiguiente reducción en el consumo de combustible y las emisiones de CO e hidrocarburos inquemados y de NO_x . El diseño del proceso de combustión en estos vehículos, sin embargo, produce niveles elevados de emisión de materia particulada.

Para los motores de gasolina, se puede calcular un valor de aproximadamente 14,7 para la relación másica aire a combustible estequiométrica. Si el valor de esta relación para el gas de entrada al motor se sitúa por debajo del estequiométrico, el motor opera en condiciones de exceso de combustible, dando lugar a una combustión incompleta. Esta situación hace que los gases de escape emitan una mayor cantidad de CO e hidrocarburos inquemados. Si, por el contrario, la relación aire a combustible excede el valor de 14,7, se reducirán las emisiones de gases inquemados, aunque aumentarán las de NO_x , debido a un aumento de la temperatura de los gases de combustión para valores de esta relación ligeramente por encima del estequiométrico.

A pesar de que la mejora en el diseño de los motores de gasolina ha reducido sensiblemente las emisiones contaminantes de estos vehículos, la legislación existente hoy en día, cada vez más exigente, hace necesario el uso de sistemas catalíticos para tratar los gases de combustión. A diferencia de las fuentes fijas, que operan en estado estacionario, las

condiciones de operación de los motores de gasolina y, por tanto, la de los gases de combustión, dependen de las condiciones de conducción de éstos. Las condiciones en las que deben operar los sistemas catalíticos de control de emisiones en estos vehículos serán muy diferentes dependiendo de que el motor esté en punto muerto, a media carga o a plena carga. Así, la temperatura de los gases de entrada al catalizador puede variar entre 250 y 900 °C, la velocidad espacial entre 5700 y 125000 h⁻¹ y el tiempo de residencia entre 0,3 y 0,006 s. Los convertidores catalíticos, por tanto, utilizan para soportar la fase activa materiales cerámicos, generalmente, cordierita, con una elevada resistencia mecánica y térmica, en forma de monolitos para evitar la pérdida de carga.

Se han desarrollado diferentes tecnologías catalíticas para el control de los principales contaminantes atmosféricos de los gases de combustión de los motores de gasolina (CO e hidrocarburos inquemados y NO_x). La primera de ellas fue el convertidor catalítico de oxidación, en el que se utiliza un catalizador diseñado para promover la combustión del CO y los hidrocarburos inquemados. Para asegurar una atmósfera oxidante en el gas de entrada al catalizador se añade aire secundario al sistema, independientemente de las condiciones de operación del motor. Estos convertidores utilizan como fase activa una mezcla de Pt y Pd y operan en el intervalo de temperatura de 250-600° C, con velocidades espaciales que varía desde 10000 a 100000 h⁻¹. No obstante, estos sistemas no controlan la emisión de NO_x.

Para poder resolver este problema apareció la tecnología con doble lecho catalítico. El convertidor presenta un primer lecho que contiene un catalizador capaz de reducir el NO_x a nitrógeno molecular. Para ello, el gas de combustión del motor que se alimenta a este primer lecho debe ser ligeramente reductor y contener H₂, CO e hidrocarburos inquemados en concentraciones suficientes para reducir el NO que contienen dichos gases. La fase activa por excelencia para este primer lecho catalítico reductor es el Rh. En un segundo lecho catalítico de oxidación, como el que se ha comentado anteriormente, situado a continuación del lecho de reducción, se queman el H₂, CO y los hidrocarburos inquemados que quedan en exceso, inyectando aire secundario a la entrada del catalizador.

La tecnología que más se utiliza para el control de las emisiones gaseosas de los vehículos de gasolina es el convertidor catalítico de tres vías, que permite eliminar simultáneamente los tres contaminantes gaseosos (CO, hidrocarburos inquemados y NO_x) en un único catalizador. Para que esta tecnología funcione el motor debe operar siempre con una relación aire a combustible cercana a la estequiométrica. De esta manera, el catalizador utiliza los contaminantes reductores (CO, H₂ e hidrocarburos inquemados) para reducir

el NO_x a nitrógeno molecular, oxidándose éstos a CO_2 y vapor de agua. Existe una ventana de operación de la relación aire a combustible muy estrecha para mantener niveles de conversión de 80% para estos contaminantes. Por tanto, el factor clave en esta tecnología es un sistema de control de oxígeno en los gases de combustión de ciclo cerrado, que consigue mediante un sensor de oxígeno muy sofisticado, colocado inmediatamente antes del catalizador, mantener esta relación cercana a la estequiométrica para cualquier perturbación que pueda producirse en el motor.

Un catalizador de tres vías típico está compuesto por una mezcla de Pt/Rh como fase activa soportados sobre $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ estabilizada, en monolito cerámico. Como la respuesta en el sistema de ciclo cerrado de control de oxígeno no es siempre inmediata y, a veces, durante décimas de segundos el catalizador puede encontrarse con un exceso o defecto de oxígeno, se añade a la alúmina óxido de cerio (CeO_2), que presenta unas propiedades redox muy interesantes para este proceso. El CeO_2 es capaz de ceder oxígeno en condiciones ricas en combustible para consumir el CO y los hidrocarburos inquemados o de consumirlo cuando éste está en exceso.

Los catalizadores de tres vías presentan problemas de desactivación con compuestos de plomo, azufre, fósforo y zinc, que pueden estar contenidos en las gasolinas.

La nueva regulación medioambiental está poniendo mucho énfasis en la reducción de los hidrocarburos en los gases de combustión de los vehículos de gasolina. La mayoría de los hidrocarburos (60-80% del total emitido) se producen durante el arranque en frío, en los dos primeros minutos de operación de un vehículo. En estos primeros minutos de operación el catalizador no ha adquirido la temperatura óptima y, por tanto, no puede eliminar la gran cantidad de contaminantes gaseosos que lo atraviesan, principalmente hidrocarburos. Se están abordando nuevas tecnologías para poder evitar la emisión de hidrocarburos en los primeros minutos de operación como catalizadores soportados en monolitos metálicos y calentados eléctricamente, trampas de hidrocarburos o catalizadores calentados químicamente.

El mundo está demandando cada vez más mayores eficiencias en los sistemas de combustión para evitar el consumo de combustible fósiles y las emisiones de CO_2 . Los modernos convertidores catalíticos de tres vías son muy eficientes en la reducción simultánea de CO, hidrocarburos y NO_x , pero el motor en sí genera grandes cantidades de CO_2 , contribuyendo al calentamiento global del planeta. Mejorar la eficacia de combustión para reducir el consumo de combustible y las emisiones de CO_2 requiere aumentar la relación aire a combustible muy por encima de la estequiométrica,

para quemar completamente el combustible, pero esto implicaría una disminución significativa de la conversión de NO_x en los convertidores de tres vías modernos. La solución ideal para esta situación sería la descomposición catalítica directa del NO en N_2 y O_2 . Existe un catalizador de Cu soportado en zeolita ZSM-5 que es capaz de llevar a cabo esta reacción, pero la zeolita no es estable en presencia de vapor de agua a las temperaturas de operación.

El catalizador de almacenamiento y reducción de NO_x (NSR) ofrece una solución basada en un proceso en dos etapas en el que el motor cambia periódicamente entre una etapa larga de combustión en exceso de oxígeno y una etapa muy corta de combustión en condiciones ricas de combustible. El catalizador de NSR combina la actividad oxidativa del Pt con la capacidad de almacenamiento del óxido de bario. Durante la etapa de combustión en exceso de oxígeno, las partículas de Pt del catalizador oxidan el NO a NO_2 y éste reacciona con el óxido de bario para formar nitrato de bario. Durante la etapa, muy corta, de combustión rica, el gas de combustión presenta defecto de oxígeno y, por tanto, exceso de gases reductores como el CO, H_2 e hidrocarburos, que reducen el nitrato de bario produciendo N_2 , CO_2 y vapor de agua. La presencia de SO_2 en los gases de combustión desactiva el catalizador irreversiblemente, porque se produce sulfato de bario, mucho más estable que el nitrato de bario. Esta nueva tecnología es sólo aplicable, por tanto, en mercados con disponibilidad de gasolinas con muy bajos niveles de azufre, como en Japón y en Suecia.

Guillermo Morales Calvo

*Dirección General de Proyectos del Ministerio de
Educación y Ciencia*

Los residuos biomásicos: algunos ejemplos de aprovechamiento integral

Introducción

En la actualidad, y conforme al Tratado de Kyoto, en el empleo de la biomasa como recurso energético, la emisión de dióxido de carbono, en un proceso de descomposición térmica de la misma, se considera cero, ya que se supone que dicho CO₂ es el mismo que esa biomasa tomó de la atmósfera durante su formación. Dicho en otros términos, el factor de emisión de CO₂ por la biomasa ha sido definido como cero en toda la normativa de puesta en marcha del Tratado de Kyoto.

De otra parte son muchísimos los procesos, de los más diversos sectores industriales, que generan residuos de tipo biomasa. En muchas ocasiones la generación de “residuos” biomásicos del proceso, da lugar a un nuevo proceso, a unos nuevos productos y a unos nuevos “residuos” también biomásicos que finalmente son beneficiados vía térmica. Todos estos residuos entrecomillados hoy día son considerados subproductos, hasta

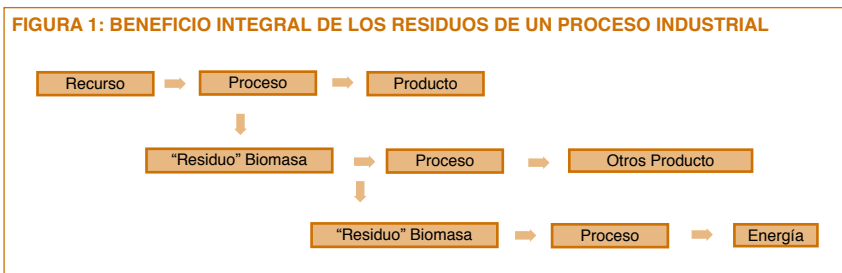
llegar a un último residuo para su beneficio térmico. En la figura 1 se esquematizan estos conceptos.

Esta idea de ir beneficiando de manera consecutiva los diferentes residuos-subproductos hasta llegar a uno último que es valorizado en forma de combustible, encaja plenamente en concepto actual de producción sostenible o medidas de mitigación frente al cambio climático.

El presente artículo se centra en varios sectores agroindustriales para valorar el potencial de esos subproductos antes descritos y sus condicionantes para poder ser empleados como recurso energético.

La Biomasa

A partir de ahora se va a entender por biomasa cualquier tipo de materia orgánica cuyo origen inmediato sea un proceso biológico. Cuando esta aparezca como subproducto de un proceso industrial va a ser considerada como biomasa residual.



Con este criterio y como ejemplo, el cultivo de cereales para su posterior tratamiento y obtención de alcohol sería biomasa específica para un determinado fin, sin embargo, la paja procedente de la recolección del grano sí que sería residual. En el esquema de la figura 2 se presentan estas ideas de tipos de biomasa.

De otra parte, en función de los productos predominantes en la biomasa se establece una nueva clasificación, así, biomasa lignocelulósica es aquella rica en celulosas y lignina. En la que predominen los polisacáridos como el almidón se conoce como biomasa amilácea. Aquella rica en glucosa, sacarosa, fructosa etc. es llamada biomasa azucarada, y, por último aquella que, generalmente de sus semillas se extraen aceites se conoce como biomasa oleaginosa.

Volviendo de nuevo a los biocombustibles residuales, son muchos los sectores industriales que los generan, con la particularidad de que la mayoría de ellos están asegurados, esto es, no por modificar el producto final el residuo va a desaparecer. Solo desaparecerá dicho residuo si también lo hace la actividad industrial. En la figura 4 se representan algunos de los mas importantes sectores industriales y agrícolas generadores de residuos biomásicos. En ellos se ha asimilado la actividad humana a los residuos sólidos urbanos como un sector más.

Antes del análisis de algunos de los sectores indicados es obligado conocer el peso relativo de las energías renovables y también, en particular, de aquellas catalogadas como bio dentro de la estructura energética española (figura 5). Con los datos del IDAE-Ministerio de Industria se pone de manifiesto el bajo peso de las energías renovables en general, bien es verdad que la fracción correspondiente a la hidráulica es bastante baja debido a que el año 2005 fue casi el final de un periodo de 5-6 años de baja pluviosidad y por tanto las reservas hidráulicas eran también escasas. La estructura presentada apone de manifiesto que las energías de origen bio suponen mas del 50 % del total de las renovables.

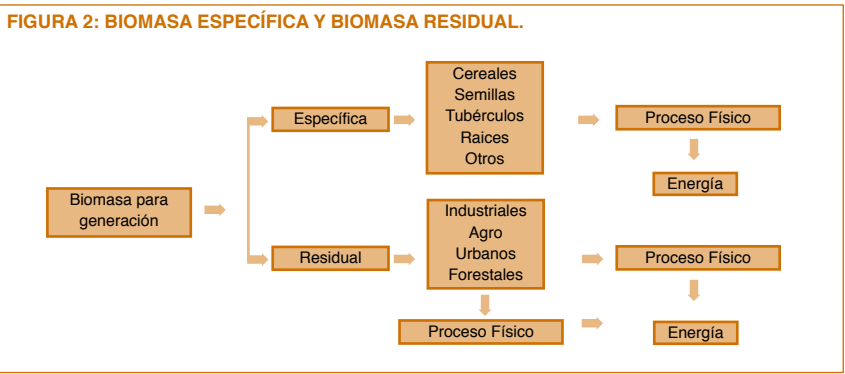
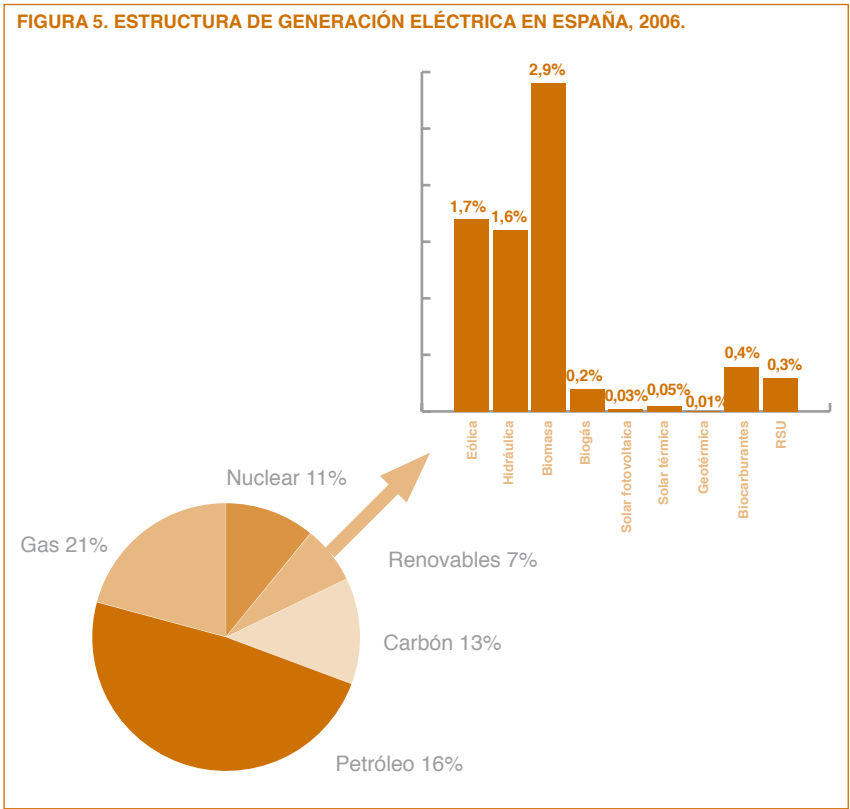


FIGURA 4: RESIDUOS SEGÚN ACTIVIDAD.

Área	Actividad	po de residuo
Urbana	Urbana	RSU
Industrial	Maderero y manufactura	Madera, leña, viruta, serrín
	Pasta de papel	Licores, diversos
	Extracción de Semillas	Harinas de semillas, orujos
	Vinícolas	Orujos
	Olivarero	Orujos
	Aguas residuales	Aguas residuales
	Ganadería intensiva	Purines, estiercol...
Agrícola	Olivarero	Leña, poda
	Vid	Leña, poda
	Frutales	Leña, poda
Forestal	Bosques	Leña, poda

Los residuos de poda

En el sector agrícola, la producción de frutos, independientemente del destino final de los mismos (consumo directo, elaboración de vino, extracción de aceite etc.) implica que es preciso una poda anual en las correspondientes árboles, en unos casos esta poda puede tener diferente intensidad de unos años a otros y dependiendo de tipo de frutal en si. (Mientras que la vid se poda anualmente de manera contundente, los olivos o los naranjos sufren una poda anual suave y cada dos o tres años se realiza la poda severa). Por tanto el residuo de la poda de frutales es un recurso asegurado cada año. Considerando los cinco subsectores que se indican el la figura 6, olivar, vid, cítricos, frutos secos y frutos postre (ciruelas, manzanas, peras etc.), y realizando uno cálculo muy conservador, con unos factores de confianza muy altos, o dicho de otra manera, considerando aproximadamente el 55 % de la poda teórica. Se puede disponer de unos 15 millones de toneladas al año, que suponiendo un poder calorífico inferior medio de 4200 Kcal/Kg., se baraja entonces la cifra de 6,3 millones de toneladas equivalentes de petróleo lo que supone esa poda. Piénsese que la planta que actualmente se construye en Briviesca, cerca de Burgos tendrá una potencia térmica de 15 Mw. y consumirá anualmente 100.000 toneladas de paja (la paja tiene un poder calorífico inferior a la poda).



Sin embargo no todo es así de fácil y simple, existen determinados problemas que es preciso salvar para que esa poda pueda ser empleada, en efecto, hay tanto ventajas como inconvenientes

a) Ventajas:

- 1) Es un residuo asegurado en el tiempo.
- 2) Tiene un poder calorífico nada desdeñable.
- 3) Su precio es origen no debe ser elevado.
- 4) Es necesario sacar el residuo de las fincas de cultivo.
- 5) Generalmente esta prohibidos quemarla en las lindes (aunque es practica casi habitual).

b) Inconvenientes

- 1) El residuo se produce disperso en parte de la geografía española.
- 2) En algunas zonas con fuertes dificultades para la mecanización de recogida y transporte.
- 3) Su generación es estacional.
- 4) Tiene un bajo valor añadido.
- 5) Precisa de instalaciones para su almacenamiento e acondicionamiento.

En resumen, el poder beneficiar el residuo precisa de una logística especial que asegure precio y suministro, de otra manera no podría entrar en el mercado.

La logística de aprovisionamiento se puede dividir en las siguientes etapas:

- Cronogramas de suministro
- Preacondicionamiento y reducción de volumen
 - Pelet
 - Astillas
- Capacidad de almacenamiento y conservación (riesgo de fermentaciones y/o incendios)
- Granitas de suministro
 - Formulas compuestas (suele ser la opción tomada para conseguir las garantías)
- Regularidad de suministro.

Respecto al precio, el mismo ha de ser competitivo con los potenciales combustibles fósiles a sustituir, y, en el caso de una industria cogida ya dentro del marco de Kyoto, a los costes de los combustibles habría que añadirle las potenciales compras de derechos de emisión.

El desglose de costes para esta biomasa residual ocupa los siguientes capítulos:

- Precio de suministro del proveedor
- Coste de obtención/recogida en el campo
- Coste del transporte al centro de almacenamiento
- Coste del almacenamiento y pretratamiento
- Coste del almacenamiento y adecuación

- Coste del transporte al cliente
- Beneficio de la empresa.

A pesar de todos los problemas a solventar de tipo logístico y económico, el proceso de empleo de la poda como combustible biomásico es posible, dado que la mayor parte del que se obtiene en España es exportado generalmente a Inglaterra, y por tanto, además de los costes antes indicados, aguanta también el coste del transporte en barco hasta aquel país.

Los residuos del subsector industrial

Cuando se pasa del sector agrícola a los correspondientes subsectores industriales que procesan los frutos antes obtenidos, de nuevo van a aparecer una serie de residuos biomásicos a tener en consideración. Una ojeada rápida a los subsectores anteriores pone de manifiesto que:

- Olivarero, en la obtención de aceites y según sea el procedimiento seguido para ello, dos o tres fases, se obtiene como “residuos” orujos, alpechines y alperujo.
- Vid, en la elaboración del vino, se obtienen como residuos los orujos y las lías.
- En el subsector frutos secos, en principio, todas las cáscaras y cascarillas de los frutos.
- En el subsector frutos de mesa (cítricos, peras, manzanas etc.), y en concreto, cuando estos frutos se emplean para la elaboración de otros productos, generalmente mermeladas, la etapa de limpieza y pelado dejan un residuo orgánico considerable rico en azúcares y pectina.

Para no hacer excesivamente largo el tema se van a analizar solo los dos subsectores más característicos españoles, el de la obtención de aceite de oliva y el de elaboración del vino.

Subsector aceite de oliva

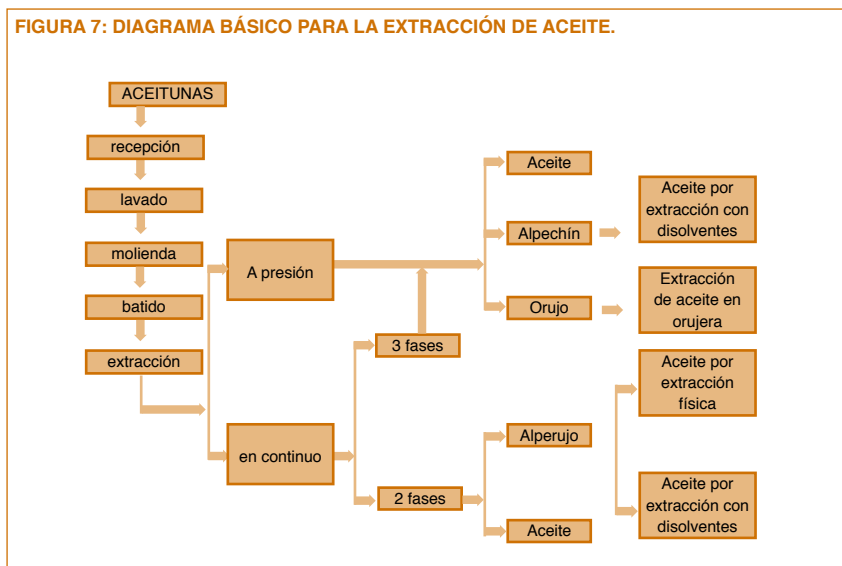
Actualmente el aceite de oliva se extrae por dos métodos diferentes conocidos como “dos fases” y “tres fases”. En la figura 7 se esquematizan ambos métodos.

Los residuos biológicos consecuencia del proceso de extracción se pueden definir como:

- Alpechín (proceso en tres fases). Es un residuo líquido constituido por agua de vegetación, aceite, y a veces, agua de proceso.
- Orujo (proceso en tres fases). Es un residuo casi sólido compuesto por la pulpa de la aceituna y el hueso, conteniendo del orden del 5% de humedad.
- Alperujo (proceso en dos fases). Es un producto semisólido resultante de separar el aceite virgen y compuesto de una mezcla de aceite, hueso, pulpa y agua.

Más tarde, el orujo y alperujo son sometidos a extracción con disolventes para recuperar las últimas fracciones de aceite quedando finalmente unos residuos, a veces engrasados y otros completamente desengrasados, que tienen un poder calorífico del orden del comentado con anterioridad para la poda, por tanto susceptibles de ser empleados como combustible y con condicionantes de logística y costos equivalentes a los descritos para el caso de la poda. En la figura 8 se exponen los datos del sector para Andalucía.

FIGURA 7: DIAGRAMA BÁSICO PARA LA EXTRACCIÓN DE ACEITE.



En la actualidad, en Andalucía hay ya más de 100 Mw. instalados que funcionan con orujos y orujillos del sector aceite de oliva.

Subsector vitivinícola

Actualmente España tiene más de 1,1 millones de hectáreas destinadas al cultivo de la vid, de las cuales más del 90 % del fruto se destina a vinificación. El proceso de elaboración del vino, representado en la figura 9, produce unos residuos que son:

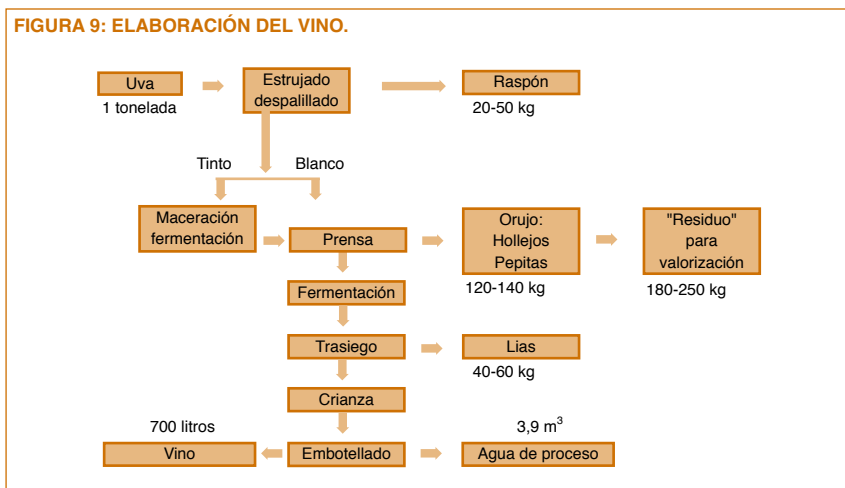
- Orujos, compuestos por los hollejos y las pepitas (semillas).
- Raspón, que aparece generalmente mezclado con los orujos.
- Lías, que son los lodos que quedan en las cubas después de la fermentación.

FIGURA 8: DATOS DEL SECTOR OLIVARERO ANDALUZ

Datos del sector				
Superficie cultivada, MM ha	1,4			
Relación a España %	62			
Relación superficie Andalucía%	16			
Rel. Superficie agrícola Andalucía %	32			
Rel. Superficie agrícola en Jaén %	85			
Producción t/año				
Aceituna de mesa	260.000			
Aceituna de Almazara	4.000.000			
Aceite de oliva	800.000			
Aceite de orujo	75.000			
	t/año	tep/año		
Poda Olivar				
Leña	382.880	164.900		
Ramón	905.000	390.400		
Hoja	453.000	202.000		
Hueso aceituna almanzara				
Hueso	6.800	2.700		
Orujo de aceituna				
Orujillo	925.000	351.000		
Orujo desengrasado (40%h)	300.000	75.600		
Orujo graso húmedo	100.000	14.700		
Orujo desengrasado húmedo	290.000	42.600		
Hueso	50.000	20.000		
Total	1.265.000			
Análisis inmediato, % peso				
	Poda	Orujo	Orujillo	Hueso
Carbono	14,67	7,31	22,13	21,98
Volátiles	72,83	30,65	72,29	76,40
Cenizas	1,55	6,75	4,58	1,62
Humedad	10,95	55,29	12,69	13,12
Análisis elemental, % peso				
Carbono	49,52	47,03	50,54	50,79
Hidrógeno	5,90	5,64	5,86	5,95
Nitrógeno	0,39	0,97	0,97	0,48
Azufre	<0,05	0,09	0,07	0,04
Oxígeno	44,19	46,27	42,56	42,74
Poder Calorífico kcal/kg				
PCS	4.600	4.500	4.500	4.800

Estos residuos tienen una primera particularidad, su contenido en alcohol, superior generalmente al 5%, que es preciso retirar por destilación y que esta controlado legalmente y severamente por la administración.. El siguiente paso es la recuperación del ácido tartárico contenido en ellos ya que es uno de los aditivos, antioxidantes naturales, autorizados por las Administraciones. El tartrato cálcico corresponde al E-334 y el ácido tartárico al E-354. Los orujos, después de extraerle el alcohol y el tartárico están estabilizados biológicamente por lo que en ocasiones son empleados como un compost de altísima calidad, realmente, su composición corresponde más a un abono orgánico que a un compost.

FIGURA 9: ELABORACIÓN DEL VINO.



De otra parte, los aceites contenidos en las semillas de la uva, las pepitas, son ricos en Vitamina E y tienen una alta concentración de Ácido Linoleico (76%) y Ácido Linolénico, Ácidos Grasos Esenciales, también llamado Omega 6 y Omega 3. También en ocasiones se extrae de este residuo los taninos, como productos a emplear en el curtido de la piel, y el alguna ocasión se ha extraído también el transveratrol, principio activo antitumoral. Finalmente, y después de todos estos procesos de extracción queda un último residuo, un orujo o harina de semillas que es un biocombustible con un poder calorífico inferior por encima de 4.300 kcal/kg.

Juan J. Rodríguez Jiménez
Universidad Autónoma de Madrid

La contaminación de los suelos. La herencia que no cesa

Introducción

El interés y la preocupación por la contaminación del suelo y su tratamiento se han desarrollado con un notable retraso en relación con los otros dos grandes compartimentos ambientales. Sin embargo, en los últimos 25-30 años se ha venido dedicando una atención creciente al tema, particularmente en los países más desarrollados, de forma que en la actualidad la descontaminación de suelos constituye uno de los campos más activos dentro de la Ingeniería Ambiental. Una actividad que precisa de la colaboración interdisciplinar, de la participación de especialistas de distintos campos, dada la complejidad de los problemas a tratar, derivada de la propia del suelo como sistema. Esta circunstancia, unida al hecho de que los procesos de contaminación del suelo presentan una evolución más lenta y sus consecuencias resultan menos evidentes, más difíciles de percibir de forma directa, explica, en parte, el aludido retraso con que se ha desarrollado el interés por la contaminación de los suelos y su tratamiento.

La Carta Europea del Suelo, de 1972, declaraba a éste como uno de los activos más preciados de la humanidad, pero, han de pasar casi 10 años para que se emprendan algunas acciones de carácter más decididamente ejecutivo. “El suelo, fundamento y límite de nuestro desarrollo, uno de los documentos resultantes de la Conferencia Europea de Ordenación del Territorio, de 1988, supone un reconocimiento oficial de la importancia del mismo como compartimento ambiental y más recientemente, la Comisión Europea aprobó el documento “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo”, en un contexto en el que ya se considera al mismo como un recurso esencial para un desarrollo sostenible. Su carácter de recurso no renovable, su vulnerabilidad y su interconexión, tanto con la atmósfera, como con las aguas superficiales y subterráneas, son factores que hacen del suelo un sistema de extraordinaria importancia e interés medioambiental, cuya protección constituye una tarea ineludible. En los países más desarrollados parece haberse instalado ya una clara conciencia en este sentido, que se ha venido materializando en leyes y planes de actuación.

Magnitud e importancia del problema

Como se ha señalado, el tratamiento de los problemas de contaminación de suelos ha adquirido un protagonismo creciente en el campo de la Ingeniería Ambiental en las tres últimas décadas. Diversas causas, como la incorrecta gestión de los residuos peligrosos, pérdidas en conducciones y depósitos de hidrocarburos y productos químicos, derrames accidentales y vertidos ilegales, han dado lugar a una situación que requiere, particularmente en los países industrializados, actuaciones urgentes, con dedicación de importantes recursos técnicos y económicos. Episodios especialmente graves, como el de Love Canal, en EEUU, han puesto de relieve las peligrosas consecuencias que pueden derivarse de un problema de contaminación de suelos y han alertado a la población y a las administraciones sobre la necesidad de abordar la limpieza de los enclaves afectados. El número y la diversidad de éstos, junto con las dificultades asociadas a las características del suelo como sistema, exigen el desarrollo de técnicas adecuadas, que deben combinar altos niveles de eficacia y facilidad de aplicación al menor coste posible.

La magnitud de los problemas de contaminación de suelos, en particular en los países industrializados, ha obligado a articular leyes y reglamentos y a desarrollar planes de limpieza, cuyas previsiones presupuestarias alcanzan cifras muy elevadas. EEUU, Holanda, Alemania y Dinamarca pusieron en marcha iniciativas muy importantes, ya en la primera mitad de los 80. El primero de estos países puede considerarse como el pionero en materia de acciones de descontaminación de suelos. En 1992 contaba ya con más de 32.000 enclaves inventariados como suelos potencialmente contaminados, 1.200

de los cuales estaban incluidos en la Lista Nacional de Prioridad (NPL). En Europa, Dinamarca aprobó en 1983 la primera ley, junto con un plan de actuación en este campo. En un territorio relativamente pequeño, como el de Holanda, se habían identificado, a mediados de los 80, unos 1.600 enclaves con problemas de contaminación del suelo y en la antigua República Federal de Alemania, la cifra superaba los 35.000, a un 15 % de los cuales se atribuían niveles de riesgo elevados. Basten estos datos para situar la gravedad de la herencia histórica en materia de suelos contaminados.

En España, se aprobó, en 1995, el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados y con posterioridad se han venido aprobando, en distintas Comunidades, planes regionales de actuación en esta materia. El citado Plan Nacional parte de un inventario, concluido en 1994, que cifraba en más de 4.500 el número de suelos potencialmente contaminados, avance que hoy cabe considerar ciertamente optimista. Los objetivos del Plan Nacional se han cubierto sólo parcialmente, con notables desajustes con respecto a las previsiones iniciales. Desde su aprobación se ha actuado sobre poco más de 250 enclaves, no siempre de forma completa y mediante soluciones definitivas, pero una implicación más directa y decidida de las Administraciones Regionales en el problema cabe esperar que contribuya a mejorar la situación en un futuro a corto/medio plazo.

Causas y efectos de la contaminación de los suelos

Son diversas las causas de los problemas de contaminación de suelos, algunas de las cuales resultan difícilmente controlables y escapan a una clasificación sistemática, como los derrames accidentales de sustancias peligrosas y los vertidos ilegales efectuados de forma clandestina. Por su significación cuantitativa, cabe destacar entre los focos más importantes de contaminación de suelos, los vertederos de residuos industriales mal acondicionados o abandonados, las conducciones y los depósitos de hidrocarburos y sustancias químicas en general y las actividades minerometalúrgicas. Esto por lo que se refiere a la contaminación de carácter localizado. La contaminación difusa, con el ejemplo típico de los suelos agrícolas, constituye otro ámbito del problema, diferente tanto por sus características como por la naturaleza de sus posibles soluciones, circunscritas básicamente al ámbito de la prevención, dada la inviabilidad técnico-económica de la aplicación de soluciones correctivas

Los efectos negativos de la contaminación del suelo se manifiestan por distintas vías, que determinan el acceso de los contaminantes a la población y los compartimentos ambientales colindantes. Estas se materializan a través del contacto directo con el suelo contaminado; por el aire, previa evaporación de los contaminantes; por arrastre de los

mismos a las aguas superficiales o por percolación con invasión de acuíferos subterráneos. Estas vías de transmisión constituyen, precisamente, la base para la evaluación del riesgo asociado a un problema de contaminación de suelos.

Caracterización de un problema de contaminación de suelos

La definición de suelo contaminado figura, en España, en la Ley 10/1998, de Residuos, que señala como tal “todo aquel cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los estándares que se determinen por el gobierno. Cabe señalar que esta definición, dentro de un texto legal, es posterior a la aprobación del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados. Por otra parte, en cuanto a los estándares a los que hace referencia, su establecimiento se ha producido sólo en fecha reciente, con un notable retraso con respecto a la propia definición en la que se alude a los mismos, así como en relación con el Plan Nacional y los primeros planes regionales.

Tipificar un problema de contaminación de suelos constituye una tarea compleja, en la que han de considerarse, tanto la naturaleza de los contaminantes, su concentración y distribución, como las características del medio, a fin de poder evaluar los riesgos derivados de la presencia de aquellos y su evolución en el suelo.

La caracterización del suelo presenta dificultades importantes, derivadas de la complejidad y heterogeneidad del mismo. Desde un punto de vista técnico, en relación con las posibilidades de aplicación de soluciones técnicas para su descontaminación, el suelo puede considerarse como un conglomerado de partículas sólidas fundamentalmente de arena y arcilla, en proporciones variables, acompañadas, en menor cuantía, de algunos otros minerales y materia orgánica. Las partículas que integran el suelo presentan una distribución granulométrica generalmente amplia, que condiciona la porosidad del mismo. Cabe distinguir dos regiones; la inferior, situada inmediatamente encima de la capa impermeable, es la región insaturada y en ella los huecos entre partículas están completamente ocupados por agua. En la superior, o zona insaturada, los huecos están sólo parcialmente ocupados por agua, siendo el resto aire. La fracción del volumen de huecos ocupada por agua mide el grado de saturación. Entre ambas regiones se sitúa la capa freática.

La información sobre las características de los contaminantes y del suelo constituye la base sobre la que se establece la estimación de los riesgos potenciales para la población y el ecosistema.

La estimación del riesgo sirve para fijar las prioridades de limpieza, pero no resulta sencillo arbitrar un procedimiento universalmente válido. Se han propuesto distintos métodos, ninguno de ellos exento de debilidades, por lo que constituye éste un campo en el que caben aportaciones tendentes a mejorar las herramientas actuales. Un método que ha sido muy utilizado, sobre todo en EEUU, país en el que se desarrolló, ya en 1982, es el conocido como HRS (Hazard Ranking System), cuyo concepto se ha venido utilizando con frecuencia, en ése y otros países, con distintas variantes y adaptaciones.

Técnicas para la descontaminación de suelos

El desarrollo de técnicas para el tratamiento de suelos contaminados constituye en la actualidad uno de los campos más activos de la Ingeniería Ambiental. Existe ya una gama relativamente amplia de procedimientos aplicables en función de las características concretas del problema a tratar. Las técnicas empleadas van desde procesos físicos hasta procedimientos químicos o biológicos, como arrastre con aire, desorción térmica, lavado/extracción, electrorremediación, deshalogenación, incineración, inmovilización/estabilización, vitrificación y biorremediación. Todas ellas han sido aplicadas, con distintas variantes a nivel industrial o de campo.

La limpieza de un suelo contaminado puede llevarse a cabo en una planta de tratamiento, a la que se transporta el mismo una vez excavado. Esta forma de actuación (*off-site*) puede presentar algunas ventajas técnicas y económicas, derivadas de la posibilidad de integrar en una misma instalación operaciones de distinta naturaleza, que pueden aplicarse, tanto para la descontaminación de suelos, como para el tratamiento de residuos peligrosos, en general, lo que aumenta la versatilidad de estas plantas. Por otra parte, se benefician del efecto de la economía de escala, por el que el coste relativo de las instalaciones resulta más bajo cuanto mayor es el tamaño de las mismas. No obstante, en contra de las plantas de tratamiento de carácter fijo actúan la necesidad de transportar a las mismas el suelo excavado, que constituye un residuo peligroso, y el rechazo que encuentra la construcción de las mismas entre la población de las inmediaciones. Debido a estos inconvenientes, el empleo de instalaciones fijas para la descontaminación de suelos ha disminuido drásticamente en la última década, siendo substituidas por plantas móviles o transportables, que permiten efectuar la limpieza sobre el propio enclave, en lo que se denominan actuaciones *on-site*. Esta modalidad de plantas se diseñan y construyen con una estructura modular, que permita su traslado al lugar, su montaje y el desensamblaje de sus componentes una vez concluidas las tareas de limpieza. Ejemplos típicos de esta modalidad de sistemas son las plantas de incineración, desarrolladas en distintas versiones especialmente adaptadas para el tratamiento de suelos contaminados.

La tendencia con mayor futuro se orienta hacia el empleo de soluciones aplicables *in situ*, sin excavación del suelo contaminado. Se ha desarrollado una diversidad de técnicas para su aplicación por esta vía, varias de las cuales están comercialmente implantadas desde hace años, con resultados muy satisfactorios en cuanto a eficacia, operabilidad y coste.

La selección de la técnica más apropiada y su forma de aplicación, en cada caso, viene determinada por la naturaleza de los contaminantes, su concentración y distribución, las características del suelo, el volumen del mismo contaminado y su distribución en superficie y altura, la posible generación de residuos secundarios, el destino del suelo tratado y, desde luego, la economía del sistema en las condiciones particulares de cada caso. Un aspecto de gran importancia es el que se refiere al propio carácter de la técnica como método de destrucción, evacuación o simplemente inmovilización o inertización de los contaminantes presentes en el suelo. En este sentido, ha de tenerse en cuenta que los métodos que implican la aglomeración del suelo, como la cementación o la vitrificación del mismo, suponen una modificación radical de sus características, que lo inhabilita para usos futuros, por lo que su empleo debe restringirse al tratamiento de suelos irrecuperables como tales y sin interés utilitario, cuando, por las características del problema, deba evitarse la movilización de los contaminantes que acompañaría a la aplicación de otras técnicas, por el alto riesgo que ello pudiera suponer.

La generación de residuos secundarios, como consecuencia de la aplicación de una determinada técnica de limpieza, constituye una consideración muy importante, que puede resultar determinante desde un punto de vista técnico-económico. En efecto, la descontaminación de un suelo debe necesariamente abordarse con un criterio integral y no basada en la simple transferencia de contaminantes a otros medios. Las soluciones técnicas y el coste de las mismas deben incluir, por tanto, el tratamiento de las corrientes líquidas y gaseosas, así como los residuos sólidos que pudieran derivarse de las operaciones de limpieza.

Perspectivas de la descontaminación de suelos

La magnitud y gravedad de los problemas de contaminación de suelos, en regiones con una alta densidad industrial, obliga, no ya a mantener, sino a incrementar la atención a los mismos, al menos en la próximas dos décadas. La implantación de tecnologías cada vez más eficaces y a costes más asequibles, constituye un reto ineludible, para hacer frente al cual se requiere la dedicación de importantes recursos a actividades de investigación, desarrollo e innovación.

La línea prioritaria de desarrollo, en la actualidad, y la que marcará la evolución en el futuro próximo, se orienta decididamente hacia las soluciones aplicables *in-situ*. Algunas de éstas técnicas, como el arrastre con aire o la biorremediación, han demostrado ya sus posibilidades a escala comercial y la experiencia adquirida ha permitido optimizar las condiciones de trabajo, aunque siempre cabe esperar futuras aportaciones que mejoren su posición tecnológica. Otras, como el lavado in-situ (*flushing*) o la electrorremediación exigen todavía un notable esfuerzo para conseguir su implantación comercial definitiva. Finalmente, surgirán tecnologías emergentes que permitirán abordar problemas particularmente complejos, a costes cada vez más asequibles.

En países como EEUU, Holanda y Alemania, la limpieza de suelos ha supuesto la apertura de un campo con perspectivas de expansión crecientes en las áreas de la ingeniería ambiental y de procesos, en general, y con un importante potencial de desarrollo tecnológico. La actividad en este campo registra cifras ciertamente considerables, teniendo en cuenta que todavía no supera las tres décadas de existencia.

En España, la puesta en marcha, del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados y de Planes Regionales, en diversas Comunidades Autónomas, ha supuesto la movilización de recursos en este campo, política que debe potenciarse de forma mucho más decidida en un futuro a corto plazo, para hacer frente con suficientes garantías a los problemas de contaminación de suelos existentes.

Junto a la necesidad de hacer frente a la herencia histórica, en materia de suelos contaminados, el futuro pasa necesariamente por el establecimiento de políticas preventivas que impidan los errores del pasado y traten de minimizar los impactos negativos sobre el suelo de la actividad humana en general y de la industria en particular.