

Trabajo Fin de Máster

Máster en Ingeniería Química

Residuos radiactivos de alta actividad. Opciones de tratamiento en ciclo cerrado avanzado

Autor: Alejandro Tirado Sánchez

Tutora: Rosario Villegas Sánchez

Dep. Ingeniería Química y Ambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla

Sevilla, 2019



Trabajo Fin de Máster
Máster en Ingeniería Química

Residuos radiactivos de alta actividad. Opciones de tratamiento en ciclo cerrado avanzado

Autor:
Alejandro Tirado Sánchez

Tutora:
Rosario Villegas Sánchez
Profesora titular

Dep. de Ingeniería Química y Ambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla
Sevilla, 2019

Trabajo Fin de Máster: Residuos radiactivos de alta actividad. Opciones de tratamiento en ciclo cerrado avanzado

Autor: Alejandro Tirado Sánchez

Tutora: Rosario Villegas Sánchez

El tribunal nombrado para juzgar el Proyecto arriba indicado, compuesto por los siguientes miembros:

Presidente:

Vocales:

Secretario:

Acuerdan otorgarle la calificación de:

Sevilla, 2019

El Secretario del Tribunal

Agradecimientos

A mi familia.

A mi tutora Rosario, por su implicación en la realización de este trabajo.

A mis amigos, por estar ahí todos estos años.

A Saúl, por su apoyo desde mucho antes de la concepción de este trabajo, y por todo lo demás.

Resumen

Con los grandes avances industriales y los cada vez más acuciantes problemas medioambientales a los que debe hacer frente la sociedad, la gestión de los residuos se trata de un asunto primordial actualmente, y lo seguirá siendo sin duda para las generaciones futuras. De entre todos los tipos de residuos existentes, los residuos nucleares, y en concreto, los residuos radiactivos de alta actividad (básicamente, el combustible gastado de las centrales nucleares), destacan especialmente debido a su potencial peligrosidad e impacto ambiental.

El presente estudio tratará de analizar y comparar las distintas opciones que se utilizan actualmente para llevar a cabo la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad, además de explicar diversas técnicas que aún se encuentran en fase de desarrollo e investigación. Para ello, se utilizará toda la información de bibliografía que se encuentra disponible y se realizarán un análisis económico de las distintas líneas de actuación posibles y una comparativa a nivel mundial de qué opciones de gestión se llevan a cabo en diferentes países del mundo.

Abstract

With the great industrial advances and the increasingly pressing environmental problems that society must face, waste management is currently a major issue, and will undoubtedly continue to be for future generations. Among all types of existing waste, nuclear waste, and, in particular, high-level radioactive waste (basically, spent fuel from nuclear power plants), stand out especially due to its potential danger and environmental impact.

The aim of this research is to analyze and compare the different options that are currently used to carry out the management of high-level radioactive waste, in addition to explaining various techniques that are still in the development and research phase. To do this, all available bibliographic information will be used and an economic analysis of the different possible courses of action will be carried out and a global comparative of what management options are carried out in different countries of the world.

Índice

Agradecimientos	¡Error! Marcador no definido.
Resumen	ii
Abstract	iii
Índice	iv
<i>Índice de Tablas</i>	vi
<i>Índice de Figuras</i>	vii
<i>Glosario de términos</i>	ix
1.- Objetivo y alcance del proyecto	1
2.- Fundamentos básicos	2
2.1.- Introducción	2
2.2.- Conceptos generales	5
2.2.1.- La radiactividad	5
2.2.1.1.- Estructura de la materia	6
2.2.1.2.- Isótopos	7
2.2.1.3.- Estabilidad nuclear	8
2.2.1.4.- Velocidad de desintegración (Ley de decaimiento radiactivo)	11
2.2.1.5.- Tipos de desintegraciones radiactivas	13
2.2.2.- Fisión y fusión nuclear	16
2.2.3.- Tipos de reactores	19
3.- Marco legal en España	27
4.- La problemática de los residuos radiactivos	31
4.1.- Clasificación de los residuos radiactivos	31
4.2.- Orígenes de los residuos radiactivos	35
4.2.1.- Orígenes de los residuos de baja y media actividad	36
4.2.2.- Orígenes de los residuos de alta actividad	38
4.2.2.1.- Primera parte del ciclo del combustible nuclear	38
4.2.2.2.- Segunda parte del ciclo del combustible nuclear	47
4.2.2.3.- Clausura y desmantelamiento de las instalaciones nucleares	51
4.3.- Producción de residuos radiactivos	54
4.4.- Efectos peligrosos de los residuos radiactivos	55
5.- Tratamiento y gestión de residuos radiactivos	62
5.1.- Estrategias y fases de la gestión	62
5.2.- Principales líneas de actuación	64
5.2.1.- Residuos de alta actividad (RAA)	65
5.2.1.1.- Sistemas de almacenamiento temporal	65
A.- En piscinas	65
B.- Almacén Temporal Individualizado	68
5.2.1.2.- Ciclo Abierto	71
A.- Almacén Temporal Centralizado (ATC)	72

B.- Almacén Geológico Profundo (AGP)	74
1.- Barreras artificiales	75
2.- Barreras naturales	77
5.2.1.3.- Ciclo Cerrado	78
A.- Proceso PUREX	80
B.- Proceso de vitrificación	87
1.- Método AVM francés	88
2.- Método PAMELA alemán	89
5.2.1.4.- Ciclo Cerrado Avanzado	91
A.- Operación de separación	93
- Procesos hidrometalúrgicos	93
a. Proceso PUREX extendido	94
b. Proceso DIAMEX	94
c. Proceso SANEX	94
d. Proceso UREX	95
e. Proceso TRUEX	96
f. Proceso Extracción con Cyanex 301	97
g. Proceso TALSPEAK	97
h. Proceso DIDPA	98
i. Proceso UNEX	99
j. Proceso EXAM	100
k. Proceso ALSEP	100
- Proceso pirometalúrgicos	101
a. Proceso de electrorefino	101
b. Proceso DDP	103
c. Proceso ACP	104
B.- Operación de transmutación	105
- Reactores rápidos (Fast Reactors, FR)	106
- Sistemas subcríticos accionados por acelerador (ADS)	107
5.3. Otros métodos de gestión	110
6.- Análisis económico	114
6.1.- Costes asociados a la primera parte del ciclo del combustible nuclear	114
6.2.- Costes asociados a la segunda parte del ciclo del combustible nuclear	116
6.3.- Comparación de costes según la línea de actuación elegida	122
7.- Situación internacional	125
a. Francia	126
b. Reino Unido	126
c. Alemania	127
d. Holanda	128
e. Bélgica	129
f. Finlandia	130
g. Japón	131
h. Rusia	132
i. China	133
j. Estados Unidos	134
k. España	135
8.- Referencias bibliográficas	138
9.- Anexo A: Valores del parámetro N	151
10.- Anexo B: Mapa de las investigaciones de Separación y Transmutación (S&T)	152

Índice de Tablas

Tabla 2.1. Centrales nucleares en operación actualmente en España	3
Tabla 2.2. Masa y carga de las partículas elementales del átomo	7
Tabla 2.3. Número de ejemplos estables en función de la paridad Z-N	9
Tabla 2.4. Características y propiedades de diferentes tipos de radiación	16
Tabla 2.5. Ejemplos de la energía crítica de fisión	18
Tabla 4.1. Clasificación y ejemplos de radiotoxicidad	34
Tabla 4.2. Distribución de los isótopos de los transuránicos presentes en el combustible nuclear gastado	49
Tabla 4.3. Efectos deterministas y dosis de umbral	57
Tabla 4.4. Factor W_R para diferentes tipos de radiación	58
Tabla 4.5. Factores W_T para diferentes tipos de tejidos u órganos	59
Tabla 4.6. Resumen de los efectos probables de la radiación total recibida por el organismo	59
Tabla 5.1. Número de elementos combustibles almacenados y grado de ocupación de las piscinas de las centrales nucleares españolas, a fecha de 31/12/2017	72
Tabla 5.2. Límites de composición típica de un vidrio de borosilicato	88
Tabla 6.1. Desglose del coste de la primera parte del ciclo del combustible nuclear	116
Tabla 6.2. Desglose del coste del ciclo abierto	118
Tabla 6.3. Desglose del coste del ciclo cerrado	121
Tabla 6.4. Comparativa de costes de los distintos ciclos	123
Tabla 7.1. Resumen de la gestión en diferentes países	125
Tabla A.1. Valores de concentración de actividad (N) en actividad por unidad de masa	151

Índice de Figuras

Figura 2.1. Localización de las centrales nucleares en España	3
Figura 2.2. Partículas elementales del átomo	7
Figura 2.3. Isótopos de hidrógeno	8
Figura 2.4. Gráfica de estabilidad nuclear del número de neutrones frente al número de protones	10
Figura 2.5. Energía de enlace por nucleón frente al número másico	11
Figura 2.6. Gráfica de la ley de decaimiento radiactivo	12
Figura 2.7. Capacidad de penetración de las partículas α , β , y γ , y de los neutrones	16
Figura 2.8. Proceso de fisión nuclear inducida	17
Figura 2.9. Diseño del reactor de fusión "tokamak" del proyecto ITER	20
Figura 2.10. Esquema de un reactor de agua a presión (PWR)	21
Figura 2.11. Esquema de un reactor de agua en ebullición (BWR)	22
Figura 2.12. Esquema de un reactor CANDU	23
Figura 2.13. Esquema de un reactor GCR	23
Figura 2.14. Esquema de un reactor AGR	24
Figura 2.15. Esquema de un reactor LMFBR	25
Figura 3.1. Esquema organizativo del sistema nacional de gestión	30
Figura 4.1. Principales orígenes de los residuos radiactivos de baja y media actividad	36
Figura 4.2. Ejemplo de residuos radiactivos en el ámbito de la medicina	37
Figura 4.3. Primera parte del ciclo de combustible nuclear	39
Figura 4.4. Reservas mundiales de Uranio en el año 2015	40
Figura 4.5. Torta amarilla (Yellow cake), UO	42
Figura 4.6. Torta amarilla (Yellow cake), UO	42
Figura 4.7. Aspecto del UF ₆ a temperatura ambiente	43
Figura 4.8. Proceso de enriquecimiento por difusión gaseosa	43
Figura 4.9. Pastillas de UO ₂	45
Figura 4.10. Partes del elemento combustible	46
Figura 4.11. Formas típicas del elemento combustible para reactores PWR y BWR	46
Figura 4.12. Composición de una pastilla de combustible gastado con un quemado de 40000 MW/tU	48
Figura 4.13. Evolución temporal de la radiactividad del combustible gastado	50
Figura 4.14. Evolución temporal de la emisión de calor del combustible gastado	50
Figura 4.15. Evolución temporal de la radiotoxicidad del combustible gastado	51
Figura 4.16. Residuos generados en el desmantelamiento de la central José Cabrera	55
Figura 4.17. Ejemplares de <i>Zizeeria maha</i> antes del accidente (izq.) y después (der.)	61

Figura 5.1. Estrategias de gestión del material residual con contenido radiactivo	63
Figura 5.2. Piscina de almacenamiento temporal de la central de Santa María de Garoña	66
Figura 5.3. Almacenamiento de elemento combustible en piscina	66
Figura 5.4. Almacenamiento temporal en seco mediante bóveda	69
Figura 5.5. Almacenamiento temporal en seco mediante cofre de hormigón	69
Figura 5.6. Almacenamiento temporal en seco mediante contenedores en la central nuclear de Trillo	71
Figura 5.7. Proceso de ciclo abierto	71
Figura 5.8. Esquema del proyecto del ATC español	73
Figura 5.9. Representación de las barreras que conforman un AGP	75
Figura 5.10. Proceso de ciclo cerrado	79
Figura 5.11. Esquema del reproceso del combustible gastado	80
Figura 5.12. Extracción selectiva del Uranio y Plutonio	81
Figura 5.13. Cápsula universal de residuos	84
Figura 5.14. Esquema de un depósito de residuos líquidos de alta actividad	86
Figura 5.15. Corrientes de productos recuperados, residuos y efluentes del proceso PUREX	87
Figura 5.16. Esquema del método de vitrificación AVM	89
Figura 5.17. Esquema del método de vitrificación PAMELA	90
Figura 5.18. Proceso de ciclo cerrado avanzado	91
Figura 5.19. Decaimiento de la radiotoxicidad relativa en cada tipo de ciclo	92
Figura 5.20. Esquema de los procesos PUREX extendido, DIAMEX y SANEX en serie	95
Figura 5.21. Diagrama de flujo del proceso UREX+	96
Figura 5.22. Diagrama de flujo del proceso TALSPEAK	98
Figura 5.23. Diagrama de flujo del proceso UNEX	99
Figura 5.24. Esquema del proceso de electrorefino	101
Figura 5.25. Etapas que componen el proceso DDP	103
Figura 5.26. Diagrama de flujo del proceso ACP	104
Figura 5.27. Esquema de la transmutación en un reactor ADS	107
Figura 5.28. Esquema de un reactor ADS	108
Figura 5.29. Esquema del diseño del material MOF	112
Figura 6.1. Evolución del precio del Uranio (2003-2017)	114
Figura 6.2. Flujo de masas para la obtención de 1 kg de combustible UOx	115
Figura 6.3. Coste unitario de los diferentes programas internacionales de AGP	117
Figura 6.4. Tendencia del coste del reprocesamiento	119
Figura 6.5. Tendencia del coste del ciclo cerrado avanzado	121
Figura 6.6. Distribución de costes para el ciclo abierto	123
Figura 6.7. Distribución de costes para el ciclo cerrado	123
Figura 7.1. Parte exterior del ATC holandés, HABOG	128
Figura 7.2 Diagrama del AGP "Onkalo"	131
Figura B.1. Situación nuclear mundial en 2014	152

Glosario de términos

- **Actínido:** Elementos del sistema periódico superiores al elemento 89 (Actinio). Todos tienen propiedades químicas comunes y son los siguientes: Actinio, Torio, Protactinio, Uranio, Neptunio, Plutonio, Americio, Curio, Berkelio, Californio, Einstenio, Ferucio, Mendelevio, Miobio y Laurencio. Solamente los seis primeros se han encontrado en la naturaleza.
- **Calor residual:** Energía desprendida por las desintegraciones radiactivas de los productos de fisión. La potencia del calor residual disminuye apreciablemente con el tiempo, pero constituye, en valor absoluto, un factor limitativo en la capacidad de almacenamiento de los residuos nucleares.
- **Decaimiento:** Se define como el fenómeno por el cual un núcleo se transforma en otro mediante la emisión de radiación. Disminución en el tiempo de la radiactividad en las sustancias radiactivas.
- **Elementos combustibles:** Conjunto de varillas metálicas que contienen el combustible, generalmente Uranio, utilizado en los reactores nucleares.
- **Fisión nuclear:** Proceso de ruptura de un núcleo atómico por el cual se libera gran cantidad de energía. Esta energía se transforma en energía eléctrica en las centrales nucleares.
- **Formación geológica:** Entidad geológica que mantiene su uniformidad en determinadas características fundamentales a lo largo de períodos de tiempo y de magnitudes espaciales más o menos amplias.
- **Fuente radiactiva:** Aparato o sustancia capaz de emitir radiaciones ionizantes.
- **Fusión nuclear:** Unión de dos átomos ligeros para formar átomos más pesados, con desprendimiento de grandes cantidades de energía.
- **Isótopos:** Átomos de un mismo elemento cuyos núcleos tienen una cantidad diferente de neutrones.
- **Isótopos radiactivos:** Isótopos inestables cuya diferente estructura en el núcleo da lugar a emisiones radiactivas, convirtiéndose en estables.
- **Material radiactivo:** Todo aquel material que contenga sustancias que emiten radiaciones ionizantes.
- **Nucleido:** Nombre genérico aplicado a todos los isótopos conocidos, estables e inestables, de los elementos químicos y caracterizados por su número atómico y másico.
- **Período de semidesintegración:** Tiempo en el que una sustancia radiactiva disminuye su radiactividad a la mitad.

- **Radiactividad:** Fenómeno producido por la inestabilidad de determinados núcleos atómicos que contienen demasiada energía en su estructura y que, para convertirse en estables, experimentan una emisión espontánea de radiación o materia.
- **Radiaciones ionizantes:** Son las radiaciones capaces de producir, de forma directa o indirecta, iones a su paso a través de la materia.
- **Radionucleido:** Son los isótopos de los elementos naturales o artificiales que emiten radiaciones ionizantes.
- **Reactor nuclear:** Cualquier estructura que contenga combustibles nucleares dispuestos de tal modo que dentro de ella pueda tener lugar un proceso automantenido de fisión nuclear, sin necesidad de una fuente adicional de neutrones.
- **Residuo radiactivo:** Cualquier material o producto de desecho, para el cual no está previsto ningún uso, que contiene o se encuentra contaminado con radionucleidos en concentraciones o niveles de actividad superiores a los establecido por el Ministerio de Industria y Energía, previo informe del Consejo de Seguridad Nuclear.
- **Transuránidos:** Elemento químico cuyo número atómico es superior al 92, el número atómico del Uranio.
- ACP: Advanced spent fuel Conditioning Process
- ADS: Accelerator Driven System.
- AGP: Almacenamiento Geológico Profundo.
- AGR (por sus siglas en inglés): Reactor avanzado refrigerado por gas
- ALSEP: Actinide-Lanthanide SEparation
- ATC: Almacenamiento Temporal Centralizado.
- ATI: Almacenamiento Temporal Individualizado.
- BWR (por sus siglas en inglés): Reactor de agua en ebullición.
- CEA: Comisariado de la Energía Atómica (Francia).
- CSN: Consejo de Seguridad Nuclear (España)
- C.G: Combustible nuclear gastado que se extrae de las centrales nucleares
- CIEMAT: Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (España)

- DDP: Dry Dimitrovgrad Process
- DIAMEX: DIAMide EXtraction
- ENRESA: Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A. (España)
- EPRI: Electric Power Research Institute (Estados Unidos)
- EURATOM: Comunidad Europea de la Energía Atómica.
- EXAM: EXtraction of AMeridium
- FR (por sus siglas en inglés): Reactor rápido
- HTGR (por sus siglas en inglés): Reactor refrigerado por gas a alta temperatura
- HWR (por sus siglas en inglés): Reactor de agua pesada
- ICRP: Comisión Internacional de Protección Radiológica
- INEEL (por sus siglas en inglés): Laboratorio Nacional de Ingeniería y Medio Ambiente de Idaho (Estados Unidos)
- LMFBR (por sus siglas en inglés): Reactor reproductor rápido de metal líquido
- LWR (por sus siglas en inglés): Reactor de agua ligera
- MIT: Massachusetts Institute of Technology (Estados Unidos)
- MSR (por sus siglas en inglés): Reactor de sales fundidas
- OECD: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
- OIEA: Organismo Internacional de Energía Atómica
- PGRR: Plan General de Residuos Radiactivos
- PUREX: Plutonium Uranium Recovery by EXtraction
- PWR (por sus siglas en inglés): Reactor de agua a presión
- RIAR (por sus siglas en inglés): Instituto de Investigación de reactores atómicos (Rusia)

- RAA: Residuos de alta actividad
- RBMA: Residuos de baja y media actividad
- S&T: Técnicas de separación y transmutación
- SANEX: Selective Actinide EXtraction
- SEPI: Sociedad Estatal de Participaciones Industriales (España)
- SWU: Separative Work Unit
- TALSPEAK: Trivalent Actinide Lanthanide Separation with Phosphorus-reagent Extraction from Aqueous Komplexes
- TBP: Fosfato de tributilo
- TRUEX: TRansUranic EXtraction
- UNEX_ Universal EXtraction
- UREX: URanium EXtraction
- A: Número másico
- Bq: Becquerelio
- e⁻: Electrón
- Kg: Kilogramo
- lb: Libra
- n: Neutrón
- p⁺: Protón
- Z: Número atómico

1.- OBJETIVOS Y ALCANCE DEL PROYECTO

Con la realización de este proyecto se pretende estudiar el tratamiento y gestión de los residuos radiactivos de alta actividad, tanto de forma general como analizando los distintos modelos de gestión que se llevan a cabo en diferentes países, incluyéndose el caso español.

Para ello, se realiza un estudio bibliográfico de toda la gestión que se debe llevar a cabo sobre este tipo de residuos, analizándose las diferentes líneas de actuación que existen actualmente (ciclo abierto, ciclo cerrado y ciclo cerrado avanzado), dedicándose a esta última una especial atención, pues abarcaría todas las técnicas e investigaciones que, aun encontrándose en fase de desarrollo, podrían suponer en el futuro un importante avance en la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad. Asimismo, para un completo entendimiento del proyecto, se presentan una serie de conceptos o fundamentos básicos cuyo conocimiento resulta esencial, así como se explica todo el proceso del ciclo de combustible nuclear que daría lugar a la generación de residuos radiactivos de alta actividad, los cuales estarían conformados, prácticamente en su totalidad, por el combustible gastado de las centrales nucleares.

Por último, se añaden también un análisis económico de las distintas líneas de actuación explicadas, utilizándose datos bibliográficos para estimar los costes asociados a cada una de ellas, y una comparativa a nivel global para analizar las líneas de actuación que se siguen en diferentes países para la gestión de sus residuos radiactivos.

2. FUNDAMENTOS BÁSICOS

2.1.- Introducción

Desde sus inicios, la especie humana ha explotado los diversos recursos que la naturaleza ha puesto a su disposición, dejando una huella en la naturaleza como resultado de sus actividades. A lo largo de los siglos, estas huellas pasaron de ser muy superficiales a ser cada vez más importantes, como consecuencia también de los inmensos avances tecnológicos experimentados, provocándose así multitud de impactos negativos en el medioambiente (suelos y efluentes contaminados, extinción de especies, el calentamiento global como consecuencia del “cambio climático”, etc.). En este sentido, destacaría de manera sustancial el impacto ambiental asociado a los avances en la energía nuclear, siendo vital el reconocer como un gran problema medioambiental a todos aquellos residuos generados como consecuencia de sus actividades, como sería, por ejemplo, el combustible nuclear utilizado en reactores para la obtención de energía.

La definición de “residuo radiactivo” en España aparece reflejada explícitamente en el artículo 2 de la Ley 25/1964, sobre energía nuclear, como sería *“cualquier material o producto de desecho, para el cual no está previsto ningún uso, que contiene o está contaminado con radionucleidos en concentraciones o niveles de actividad superiores a los establecidos por el Ministerio de Industria, Energía y Turismo, previo informe del Consejo de Seguridad Nuclear”* [1]. De forma global, se puede decir que todos los residuos tienen en común la regla de las tres erres de la ecología (o simplemente 3R), popularizada por la organización ecologista Greenpeace, que serían: Reducir, reutilizar y reciclar; sin embargo, la peligrosidad inherente a los residuos radiactivos y las diversas clasificaciones que pueden encontrarse, hacen que la dificultad del tratamiento y la gestión de éstos sobresalgan sobre otros tipos de residuos.

De entre aquellas actividades que generan residuos radiactivos, destaca especialmente la producción de energía a partir de los procesos de fisión llevados a cabo en reactores nucleares, debido a la gran cantidad de residuos que generan y a los altos niveles de radiactividad que éstos presentan, debiéndose además tener en cuenta que cada vez más países apuestan por este modelo energético. La generación de energía eléctrica a partir de reactores nucleares se incrementó un 2 % en 2016, debiéndose considerar que en ese año, alrededor del 11 % de la electricidad mundial era proporcionada por la energía nuclear. Asimismo, a finales de 2016, había en operación 448 reactores nucleares en el mundo, con una capacidad neta de 391 GWe, mientras que otras 61 unidades estaban siendo construidas. Los tres países que se encontraban a la cabeza de la producción de electricidad a partir de la energía nuclear en ese año fueron Estados Unidos, Francia y China, con unas producciones de 804,9, 386,5 y 197,8 TWh, respectivamente [2].

En España, actualmente, siete reactores nucleares se encuentran operativos, situados en 5

emplazamientos, todos ellos en la península, que serían: Almaraz I y II (Cáceres), Ascó I y II (Tarragona), Cofrentes (Valencia), Trillo (Guadalajara) y Vandellós II (Tarragona) [3]. En la figura 2.1 se presenta la localización de estas centrales nucleares, así como de aquellas que se encuentran actualmente paradas o en proceso de desmantelamiento, mientras que en la tabla 2.1 se presentan algunas características de estas centrales.



Figura 2.1. Localización de las centrales nucleares en España [4]

Tabla 2.1. Centrales nucleares en operación actualmente en España [3]

Central nuclear	Propietarios	Potencia (MWe)	Inicio operación comercial
Almaraz I	Iberdrola (53 %), Endesa (36 %), Gas Natural Fenosa (11 %)	1049,4	Septiembre, 1983
Almaraz II	Iberdrola (53 %), Endesa (36 %), Gas Natural Fenosa (11 %)	1044,5	Julio, 1984
Ascó I	Endesa (100 %)	1032,5	Diciembre, 1984
Ascó II	Endesa (85 %), Iberdrola (15 %)	1027,2	Marzo, 1986
Cofrentes	Iberdrola (100 %)	1092	Marzo, 1985
Trillo	Iberdrola (48 %), Gas Natural Fenosa (34,5 %), EDP (15,5 %), Nuclenor (2%)	1066	Agosto, 1988
Vandellós II	Endesa (72 %), Iberdrola (28 %)	1087,1	Marzo, 1988

Observando los datos ofrecidos por la Red Eléctrica de España (grupo empresarial que actúa como operador del sistema eléctrico en el mercado eléctrico español), la energía nuclear lideró en 2017 la producción en el sistema eléctrico español, al haber producido 55,5 TWh, aproximadamente el 22 % de la producción eléctrica bruta total [5]. De esta forma, los siete reactores nucleares operativos actualmente en España resultan esenciales para la estabilidad del sistema eléctrico, siendo capaz de aportar casi una quinta parte de la electricidad que se consume de manera constante, sin intermitencias y libre de emisiones de CO₂.

Todas las centrales nucleares, sin embargo, son una importante fuente de generación de residuos radiactivos, siendo esto en un gran problema de la tecnología nuclear. Por ejemplo, en la Unión Europea, el volumen de residuos radiactivos que se deben gestionar cada año es de aproximadamente 37000 m³, de los cuales la gran mayoría son residuos de baja actividad que se caracterizan por tener un corto período radiactivo; el resto, por su parte, correspondería al combustible gastado de las centrales nucleares y a otros residuos de media y alta actividad provenientes del reproceso [6].

En el caso concreto de España, a finales de 2014, el total de residuos radiactivos generados sumaban 57300 m³, correspondiendo su mayor parte (alrededor del 70 %) a los residuos de baja y media actividad [7]. También resulta interesante tener en cuenta las estimaciones de que España deberá ser capaz de gestionar unos 188000 m³ de residuos radiactivos y combustible gastado generados hasta 2024 (de los que el 54 % corresponderán a residuos de muy baja actividad), cifra equiparable a 75 piscinas olímpicas, de 2500 m³ de capacidad cada una, y que está calculada sobre el siguiente escenario: Que los parques nucleares sigan funcionando al ritmo actual y con una vida útil de 40 años para cada uno de ellos. Cabe comentar además que las mayores previsiones de generación de residuos radiactivos de baja y media actividad corresponderían a la central nuclear de Cofrentes. Del mismo modo, a esa cifra de 188000 m³, habría que sumar los residuos estimados que aparecerían por el futuro desmantelamiento de todas las centrales, que en total rozarían los 128000 m³ según el mismo escenario previsto. [7].

Como se puede comprobar por todas esas cifras de generación de residuos radiactivos, el tratamiento y gestión de éstos supone un problema muy importante actualmente, y aún más en los próximos años. En España, la gestión de este tipo de residuos es llevada a cabo por ENRESA (antes “Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A”, y que pasó a tener ese nombre según lo establecido en la Ley 24/2005). ENRESA, entonces, se trata de una empresa pública que tiene el objetivo de tratar, acondicionar y almacenar los residuos radiactivos producidos en el país (incluyéndose el combustible gastado), ocupándose además del desmantelamiento y clausura de instalaciones nucleares cuya vida útil ha terminado, y de la restauración ambiental de minas e instalaciones relacionadas con el Uranio. Todas estas labores se realizan a través del Plan General de Residuos Radiactivos, estando vigente desde 2006 el VI Plan general.

2.2.- Conceptos generales

En este subapartado se llevará a cabo la explicación de diversos conceptos relacionados con los residuos radiactivos y, en general, con la energía nuclear. El conocimiento de éstos resulta fundamental para un entendimiento completo de los distintos tratamientos y métodos de gestión de los residuos radiactivos, los cuales serán explicados en apartados posteriores de este trabajo.

2.2.1.- La radiactividad

Hacia finales del siglo XIX y principios del XX, la ciencia se ve enriquecida por una serie de descubrimientos que abrieron un nuevo camino en el campo de las radiaciones. El fenómeno de la radiactividad fue descubierto casualmente por el físico francés Antoine Henri Becquerel en 1896, quien, interesado en el descubrimiento de los rayos X por el físico alemán Wilhelm Röntgen un año antes, intentaba averiguar si algunos materiales expuestos a la radiación solar eran capaces de emitir rayos X. Sin embargo, lo que descubrió realmente fue que el material que estaba manejando (mineral de Uranio) podía producir de manera natural un tipo de radiación muy penetrante y diferente de los rayos X. Sin saberlo, Becquerel había descubierto la propiedad que tendrían ciertos elementos inestables de emitir energía en forma de radiación al desintegrarse, lo que Marie Curie llamaría más tarde “radiactividad” [8]. Esta radiación consistiría en una emisión de energía en forma de ondas electromagnéticas o partículas subatómicas a través del vacío o de un medio material; en general, existen diferentes tipos de radiación: Térmica, electromagnética, solar o nuclear, siendo ésta última en la que se centrará este proyecto.

Más adelante, quedó demostrada la capacidad de emitir radiación de muchos otros elementos, tales como el Torio (Th) o el Actinio (Ac), así como también que la emisión de dicha radiación no se veía afectada de ningún modo por las condiciones físicas o químicas; el fenómeno de la radiactividad, por tanto, sería característico de los núcleos de los átomos y, desde luego, no atribuible a propiedades de tipo químico [9].

El descubrimiento de las radiaciones y del concepto de radiactividad llegaría a marcar el nacimiento de la energía atómica, cuya evolución se vio impulsada por los sucesivos descubrimientos que se destacan a continuación [10]:

- La teoría de la relatividad de Albert Einstein (1905)
- El modelo atómico de Ernest Rutherford (1911)
- La radiactividad artificial por los esposos Joliot Curie (hija y yerno del matrimonio Curie, en 1934)
- Fisión nuclear por Otto Hahn (1939)
- Primera reacción en cadena controlada por Enrico Fermi (1942)

2.2.1.1.- Estructura de la materia

A lo largo de la historia, se han postulado numerosas teorías y modelos con el objetivo de explicar cómo se encuentra estructurada la materia en sí misma, comenzando por la “Teoría atómica” del inglés John Dalton, quien en 1808 formulaba la idea del átomo como partícula indivisible. A Dalton se le llega a considerar el padre de la Teoría Atómica Moderna ya que, aunque sus postulados no eran completamente acertados, sí que es cierto que su teoría estableció un marco de referencia que posteriormente los científicos pudieron modificar o ampliar, resultando cada vez más evidente que el átomo constaba de una estructura mucho más compleja [8]. A la Teoría atómica, entonces, le siguieron el Modelo atómico de Thomson (1897), el de Rutherford (1911) y el de Bohr (1913).

Todas esas investigaciones llevadas a cabo por todo el mundo permiten establecer un modelo final del átomo, el cual estaría constituido por las siguientes partículas subatómicas fundamentales, que aparecen reflejadas además en la figura 2.2 [8, 9, 11]:

- Electrón (e⁻): Los electrones son las partículas subatómicas más pequeñas que existen, teniendo carga eléctrica negativa y, orbitando en torno al núcleo, forman una corteza o nube alrededor de él. Las órbitas en las cuales giran los electrones se encuentran agrupadas en capas, las cuales se designan siguiendo el modelo de Bohr, mediante las letras K, L, M, N, O, P y Q en orden de menor a mayor distancia del núcleo. Existe un número máximo de electrones por capa, igual a $2n^2$, siendo “n” el número cuántico principal, el cual puede adoptar valores crecientes desde $n=1$ para la capa K, $n=2$ para la L, y así sucesivamente. Cada capa posee varios subniveles a su vez, con un total de $2n-1$.
- Protón (p⁺): Los protones son uno de los dos tipos de partículas subatómicas que conformarían el núcleo del átomo, teniendo éstos una carga eléctrica positiva. Mientras que la corteza (que está formada por los electrones) marca las propiedades químicas del átomo, el núcleo marcaría las propiedades físicas del mismo. Para un elemento químico determinado, el número de protones existentes en el núcleo recibiría el nombre de “número atómico” del elemento y quedaría representado con la letra “Z”.
- Neutrón: Ésta sería la partícula subatómica localizada también en el núcleo atómico, junto con los protones, siendo denominados genéricamente como “nucleones”; sin embargo, los neutrones no poseen carga eléctrica alguna. En consecuencia, este tipo de partículas es capaz de atravesar gruesas capas de elementos pesados con poca pérdida de energía. A la suma de los protones y neutrones existentes en el núcleo de un átomo se le denomina como “número másico” (representándose con la letra “A”).

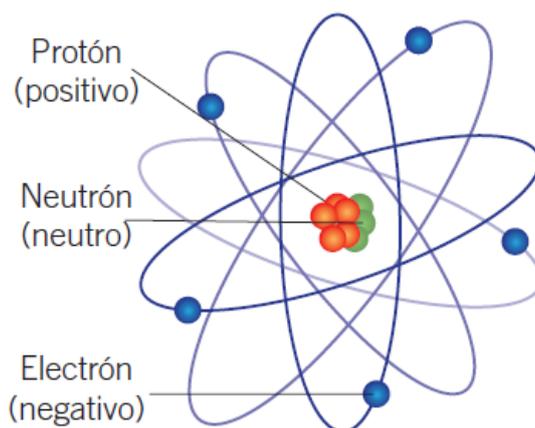


Figura 2.2. Partículas elementales del átomo [11]

Así pues, el átomo estaría constituido por un núcleo de unos 10^{-15} m de radio, el cual se encontraría cargado positivamente, y la corteza, formada por los electrones, cuya carga total es igual y de signo contrario a la del núcleo, resultando de esta manera el átomo eléctricamente neutro [9]. Sin embargo, cuando un átomo gana o pierde electrones, adquiere a su vez carga eléctrica (quedando eléctricamente descompensado), y es considerado entonces un ión, negativo (anión) en el caso de que gane electrones y positivo (catión) si en su lugar pierde electrones. En la tabla 2.2 se presentan los valores de masa y carga atómica para cada una de las partículas elementales del átomo, pudiéndose comprobar que la masa del mismo estaría concentrada casi exclusivamente en su núcleo, ya que la masa de un protón sería aproximadamente 1836 veces mayor que la del electrón.

Tabla 2.2. Masa y carga de las partículas elementales del átomo [12]

Partícula elemental	Masa (Kg)	Carga (Coulombs)
Electrón	$m_e = 9,10954 \cdot 10^{-31}$	$-1,60216 \cdot 10^{-19}$
Protón	$m_p = 1,67265 \cdot 10^{-27}$	$+1,60216 \cdot 10^{-19}$
Neutrón	$m_n = 1,67495 \cdot 10^{-27}$	0

2.2.1.2.- Isótopos

Existen átomos que pueden tener el mismo número atómico (Z) pero diferente número másico (A), los cuales serían entonces idénticos desde el punto de vista químico, pero presentarían con frecuencia marcadas diferencias en sus características nucleares, es decir, serían átomos con idénticas propiedades químicas pero con distinto índice de masa. Tales especies reciben el nombre de “isótopos”. Existen dos formas de representarlos: Según la notación científica, en la que los isótopos se identifican mediante el nombre del elemento químico seguido del número de protones y

neutrones (por ejemplo, los tres isótopos más habituales del Uranio se representarían como U-234, U-235 y U-238), y según la notación simbólica, en la que el número de nucleones (protones y neutrones) se denota como superíndice prefijo del símbolo químico; en el caso de los isótopos anteriores, quedarían como ^{234}U , ^{235}U y ^{238}U [13].

Otro ejemplo típico sería el del hidrógeno (H), el cual tiene un núcleo compuesto por un protón y un electrón en su corteza, pero, en algún caso, el mismo elemento químico tiene un protón más un neutrón en su núcleo, conociéndolo entonces como deuterio (^2H). Existe a su vez otro isótopo del hidrógeno, en el que su núcleo está constituido de un protón más dos neutrones, siendo conocido como Tritio (^3H) [10]. Estos isótopos quedan representados en la figura 2.3.

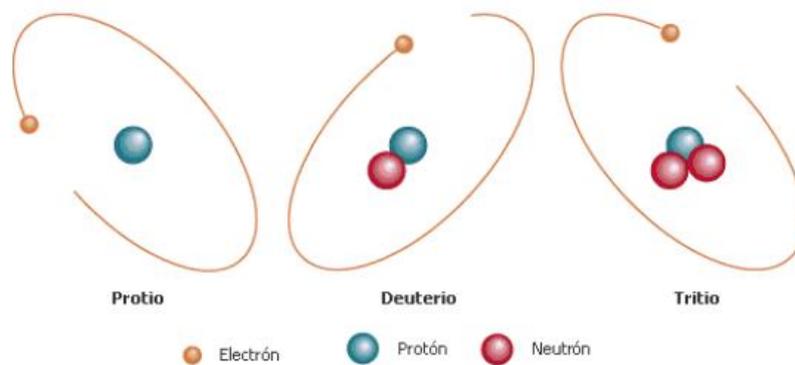


Figura 2.3. Isótopos de hidrógeno [8]

Los isótopos pueden clasificarse como estables (con una vida media del orden de 3000 millones de años) e inestables o radiactivos, que emiten radiaciones y se convierten en otros isótopos o elementos diferentes; estos últimos elementos pueden ser utilizados en diversas aplicaciones: Obtención de energía eléctrica mediante reacciones de fisión nuclear (^{235}U , ^{239}Pu), en la datación (^{14}C , ^{40}K), en medicina nuclear para fines diagnósticos y terapéuticos, etc [3].

2.2.1.3.- Estabilidad nuclear

La estabilidad nuclear puede explicarse considerando cómo son las fuerzas de unión (fuerzas de interacción nucleares) y cómo es la energía de enlace del propio núcleo.

A. Fuerzas de interacción nucleares

Un núcleo es inestable debido a la repulsión electrostática entre los protones. Así pues, para que el núcleo permanezca estable, se requiere que exista algún tipo de atracción que dé como resultado una fuerza de atracción entre los protones que supere la fuerza de repulsión eléctrica de sus cargas. Esta fuerza se conoce como la Fuerza Nuclear Fuerte (FNF) [14]. La proporción entre el número de neutrones y protones del núcleo, y el tamaño del mismo, influyen en su estabilidad. No están establecidas reglas precisas que permitan predecir si un núcleo particular es inestable o

radiactivo, pero sí existen las siguientes observaciones empíricas [15, 16]:

- Ciertos números de neutrones o de protones (denominados “números mágicos”) proporcionan una estabilidad nuclear particularmente elevada. Estos números mágicos son: 2, 8, 20, 50, 82 y 126. La existencia de estos números mágicos sugiere un modelo de capas para el núcleo y un esquema de niveles de energía análogo al usado para los electrones en los átomos.
- Si se tiene en cuenta la paridad entre Z (número de protones) y N (número de neutrones), se puede llegar a la conclusión de que existen un mayor número de ejemplos de núcleos estables para los casos en los que se tenga un número par de protones y de neutrones, existiendo además el menor número de ejemplos cuando Z y N son impares. Este hecho queda reflejado en la tabla 2.3.

Tabla 2.3. Número de ejemplos estables en función de la paridad Z-N [16]

Z	N	Número de ejemplos estables
Par	Par	163
Par	Impar	56
Impar	Par	50
Impar	Impar	5

- La relación N/Z sería el factor más importante a la hora de determinar la estabilidad nuclear. Para aquellos elementos que presenten bajos valores de Z, la relación N/Z sería cercana a 1, pero, a medida que Z aumenta, la propia relación también se ve incrementada, ya que resulta necesario un mayor número de neutrones para compensar el gran aumento de las fuerzas de repulsión protón-protón a medida que Z va en aumento. Esta relación estaría comprendida entonces entre 1 y 1,52, siendo el último elemento con algún isótopo estable el Bismuto, con Z=83; así pues, todo núcleo con más de 84 protones ($Z > 84$) resulta inestable.

En este sentido, los núcleos estables se ubicarían en una zona denominada “banda de estabilidad” en la figura 2.4, donde se representa el número de protones frente al número de neutrones; se puede observar que, aproximadamente hasta $Z=20$, los núcleos estables estarían distribuidos a lo largo de la bisectriz del cuadrante ($Z=N$), necesitándose, a partir de ahí, una mayor proporción de neutrones. A modo de ejemplo, se puede decir que en la región situada a la izquierda de la banda de estabilidad, estarían aquellos núcleos inestables con exceso de neutrones, que necesitarían disminuir el número de neutrones para alcanzar la estabilidad (emitiendo para ello partículas β^-), mientras que los elementos que están a la derecha de la banda tienen exceso de protones de los que se deben deshacer (emitiendo partículas β^+). Del mismo modo, aquellos elementos situados por encima de la banda de estabilidad, deberán deshacerse tanto de protones

como de neutrones para alcanzar la estabilidad, debiendo emitir para ello partículas α [15]. Estos tres tipos de partículas mencionadas, α , β y β^+ , serán explicadas con detalle más adelante.

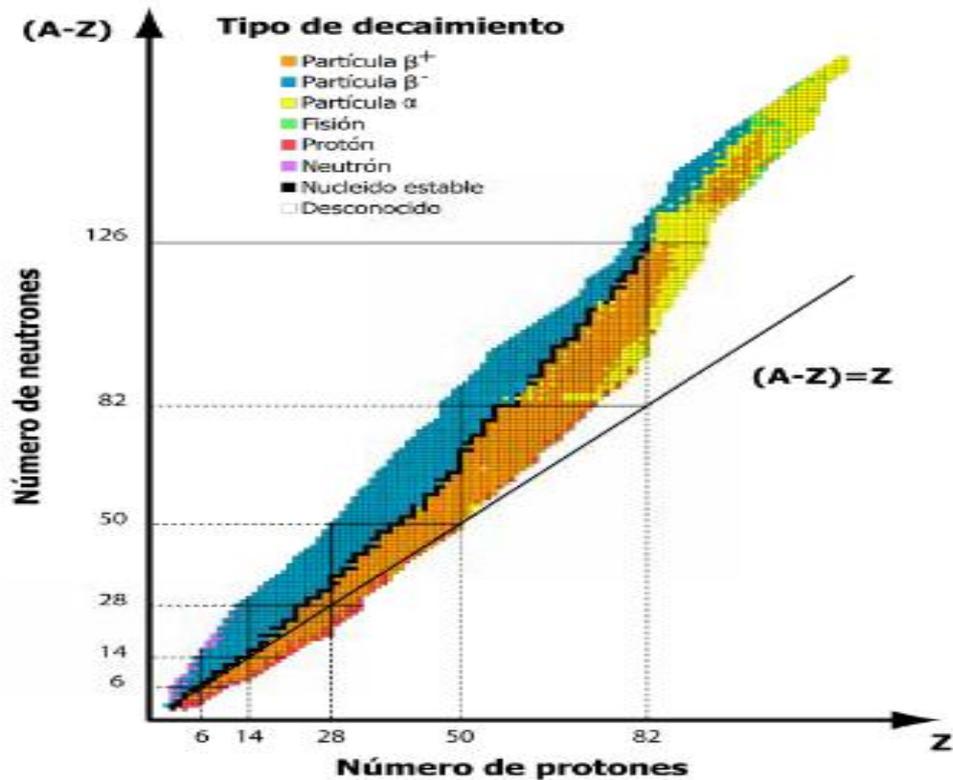


Figura 2.4. Gráfica de estabilidad nuclear del número de neutrones frente al número de protones (Diagrama de Segré) [17]

B. Energía de enlace

Hay que considerar que la masa medida mediante técnicas espectroscópicas de los protones y neutrones, cuando están separados y cuando están juntos formando el núcleo, no es la misma, sino que sería algo menor en el caso en el que estén juntos. A esa diferencia de masa se le llama “defecto másico” (Δm). Este defecto másico puede calcularse mediante la siguiente expresión, siendo “ m_p ” y “ m_n ” la masa de un protón y un neutrón, respectivamente, y, como se ha dicho, el segundo factor “ $m_{\text{núcleo}}$ ” sería menor que el primero de los factores [18]:

$$\Delta m = [Z * m_p + (A - Z) * m_n] - m_{\text{núcleo}}$$

Ecuación 2.1. Expresión del defecto másico

La equivalencia que existe entre masa y energía se obtendría a partir de la ecuación de Albert Einstein, presentada también a continuación, representando “ c ” la velocidad de la luz en el vacío (aproximadamente igual a 3×10^8 m/s).

$$E = \Delta m * c^2$$

Ecuación 2.2. Expresión de la equivalencia entre la masa y la energía

Considerando de forma separada la energía de los componentes del núcleo y la del núcleo formado, se comprueba (de forma análoga a lo que ocurría en el caso de las masas) que la energía asociada al núcleo en sí mismo es menor que la energía de las partículas por separado. Es a esta diferencia de energía a la que se le denomina “energía de enlace”, es decir, la energía necesaria para disociar completamente un núcleo en sus partículas constituyentes, protones y neutrones.

Para poder valorar la estabilidad de un núcleo, resulta más útil utilizar la energía de enlace por nucleón, obtenida al dividir la energía de enlace entre el número de nucleones correspondiente, es decir, el número másico (A); de esta forma, un núcleo será tanto más estable cuanto mayor sea su energía de enlace por nucleón [18]. Sin embargo, tal y como puede observarse en la figura 2.5, la energía de enlace por nucleón empieza a disminuir de forma paulatina a partir de un determinado número másico, que sería el punto máximo en la figura, asociado al más estable de los elementos, el Hierro-56 (con un valor asociado de 8,8 MeV/nucleón).

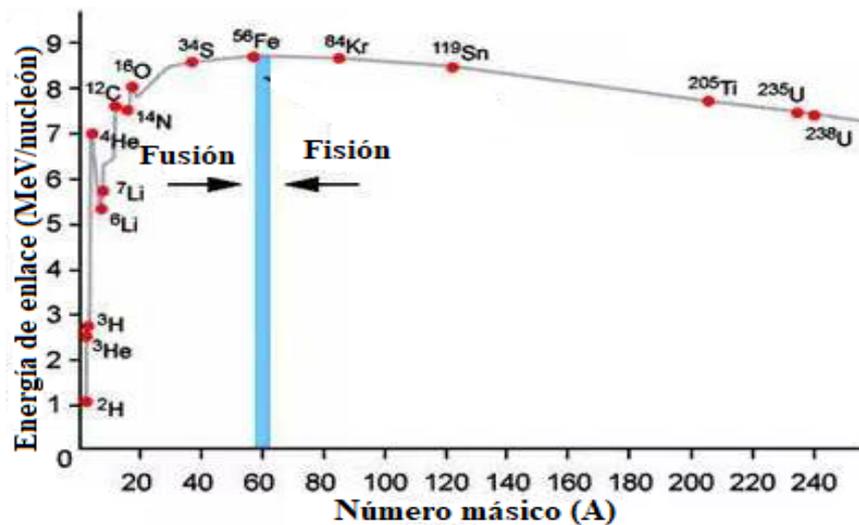


Figura 2.5. Energía de enlace por nucleón frente al número másico [19]

La figura 2.5 demuestra, asimismo, que existirían dos maneras de obtener energía a partir de reacciones nucleares: Una de ellas sería la fisión nuclear, la cual consiste en la separación de un núcleo pesado en dos o más núcleos ligeros, es decir, que un núcleo con un número másico (A) alto se dividirían en dos núcleos con A intermedia, debido a que esos núcleos con A intermedia serían más estables que el núcleo con A grande. El otro modo de obtención de energía sería el proceso opuesto, de fusión nuclear, en el que dos núcleos ligeros se unirían para dar lugar a otro más pesado (con una A mayor) [20].

2.2.1.4.- Velocidad de desintegración (Ley de decaimiento radiactivo)

Tal y como ya se ha comentado, los núcleos radiactivos o inestables se van degradando espontáneamente con el tiempo, en busca de la estabilidad nuclear, denominándose a este proceso

“de decaimiento radiactivo”; la velocidad de desintegración es constante e independiente de la presión y de la temperatura, dependiendo solamente de la propia naturaleza del radionucleido [21]. La velocidad de desintegración de una muestra radiactiva, denominada “actividad” (A) y medida en becquerelio (igual a 1 desintegración/s), se puede calcular derivando la expresión de la ley de decaimiento radiactivo respecto del tiempo, la cual se presenta a continuación.

$$V = -\frac{dN}{dt} = \lambda * N$$

Ecuación 2.3. Expresión del decaimiento radiactivo

La pérdida por desintegración de núcleos de una muestra (-dN) es entonces directamente proporcional a una constante de desintegración λ (midiéndose en años⁻¹, min⁻¹ o s⁻¹). Para integrar la expresión anterior, resulta necesario tener en cuenta algunas condiciones que versan sobre las propiedades de la constante λ [9]:

- 1) Esta constante es una propiedad exclusivamente nuclear, por lo que será independiente de agentes externos físicos y químicos, como serían la temperatura, la presión, el compuesto químico en el que se encuentre integrado el núcleo, etc.
- 2) La constante es la misma para todos los núcleos pertenecientes a la misma especie nuclear y en el mismo estado de excitación.

Aceptándose estas hipótesis, la integración de la ecuación anterior, desde un instante inicial $t = 0$ en el que el número de núcleos presentes es N_0 hasta un instante genérico t , en el que hay N núcleos, daría como resultado la siguiente expresión. En la figura 2.6 se muestra una representación de la forma de esta ley de decaimiento y se observa cómo evoluciona el número de núcleos N a lo largo del tiempo.

$$N = N_0 * e^{-k*t}$$

Ecuación 2.4. Integración de la expresión del decaimiento radiactivo

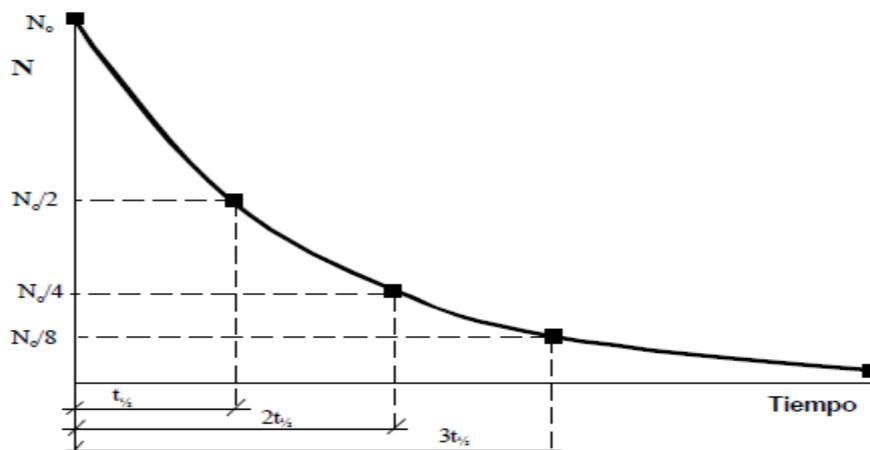


Figura 2.6. Gráfica de la ley de decaimiento radiactivo [22]

A medida que tiene lugar el decaimiento radiactivo, los átomos de un determinado radisótopo de una masa de sustancia radiactiva irán disminuyendo, alcanzándose un momento en que su número se haya reducido a la mitad. A ese período de tiempo se le denomina “período de semidesintegración” ($t_{1/2}$), aunque, ya que el fenómeno de la radiactividad es aleatorio, con este parámetro no se indica qué núcleo en concreto ha sobrevivido y cuál no. Este concepto, sin embargo, no debe confundirse con otro, que sería la “vida media” (τ), el cual da el valor promedio de la vida de un determinado núcleo radiactivo y es igual a $1/\lambda$ [9, 18]. El cálculo del período de semidesintegración se realiza mediante la siguiente expresión.

$$t_{1/2} = \tau * \ln 2$$

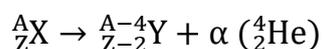
Ecuación 2.5. Expresión del período de semidesintegración

2.2.1.5.- Tipos de desintegraciones radiactivas

El decaimiento de los radioisótopos se lleva a cabo mediante distintos mecanismos que resultan en la emisión de diferentes tipos de radiaciones ionizantes (aquellas que pueden producir partículas cargadas o iones al incidir en una sustancia), que pueden tener naturaleza corpuscular (partículas subatómicas) o electromagnética (fotones). Este fenómeno se produce tanto en la materia inanimada como en la materia viva, de ahí que cualquier tipo de radiaciones ionizantes sea capaz de producir efectos nocivos sobre la salud [8, 22]. A continuación, se describen cada uno de los diferentes tipos de radiación existente.

A. Radiación alfa (α)

La emisión de partículas α se constituye de dos protones y dos neutrones, es decir, serían idénticas a los núcleos de Helio (${}^4\text{He}$). Es la radiación característica de isótopos de gran número atómico, tales como los del Uranio, Torio, Radio o Plutonio. Así pues, cuando un núcleo emite una partícula α , su número atómico (Z) disminuye en dos unidades y su número másico (A), en cuatro unidades. La reacción nuclear de este caso se podría simbolizar entonces de la siguiente manera:



Ecuación 2.6. Reacción nuclear de la radiación alfa (α)

Debido a la elevada masa de este tipo de partículas y a que se emiten a gran velocidad por los núcleos (con una velocidad del orden de 10^7 m/s), al chocar con la materia pierden de forma gradual su energía ionizando los átomos y se frenan muy rápidamente; su capacidad de penetración en la materia, por tanto, es muy baja, pudiendo ser bloqueadas simplemente por una hoja de papel, piel, o incluso una corta distancia en aire [8, 12]. Sus efectos negativos sobre la salud aparecen en aquellos casos en los que estas partículas sean inhaladas, ingeridas o sean absorbidas en el torrente sanguíneo,

aumentándose entonces la probabilidad de generar células cancerosas, principalmente cáncer de pulmón por inhalación [8].

B. Radiación beta

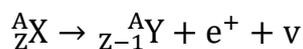
Este tipo de radiación, al igual que la α , tiene naturaleza corpuscular. En este caso, sin embargo, varía solamente el número atómico (Z), mientras que el número másico (A) permanece inalterado. Estas partículas son emitidas a grandes velocidades próximas a la de la luz y, debido a su menor masa si se las compara con las partículas α , presentan un mayor poder de penetración (pudiendo ser detenidas por una lámina de aluminio de 0,5 mm de espesor o por un bloque de madera) y pueden llegar a ocasionar daños superficiales como quemaduras sobre la piel y daños en los ojos [8, 10, 12]. Cabe mencionar que hay dos tipos de radiación beta: Radiación β^- , o emisión espontánea de un electrón, y radiación β^+ , o emisión espontánea de un positrón (antipartícula del electrón, ya que posee igual masa que un electrón pero su carga eléctrica sería positiva).

- i. Radiación beta negativa (β^-): Este proceso consiste en la emisión espontánea de electrones, teniendo lugar en aquellos núcleos en los que el número de neutrones es superior al de protones; así pues, un neutrón se desintegraría, transformándose en un protón (p), un electrón (e^-) y un antineutrino ($\bar{\nu}$). Como resultado, el núcleo residual tendría el mismo número másico (A) que el original pero su número atómico (Z) sería una unidad mayor, mediante la reacción nuclear:



Ecuación 2.7. Reacción nuclear de la radiación beta negativa (β^-)

- ii. Radiación beta positiva (β^+): Este proceso tiene lugar cuando en el núcleo existe un exceso de protones, dándose solamente en isótopos artificiales [O]. El protón se desintegraría y transformaría en un neutrón (n), emitiéndose a la vez un positrón (e^+) y un neutrino (ν). En consecuencia, el núcleo residual tendrá el mismo número másico (A) pero con un número atómico (Z) menor, mediante la reacción nuclear:



Ecuación 2.8. Reacción nuclear de la radiación beta positiva (β^+)

C. Captura electrónica (CE)

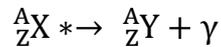
La captura electrónica, aunque no se trata de un proceso β propiamente dicho, sí cumple las mismas leyes que ellos. El proceso comienza cuando un núcleo captura un electrón, transformándose un protón del núcleo en un neutrón y un neutrino, quedando entonces el núcleo residual con el mismo número másico (A) pero con el número atómico (Z) disminuyendo en una unidad [23]. La correspondiente reacción nuclear sería la siguiente:



Ecuación 2.9. Reacción nuclear de la captura electrónica (CE)

D. Radiación gamma (γ)

La radiación gamma consiste en la emisión de fotones por núcleos inestables, es decir, serían ondas electromagnéticas que no tienen masa ni carga, de idéntica naturaleza que la luz visible, la ultravioleta o los rayos X. La emisión de rayos gamma representa entonces para un núcleo que acaba de experimentar una desintegración α o β y se encuentra en un estado excitado, un medio para lograr desprenderse de esa energía y estabilizarse energéticamente, sin que ello provoque cambios en su número atómico (Z) y másico (A) [24]. Este proceso se representa por la siguiente reacción nuclear, donde el asterisco indica que el núcleo se encuentra en un estado excitado:



Ecuación 2.10. Reacción nuclear de la radiación gamma (γ)

Al componerse de ondas de alta energía, estas partículas pueden ser capaces de viajar grandes distancias a la velocidad de la luz y tienen un poder de penetración muy elevado frente al de las partículas α o β , pudiendo llegar a atravesar un cuerpo humano completamente y provocar de este modo diversos daños en la piel y en los tejidos más profundos. Como métodos de protección y blindaje frente a este tipo de radiación se suelen utilizar materiales densos, como podrían ser el hormigón y el plomo [8, 22]. Hay que tener en cuenta que la diferencia que habría entre los rayos γ y los rayos X sería tan solo en cuanto a su procedencia, ya que, mientras que los rayos γ proceden de un núcleo atómico inestable, los rayos X provienen de las capas externas del átomo, lugar donde se encuentran los electrones [11].

E. Neutrones

También puede resultar interesante comentar este último tipo de radiación, la cual, en forma de partículas, presenta un grado de penetración muy elevado debido a que los neutrones no tienen carga eléctrica alguna; sin embargo, la situación es otra si se emplean sustancias como el agua y hormigón, ya que entonces la capacidad de penetración de los neutrones disminuye de forma notable. Aunque no resulta demasiado común su detección en lugares que estén situados al nivel del mar, sí que se encuentran presentes a unas mayores altitudes y también en el interior de los reactores nucleares [F, 22].

A modo de resumen, en la tabla 2.4 se presentan las características y propiedades de los principales tipos de radiación, mientras que en la figura 2.7 puede observarse la capacidad de penetración de las partículas α , β , y γ , y de los neutrones.

Tabla 2.4. Características y propiedades de diferentes tipos de radiación [22]

Tipo de radiación	Variación del núcleo	Energía (MeV)	Velocidad	Penetración en aire
α	Emisión $2p + 2n$	1,8 – 8,8	$\leq 10\%$ luz	Baja
β^-	$n \rightarrow p + e^-$	0,3 – 5,0	$\leq 90\%$ luz	Media
β^+	$p \rightarrow n + e^+$	0,3 – 5,0	≤ 90 luz	Media
Captura electrónica	$p + e^- \rightarrow n + \text{fotones}$	0,05 – 3,0	= luz	Alta
γ	$E_1 \rightarrow E_2 + \text{fotones}$	0,05 – 3,0	= luz	Alta

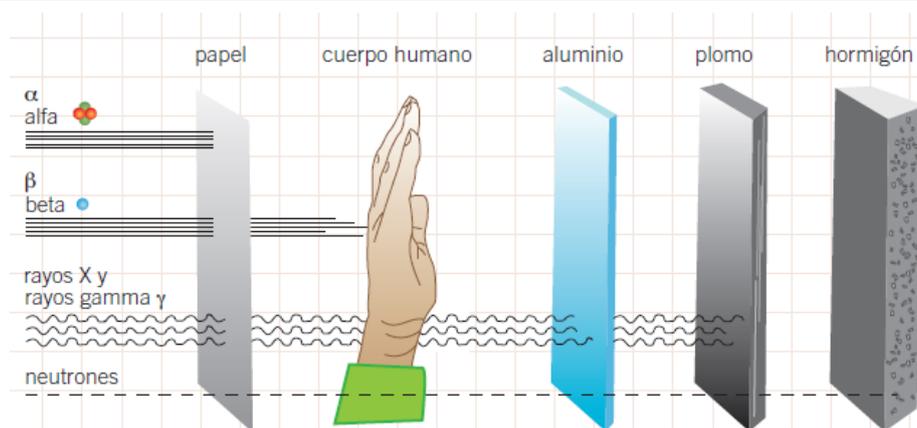


Figura 2.7. Capacidad de penetración de las partículas α , β , y γ , y de los neutrones [11]

2.2.2.- Fisión y Fusión nuclear

Como ya se ha comentado, existen dos formas de obtención de energía a partir de las reacciones nucleares, como serían los procesos de fisión y fusión nuclear, los cuales serán explicados a continuación.

A. Fisión nuclear

Por “fisión nuclear” se entiende la reacción nuclear en la que tendría lugar la rotura o división de un núcleo pesado en, generalmente, dos fragmentos formados por núcleos de átomos más ligeros, apareciendo a su vez una emisión de neutrones y energía. De forma general, este proceso se produce como consecuencia de la captura de un neutrón (que provocará que el núcleo, en estado excitado, sea altamente inestable y se rompa en los dos fragmentos mencionados), aunque existen casos de fisión

por captura de un fotón u otras partículas, o también por propia desintegración espontánea [10, 17]; cabe resaltar que, el hecho de que entre los productos de estas reacciones de fisión se encuentren los neutrones, los cuales pueden iniciar a su vez nuevas reacciones nucleares, hace de este proceso una reacción en cadena.

Se puede diferenciar entre fisión espontánea e inducida, aunque la espontánea es un fenómeno extremadamente raro (por ejemplo, con un núcleo como el Uranio-238, la fisión espontánea solo aparece una vez cada 2 millones de desintegraciones) [25], utilizándose como parámetro crítico para tal proceso la relación Z^2/A ; si el valor numérico de Z^2/A para un núcleo dado es mayor que 49, cabría esperar entonces que se produjera su fisión espontánea [26]. Sea cual fuere el origen de la fisión, el resultado sería el mismo: El núcleo se parte, se generan como resultado radiaciones y partículas, y se libera además una gran cantidad de energía (por ejemplo, la fisión de 1 Kg de Uranio-235 puede llegar a liberar 18,7 millones de kWh en forma de calor) [12]. En la figura 2.8 se presenta el esquema del proceso de fisión inducida, que sería con el que se trabaja en las centrales nucleares, para asegurarse de que la probabilidad de que ocurra la fisión sea del 100 %.

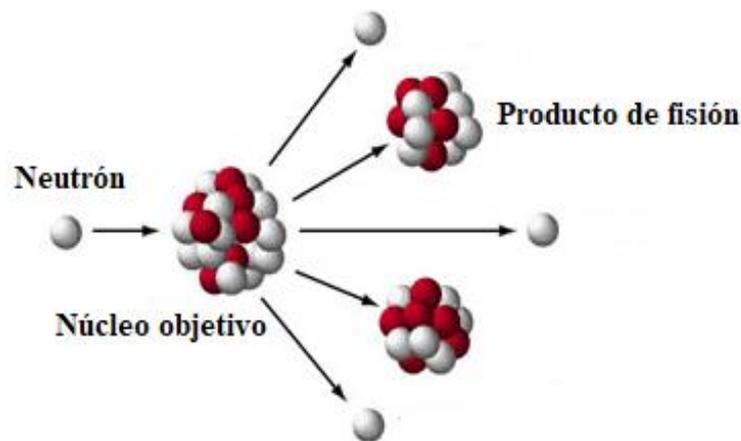


Figura 2.8. Proceso de fisión nuclear inducida [27]

Dentro del reactor nuclear tendría lugar la reacción de fisión en cadena que se ha comentado, la cual se puede medir utilizando un factor de multiplicación “k”, que no es más que la razón de neutrones que se producen entre los que se consumen. En función del valor de este factor, se pueden considerar tres tipos distintos de procesos de fisión [12]:

- 1) Fisión crítica: Este tipo se da cuando el factor “k” es igual a 1, produciéndose las reacciones en cadena de forma constante, es decir, que el número de neutrones producidos en las fisiones sería igual al número de neutrones que se consumen.
- 2) Fisión subcrítica: Este tipo de fisión aparece cuando el factor “k” es menor que 1. En este caso, no habría suficientes neutrones para poder mantener las reacciones en cadena, provocando que la reactividad se vea moderada y la potencia total vaya disminuyendo.

- 3) **Fisión supercrítica:** La fisión supercrítica está asociada a que el factor “k” sea mayor que 1, existiendo entonces más neutrones producidos que los que se llegan a consumir. La potencia del proceso, por tanto, se verá incrementada.

Para que, una vez que un neutrón incide sobre un núcleo, se consiga la división de éste en fragmentos, es necesario vencer la energía de enlace de los nucleones constituyentes. Existe, por tanto, una energía mínima que se debe superar (es decir, que debe aportar el propio neutrón, llamada “energía crítica de fisión”. Si el núcleo dispone de esta energía, la fisión tendrá lugar normalmente, no existiendo posibilidad de fisión en caso contrario, al menos con velocidad apreciable [28]. No obstante, puede existir el caso en el que la energía del núcleo es por sí sola mayor que esa energía crítica de fisión, de tal modo que bastará solo con la captura de un neutrón para que tenga lugar la fisión, sin necesidad de que éste aporte más energía. Estos elementos en los que no resulta necesario que el neutrón aporte energía se denominan “elementos físi les”, mientras que aquellos en los que sí se necesita ese aporte serán “elementos fisionables” [17]. En la tabla 2.5 se presentan los valores de la energía crítica de fisión asociados a ciertos núclidos relevantes. En dicha tabla se puede observar que, a medida que aumenta el valor de Z^2/A , la energía crítica disminuye, provocando que la fisión se produzca con mayor facilidad.

Tabla 2.5. Ejemplos de la energía crítica de fisión [28]

Núcleo	Z^2/A	Energía crítica de fisión (MeV)
Torio-232	34,9	5,9
Uranio-238	35,6	5,9
Uranio-235	36	5,8
Uranio-233	36,4	5,5
Plutonio-239	37	5,5

Otro factor a considerar en el proceso de fisión es la masa crítica, que sería la cantidad mínima de material fisionable para que se mantenga una reacción nuclear en cadena. Así pues, si la masa de material radiactivo en algún momento resulta menor a este factor, la mayoría de los neutrones se perderían a un ritmo más rápido de lo que se formarían por el propio proceso de fisión, provocando que la reacción en cadena no fuera autosostenible y se detuviera. Esta masa crítica depende de las propiedades físicas, nucleares, la geometría y la pureza de cada átomo, debiéndose utilizar reactores con geometría de esfera para reducir al máximo la fuga de los neutrones, ya que tienen la mínima superficie posible para una masa dada [29].

B. Fusión nuclear

El proceso de fusión nuclear, por su parte, se lleva a cabo para obtener la energía que se libera

al unir núcleos de átomos ligeros, llevando a la formación de otro núcleo más pesado que presenta una mayor estabilidad. Un ejemplo de reacciones de fusión son las que tienen lugar en el Sol, donde se produce la fusión de núcleos de hidrógeno para formar helio, liberando así una enorme cantidad de energía en forma de radiación electromagnética, que alcanza la superficie terrestre [30]. La fusión nuclear posee la ventaja de que, al no tratarse de reacciones en cadena, nunca se llega a perder el control del proceso, ya que en el momento en que se cierra el suministro de combustible se puede parar la reacción; sin embargo, sigue siendo debate de investigaciones científicas el cómo controlar completamente la descomunal cantidad de energía que liberarían las reacciones de fusión [31].

Para que tenga lugar una reacción de fusión, resulta necesario acercar los núcleos hasta distancias muy cortas, en las que la fuerza de atracción nuclear supere las fuerzas de repulsión electrostática, debiéndose cumplir para ello los siguientes requisitos [10, 30]:

- Es necesario alcanzar altas cuotas de energía, debiéndose utilizar aceleradores de partículas o calentar el medio hasta que éste alcance temperaturas del orden de 50000 K, condición en el que el medio se transforma en una especie de plasma, masa compuesta por electrones libres y átomos altamente ionizados.
- Este plasma hay que confinarlo y controlarlo el tiempo necesario para que se lleve a cabo la reacción, debiéndose a su vez lograr una densidad del plasma suficiente para que los núcleos estén cerca unos de otros.
- Este confinamiento puede realizarse de dos formas, como serían el confinamiento magnético (donde se utilizan campos electromagnéticos que “atrapan” las partículas del plasma para que se muevan ordenadas por el campo) y el confinamiento inercial (que consiste en crear un medio tan denso que las partículas no tengan casi ninguna posibilidad de escapar sin chocar entre sí).

2.2.3.- Tipos de reactores

En este subapartado se señalarán los distintos tipos de reactores nucleares que existen, resultando fundamental el análisis de estos equipos, ya que de éstos provendrán los distintos residuos radiactivos obtenidos. De forma general, se puede definir un reactor nuclear como el dispositivo en el que se puede iniciar, mantener y controlar una reacción nuclear de fusión o fisión.

Una peculiaridad del proceso de fisión es que, para que tenga lugar el “choque” de los neutrones sobre los núcleos, resulta necesario reducir la velocidad de los propios neutrones. Esto hace que se necesiten una serie de elementos en los reactores nucleares denominados “moderadores”. Los materiales adecuados para llevar a cabo la función de moderador son aquellos que poseen una masa atómica baja para maximizar de esta forma la energía transferida en cada choque, siendo también importante que estos materiales tengan una sección eficaz de captura baja,

ya que solo se desea que reduzcan la velocidad de los neutrones, no que los absorban [32]. Los materiales moderadores que más se utilizan serían el agua ligera (H_2O), el grafito (forma de carbono puro) y el agua pesada (con fórmula química D_2O , es el agua que se forma por la combinación del oxígeno y el deuterio, uno de los isótopos del hidrógeno) [32, 33].

En general, los reactores pueden clasificarse en dos, como serían los reactores de fusión y de fisión. Sin embargo, los reactores de fusión serían aún proyectos experimentales que se hallan en proceso de diseño y realización, ya que, aunque se ha conseguido controlar la reacción nuclear, aún no se ha logrado que sea energéticamente rentable. En este sentido, se creó el proyecto del reactor experimental de fusión ITER (*International Thermonuclear Experimental Reactor*), el cual se está construyendo en el sur de Francia, en Cadarache, con el objetivo de resolver los problemas científicos y técnicos críticos a fin de poder emplear la fusión nuclear en aplicaciones industriales [34]. El diseño de este reactor es ruso, se le asocia el nombre de “tokamak” y tiene un confinamiento de tipo magnético [11], quedando representado este diseño en la figura 2.9.

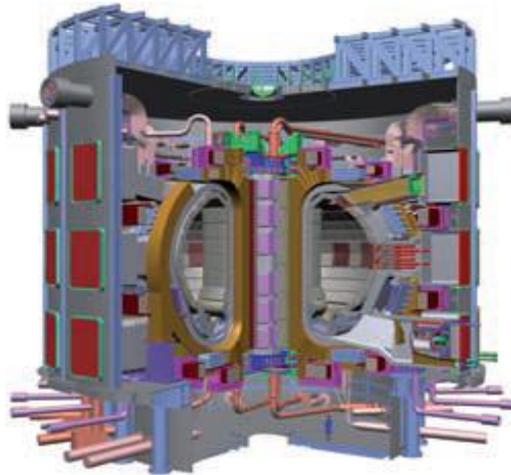


Figura 2.9. Diseño del reactor de fusión “tokamak” del proyecto ITER [11]

Dentro de los reactores de fisión, la principal clasificación se da de acuerdo con su finalidad, pudiendo dividirlos en reactores de potencia y reactores de investigación. Mientras que en los de investigación se aprovechan las radiaciones producidas como una herramienta para investigar, en los de potencia se produce energía en forma útil, convirtiendo el calor generado en el núcleo en alguna forma de trabajo mecánico. Cabe señalar que a esta última categoría pertenecen la mayoría de los reactores que existen en la actualidad y que se utilizan en la generación comercial de electricidad. A continuación, se comentarán las características de los tipos de reactores nucleares más utilizados.

A. Reactores de agua ligera (*Light Water Reactor, LWR*)

Este tipo de reactores reciben el nombre “de agua ligera” por utilizar precisamente este tipo de fluido como medio de enfriamiento y como material moderador. El primer reactor nuclear de este tipo entró en operación comercial en 1957, en la planta Shippingport en Pensilvania, Estados Unidos

[35], siendo hoy en día uno de los reactores de potencia más utilizados, especialmente en ese país. En general, se emplea combustible con un grado de enriquecimiento inferior al 5 % en U-235, con unos intervalos entre recargas inferiores a los 6 años. Asimismo, este tipo de reactores se caracterizan por tener unas dificultades de licenciamiento menores que las que podrían presentar otros diseños más novedosos [36]. Estos reactores de agua ligera, a su vez, se clasifican en dos tipos:

- i. Reactor de agua a presión (*Pressurized Water Reactor, PWR*): Este en concreto sería el tipo de reactor nuclear más empleado mundialmente, existiendo diversas centrales españolas que los utilizan, como serían: José Cabrera (Zorita), Almaraz I y II, Ascó I y II, Trillo y Vandellós II [10]. La idea principal de este tipo de reactores sería que el circuito de refrigeración se encuentra sometido a tal presión que el agua no alcanza la ebullición. El agua de este circuito de refrigeración es encargada de transportar el calor producido en el núcleo del reactor hasta un intercambiador de calor donde se genera el vapor que alimenta la turbina; existen, entonces, dos tipos de circuitos, el primario y el secundario, los cuales son completamente independientes [21]. El esquema de este tipo de reactor se presenta en la figura 2.10.

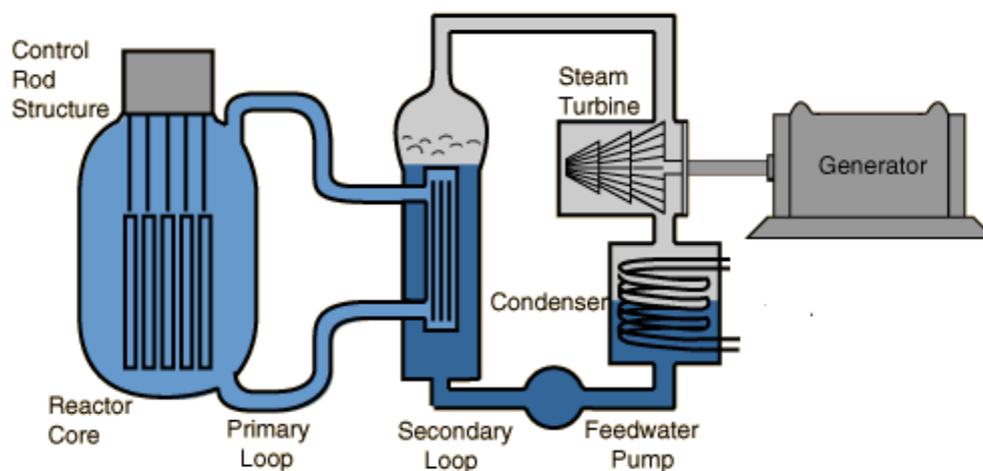


Figura 2.10. Esquema de un reactor de agua a presión (PWR) [37]

El hecho de que los dos circuitos sean independientes presenta la ventaja de que, si existe cualquier tipo de fuga de combustible en el núcleo, no pasaría ningún contaminante radiactivo a la turbina y al condensador; además, pueden operar a una alta presión y temperatura (alrededor de 160 atm y 315 °C), pudiendo obtenerse una alta eficiencia. Este reactor, sin embargo, presenta una alta complicación y es muy costoso de construir [37].

- ii. Reactor de agua en ebullición (*Boiling Water Reactor, BWR*): Este segundo tipo presenta la diferencia de que el refrigerante, al trabajar a una menor presión, llega a alcanzar la temperatura de ebullición y parte del líquido se transforma en vapor. Este vapor, entonces, es conducido directamente hacia la turbina, sin necesidad de intercambiador de calor de

ningún tipo [33]. Solo existen dos centrales españolas que empleen reactores de este tipo, Santa María de Garoña y Cofrentes [10]. Al contrario, entonces de lo que ocurría para los reactores de agua a presión, los de agua en ebullición presentan unos mayores problemas de contaminación en caso de fuga de combustible, y también se caracterizan por tener una eficiencia de funcionamiento menor. En la figura 2.11. se presenta el correspondiente esquema de estos reactores.

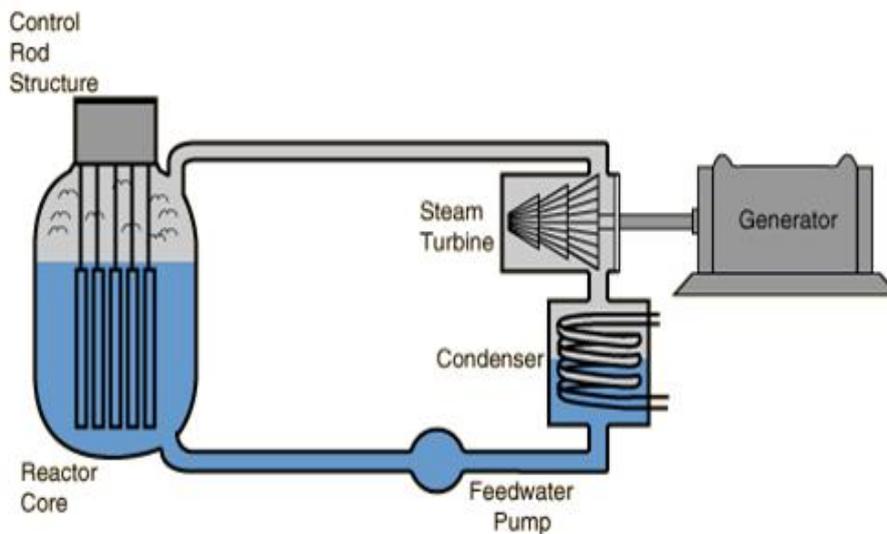


Figura 2.11. Esquema de un reactor de agua en ebullición (BWR) [38]

B. Reactores de agua pesada (*Heavy Water Reactor, HWR*)

Este tipo de reactor, tal y como su nombre indica, se caracteriza por emplear agua pesada (compuesta por dos átomos de deuterio y uno de oxígeno) como moderador y refrigerante, y también por utilizar como combustible Uranio natural en forma de óxido, introducido en tubos que serían de circonio aleado, en lugar de usar el Uranio enriquecido típico de los diseños de agua ligera.

El reactor más conocido de este tipo sería el CANDU (acrónimo de *Canada Deuterium Uranium*), el cual fue desarrollado en Canadá a finales de la década de los 50, utilizándose como base el diseño de los reactores PWR [39]. Los reactores CANDU presentan los tubos del combustible atravesando de forma horizontal un gran depósito (llamado “calandria”), en cuyo interior se encuentra albergado el material moderador, siendo estos tubos refrigerados también con agua pesada y formándose así el circuito primario de refrigeración. El agua pesada no llega nunca a evaporarse, ya que esto es evitado por la alta presión existente dentro del depósito, produciéndose el vapor en unos intercambiadores de calor por los que circula agua ligera [11]. Existen a su vez diversas barras de control, las cuales penetran en la calandria de forma vertical, que son empleadas para realizar el control de todo el proceso. En la figura 2.12 se puede apreciar el esquema de este tipo de reactores.

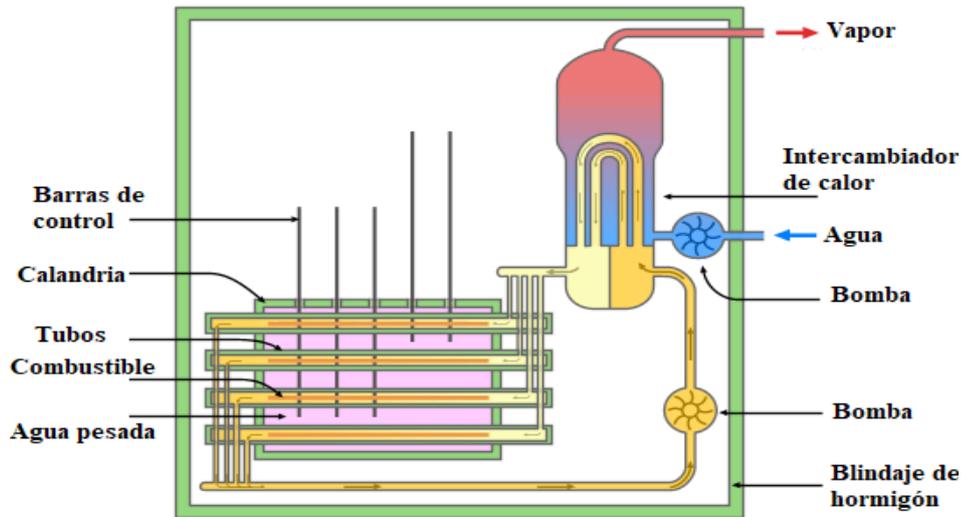


Figura 2.12. Esquema de un reactor CANDU [11]

Estos reactores requieren una mayor longitud de moderación que los otros diseños estudiados, siendo necesaria, a su vez, una mayor relación volumétrica de moderador/combustible que en los reactores de agua ligera, resultando en vasijas mayores. El recambio del combustible se realiza en este caso de forma continua, llevándose a cabo durante la operación del reactor [39].

C. Reactores refrigerados por gas (Gas Cooled Reactor, GCR)

Este tipo de reactor nuclear utiliza como combustible Uranio natural en forma de metal, introducido en tubos de una aleación de magnesio denominada “magnox”; el material moderador sería grafito y como refrigerante se usa un gas, anhídrido carbónico (CO_2) [33]. Estos reactores, desarrollados principalmente en Reino Unido y Francia, generan el vapor mediante un circuito intercambiador de calor, pudiendo estar en el exterior o el interior de la vasija que contiene el núcleo.. En la figura 2.13 se puede observar un esquema de lo que sería un reactor GCR.

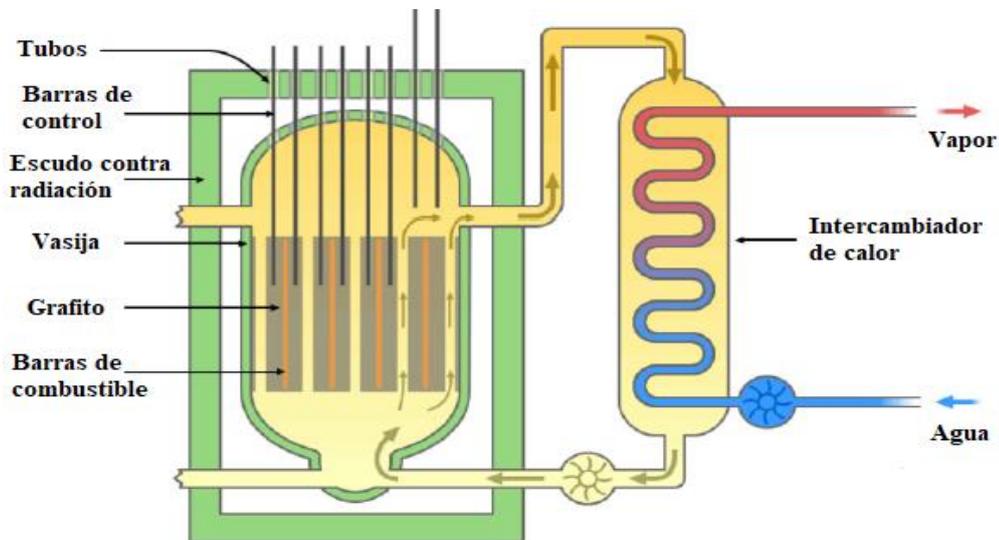


Figura 2.13. Esquema de un reactor GCR [40]

D. Reactores avanzados refrigerados por gas (*Advanced Gas Cooled Reactor, AGR*)

Este tipo de reactores puede considerarse como un sucesor de los reactores GCR, siendo principalmente desarrollados en Reino Unido. Las principales novedades respecto al reactor anterior serían que el combustible nuclear empleado sería Uranio enriquecido en forma de óxido, en lugar de Uranio natural, introducido en tubos de acero inoxidable, y que la vasija (de hormigón pretensado) contiene su interior los intercambiadores de calor [41], como puede observarse en la figura 2.14.

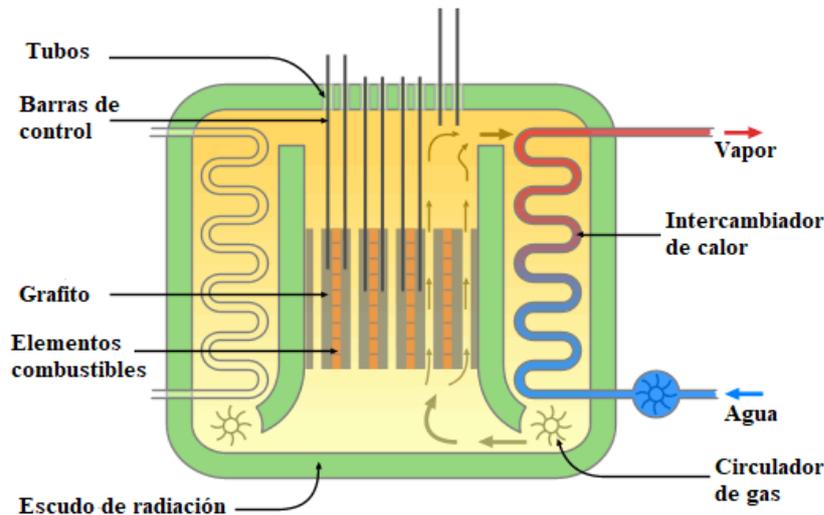


Figura 2.14. Esquema de un reactor AGR [42]

E. Reactores de IV generación

Resulta interesante agrupar en un mismo grupo a los llamados reactores nucleares “de IV generación”, que serían los proyectos, programas e iniciativas para el desarrollo y prueba de varios sistemas nucleares muy innovadores, los cuales se estima que podrían estar en comercialización a partir de 2030. El desarrollo de las tecnologías nucleares de IV generación es coordinada por el Foro Internacional de IV Generación (con sus siglas en inglés, *GIF*), organización internacional fundada en 2001 [43]. Actualmente, se encuentran en su mayoría aún en fase de diseño y su desarrollo plantea importantes desafíos (especialmente en cuanto a materiales y combustibles), siendo necesario invertir el suficiente tiempo y recursos para su definitiva implementación. No obstante, se estima que estos diseños sobresaldrán por su gran seguridad, fiabilidad y sostenibilidad (lográndose minimizar el volumen y el período de gestión de los residuos radiactivos) [44]. De entre los reactores de este tipo, destacan los siguientes:

- i. Reactor refrigerado por gas a alta temperatura (*High Temperature Gas Reactor, HTGR*):
Este tipo sería una nueva evolución de los reactores nucleares refrigerados por gas, estando desarrollados principalmente en Alemania, Reino Unido y Estados Unidos. Las principales diferencias respecto al diseño AGR serían: La sustitución del anhídrido carbónico por Helio (He) como refrigerante, el uso de combustible cerámico en vez de metálico, y que las

temperaturas del gas con el que se trabaja serían mucho más elevadas [41]. En este sentido, algunas de las ventajas que se conseguirían serían que las altas temperaturas aumentarían la eficiencia eléctrica neta (es decir, la relación entre los MW de electricidad suministrados a la red y los MW de energía térmica producida) y que la disponibilidad de fluidos de alta temperatura permitiría, por ejemplo, la producción de H₂ [43].

ii. Reactor reproductor rápido de metal líquido (*Liquid Metal Fast Breeder Reactor, LMFBR*):

Las principales características que destacan de estos reactores es que no emplean moderador (siendo, por tanto, la mayoría de las fisiones producidas por neutrones rápidos) y que la refrigeración y la transferencia de calor se lleva a cabo mediante un metal líquido, principalmente sodio y litio, siendo el sodio el más abundante y más comúnmente empleado. Además, se les atribuye el término “reproductor rápido” debido a su capacidad para regenerar, es decir, de crear más material fisionable del que se consume [41]. La reacción de reproducción más común es en la que interviene el Uranio-238 no fisible, ya que este Uranio-238 puede convertirse eficazmente en Plutonio-239; así pues, los neutrones que escapan incidirían en la zona fértil del U-238, que actuaría para producir de este modo el Pu-239.

En la figura 2.15 se presenta un diagrama esquemático de un reactor de este tipo, de donde el refrigerante (sodio líquido) saldría a una temperatura aproximada de 650 °C y a presión atmosférica. El calor sería transferido a continuación a un circuito de sodio secundario que acaba finalmente transfiriendo su calor a un intercambiador térmico, mediante lo cual se produce el vapor para llegar a accionar la turbina.

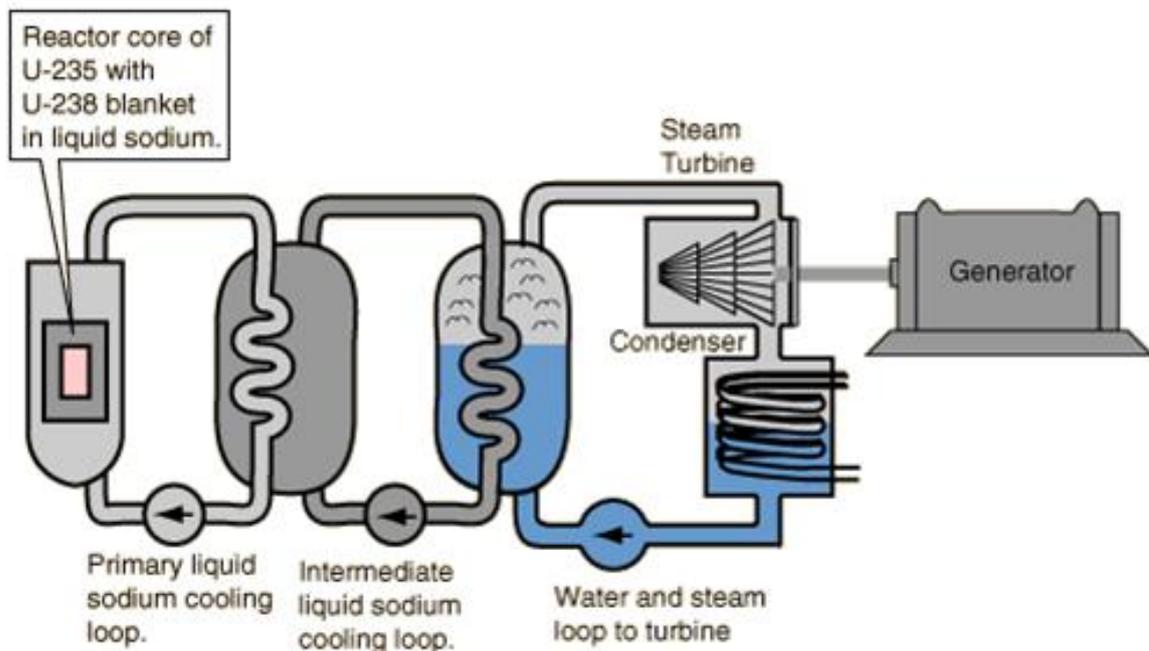


Figura 2.15. Esquema de un reactor LMFBR [45]

- iii. Reactor de sales fundidas (*Molten Salt Reactor, MSR*): En este caso, el reactor no utilizaría combustible sólido, sino que, en la mayoría de los diseños, el combustible nuclear es disuelto en el refrigerante de sal fundida de fluoruro como tetrafluoruro de Uranio (UF_4). El diseño de estos reactores se caracteriza por trabajar a bajas presiones y a muy altas temperaturas, permitiéndose obtener grandes eficiencias térmicas. Las mezclas de sales fundidas, además, son muy estables en el campo conjunto de radiación y temperatura, y su presión de vapor además es baja, lo cual ayuda a simplificar el proyecto de la vasija del reactor y del intercambiador de calor primario [28]. Otra característica que sobresale es la temperatura de ebullición de las sales (alrededor de los 1400 °C), por lo que, al encontrarse el proceso a unas temperaturas de entre 700 y 800 °C, las sales no alcanzarían la ebullición, representando esto una medida de seguridad inherente del propio reactor.

3. MARCO LEGAL EN ESPAÑA

Como ya ha sido comentado, los residuos radiactivos presentan una especial naturaleza y peligrosidad inherente, lo cual provoca que su gestión y tratamiento sea totalmente diferente que para los residuos comunes o domésticos. En cuanto a la legislación se refiere, esto no sería una excepción, pudiendo encontrarse diversas normativas y organismos específicos para este tipo de residuos. En este apartado del trabajo, se abordará la situación legislativa de estos residuos, poniendo especial énfasis en el marco legal en España.

En primer lugar, desde un punto de vista internacional, cabe mencionar que España forma parte de la Comunidad Europea de la Energía Atómica (Euratom) desde la firma del Tratado de Madrid el 12 de junio de 1985 [46]. Este organismo público europeo, cuya creación se remonta a 1957, tiene como objetivo el favorecer aquellas condiciones necesarias para la creación de una industria nuclear en el territorio de sus Estados Miembros, y establecer a su vez las medidas que resulten necesarias para disponer de un mercado común en materia nuclear. Para ello, sus medidas se pueden agrupar en los siguientes tres grandes ámbitos: El establecimiento de normas de seguridad uniformes para asegurar así la protección radiológica de la población y de los trabajadores, el uso de los controles adecuados para asegurar que los materiales nucleares no sean utilizados para fines distintos de aquellos a los que estén destinados, y establecer con el resto de países y organizaciones internacionales aquellas relaciones que promuevan el progreso en el uso pacífico de la energía nuclear.

Aunque los Estados miembros siguen conservando la mayoría de las competencias en política energética, es cierto que el Tratado Euratom ha alcanzado un importante grado de armonización a nivel europeo. Algunas de sus normas más relevantes son [46]:

- Directiva 2006/117/EURATOM, relativa a la vigilancia y al control de los traslados de residuos radiactivos y combustible nuclear gastado, siempre que los traslados se realicen entre países miembros de la Comunidad Europea.
- Directiva 2011/70/EURATOM, por la que se establece un marco comunitario para la gestión responsable y segura del combustible nuclear gastado y del resto de residuos radiactivos.
- Directiva 2013/51/EURATOM, que establece requisitos para la protección sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas presentes en las aguas destinadas al consumo humano.
- Directiva 2014/87/EURATOM, que modifica a la Directiva 2009-71-EURATOM) y establece un marco comunitario para la seguridad de las instalaciones nucleares.

En España, dentro del marco general por el que se regula la energía nuclear en España, se

establecen las responsabilidades de los diferentes actores, así como la distribución de funciones entre las autoridades competentes, que actuarán de forma coordinada en todos los casos. El marco legislativo y reglamentario se encuentra integrado por una serie de normas fundamentales, entre las que se encuentran la Ley 25/1964, del 29 de abril, sobre energía nuclear, (la cual recoge desde la definición sobre qué es un residuo radiactivo hasta quién se encarga de la vigilancia de las instalaciones nucleares y radiactivas o de la gestión y tratamiento de los residuos radiactivos), la Ley 15/1980, del 22 de abril, de creación del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) y la Ley 12/2011, del 27 de mayo, sobre responsabilidad civil por daños nucleares o producidos por materiales radiactivos. Del mismo modo, habría que destacar el Real Decreto 102/2014, del 21 de febrero, para la gestión responsable y segura del combustible nuclear gastado y los residuos radiactivos, el cual completa en el marco español la transposición de la Directiva 2011/70/Euratom [47].

España dispone de un programa nacional de gestión del combustible nuclear gastado y de los residuos radiactivos desde el año 1987, denominado “Plan General de Residuos Radiactivos” (PGRR), siendo un documento en el que se recogen las estrategias, actuaciones necesarias y soluciones técnicas a desarrollar a nivel nacional en el corto, medio y largo plazo en relación a los residuos radiactivos, el desmantelamiento de las instalaciones y a su estudio económico-financiero. Tras la aprobación del primer PGRR, el Consejo de Ministros ha aprobado sucesivos Planes en los años 1989, 1991, 1994, 1999 y 2006, encontrándose actualmente en vigor este último, el Sexto PGRR, aprobado el 23 de junio de 2006 [48, 49].

Los organismos o entidades que conforman el marco organizativo en la materia en España son los que se presentan a continuación.

- 1) Gobierno: El Gobierno define la política sobre gestión del combustible nuclear gastado y los residuos radiactivos, mediante la aprobación del Plan General de Residuos Radiactivos (PGRR), y aprueba los desarrollos normativos en la materia.
- 2) Administración del Estado: El Ministerio de Energía correspondiente sería el competente en materia de energía nuclear, disponiendo de funciones como las de conceder las autorizaciones relativas a las instalaciones nucleares y radiactivas, gestionar los registros administrativos en relación al transporte de materiales nucleares y radiactivos, llevar a cabo el seguimiento del cumplimiento de los compromisos internacionales en materia de energía nuclear, etc. Otros ministerios pueden intervenir en ciertos procedimientos, tales como el Ministerio de Medio Ambiente correspondiente, que emitiría la Declaración de Impacto Ambiental requerida para ciertos proyectos, o el propio Ministerio del Interior, que podría intervenir en materia de protección física y de protección civil y emergencias [49].
- 3) El Consejo de Seguridad Nuclear (CSN): Único organismo competente del Estado en materia de seguridad nuclear y de protección radiológica, siendo un ente de derecho público

independiente de la Administración General del Estado. Algunas de sus principales funciones, establecidas en el artículo 2 de la Ley 15/1980, serían las siguientes [49]:

- Emitir informes preceptivos al Ministerio de Energía sobre la concesión de las autorizaciones legalmente establecidas, siendo dichos informes de carácter vinculante.
- Proponer al Gobierno las reglamentaciones necesarias en el ámbito de su competencia, así como también desarrollar instrucciones, guías y circulares de carácter técnico.
- Controlar las medidas de protección radiológica de los trabajadores expuestos, del público y del medio ambiente. Asimismo, el CSN se encarga de evaluar el impacto radiológico ambiental de las instalaciones nucleares.
- Suspender el funcionamiento de las actividades e instalaciones por razones de seguridad.
- Emitir informe previo sobre el PGRR que el Ministerio de Energía eleva al Gobierno, para su aprobación.

Así pues, sobre el CSN recae la responsabilidad de la vigilancia y el control de los residuos radiactivos generados en cada una de las instalaciones nucleares y radiactivas del país, cubriendo todas las fases de generación, acondicionamiento, transporte y almacenamiento. El objetivo de todos estos controles no sería otro que el de garantizar que la gestión de los residuos radiactivos es completamente segura y no supone riesgo radiológico inaceptable para las personas y el medio ambiente, tanto en el momento presente como en el futuro [48].

- 4) ENRESA: ENRESA es una entidad pública empresarial española autorizada para llevar a cabo la gestión y tratamiento de los residuos radiactivos. Fue creada mediante el Real Decreto 1522/1984, del 4 de julio, y sus accionistas son el Centro de Investigaciones Energéticas Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), con un 80 %, el cual se trata de un organismo público de investigación adscrito actualmente al Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, y la Sociedad Estatal de Participaciones Industriales (SEPI), con el restante 20 %, que es una entidad adscrita al actual Ministerio de Hacienda.

Algunas funciones concretas de esta entidad serían: Establecer sistemas para la recogida, transferencia y transporte de los residuos, buscar emplazamientos, diseñar, construir y operar instalaciones para el almacenamiento temporal y definitivo de los mismos, elaborar y gestionar el Inventario Nacional de Combustible Nuclear Gastado y Residuos Radiactivos, en el cual seguirán incluidos todos los residuos almacenados con carácter definitivo, tras el cierre de la instalación correspondiente, etc.

- 5) Productores: Son los titulares de las instalaciones nucleares y radiactivas que generan los residuos radiactivos a gestionar por ENRESA, existiendo para ello unos contratos entre ambas partes donde se establecen las relaciones y las respectivas responsabilidades.

Se puede decir entonces que España dispone de una notable infraestructura con la que llevar a cabo una gestión segura y eficaz de todos los residuos radiactivos que se generen en el país. A modo de resumen, en la figura 3.1 se muestra el esquema organizativo del sistema nacional de gestión de combustible nuclear gastado y residuos radiactivos.

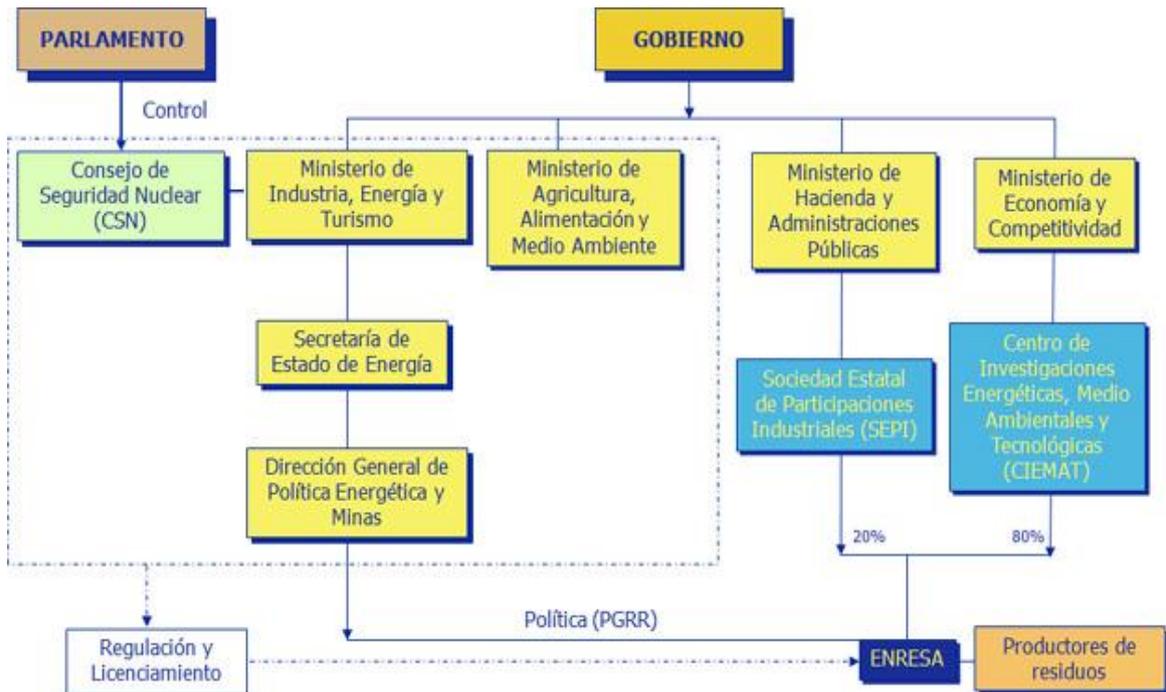


Figura 3.1. Esquema organizativo del sistema nacional de gestión [49]

4. LA PROBLEMÁTICA DE LOS RESIDUOS RADIATIVOS

En este apartado del trabajo se va a proceder a ahondar en el ámbito de los residuos radiactivos, término que engloba a cualquier sustancia carente de valor que contenga o esté contaminada por radionucleidos en cantidades superiores a los límites legales establecidos. Se señalarán, en primer lugar, las distintas formas que se pueden utilizar para clasificar y caracterizar los residuos de este tipo (lo cual resulta esencial para llevar a cabo una correcta gestión de los mismos), tras lo cual se indicarán todas aquellas actividades que pueden originar residuos radiactivos, comentándose además los valores medios de producción de éstos y, finalmente, se explicarán todos aquellos impactos que se pueden producir en los seres humanos y el medio ambiente como consecuencia de ellos, así como distintos métodos de protección que se pueden implantar para disminuir o hacer desaparecer esos impactos.

4.1.- Clasificación de los residuos radiactivos

Los sistemas de clasificación pueden elaborarse partiendo de distintas consideraciones, como podrían ser la seguridad operativa a largo plazo, la disponibilidad de instalaciones de gestión o disposición final de los residuos, o las exigencias en materia de ingeniería de procesos. Como ya se ha comentado, resulta necesario establecer una clasificación de los residuos radiactivos que se generan, siempre con el objetivo de gestionar el mejor tratamiento posible; las distintas ventajas que presenta el disponer de una buena clasificación de los residuos aparecen resumidas a continuación [50].

- Desde el punto de vista legal y reglamentario, la clasificación ayuda a:
 - Elaborar leyes.
 - Establecer requisitos y criterios reglamentarios.
- Desde el punto de vista conceptual, ayuda a:
 - Concebir estrategias de gestión de residuos.
 - Planificar y diseñar instalaciones de gestión de residuos.
 - Asignar ciertos residuos a una técnica de acondicionamiento concreta o a una instalación de disposición final determinada.
- Desde el punto de vista operativo, ayuda a:
 - Señalar los posibles peligros asociados a los tipos de residuos radiactivos.
 - Facilitar el mantenimiento de registros.
 - Concretar actividades operativas y organizar los trabajos en relación con los residuos.

- Desde el punto de vista comunicativo, ayuda a:
 - Facilitar los términos o siglas más conocidos, para mejorar así la comunicación entre todas las partes interesadas dentro de la gestión de residuos radiactivos (entidades generadoras, gestoras de residuos, reguladores y el público).

Cabe comentar que existen múltiples clasificaciones posibles para los residuos radiactivos, en función de los criterios que se tengan en cuenta; así pues, aunque no exista una única clasificación universalmente aceptada, los criterios predominantes que más se manejan hoy en día serían los que se presentan a continuación.

➤ Estado físico

Este primer criterio resulta esencial ya que de esta primera clasificación dependerá en gran parte los distintos tratamientos o acondicionamientos que recibirá el residuo, según se encuentre en fase sólida, líquida o gaseosa. Por ejemplo, para el almacenamiento definitivo del residuo, éste debe presentarse en estado sólido, mientras que cuando la gestión prevea el vertido autorizado, éstos deben encontrarse en forma gaseosa o líquida, para favorecer de esta forma la aplicación de factores de dilución [51].

➤ Período de semidesintegración de los radionucleidos

El período de semidesintegración se define como el tiempo que debe transcurrir para que la actividad de un radionucleido pase a ser la mitad de la que se tenía inicialmente, el cual puede variar entre fracciones muy pequeñas de segundo a millones de años; en este sentido, se pueden señalar, a modo de ejemplos, los períodos de semidesintegración de algunos radionucleidos, como el Oxígeno-15 (^{15}O), con un período de semidesintegración de 122 segundos, o el Uranio-235 (^{235}U), en cuyo caso es igual a $7,038 \cdot 10^8$ años [52]. Se puede observar claramente que las diferencias en el valor de este parámetro, el cual condiciona las soluciones a poner en práctica a largo plazo, son muy importantes en función del radionucleido que se esté considerando.

Así pues, atendiendo a este parámetro, los residuos pueden clasificarse como [53]:

- *Residuos de vida muy corta*: Son aquellos que decaen a niveles radiactivos no significativos tras algunos meses o pocos años. Principalmente, contienen radionucleidos con períodos del orden de unos 90 días.
- *Residuos de vida corta*: Residuos de este tipo serían aquellos que decaen a niveles radiactivos no significativos durante un período en el que es posible garantizar el mantenimiento del control institucional sobre el lugar donde se han situado. Los principales componentes radiactivos de estos residuos tienen períodos máximos de semidesintegración de unos 30 años. Un ejemplo de este tipo podría ser el Estroncio-90 (^{90}Sr).

- *Residuos de vida larga*: El decaimiento de estos residuos necesita períodos de tiempo tan grandes que no se puede garantizar el mantenimiento del control institucional. En este caso, sus componentes radiactivos presentan períodos de semidesintegración superiores a ese límite de 30 años.

➤ Naturaleza de la radiación emitida

Los residuos pueden clasificarse también en emisores alfa, beta y gamma, ya que los radionucleidos de los residuos radiactivos pueden llegar a desintegrarse de formas diferentes, dando lugar de este modo a la emisión de diferentes partículas o radiaciones. Cabe señalar la importancia de este tercer criterio de clasificación, ya que, como cada tipo de radiación interacciona de forma distinta con la materia, condiciona las barreras de protección, los sistemas de manejo de los residuos y, en general, la exposición a las radiaciones en el lugar de almacenamiento [22].

➤ Actividad específica

La actividad específica es la actividad (número de transformaciones nucleares espontáneas) por unidad de masa o volumen de material radiactivo, siendo su unidad de medida en el Sistema Internacional el becquerelio (Bq), el cual se define como la actividad de una cantidad de material radiactivo con decaimiento de un núcleo por segundo; el becquerelio equivale, por tanto, a una desintegración nuclear por segundo.

En general, una cierta porción de residuo contendrá distintos radionucleidos, teniendo cada uno de ellos una determinada actividad específica, quedando definido un valor límite para cada radionucleido, por encima del cual se considera al residuo como de alta actividad. Este criterio de clasificación también es importante, ya que determina los problemas de protección a corto plazo que puedan surgir, debido a que el blindaje y las precauciones que se deben tomar durante el manejo y el transporte se ven condicionadas en gran manera por el nivel de actividad de los residuos que se estén considerando [22]. Por ejemplo, los residuos de baja actividad normalmente no requieren ningún tipo de blindaje para su manipulación y transporte, aunque sí que deben manipularse en sistemas de confinamiento que eviten así su dispersión, mientras que los de alta actividad, debido a su gran contenido radiactivo, generan cierto calor que provoca el aumento de su propia temperatura si no se mantienen refrigerados de forma correcta [53].

➤ Radiotoxicidad

Esta última propiedad define la peligrosidad de los residuos radiactivos desde el punto de vista biológico, englobando a su vez distintos parámetros, como el período de semidesintegración ya comentado, la velocidad con la que es eliminado del organismo por medio de los procesos orgánicos que tienen lugar, el tipo de radiación o si tiende a fijarse selectivamente en determinados tejidos u órganos. Este criterio resulta útil para para fijar los requisitos de protección y seguridad que deben cumplir aquellas instalaciones en las que se manipulen sustancias radiactivas, con el objetivo de

reducir de manera adecuada el riesgo de irradiación interna [22].

Tanto la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) como el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) y el Organismo de Energía Atómica de las Comunidades Europeas (EURATOM) recomiendan, atendiendo a este criterio, la siguiente clasificación en cuatro grupos, en función de su grado de radiotoxicidad por unidad de actividad.

Tabla 4.1. Clasificación y ejemplos de radiotoxicidad [22,54]

Categorías	Ejemplos
Grupo A: Muy alta toxicidad	Radio-226 (^{226}Ra), Plutonio-239 (^{239}Pu), Americio-241 (^{241}Am)
Grupo B: Media-alta toxicidad	Estroncio-90 (^{90}Sr), Yodo-125 (^{125}I), Yodo-126 (^{126}I), Yodo-131 (^{131}I)
Grupo C: Media-baja toxicidad	Fósforo-32 (^{32}P), Oro-198 (^{198}Au), Molibdeno-99 (^{99}Mo)
Grupo D: Más baja toxicidad	Hidrógeno-3 (^3H), Cromo-51 (^{51}Cr), Tecnecio-99 (^{99}Tc), Uranio natural (U)

Como se ha comprobado, existen numerosos y diversos criterios a seguir para clasificar a los residuos radiactivos. No obstante, desde el punto de vista de la gestión de estos residuos, en España sí existe una clasificación generalizada en función del valor absoluto de la actividad que presenten y de la naturaleza de dicha actividad, considerándose entonces 2 tipos fundamentales de residuos radiactivos [21,22,55].

- *Residuos de baja y media actividad (RBMA)*: Las principales características que definen a estos residuos serían las siguientes:
 - No generan calor por efecto de la desintegración.
 - Presentan una actividad específica baja por elemento radiactivo.
 - Contienen radionucleidos emisores beta o gamma (β , γ) con períodos de semidesintegración inferiores a los 30 años, lo cual quiere decir que consiguen reducir su actividad a menos de la milésima parte en un período máximo de 300 años.
 - Su contenido en emisores alfa (α) es inferior a 0,37 GBq/t.
- *Residuos de alta actividad (RAA)*: Estos residuos se caracterizan, en cambio, por lo siguiente:
 - Generalmente, sí que desprenden calor.
 - Los radionucleidos que contienen presentan un período de semidesintegración superior a 30 años.

- Contienen radionucleidos emisores alfa (α) de vida larga en concentraciones apreciables por encima de 0,37 GBq/t.

Sin embargo, no todos los países emplean la misma clasificación de residuos radiactivos. Por ejemplo, en el caso de Francia, la *Comission Nationale d'Evaluation* (CNE) ha señalado tres categorías: Categorías A, B y C, en función del nivel de actividad de los residuos, así como su naturaleza y los períodos de semidesintegración; estas tres categorías se asocian a radiaciones alfa, en cantidades pequeñas, significativas y grandes, respectivamente [56]. Por este motivo, la Comisión de la Unión Europea recomienda unificar criterios y seguir la clasificación que se presenta a continuación [57].

- *Residuos radiactivos de transición*: Estos residuos, principalmente de origen médico, son aquellos que se desintegran durante un período relativamente corto de almacenamiento temporal, pudiendo pasar después a ser gestionados fuera del sistema reglamentario de control, siempre que se consiga respetar unos valores de liberación.
- *Residuos de baja y media actividad* (con las siglas *LILW* en inglés): Aquellos residuos cuya concentración en radionucleidos provoca que la generación de energía térmica durante su evacuación es suficientemente baja, estableciéndose los valores aceptables en función del lugar de evacuación tras una evaluación de seguridad. En este caso, se pueden encontrar la siguiente subclasificación:
 - *Residuos de vida corta (LILW-SL)*: Contienen nucleidos cuya vida media resulta inferior o igual a la del Cesio-137 (^{137}Cs) y el Estroncio-90 (^{90}Sr), es decir, treinta años, aproximadamente, teniendo una concentración de radionucleidos alfa de vida larga limitada a 400 Bq/g en el volumen total de residuos.
 - *Residuos de vida larga (LILW-LL)*: Contienen radionucleidos y emisores alfa de vida larga, cuya concentración es superior a los límites aplicables a los residuos de vida corta.
- *Residuos de alta actividad*: Estos tipos de residuos son aquellos que poseen una concentración de radionucleidos tal que debe tenerse en cuenta la generación de energía térmica durante su almacenamiento y evacuación.

4.2.- Orígenes de los residuos radiactivos

Existen numerosas actividades que generen este tipo de residuos, de tal manera que se puede decir que el origen de estos es tan diverso como lo son las aplicaciones de las radiaciones ionizantes. No obstante, es posible agrupar todos los diferentes orígenes de los residuos en tres procedencias fundamentales: Aplicaciones de los radioisótopos en medicina, industria o investigación, la

producción de energía eléctrica de origen nuclear (incluyéndose los residuos producidos durante todas las etapas por las que pasa el combustible nuclear hasta ser usado en los reactores nucleares, los residuos de funcionamiento de las centrales nucleares y aquellos generados en la gestión del combustible gastado) y la clausura de instalaciones nucleares y radiactivas [10]. Estos dos últimos bloques serían los que generan la mayor cantidad de residuos radiactivos, pudiendo llegar la cifra al 95 % de la producción total de este tipo de residuos; las otras aplicaciones que se han mencionado serían, por su parte, “los pequeños productores”, ya que el volumen de residuos radiactivos que generan es muy pequeño comparado con el originado en la producción de energía nucleoelectrónica, pudiendo llegar a afirmarse que siempre es inferior al 10 %, sin que esto quiera decir, por supuesto, que su gestión carezca de importancia o deba ser menos exhaustiva [58].

A continuación, se explicarán en más detalle las actividades que pueden ser originadoras de residuos, centrándose en primer lugar en aquellas que originen residuos radiactivos de media y baja actividad, para pasar después a aquellas que provoquen la aparición de residuos con una actividad más alta.

4.2.1.- Orígenes de los residuos de baja y media actividad

Los principales orígenes de este tipo de residuos aparecen reflejados en la figura 4.1, pudiendo observarse que principalmente se originan en aquellas actividades pertenecientes al ámbito de la medicina, industria o investigación.

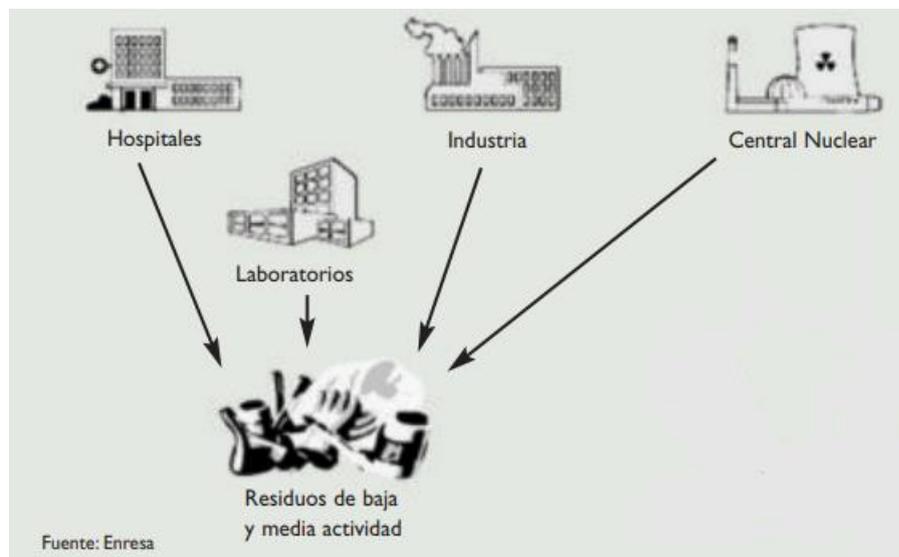


Figura 4.1. Principales orígenes de los residuos radiactivos de baja y media actividad [59]

En el ámbito de la medicina, se utilizan radiosótopos tanto para el diagnóstico como para la terapia de diversas enfermedades, pudiendo utilizarse estas aplicaciones mediante la inyección o aplicación de los materiales radiactivos (fuentes no encapsuladas), o a través de irradiación mediante

fuentes encapsuladas. Esto es importante ya que influye en la generación de residuos, de manera que en el primero de los casos, los residuos se originan fruto de los radiosótopos aplicados, mientras que en el segundo, el residuo sería la propia fuente encapsulada cuando su actividad decae por debajo de un determinado nivel [60]. Las fuentes no encapsuladas, con elementos radiactivos normalmente en estado líquido, se suelen utilizar para fines de diagnóstico de ciertos órganos, como el diagnóstico mediante trazadores (^{99}Tc , ^{201}Tl , ^{67}Ga), o bien para el tratamiento de la sangre (^{32}P) y de enfermedades del tiroides (^{131}I); estas actividades generan tantos residuos radiactivos sólidos (algodones, jeringuillas, etc.) como líquidos (principalmente líquidos de centelleo). Dentro de las fuentes encapsuladas, por su parte, uno de los elementos más utilizados sería el Cobalto-60 (^{60}Co), siendo su aplicación principal el tratamiento de tumores [10,22]. A modo de ejemplo, en la figura 4.2 se pueden ver algunos de los residuos radiactivos que podrían encontrarse en el ámbito de la medicina.



Figura 4.2. Ejemplo de residuos radiactivos en el ámbito de la medicina [61]

En cuanto al ámbito de la industria, está especialmente extendido el uso de fuentes encapsuladas para obtener medidas de nivel, humedad, densidad o espesor en procesos continuos o sin facilidad de acceso, teniendo éstas una actividad baja; se pueden encontrar, por otro lado, fuentes con una actividad mayor (fuentes de radiación gamma) siendo utilizadas en ensayos no destructivos en construcciones metálicas (proceso de gammagrafía) y en esterilización industrial [10,22]. Este proceso consiste en colocar la fuente de radiación en cuestión cerca del objeto de estudio y obtener una radiografía del mismo, con el objetivo de comprobar la existencia de defectos en las soldaduras; las fuentes más utilizadas para esta técnica serían el Yodo-192 (^{192}I) y, al igual que ocurría en el ámbito de la medicina, el Cobalto-60 (^{60}Co), aunque también se siguen utilizando algunas fuentes de Cerio-137 (^{137}Ce), estroncio e iridio [62].

Pasando a los centros de investigación, cabe comentar que se pueden producir residuos de muy diversos tipos, debido a que se usan en procesos muy distintos una gran variedad de isótopos.

Los residuos suelen proceder de reactores de enseñanza e investigación, celdas calientes metalúrgicas, plantas piloto y servicios de descontaminación [6]. Ejemplos de aplicaciones en este sentido donde puedan usarse radioisótopos podrían ser: La localización de yacimientos carboníferos mediante el uso de fuentes radiactivas en los sondeos y un detector para determinar de este modo la estructura, espesor y profundidad del yacimiento en cuestión; también la determinación cronológica de objetos en yacimientos arqueológicos mediante la técnica del Carbono-14 (^{14}C), o también, dentro del sector químico, podrían utilizarse isótopos radiactivos para determinar la velocidad de una reacción reversible y poder establecer, de esta forma, las condiciones de equilibrio [62].

4.2.2.- Orígenes de los residuos de alta actividad

En cuanto a los residuos de alta actividad, éstos proceden principalmente de la producción de energía eléctrica de origen nuclear (abarcando todas las etapas del ciclo del combustible nuclear) y también de la correspondiente clausura y desmantelamiento de las instalaciones nucleares. En cuanto a la producción de energía eléctrica, el ciclo del combustible nuclear se puede definir como la secuencia de operaciones y procesos a los que se somete el combustible utilizado en las centrales nucleares, instalaciones industriales, centros de investigación, etc. (principalmente Uranio metal, carburo de Uranio y óxido de Uranio), desde la propia extracción de la materia prima inicial, como sería el mineral de Uranio, hasta el almacenamiento definitivo de los residuos de los combustibles gastados o irradiados [22,63].

El ciclo del combustible nuclear se puede dividir en dos grandes etapas: Una primera parte, antes del reactor nuclear (en cuyo interior, el Uranio contenido en el elemento combustible se fisiona, generándose entonces una gran cantidad de energía y originándose de este modo los productos de fisión), y una segunda parte, después del reactor, donde tendrían lugar un conjunto de operaciones que tienen el objetivo de incorporar el residuo generado en una matriz sólida, no dispersable y, si es el caso, reciclar y reutilizar el Uranio y el Plutonio que todavía pudiesen quedar en el combustible [63].

4.2.2.1.- Primera parte del ciclo del combustible nuclear

Analizando en primer lugar la primera parte del ciclo del combustible nuclear, cabe decir que ésta engloba 5 grandes actividades, tras las cuales se llegaría a lo que sería el propio reactor nuclear de la instalación. En la figura 4.3 se puede observar un esquema de lo que serían estas grandes etapas, las cuales abarcan desde la extracción del mineral de partida hasta la fabricación de los elementos combustibles que son introducidos en el reactor; así pues, se procede a continuación a explicar en detalle cada una de estas actividades.

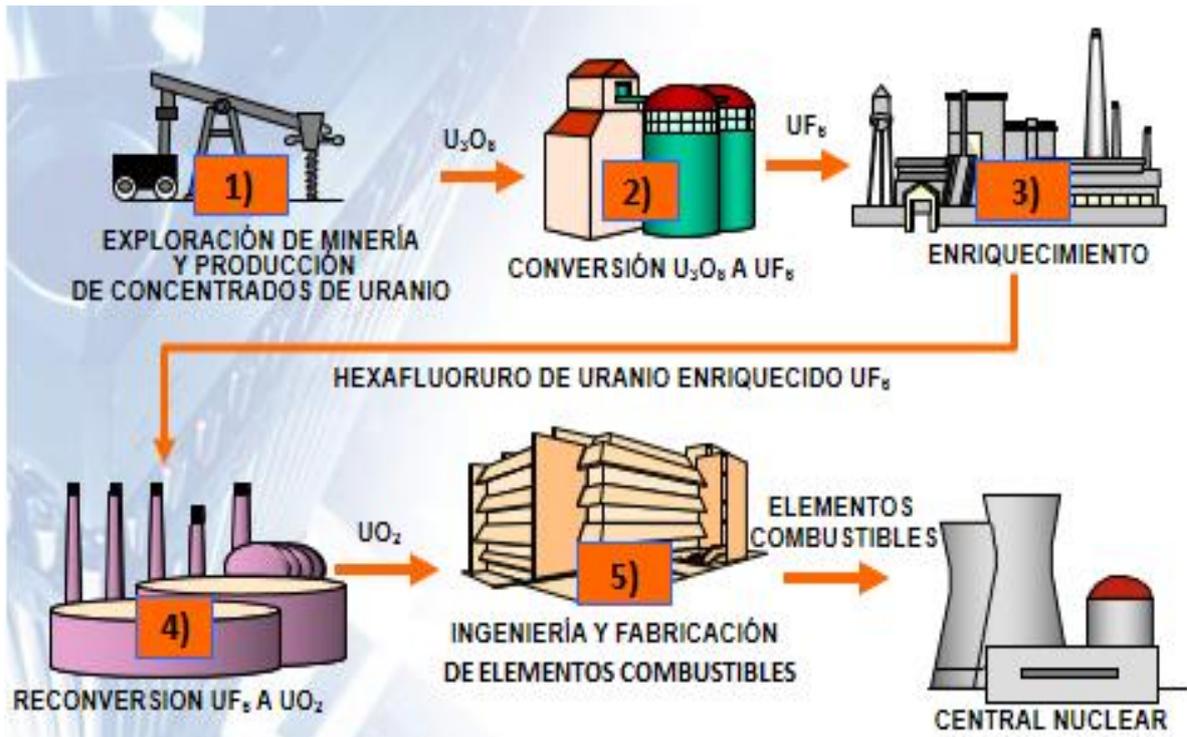


Figura 4.3. Primera parte del ciclo de combustible nuclear [64]

- Minería y Producción de concentrados de Uranio: Como ya se ha comentado, el combustible empleado fundamentalmente en los reactores comerciales actuales es el Uranio (con símbolo químico U y número atómico, 92), elemento químico metálico de color grisáceo de la serie de los actínidos; descubierto en 1789 por el físico alemán M. H. Klaproth, se localiza principalmente en la corteza terrestre y no tiene otro uso más que como combustible nuclear [65]. Cabe mencionar que también existe Uranio en cantidades pequeñas en ciertos fosfatos de origen marino, pero su explotación resulta mucho más cara en la actualidad, aunque hay que tener en cuenta que existen unas 150 variedades minerales distintas, como, por ejemplo, la uranita o la pitchblenda.

El proceso de minería consiste en la extracción de las vetas de Uranio del subsuelo, lo cual puede llevarse a cabo con métodos similares a la minería de otros metales, aunque siempre se deben tomar ciertas preocupaciones para que no se produzca la contaminación radiactiva del entorno, por pequeña que sea. Así pues, la minería del Uranio puede ser, en primer lugar, subterránea, mediante galerías y pozos, aunque esta técnica presenta la desventaja de provocar un alto impacto radiológico en los trabajadores de la mina. También se puede efectuar a cielo abierto, mediante la creación de bancos y el uso de explosivos, aunque, en este caso, la desventaja sería el gran impacto ambiental que se provoca. Otro método alternativo a los anteriores sería la lixiviación in situ, muy utilizado especialmente en Estados Unidos, consistente en introducir soluciones acuosas en el yacimiento, mediante pozos; estas soluciones se encargan de capturar los iones de Uranio y, mediante bombas, son extraídas a la superficie, ya enriquecidas. Sin embargo, solo es posible emplear esta última técnica en yacimientos con composiciones minerales muy específicas y, además, resulta posible que

se llegara a contaminar los acuíferos adyacentes [66].

Según información de la Asociación Mundial de Energía Nuclear (con las siglas WNA en inglés), en el año 2015 se estimaban unas reservas mundiales de más de 5,5 millones de toneladas de Uranio, las cuales se encontraban desigualmente distribuidas geográficamente, tal y como se puede observar en la figura 4.4. La lista la encabezaba Australia, que disponía del 29 %, seguida de Kazajstán con un 13 %, y Canadá y Rusia con un 9 % [67].



Figura 4.4. Reservas mundiales de Uranio en el año 2015 [67]

En cuanto a los residuos producidos en las explotaciones mineras, se producen una gran cantidad (entre 3 y 8 toneladas por kilogramo de Uranio final obtenido), cuyas características dependerán en gran parte del tipo de método elegido de entre los 3 que se han señalado. Sin embargo, la mayor parte de estos residuos se encuentra constituida por parte de la roca extraída, con un bajo contenido en Uranio (estériles de minería), los cuales se acumulan en las denominadas “escombreras” en la propia mina, para procurar que su lixiviación y erosión por los agentes atmosféricos sea mínima, ya que, aunque su radiactividad sea baja, su inventario es tan grande que pueden ocasionar graves problemas de contaminación ambiental si se dispersan. El viento puede ser agente de dispersión de la radiactividad, al arrastrar partículas sólidas o gas Radón (^{222}Rn) [22,68]; asimismo, en caso de lluvia, podría haber arrastres y filtraciones, con la consiguiente contaminación de las aguas superficiales y del subsuelo (por ejemplo, con Radio (Ra)), formándose entonces aguas ácidas que facilitarían la alteración de los minerales dispersos y la lixiviación de metales [21,68].

Una vez extraído el mineral de Uranio de la mina, éste es sometido a un tratamiento físico-químico para aumentar el contenido de Uranio y evitarse así el tener que transportar y tratar grandes

cantidades de material, deseándose alcanzar una pureza mínima de aproximadamente el 70 % [69]. Este tratamiento físico-químico consta de las siguientes etapas:

- *Reducción de tamaño (Trituración y Molienda)*: En esta primera etapa se reduce el tamaño del mineral obtenido en las minas, de manera que resulte más fácil trabajar con el mismo en los procesos posteriores. Esto se puede realizar mediante la trituración (producción de fragmentos de un tamaño aproximado de 1 centímetro) y la molienda (producción de arena o partículas de un tamaño aproximado de 1 milímetro); en ocasiones, puede llegar a resultar necesaria también la tostación del material, con el objetivo de eliminar posibles impurezas que pudiera contener [22,70].
- *Lixiviación*: La extracción del Uranio del mineral ya molido se realiza mediante un proceso de extracción sólido-líquido, pudiéndose utilizar soluciones alcalinas (disoluciones acuosas de carbonatos) o soluciones ácidas (sulfúrico diluido). Existen diversos métodos que se pueden utilizar, pudiéndose elegir entre emplear o no calentamiento, agregar o no oxidantes, así como realizar la lixiviación de forma dinámica (agitando el tanque mecánicamente o empleando para ello aire) o de forma estática; dentro de este último tipo, destaca especialmente la lixiviación en pilas (*Heap leaching*), la cual consiste en la dispersión de la solución lixivante sobre el mineral, donde dicha solución va percolando por gravedad y lixiviando a su paso el Uranio.
- *Separación sólido-líquido*: La solución lixivante cargada en Uranio debe ser a continuación separada de la pulpa del mineral, para lo cual se pueden emplear equipos como: Ciclones, decantadores en contracorriente o Filtros.
- *Purificación y concentración*: La siguiente etapa, además de concentrar los iones de Uranio provenientes de la lixiviación, cumple con la función de purificación, pudiéndose emplear resinas de intercambio iónico (con afinidad especial por ciertos compuestos de Uranio) y/o extracción con disolventes orgánico.
- *Precipitación*: Posteriormente, el precipitado se obtiene en una o más etapas en tanques agitados o lechos fluidizados, pudiéndose utilizar reactivos como el hidróxido de sodio (NaOH) o amoníaco (NH₃), siendo finalmente filtrado o deshidratado mediante decantación y centrifugación.
- *Secado*: El último paso sería el secado para obtener la humedad requerida, con secadores de una etapa, multietapas, de tornillo o de calor radiante.

El producto obtenido se trata de un polvo seco y amarillento de óxido de Uranio (U₃O₈), conocido como “Torta amarilla” (*Yellow cake*), el cual es almacenado en tanques de acero revestidos con polietileno antes de ser enviado al siguiente proceso del ciclo del combustible nuclear. En las figuras 4.5 y 4.6 se puede apreciar el aspecto que tendría el producto.



Figuras 4.5 y 4.6. Torta amarilla (Yellow cake), UO [69]

En la producción de concentrados, el valor medio del volumen de residuos generados se suele situar entorno a la tonelada por kilogramo de Uranio extraído. Los principales materiales residuales que aparecen en esta etapa son los restos de mineral de los que se ha separado la mayor cantidad de Uranio posible (estériles de planta), los cuales se amontonan en los llamados “diques de estériles”, que suelen encontrarse normalmente dentro del recinto de la propia fábrica [68]. Desde el punto de vista radiactivo, estos estériles solo contienen radionucleidos naturales derivados de la desintegración natural del Uranio-238 (^{238}U), debiéndose disponer de un adecuado aislamiento de las balsas y escombreras del proceso; asimismo, también se obtienen residuos líquidos (agua de infiltración), los cuales pueden contener Radio-226 (^{226}Ra) y Torio-230 (^{230}Th), por lo que deben ser recogidos por una red de drenaje y ser tratados antes de su vertido. Del mismo modo, para evitar las emisiones a la atmósfera de ^{222}Rn y la dispersión de pequeñas partículas a causa del viento, se suelen cubrir los diques de estériles con una capa de tierra o de asfalto [10,22].

- 1ª conversión (de U_3O_8 a UF_6): El Uranio presente en la naturaleza contiene los siguientes isótopos: Uranio-238 (^{238}U), Uranio-235 (^{235}U) y Uranio-234 (^{234}U), con unas abundancias relativas del 99,285 %, 0,71 % y 0,005 %, respectivamente; desafortunadamente, para los reactores nucleares convencionales se necesita emplear un combustible que tenga una abundancia relativa en ^{235}U de, aproximadamente, el 4 %. Resulta entonces necesario enriquecer el Uranio natural, es decir, incrementar su concentración en ^{235}U , para lo cual previamente hay que transformarlo en un compuesto con el que resulte más fácil trabajar, como sería el hexafluoruro de Uranio (UF_6). Este compuesto es sólido a temperatura ambiente (con un aspecto como el que se observa en la figura 4.7, pero pasa a fase a gas por encima de los 57 grados centígrados.

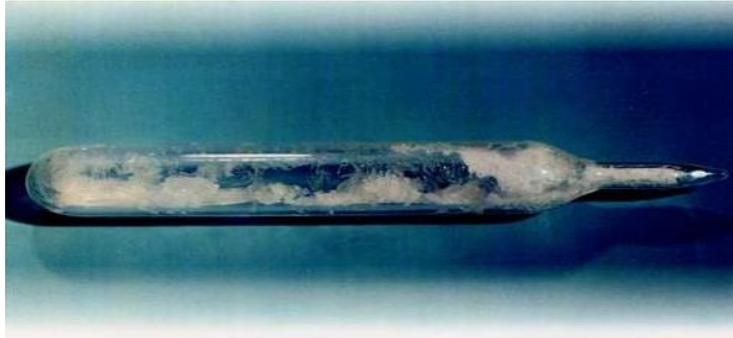


Figura 4.7. Aspecto del UF_6 a temperatura ambiente [71]

Para llegar a obtener el UF_6 a partir de la torta amarilla, se pueden llevar a cabo dos tipos de conversiones, mediante un proceso seco o un proceso húmedo. En lo que respecta a la conversión seca, el U_3O_8 , después del refinamiento inicial, es reducido a dióxido de Uranio (UO_2) en un horno con la adición de hidrógeno, tras lo cual éste se calienta junto con fluoruro de hidrógeno (HF) en un horno para obtener tetrafluoruro de Uranio (UF_4); este compuesto es quemado en un reactor junto con flúor en estado gaseoso para producir así UF_6 . En el proceso húmedo, por su parte, el UF_4 es obtenido a partir del UO_2 mediante la adición de HF líquido [72].

- Enriquecimiento: Como ya se ha señalado, el UF_6 necesita ser enriquecido para que pueda ser utilizado como combustible nuclear. Este proceso a escala industrial suele requerir mucha inversión y además consume mucha energía; sin embargo, es posible también llevarlo a cabo a escala reducida en pequeñas instalaciones, necesitando solamente más tiempo para ello. Los métodos más utilizados para llevar a cabo este enriquecimiento serían los siguientes:

- *Difusión gaseosa*: El primer método se basa en el hecho de que las moléculas ligeras atraviesan de forma más rápida una membrana porosa; repitiendo varias veces esta operación, se consigue enriquecer el gas con la molécula ligera (en este caso, el ^{235}U) [73]. En la figura 4.8 se puede observar en qué consiste este proceso.

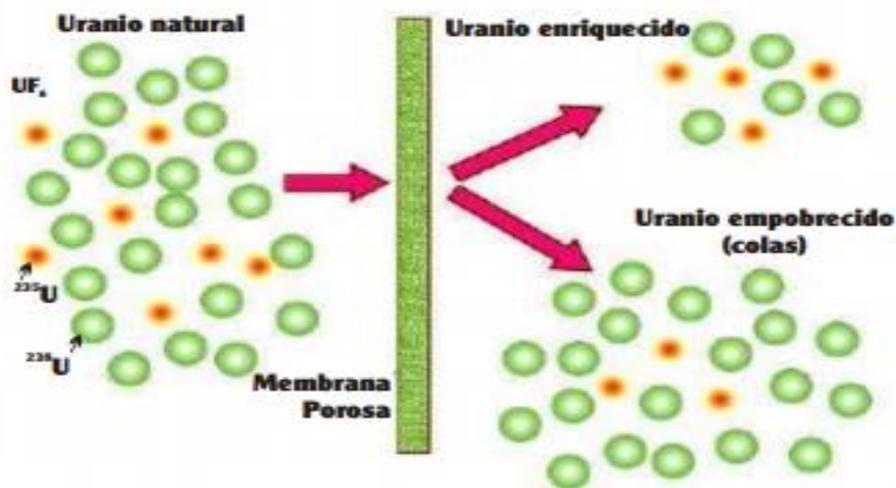


Figura 4.8. Proceso de enriquecimiento por difusión gaseosa [73]

- *Centrifugación*: En este método se utiliza un cilindro que se encuentra girando, lleno de UF₆ en su interior; al centrifugar un gas o vapor que contiene especies moleculares de distinta masa, por la fuerza centrífuga, las moléculas más pesadas (²³⁸U) tenderán a moverse hacia la periferia del cilindro, mientras que las más ligeras se desplazarán hacia el eje de rotación. El gas que queda en el centro del cilindro, por tanto, estará enriquecido en ²³⁵U; al igual que ocurría en el método anterior, el proceso debe repetirse varias veces para alcanzar unos niveles aceptables de enriquecimiento [73].
- *Procesos aerodinámicos (separación por toberas)*: En este caso, el gas se hace circular a alta velocidad por una tobera con diseño en forma curva, consiguiéndose que las fracciones más ligeras se desplacen hacia la zona de la tobera de mayor curvatura y que las más pesadas lo hagan hacia la zona de menor curvatura, provocándose así la separación [33].
- *Enriquecimiento por láser*: Este último método se sirve de un láser, cuya frecuencia se encuentra ajustada a un modo de excitación de ²³⁵U, que ilumina la corriente de gas; de esta forma, se consiguen inducir reacciones químicas solamente en aquellas moléculas que contengan ²³⁵U. Aunque la técnica más extendida en la actualidad sea la de difusión gaseosa, se espera que en unos años el enriquecimiento por láser se convierta en la mejor alternativa en aquellos casos en los que se requiera una mayor capacidad [33].

Los reactores nucleares pueden utilizar Uranio de diferentes grados de enriquecimiento, en función de la aplicación a la que se esté destinando el mismo; estos grados serían los siguientes [74,75]: En primer lugar, se encontraría el Uranio ligeramente enriquecido (*Slightly Enriched Uranium, SEU*), con una concentración de ²³⁵U entre 0,9 y 2%, el cual se utiliza para sustituir el combustible de Uranio natural en algunos reactores de agua pesada como el CANDU; en segundo lugar, estaría el Uranio de bajo enriquecimiento (*Low-Enriched Uranium, LEU*), que, teniendo una concentración inferior al 20 % de ²³⁵U, se utiliza en los reactores de agua ligera comerciales (con las siglas *LWR* en inglés), siendo lo más habitual encontrar en este caso concentraciones de entre el 3 y el 5 %; el último grado sería el Uranio de alto enriquecimiento (*Highly Enriched Uranium, HEU*), con una concentración mayor al 20 % de ²³⁵U, que es el más empleado para la realización de armas nucleares con más de un 85 % de ²³⁵U.

Las etapas de conversión a UF₆ y su correspondiente enriquecimiento generan pequeñas cantidades de residuos (aunque hay que tener en cuenta que en el caso del enriquecimiento, si ésta se ha llevado a cabo mediante el método de centrifugación, la producción de residuos será muy superior [22]), siendo los más importantes las colas de Uranio empobrecido en forma de UF₆. Estos residuos, aunque no es común que sean tratados como tal, debido a su toxicidad química sí resulta aconsejable que se conviertan a dióxido de Uranio (UO₂), que es el paso siguiente en el proceso de fabricación de combustible. Asimismo, también se producen residuos líquidos en los procesos de

descontaminación y operaciones auxiliares, los cuales se descargan en estanques de retención para tratarlos y recuperar así el Uranio [10].

- 2ª conversión (de UF₆ a UO₂): Obtenido ya el UF₆ enriquecido, el siguiente paso sería convertirlo en pastillas de UO₂, debido a que la mayoría de los reactores nucleares utilizan el combustible nuclear de esta forma. Básicamente, esta segunda conversión se puede conseguir mediante dos tipos de métodos, aunque éstos engloban a diversos procesos, cada uno con sus respectivas particularidades. Éstos dos métodos serían el de vía húmeda y el de vía seca [76].

Por un lado, el método de vía húmeda (por ejemplo, el proceso ADU) consiste en convertir en primer lugar el UF₆ a U₂O₇(NH₄)₂ mediante un proceso de hidrólisis y neutralización con hidróxido de amonio (NH₄OH), seguido de la precipitación del compuesto. A continuación, el precipitado es recuperado y posteriormente secado y calcinado para obtener de esta forma el polvo de UO₂. En cambio, en el método de vía seca, el UF₆ es descompuesto y reducido por vapor e hidrógeno, precipitando directamente el UO₂ en polvo. Actualmente, este último método es el más empleado, con la importante ventaja de permitir reducir de forma drástica el volumen de efluentes del proceso.

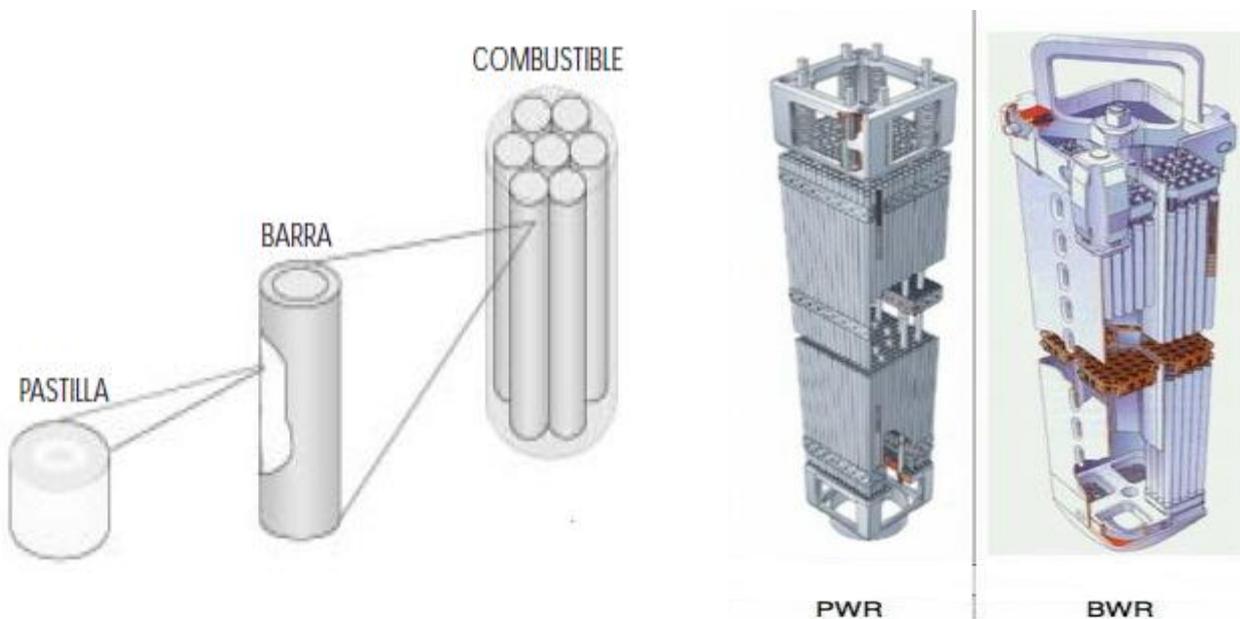
Llegados a este punto, resulta necesario que este polvo de UO₂ sea sometido a un proceso de prensado y sinterizado a temperaturas próximas a 1800 °C en atmósfera reductora, para obtener de este modo unas pastillas cilíndricas con un tamaño típico de 1,5 cm de alto y 1 cm de diámetro [63]. De esta forma, ya se habría obtenido el verdadero combustible de un reactor nuclear, con unas características estables a temperaturas elevadas como las que soportarán en el interior del mismo. En la figura 4.9 se puede apreciar el aspecto típico de estas pastillas de UO₂ obtenidas.



Figura 4.9. Pastillas de UO₂ [77]

- Fabricación de elementos combustibles: Las pastillas de UO₂ obtenidas son introducidas en unas varillas de zircaloy (aleación de hierro, cromo, níquel y zirconio), de unos 3,85 m de longitud, soldadas por los extremos en atmósfera inerte. Estas barras conforman la primera barrera de seguridad en la central nuclear, almacenando en su interior los productos de fisión que se liberarán durante el quemado del combustible.

Una vez listas, estas barras se insertan en rejillas metálicas entre una placa inferior y otra superior, que facilitan su manejo y transporte, formándose así la unidad que constituye el “elemento combustible”, junto a las tuberías de agua de refrigeración y el espacio necesario para que sean introducidas las barras de control que ayudarán a mantener las reacciones de fisión [21,33,65]. La agrupación y disposición de estas barras puede variar en función del tipo de reactor: Por ejemplo, en los modelos de reactores PWR, que utilizan agua a presión, el elemento combustible contiene 17 x 17 barras (con un peso en Uranio de 461,4 kg), mientras que los modelos denominados BWR, que usan agua en ebullición, abarcan 8 x 8 barras con un peso en Uranio de 156,1 kg [21]. En las figuras 4.10 y 4.11 se puede observar una representación de las diferentes partes que conforman este proceso y también cómo sería el propio elemento combustible al final del mismo para los casos típicos de reactores PWR y BWR.



Figuras 4.10 y 4.11. Partes del elemento combustible y sus formas típicas para reactores PWR y BWR, respectivamente [21,77]

En el proceso de conversión del UF_6 a UO_2 y la posterior fabricación del elemento combustible se producen una serie de residuos de baja actividad, los cuales contienen ciertas cantidades de Uranio, Torio (Th) y Protactinio (Pa), incluyéndose también los papeles, ropas, vidrios, metales, plásticos, etc. contaminados durante la fabricación del elemento combustible. Del mismo modo, se generan también residuos líquidos en el sistema de tratamiento de gases en la conversión del UF_6 a polvo de UO_2 y en la descontaminación de equipos y personal, zonas de laboratorio, etc. Una pequeña cantidad del total de UO_2 procesado, desde la llegada del polvo hasta que se introducen las pastillas en las varillas, se pierde en forma de residuos (alrededor del 0,1 % en peso), los cuales son almacenados en bidones metálicos, sin necesidad alguna de algún blindaje adicional o especial [10,22].

- Funcionamiento del reactor nuclear: Como último aspecto a considerar dentro de la primera parte del ciclo del combustible nuclear, el combustible obtenido tras todas las etapas anteriores es utilizado en la central nuclear, donde se produce la fisión, con producción de energía, y generación de productos de fisión y activación, debidos al flujo neutrónico.

En esta parte del proceso, durante la operación del reactor, se origina una gran cantidad de residuos, como consecuencia del proceso de fisión del combustible. Por ejemplo, para una central con un reactor de agua ligera típico (LWR), se estima que el volumen de residuos generado por GW/año de operación es de 150 m³, una vez acondicionados [10]. En este tipo de reactores, una pequeña fracción de los productos de fisión que se producen puede pasar al agua del circuito de refrigeración, a través de defectos de las vainas de las barras de combustible o por difusión a través de las mismas, con los consiguientes problemas de contaminación que ello conllevaría; una gran parte de los residuos serían también los dispositivos empleados para la purificación y limpieza de los circuitos de refrigeración, encontrándose entre éstos resinas de intercambio iónico o filtros, calificándose como residuos de baja y media actividad. Otros residuos que se consideran en esta etapa serían aquellos que engloban todas las herramientas, uniformes de trabajo, trapos, papeles, etc. que hayan sido contaminados durante los trabajos de reparación y mantenimiento, considerándose también de como de baja y media actividad [10,22,63].

4.2.2.2.- Segunda parte del ciclo del combustible nuclear

Pasando a la segunda parte que conformaría el ciclo del combustible nuclear, ésta abarcaría todas las operaciones a las que se ve sometido el combustible una vez ha cubierto su etapa de producción de energía en el reactor, considerándose “gastado” cuando el crecimiento de los productos de fisión (absorbentes de neutrones) y el decrecimiento del ²³⁵U que se va consumiendo provocan que el elemento ya no colabore en el mantenimiento de la cadena de fisiones [78]. Dentro del total de residuos producidos durante la operación de la central nuclear, aproximadamente el 78 % corresponden a aquellos de baja y media actividad generados durante la operación del reactor y que han sido comentados al final del subapartado anterior, mientras que el 22 % restante es el correspondiente a los residuos de alta actividad, fundamentalmente el combustible gastado que sale del reactor [59].

Ese combustible gastado, tras su paso por el reactor, es en primer lugar almacenado de forma temporal en piscinas de enfriamiento de la misma central nuclear, donde se coloca en un bastidor situado en el fondo, el cual lleva un enrejado metálico que asegura su inmovilidad; el objetivo que se persigue con esto es que el combustible disminuya su radiactividad y calor residual, lo que permite su consideración como residuo y su posterior transporte y almacenamiento [78]. A partir de este paso, actualmente existen tres líneas básicas de actuación para la gestión de ese combustible gastado

[10]: La del llamado “ciclo abierto” (que consiste en un almacenamiento definitivo del total de las sustancias que componen el combustible), la del “ciclo cerrado” (envío a una planta de reprocesamiento) y también la del “ciclo cerrado avanzado” (separación y transmutación). Estas tres líneas de gestión de residuos serán explicadas en profundidad en el siguiente apartado del presente trabajo, al abarcar las importantes cuestiones de gestión y tratamiento de los residuos radiactivos de alta actividad, mientras que a continuación se explicarán las características y propiedades propias de ese combustible gastado que conforma casi la totalidad de los residuos radiactivos de alta actividad.

El combustible nuclear gastado está compuesto principalmente por 3 grupos de elementos, que son los siguientes:

- a) Uranio
- b) Actínidos y descendientes
- c) Productos de activación y de fisión.

Estos 3 grupos de elementos se encuentran en distintas proporciones en función del grado de quemado (energía térmica producida durante su estancia en el núcleo del reactor y medida en MW/toneladas U), enriquecimiento y tiempo, debido a la desintegración de los isótopos radiactivos. Una composición típica que se puede encontrar con un quemado de 40000 MW/tU sería la que se presenta en la figura 4.12.



Figura 4.12. Composición de una pastilla de combustible gastado con un quemado de 40000 MW/tU [79]

Como se observa en la figura 4.12, el mayor porcentaje corresponde al Uranio no quemado, especialmente ^{238}U (94,3 % ^{238}U , y 0,8 % ^{235}U), seguido de los productos de activación y de fisión; por un lado, los productos de fisión son isótopos radiactivos ligeros, generados por la fisión del ^{235}U , ^{239}Pu , ^{241}Pu y sus posteriores desintegraciones radiactivas. Teniendo unas vidas medias cortas y, siendo en general emisores beta y gamma, son además responsables de la mayoría de la radiactividad del combustible gastado en un primer momento [79,80]. Los principales ejemplos de

productos de activación, por su parte, serían el Cobalto-60 (^{60}Co), Zirconio-93 (^{93}Zr), Carbono-14 (^{14}C), etc. generados por activación neutrónica de las vainas de zircaloy, los aceros estructurales y las propias impurezas del UO_2 . Por último lugar, estarían una serie de elementos artificiales más pesados que el Uranio llamados transuránicos (TRU), que se generan después de que una parte de los neutrones desprendidos durante las reacciones de fisión sean capturados por el ^{238}U , entre los que destacan los actínidos (Plutonio, principalmente, pero también americio, curio y neptunio). De promedio, estos elementos transuránicos se caracterizan por tener tiempos de semivida mayores que los productos de fisión y por ser emisores alfa [21,79]. En la tabla 4.2 se muestra la distribución de los diversos isótopos respecto del total de transuránicos existente, junto a sus respectivos períodos de semidesintegración.

Tabla 4.2. Distribución de los isótopos de los transuránicos presentes en el combustible nuclear gastado [79]

Isótopo	% TRU	Período de semidesintegración (Años)
Neptunio-237 (^{237}Np)	4,6	$2,1 \cdot 10^6$
Plutonio-238 (^{238}Pu)	2,3	87,8
Plutonio-239 (^{239}Pu)	49	$2,4 \cdot 10^4$
Plutonio-240 (^{240}Pu)	21,5	$6,6 \cdot 10^3$
Plutonio-241 (^{241}Pu)	11,4	14,3
Plutonio-242 (^{242}Pu)	6,2	$3,7 \cdot 10^5$
Americio-241 (^{241}Am)	2,8	432,2
Americio-243 (^{243}Am)	1,6	$7,4 \cdot 10^3$
Curio-244 (^{244}Cm)	0,5	18,1

Son todos esos isótopos radiactivos que se han comentado los que marcan el perfil de la evolución temporal del combustible gastado, como consecuencia de su decaimiento radiactivo, en cuanto a su actividad, potencia térmica y radiotoxicidad. El decaimiento radiactivo se produce en cada elemento inestable hasta alcanzar el estado de isótopo estable, mediante decaimiento alfa, beta o gamma, o también mediante fisión espontánea, captura electrónica o emisiones de neutrones libres. Estos parámetros alcanzan los máximos valores en el momento de la descarga, decreciendo a su vez progresivamente a lo largo del tiempo.

Considerando en primer lugar el caso de la radiactividad, en la figura 4.13 se puede observar

que, durante los primeros 200 años, la radiactividad se debe principalmente a la acción de los productos de fisión (en color azul); sin embargo, a partir de ese momento, la tendencia cambia y la mayor radiactividad está producida por los actínidos (transuránicos), en color verde, debido generalmente a las emisiones alfa. Pasados 100000 años, la radiactividad será muchísimo menor, debiéndose ya solo a los radionucleidos de vida más larga existentes [21,81].

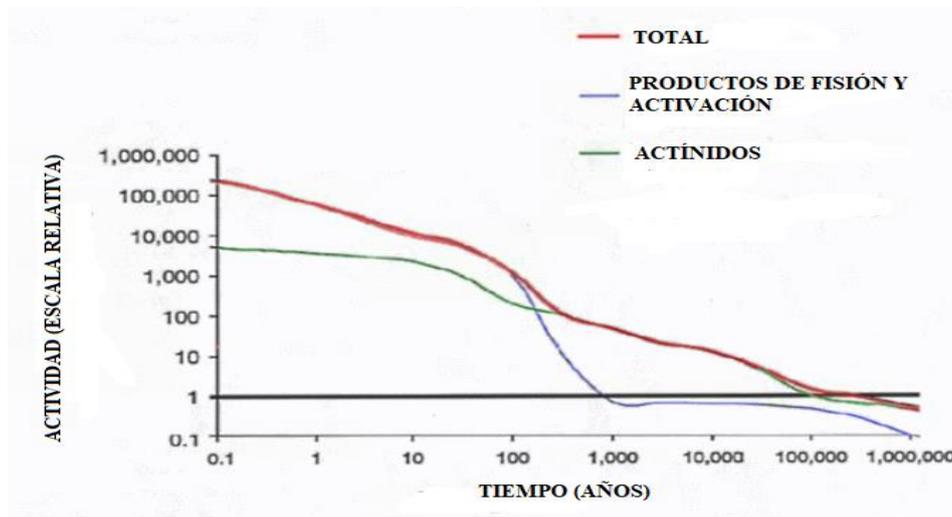


Figura 4.13. Evolución temporal de la radiactividad del combustible gastado [81]

La emisión de calor del combustible gastado, por su parte, es debida a los radionucleidos de vida corta que se producen en la fisión (como el ^{90}Sr y el ^{137}Cs); así pues, durante los primeros años, los mayores emisores de calor serían los productos de fisión pero, al igual que ocurría con la radiactividad, sus valores disminuyen a medida que comienzan a ganar importancia los actínidos. En la figura 4.14 se observa la representación de la evolución temporal de este factor.

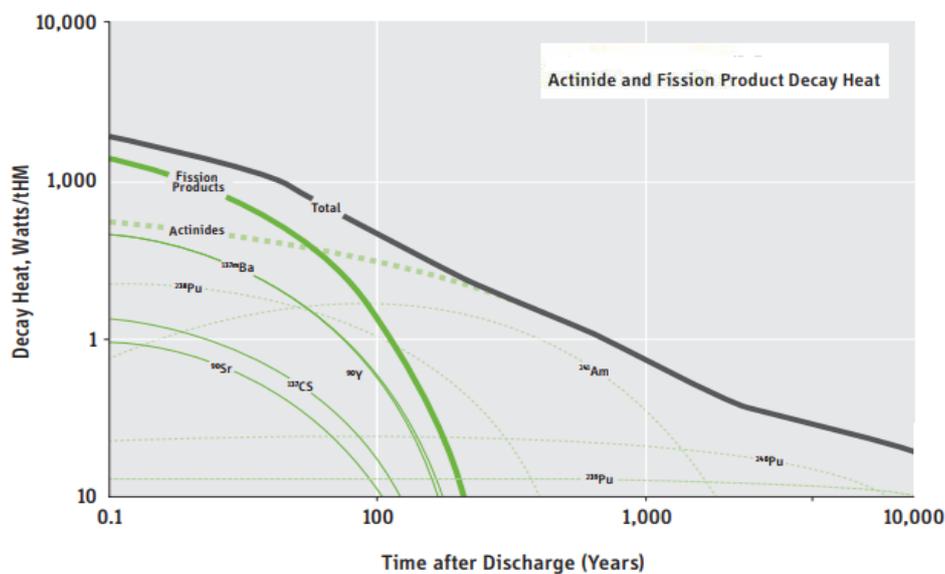


Figura 4.14. Evolución temporal de la emisión de calor del combustible gastado [82]

En cuanto a la radiotoxicidad, ésta es la suma de los efectos biológicos de todos los nucleidos

presentes en el material, disminuyendo también con el tiempo, como se puede ver en la figura 4.15. En este caso, también para períodos cortos de tiempo, los productos de fisión serían los responsables mayoritarios, pero tras unos 100 años, los actínidos serían la mayor fuente de radiotoxicidad del combustible gastado, debido principalmente a su elevada toxicidad y a sus largos tiempos de semivida [79,83].

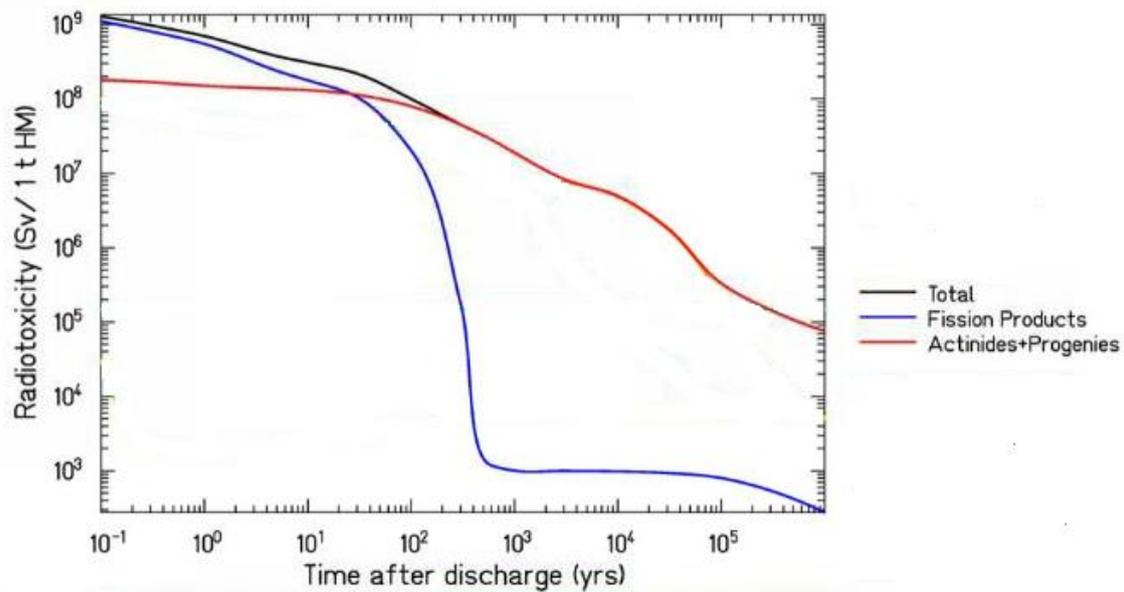


Figura 4.15. Evolución temporal de la radiotoxicidad del combustible gastado [83]

4.2.2.3.- Clausura y desmantelamiento de las instalaciones nucleares

Para finalizar el apartado de orígenes de residuos de alta actividad, se procederá a explicar el procedimiento de clausura y posterior desmantelamiento de las instalaciones nucleares una vez que se considera que la vida útil de la misma ya ha finalizado, y los posibles residuos que este procedimiento origina.

Se entiende por *clausura*, “el conjunto de actividades desarrolladas al final de la vida operativa de una instalación nuclear o radiactiva para dejar el emplazamiento y las dependencias o sistemas que en su caso permaneciesen, en un estado seguro para las personas y sin riesgo de daño para el medio ambiente” [10]; se trata, pues, de un proceso muy complejo, el cual exige la participación de diversas organizaciones industriales, está sujeto a una estricta regulación e incorpora análisis estratégicos que especifican el alcance de los trabajos realizados en cada caso.

En principio, existen tres estrategias básicas diferentes para proceder a desmantelar una central nuclear [84]: La primera se denomina la de “Desmantelamiento inmediato”, la cual comenzaría unos pocos años después de la parada definitiva de la central, durando todo el proceso unos meses o años, normalmente; la segunda sería la de “Desmantelamiento diferido”, con la que se retrasaría el desmantelamiento durante un tiempo que puede oscilar entre los 30 a los 100 años,

quedando en ese período la instalación en un estado pasivo o de latencia; la tercera y última es la del “Acondicionamiento in situ”, que es cuando se decide encapsular y aislar la instalación en su propio emplazamiento durante un período de tiempo adecuado, permitiéndose que los niveles de radiactividad vayan decayendo. La elección del calendario y de todas estas estrategias a seguir dependen de diversos factores propios de cada país y de cada central nuclear en particular, como serían [84]: La mayor o menor capacidad para gestionar los residuos de alta actividad generados, en cuanto a disponer, por ejemplo, de instalaciones de almacenamiento o tratamiento de los mismos, la carga radiológica asociada a las tareas de desmantelamiento en cuestión, los fondos económicos con los que se cuenten para llevar a cabo el proceso de desmantelamiento, etc.

El proceso en sí se lleva a cabo por etapas o secuencias de actuaciones (en España, por ejemplo, la responsable de abordar estas etapas sería la empresa pública ENRESA), que son los llamados “Niveles de clausura”, acordados internacionalmente por el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) y estableciéndose que cada nivel no debe seguir de forma obligatoria al precedente, es decir, que la operación no tiene por qué pasar necesariamente por las tres etapas [10,85]:

- *Nivel 1*: En este primer nivel del proceso la descontaminación no es muy profunda: Se retiran los elementos combustibles irradiados, las barras de control y se drenan los líquidos de los circuitos. El edificio de contención se mantiene en situación operativa (en condición estanca) para evitar de esta forma cualquier liberación de material radiactivo, estableciéndose un programa de vigilancia física y administrativa enfocado a comprobar el buen estado de los cierres y sellos de las barreras de referencia. Estas condiciones resultarían válidas tanto para la propia central nuclear como para las otras instalaciones del ciclo del combustible.
- *Nivel 2*: Los componentes y edificios son descontaminados y pueden ser retirados para otros usos en este nivel. La primera barrera de contaminación se reduce al mínimo, cerrándose y sellándose las penetraciones en la barrera que aún permanezca, y se establece entonces una barrera biológica alrededor del reactor. A partir de ahí, se lleva a cabo una descontaminación en los sistemas y componentes exteriores a la barrera biológica. En cuanto a la vigilancia de la planta, es recomendable la realización de pruebas y chequeos de forma periódica de la misma, así como la vigilancia del medio ambiente.
- *Nivel 3*: En este nivel, se lleva a cabo una descontaminación masiva de aquel material, equipo y edificios de la planta que tengan niveles de radiactividad significativos. En general, los edificios de la instalación se demuelen, quedando ésta desmontada por completo, y el sitio puede ser destinado a otros fines sin ningún tipo de repercusiones desde el punto de vista de la protección radiológica. En las propias centrales, este nivel

significa la retirada del reactor con su blindaje biológico y la rehabilitación final del emplazamiento, siendo una tarea muy difícil, debido a que la actividad del reactor obliga a utilizar diversos sistemas especiales de control remoto, pues estas estructuras tienen una radiactividad asociada que representa el 90 % del inventario radiactivo total entre los 10 y 100 años después de la parada del reactor. Así pues, al final de etapa, todas las partes deben tener niveles de contaminación menores de los límites autorizados, no siendo además necesario el mantenimiento de ningún tipo de vigilancia en este caso.

Otro aspecto importante a considerar es que en el proceso de desmantelamiento se generan diversos tipos de residuos, pudiendo dividirse en tres grupos en función de la zona específica donde se generen [22]:

- *Instalaciones de producción de combustible:* En el desmantelamiento de las instalaciones antes de la propia central nuclear, se encuentran residuos contaminados con radionucleidos naturales (Uranio y sus productos de decaimiento), tanto los estériles de minería como los de fabricación de concentrados. Todos estos residuos deben estabilizarse para evitar de esta forma riesgos radiológicos.
- *Central nuclear:* Dentro del proceso de desmantelamiento centrado en las centrales, se encontrarían diversos residuos como: La vasija del reactor y componentes existentes en el interior del blindaje biológico, así como los componentes externos al mismo (bombas, tuberías, etc.); el hormigón demolido y contaminado, el cual da lugar a la formación de aerosoles radiactivos que deben retenerse mediante filtros; sistemas auxiliares y estructuras de edificios, cuya contaminación no es demasiado profunda; residuos secundarios, como serían los líquidos de descontaminación, los filtros de los gases, etc.
- *Instalaciones de almacenamiento o reprocesado de combustible:* En este último grupo se agrupan aquellos residuos contaminados con productos de fisión y transuránicos, con un alto nivel de radiactividad.

Como ya ha sido comentado anteriormente, actualmente en España hay un total de siete centrales nucleares en funcionamiento: Almaraz I (con 35 años) y II (con 34 años), Ascó I (34 años) y II (32 años), Cofrentes (33 años), Trillo (30 años) y Vandellós II (30 años), oscilando el fin de la vida útil de estas plantas ente 2020 y 2025 [86]. En cuanto a desmantelamientos de centrales nucleares, solamente dos se han realizado en España: el de Vandellós I, en Tarragona, que comenzó en 1998, y el de José Cabrera, en el término municipal de Almonacid de Zorita (Guadalajara), proceso que empezó en 2010, siendo éste el primer desmantelamiento completo (Nivel 3) de una central nuclear en España. A estos dos casos se unirá próximamente el de la central nuclear de Santa María de Garoña (Burgos), la más antigua de España, cuyo desmantelamiento fue anunciado por el

Gobierno del país el 1 de agosto de 2017 [87,88], quedando estimado el tiempo del desmantelamiento en una horquilla de 13 a 16 años, lo que situaría el final del proceso una vez pasado el año 2030.

4.3.- Producción de residuos radiactivos

Una vez explicadas las distintas clasificaciones y los posibles orígenes que pueden tener los residuos radiactivos, a continuación se proporcionarán ciertas nociones sobre la producción de los mismos. Aunque los valores exactos de las producciones dependerán del tipo de reactor en cuestión que se esté considerando, sí que pueden tomarse unos valores medios. Por ejemplo, un reactor nuclear de 1000 MWe de potencia nominal generaría cada año, de media, lo siguiente [22]:

- a) Combustible irradiado: 30 toneladas por año (recarga cada 12 meses). Este material contiene Uranio, Plutonio, que son combustibles fisionables a recuperar, y también productos de fisión, que representarían un volumen de 11 m³.
- b) Sólidos de baja y media actividad: Si se considera un reactor de agua en ebullición, se tendrían unos 1300 m³ que tendrían unos 1,3 curios/m³ de actividad, mientras que para reactores de agua a presión, se tendrían unos 740 m³ de 1,5 curios/m³.

Así pues, de esas 30 toneladas de combustible irradiado producidas en la central nuclear, se obtendrían una serie de productos tras el tratamiento del mismo, los cuales se presentan a continuación [22]: 6,7 m³ de residuos líquidos de alta actividad (que serían equivalentes a 13,5 megacurios), 15 m³ de restos de vainas de combustible (0,87 megacurios), 5,6 m³ de residuos de baja y media actividad, 30 m³ de residuos contaminados con transuránidos (1,7 megacurios) y 20 kg de Plutonio (3,8 megacurios). Si se habla en términos de radiactividad global, ese mismo tipo de reactor nuclear de 1000 MWe emitiría, en general, 9500 Bq por cada kWh generado [89].

En cuanto a datos concretos de residuos generados durante la etapa de desmantelamiento de las centrales nucleares, se presenta a modo de ejemplo en la figura 4.16 el caso del desmantelamiento de la central José Cabrera, el cual ya ha sido mencionado anteriormente. Como puede verse en dicha figura, se presentan los residuos secundarios generados en los propios trabajos de desmantelamiento y los residuos radiactivos producidos durante la operación de la central nuclear, los cuales se encontraban en la instalación al comienzo del propio desmantelamiento. Durante todo el proyecto de desmantelamiento, se llegó a gestionar un total de 104000 toneladas de materiales, de los cuales solo el 4 % eran residuos radiactivos propiamente dichos, debiéndose gestionar también, por supuesto, el combustible gastado y los componentes internos del reactor; el resto, se trataban simplemente de escombros y chatarras convencionales, así como pequeñas cantidades de productos tóxicos y peligrosos.

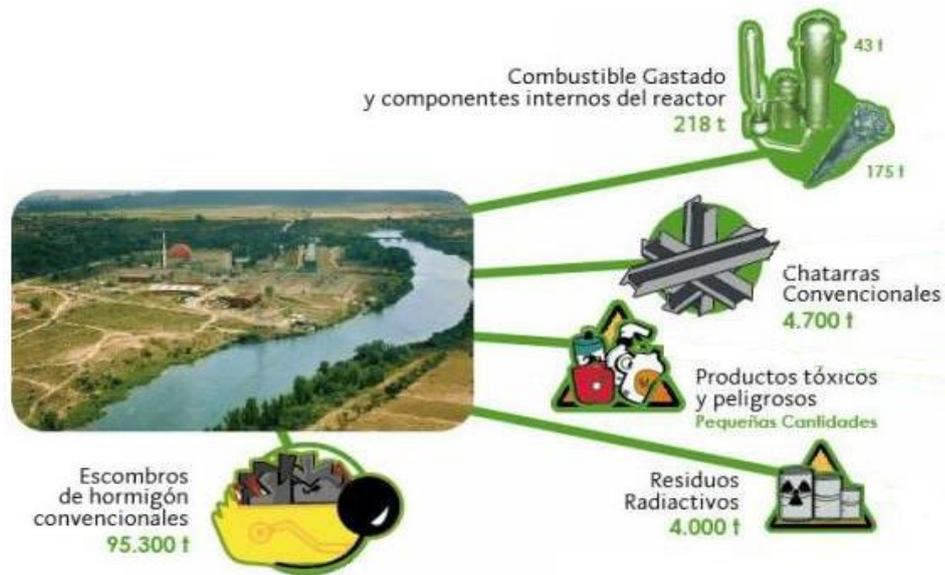


Figura 4.16. Residuos generados en el desmantelamiento de la central José Cabrera [6]

4.4.- Efectos peligrosos de los residuos radiactivos

Una vez explicadas las distintas clasificaciones y los posibles orígenes que pueden tener los residuos radiactivos, en este subapartado se proporcionarán ciertas nociones al respecto de sus efectos peligrosos, tanto sobre los seres vivos como sobre el medioambiente.

Todos los habitantes del planeta se encuentran sometidos, en mayor o menor parte, a fuentes naturales de radiaciones ionizantes (denominadas *radiaciones de fondo* o *radiaciones naturales*): Rayos cósmicos, materiales radiactivos que se hallan en la propia corteza terrestre, sustancias radiactivas que se encuentran en el interior del organismo humano (como el potasio 40 (40K)) [10]. Sin embargo, además de ese tipo de radiaciones, el hombre (y, por consiguiente, todo su entorno) estaría expuesto a fuentes de radiaciones que él mismo habría creado, entre las que se encontrarían los residuos generados como consecuencia de actividades nucleares, debido a que toda sustancia radiactiva produce irradiación al medio que lo rodea.

Los efectos biológicos de las radiaciones sobre los seres vivos han sido conocidos y estudiados con gran detalle desde hace muchos años, como consecuencia del uso cada vez más extendido de la radiación en los ámbitos de la medicina, ciencia e industria. Estos efectos fueron observados por primera vez en 1896 en algunos usuarios sometidos a los rayos X, los cuales experimentaron la caída del cabello en aquellas zonas que habían sido expuestas a la radiación, la piel se volvió roja y podía llegar a ulcerarse si se recibían grandes cantidades de radiación [10].

Dentro de una misma lesión biológica producida como consecuencia del efecto de la radiación, es posible diferenciar tres fases: Física, química y biológica [22]. En la primera fase (la física) tiene lugar la ionización de los átomos del organismo sobre el que ha incidido la radiación,

siendo los más abundantes los iones procedentes de agua (H^+ , OH^- , O^{2-}), al ser éste el elemento más abundante en los organismos vivos. Pasando a la segunda fase (la química), estos iones provocan cierto desequilibrio en la estabilidad química de los elementos constituyentes orgánicos, dando lugar a una serie de radicales libres que son altamente reactivos. Estos radicales libres pueden llegar a ser los causantes de romper los enlaces químicos, provocándose de este modo diversos cambios moleculares. La tercera fase (la biológica) consiste en la aparición, debida a esos cambios moleculares, de diversos compuestos nuevos, extraños al organismo, los cuales actuarán como verdaderas sustancias tóxicas y pueden provocar efectos dañinos para el propio organismo. En principio, cualquier parte de la célula puede verse alterada por la radiación ionizante, pero el ADN es el blanco biológico más crítico debido a la información genética que contiene; en general, la secuencia de etapas de interacción de la radiación con el organismo sería la que se presenta a continuación [22].

1. Absorción de la energía de la radiación en el organismo
2. Modificación bioquímica local de la zona afectada
3. Alteración de ciertas moléculas
4. Modificación de aquellas células que contienen las moléculas alteradas
5. Modificación del tejido del que forman parte las células
6. Alteración del órgano como conjunto

Son muchas las posibles clasificaciones que se podrían realizar sobre los efectos de las radiaciones ionizantes, siendo las más empleadas las siguientes [10,90]:

- Somáticos y genéticos: Esta primera clasificación se realiza en función de si los efectos son inducidos sobre las células de la línea somática o germinal. Así pues, el daño somático es aquel que afecta al propio individuo que ha recibido la radiación, mientras que los efectos genéticos son aquellos que se manifiestan durante la vida de la descendencia de esa persona expuesta a la radiación.
- Inmediatos y retardados: Los efectos inmediatos son aquellos que aparecen tras una irradiación intensa y relativamente breve (tales como náuseas, vómitos o quemaduras en la piel). Los efectos retardados, por su parte, pueden llegar a aparecer tras 5 e incluso 30 años después de haber sufrido la irradiación (por ejemplo, aparición de cataratas o cáncer).
- Estocásticos y No estocásticos: En esta tercera clasificación se tendría en cuenta la probabilidad de que los efectos se llegaran a producir; en este sentido, los efectos estocásticos (o probabilísticos) serían aquellos cuya probabilidad aumenta con la cantidad de radiación (o dosis) recibida, que no la severidad de esos efectos, la cual no dependería de la cantidad de radiación. Estos efectos estocásticos están muy relacionados con la aparición de mutaciones cromosómicas, tanto hereditarias como

no hereditarias. Por otro lado, en los efectos no estocásticos (o deterministas) sí que la severidad de los mismos varía con la dosis recibida, resultando necesario disponer de un valor umbral por debajo del cual el efecto no llegaría a producirse. A modo de ejemplo, en la Tabla 4.3 se resumen los tejidos más sensibles a los efectos deterministas, con sus correspondientes umbrales de radiación expresados en Gray (Gy), que corresponde a 1 J/kg.

Tabla 4.3. Efectos deterministas y dosis de umbral [8]

Efecto	Umbral	Observaciones
Cataratas	10 Gy	100 % con un período de latencia de 1-2 años
Esterilidad permanente	6 Gy	-
Esterilidad temporal	500 mGy-2,5 Gy	Entre 40 semanas a 1-2 años
Epilación temporal	5 Gy	-
Pigmentación	20 Gy	-
Efectos sobre el feto	-	Anomalías cerebrales, retraso mental, reducción de la circunferencia craneal, etc.

Para poder llegar a medir todos esos efectos provocados por la radiación que se han mencionado, la Comisión Internacional de Protección Radiológica (con las siglas en inglés ICRP), ha establecido y definido la siguiente serie de magnitudes [8,90].

- Exposición (X): Esta magnitud tiene como unidad el coulomb sobre kilogramo ($C \cdot kg^{-1}$) y es utilizada cuando se desea medir la capacidad de la radiación para producir iones en el aire, quedando definida por la Comisión Internacional de Unidades radiológicas (con las siglas en inglés ICRU) del siguiente modo:

$$X = \frac{dQ}{dm}$$

Ecuación 4.1. Expresión de la Exposición

Donde “dQ” sería el valor absoluto de la carga total de los iones de un signo producidos en el aire, cuando todos los electrones y positrones liberados por los fotones incidentes son frenados completamente en una masa de aire (“dm”).

- Rapidez de exposición: Ésta se trata de la rapidez con la que la radiación electromagnética produce cargas eléctricas en el aire, teniendo como unidad de medida el coulomb sobre kilogramo por segundo ($C \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$).

- Dosis absorbida (D): Esta magnitud expresa la cantidad de energía que llega a absorber un material al verse expuesto a radiación. Se define como el cociente entre el valor medio de la energía cedida por la radiación y absorbida por una cantidad de masa, teniendo como unidad el Gy; normalmente, sin embargo, suele utilizarse refiriéndose a una cantidad de tiempo determinada para realizar comparaciones, obteniéndose entonces la “tasa de dosis absorbida”, con símbolo D_R^* .
- Dosis equivalente (H_T): Esta magnitud relaciona la dosis D con la probabilidad de aparición de los efectos estocásticos. Se trata, por tanto, de la dosis absorbida corregida por un factor (W_R), para tener así en cuenta las consecuencias biológicas de la exposición a la radiación. Esta dosis equivalente se mide en J/kg, utilizándose el nombre específico de Sievert (Sv). El cálculo de esta magnitud se recoge en la ecuación 4.2, presentándose además en la tabla 4.4 diversos valores para W_R .

$$H_T = \sum D * W_R$$

Ecuación 4.2. Expresión de la Dosis equivalente

Tabla 4.4. Factor W_R para diferentes tipos de radiación [8]

Tipo de radiación y rango de energía		Factor W_R
Fotones (rayos X y radiación gamma) con energías mayores a 30 KeV		1
Electrones con energías mayores a 30 KeV		1
Neutrones, energía	< 10 KeV	5
	> 10 KeV a 100 KeV	10
	> 100 KeV a 2 MeV	20
	> 2 MeV a 20 MeV	10
	> 20 MeV	5
Protones, salvo los de retroceso, con energías mayores a 2 MeV		5
Partículas alfa, núcleos pesados		20

- Dosis efectiva (H_E): Por último, la dosis efectiva tiene en cuenta que no todos los individuos (así como todos los órganos y tejidos) son sensibles de forma igualitaria a la radiación, sino que los daños variarán en función del órgano o del tejido irradiado, aun cuando todos ellos absorbieran el mismo tipo de radiación y la misma dosis. La dosis efectiva se calcula como la suma ponderada de los equivalentes de dosis para los diferentes tejidos mediante la relación:

$$H_E = \sum W_T * H_T$$

Ecuación 4.3. Expresión de la Dosis efectiva

Dado que cada tejido tiene diferente radiosensibilidad, hay que utilizar un factor de ponderación (W_T) para cada uno, para corregir la dosis equivalente en cada tipo. En la tabla 4.5 se recogen los valores de este factor para varios tejidos.

Tabla 4.5. Factores W_T para diferentes tipos de tejidos u órganos [90]

Tejido u órgano	Factor W_T
Gónadas	0,2
Colon, pulmones, estómago y médula ósea	0,12
Vejiga, mama, hígado, esófago y tiroides	0,05
Piel y huesos	0,01
Otros	0,05

Una vez se han obtenido todas las magnitudes señaladas, se puede determinar la cantidad de irradiación total a la que se podría ver expuesto un organismo y, a partir de ahí, conocer los efectos globales que podría sufrir. A modo de resumen, en la tabla 4.6 se recogen los efectos globales más probables en función de la cantidad de radiación, estando las dosis recibidas medidas en rems (unidad utilizada para indicar la peligrosidad de una radiación con una equivalencia de 0,01 Sv).

Tabla 4.6. Resumen de los efectos probables de la radiación total recibida por el organismo [91]

Dosis ligera		Dosis moderada		Dosis semimortal	Dosis mortal
0-25 rems	50 rems	100 rems	200 rems	400 rems	600 rems
* No efecto clínico detectable	* Ligeros cambios pasajeros en la sangre	* Náuseas y fatiga con posibles vómitos	* Náuseas y vómitos en las primeras 24 horas	* Náuseas y vómitos tras 1-2 horas	* Náuseas y vómitos tras 1-2 horas
* Ningún efecto diferido	* Posibles efectos diferidos, pero improbables efectos graves	* Alteraciones sanguíneas marcadas con restablecimiento diferido	* Tras un período latente de una semana, caída del cabello, pérdida de apetito, debilidad general.	* Inflamación grave de boca y garganta en la tercera semana	* Diarrea, vómitos, inflamación de boca y garganta tras la primera semana
		* Probable acortamiento de la vida	* Posible muerte al cabo de 2-6 semanas de una parte de los individuos	* Diarrea y extenuación en la 4ª semana. Mortalidad=50 %	* Fiebre y muerte probable del 100 % de los individuos

Como se puede suponer, los efectos de la radiación no solamente se restringen a los seres humanos, sino que pueden afectar a cualquier ecosistema. Por ejemplo, cualquier medio terrestre podría verse contaminado a través de radionucleidos que se encuentren presentes en la lluvia, el suelo, o el propio aire, procedentes de almacenes de residuos radiactivos, de fugas de las instalaciones nucleares, etc. Estos radionucleidos pueden entrar en el ciclo de la materia, incorporándose a los productores primarios de la biomasa (vegetales, algas, hongos, bacterias, etc.), pudiendo pasar a través de ello, por supuesto, a los animales y también a los seres humanos [89].

Como ya ha sido comentado anteriormente, en las centrales nucleares se emiten grandes cantidades de radiactividad al ambiente, todo ello en un escenario de funcionamiento cotidiano; en un escenario de desastre nuclear, por su parte, la radiactividad introducida en la biosfera se vería multiplicada, al igual que sus correspondientes efectos. Uno de los ejemplos más claros y recientes de este tipo de accidentes sería el famoso desastre de Fukushima (sucedido en la central nuclear Fukushima I, Japón, el 11 de marzo de 2011), el cual comprendió una serie de incidentes, tales como las explosiones en los edificios que albergaban los reactores nucleares, fallos en los sistemas de refrigeración, triple fusión del núcleo y liberación de radiación al exterior, todo como consecuencia de los desperfectos provocados por un terremoto de magnitud 9 que sacudió el este del país, seguido de un tsunami que llegó a alcanzar los 15 metros. El accidente fue clasificado como de nivel 7 (“accidente nuclear grave”) en la Escala Internacional de Sucesos Nucleares (Escala INES) del Organismo Internacional de la Energía Atómica (OIEA), el cual se trata del nivel más alto posible, es decir, el accidente de peores consecuencias ambientales, siendo el peor accidente nuclear desde el accidente de Chernóbil (sucedido el 26 de abril de 1986 en la central nuclear Vladímir Ilich Lenin, Ucrania).

Aunque este accidente no provocó como tal efectos directos en la salud de la población general, ya que las estimaciones indicaron que las dosis efectivas recibidas fueron bajas, sus efectos sobre el medio ambiente fueron muy considerables [92]: Mientras que una parte relativamente pequeña de las emisiones atmosféricas quedó depositada en la tierra (principalmente en la zona noroeste de la central), la mayor parte de los radionucleidos acabaron en el océano Pacífico por deposición atmosférica, además de haber emisiones líquidas y descargas desde la propia central directamente al mar. En este sentido, algunos radionucleidos emitidos, como el ^{131}I , ^{137}Cs y el ^{134}Cs fueron encontrados en el agua potable, en alimentos y en algunos productos no comestibles, estimándose unas descargas directas de ^{131}I de entre 10 a 20 PBq, mientras que de ^{137}Cs llegaron a alcanzar los 26,9 PBq. Asimismo, diversas mutaciones genéticas se han encontrado en especies autóctonas de la zona, como sería el caso de la mariposa *Zizeeria maha*, las cuales empezaron a mostrar en 2012 mutaciones pronunciadas, sobre todo en las alas y los ojos, como consecuencia de la exposición a material radiactivo [93]. En la figura 4.17 se presentan dos ejemplares de esta especie, una recogida antes del accidente y otra posteriormente.



Figura 4.17. Ejemplares de *Zizeeria maha* antes del accidente (izq.) y después (der.) [93]

En general, entre los distintos efectos que provocaría la radiación en el medioambiente se pueden encontrar los presentados a continuación [94]:

- Contaminación de las aguas por medio de los radioisótopos.
- Penetración en el suelo, lo cual puede llegar a empobrecerlos en su totalidad y volverlos infértiles durante un largo período de tiempo.
- Alteración de la fauna y de la cadena trófica. En este sentido, resulta importante si cualquier elemento del ecosistema resulta contaminado por radiación (como podría ser un tipo concretos de planta), ya que otros animales se alimentarían de esas mismas plantas, sirviendo posteriormente de alimentos para otros animales. Así pues, la radiación iría subiendo por la cadena trófica, pudiendo llegar finalmente hasta el ser humano.
- En determinadas ocasiones, si el nivel de polución del ecosistema resulta considerable, se producen daños directos hacia la biocenosis y biotopo.

Así pues, la radiación puede llegar a provocar diferentes y numerosos efectos tanto en el ser humano como en el medio ambiente, por lo que la protección frente a esa radiación resulta esencial, siendo especialmente relevante la protección frente a los residuos radiactivos producidos como consecuencia de actividades nucleares, mediante el uso de diversos tratamientos. Los distintos métodos que se pueden efectuar para tratar los residuos radiactivos serán tratados en el siguiente apartado del trabajo.

5. TRATAMIENTO Y GESTIÓN DE RESIDUOS RADIATIVOS

La gestión de los residuos radiactivos se puede definir como el conjunto de actividades técnicas y administrativas para conseguir que éstos no impliquen riesgo alguno para el medio ambiente y para las personas, bien directamente a través del aire o del agua, o indirectamente a través de la cadena alimentaria. Debido a la potencial peligrosidad de este tipo de residuos, sus operaciones de tratamiento y gestión resultan de una vital importancia; así pues, en este apartado del trabajo se explicarán en detalle las distintas opciones disponibles actualmente para ello.

5.1.- Estrategias y fases de la gestión

A la hora de efectuar las operaciones de tratamiento y gestión, éstas siempre deberán basarse en una serie de principios básicos, para asegurar el cumplimiento del objetivo principal de proteger la salud del ser humano y el medio ambiente, tanto actualmente como en el futuro; como en toda práctica con radiaciones, estos objetivos de protección se basarán en el sistema de limitación de dosis recomendado por la Comisión Internacional de Protección Radiológica. Estos principios básicos se resumen a continuación [95]:

- Protección fuera de las fronteras nacionales: La gestión deberá realizarse de tal modo que se tengan en cuenta los posibles efectos sobre la salud humana y el medio ambiente fuera de las propias fronteras nacionales.
- Protección de las generaciones futuras: Se debe asegurar que no se generen carga alguna a las generaciones futuras, así como que las repercusiones previstas para la salud humana de las mismas no resulten mayores a las que son aceptables actualmente.
- Marco jurídico nacional: La gestión se deberá llevar a cabo siempre dentro de un marco jurídico apropiado, el cual sea capaz de definir de forma clara y concisa las distintas responsabilidades y establecer también funciones independientes a los diferentes actores involucrados.
- Control de la generación de residuos radiactivos: La generación de los residuos deberá mantenerse a los mínimos niveles posibles.
- Seguridad de las instalaciones: La seguridad de las instalaciones empleadas para la gestión de los residuos radiactivos deberá garantizarse completamente durante toda la vida útil de éstas.
- Coherencia con los estándares internacionales: Aquellos estándares de seguridad y métodos utilizados para la gestión serán, siempre que sea posible, compatibles con las recomendaciones de organismos internacionales especializados.

Desde el punto de vista técnico, la estrategia para evitar el peligro que representan los residuos radiactivos puede derivar en dos alternativas: Si la concentración de actividad C contenida en el material residual, bien originalmente o bien tras un tiempo de decaimiento, no supera un determinado valor N , el destino del material será ser evacuado y gestionado como un residuo convencional más, debiéndose cumplir la legislación vigente que sea correspondiente; por otro lado, si esa concentración C supera el valor N , el material será efectivamente considerado como residuo radiactivo y será retirado y gestionado por ENRESA [96]. En el Anexo A, quedan recogidos los valores de este parámetro N , en actividad por unidad de masa, para los radionucleidos más utilizados, los cuales son aplicables a cantidades moderadas a evacuar (menos de 3 toneladas por año y por instalación). Estas dos alternativas se reflejan en la figura 5.1.

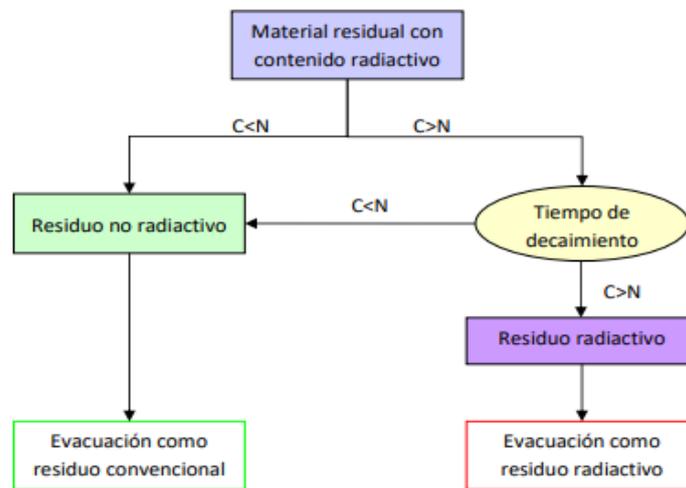


Figura 5.1. Estrategias de gestión del material residual con contenido radiactivo [96]

En el caso de tener un residuo contaminado por una mezcla de radionucleidos, se deberá cumplir la condición que se presenta a continuación, donde C_i es la concentración de actividad (en Bq/g) de un radionucleido i , N_i es el valor establecido en el Anexo A para ese radionucleido y n es el número de radionucleidos existentes en el material.

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{N_i} \leq 1$$

Ecuación 5.1. Condición para un residuo contaminado por mezcla de radionucleidos [96]

La gestión de los residuos radiactivos conlleva la realización de una serie de operaciones distribuidas en varias fases. No obstante, siempre hay que tener en cuenta el principio básico de minimización de la propia generación de los residuos (con el que se conseguirá reducir la cantidad de residuos a gestionar y, por consiguiente, tener un proceso de gestión más óptimo), para lo que se deben establecer diversas normas de actuación que ayuden a reducir en la medida de lo posible la producción de residuos. Las distintas fases de gestión serían las siguientes [53,96,97]:

- 1) Caracterización y segregación: La separación de los residuos se llevará a cabo, en primer lugar, en función o no del contenido radiactivo de los mismos, y posteriormente se determinará o estimará la concentración de actividad de los materiales sí radiactivos, para poder separarlos entre sí en función de su vía de gestión final. Obviamente, una correcta realización de esta primera etapa repercute positivamente en la gestión, disminuyéndose el coste de la misma y mejorándose la eficiencia de todo el proceso global de tratamiento.
- 2) Almacenamiento previo: En esta etapa tiene lugar el decaimiento de los residuos radiactivos de vida corta. Tras un tiempo de almacenamiento, los residuos que no superen los niveles mínimos exigidos dejarán de ser considerados “radiactivos”, mientras que el resto de residuos de media y alta actividad verán disminuidas exponencialmente sus dosis y temperatura, lo cual facilitará la realización de las siguientes fases.
- 3) Tratamiento: Incluye las operaciones a realizar para lograr la modificación de las características de los residuos, buscándose principalmente la reducción de su volumen.
- 4) Solidificación o inmovilización: Esta etapa consiste en la incorporación del residuo contaminado a una matriz sólida y estable, de tal forma que su manejo sea el apropiado para las etapas posteriores. Para el caso de residuos de baja y media actividad, se suele emplear como sustancia inmovilizante cemento y productos poliméricos, mientras que se suele optar por vidrio o materiales metálicos para residuos de alta actividad.
- 5) Envasado: Los contenedores más utilizados son los bidones metálicos de tapa desmontable de gran capacidad (220L o 400 L).
- 6) Almacenamiento temporal del residuo acondicionado: Los contenedores son almacenados durante un tiempo variable en instalaciones especiales, para verificar que no existan fugas o fallos en el envasado. Durante este tiempo, la actividad de los residuos disminuirá aún más, facilitándose el transporte final hacia la última de las etapas.
- 7) Evacuación o almacenamiento definitivo: Etapa final de la gestión, en la que los residuos radiactivos son colocados en un almacén definitivo con todas las garantías de seguridad, sin necesidad de recuperarlos o someterlos a vigilancia a largo plazo.

5.2.- Principales líneas de actuación

Desde el punto de vista de la gestión, como se comentó en el apartado 4 del trabajo, ésta será distinta en función de si se estén considerando residuos de baja y media actividad (RBMA) o residuos de alta actividad (RAA), ya que sus diferentes comportamientos a medio y largo plazo provocan que difieran sus condiciones de almacenamiento. Este aislamiento debe permanecer durante todo el período de actividad de los residuos, para proteger así al hombre y al medio ambiente; en este sentido, se puede estimar que los RBMA deben quedar aislados durante un tiempo comprendido entre 100 y 300 años, mientras que los RAA tienen un período de aislamiento no

inferior a 100000 años [21]. Debido a la mayor complejidad de la gestión de los RAA (ya que, por ejemplo, en España, los RBMA simplemente son enviados al centro de almacenamiento de El Cabril, en Córdoba), el presente trabajo se centrará en la gestión de éstos.

5.2.1.- Residuos de alta actividad (RAA)

Como se comentó en el apartado 4 del trabajo, los RAA corresponden fundamentalmente al combustible gastado una vez finalizado el proceso de producción de energía en el reactor. La gestión de estos residuos puede abordarse bajo varias perspectivas: La del ciclo cerrado (convencional o avanzado) o la del ciclo abierto, en función de la existencia de reprocesamiento del material nuclear o no. No obstante, independientemente de la vía elegida, el combustible gastado siempre es almacenado temporalmente tras salir del reactor, durante un corto período de tiempo si se opta por la vía de ciclo cerrado, o durante un tiempo mayor (hasta que la actividad de los residuos decaiga hasta niveles adecuados para su gestión posterior, pudiendo llegar a períodos desde los 50 hasta los 100 años [31]) para la vía de ciclo abierto.

5.2.1.1.- Sistemas de almacenamiento temporal

Este primer almacenamiento temporal resulta esencial para el proceso global de gestión de los RAA, ya que es necesario facilitar la disipación del calor residual del material y el decaimiento de su actividad. Asimismo, en estas instalaciones de almacenamiento debe controlarse que no se produzca ninguna reacción de fisión autosostenida, que se conserve el estado y la integridad física de los residuos y que, tras el tiempo correspondiente, pueda recuperarse éstos de forma segura para continuar con las siguientes etapas de gestión.

Existen dos tipos de almacenamiento temporal: En húmedo (mediante el uso de piscinas de enfriamiento con agua) y en seco (mediante el uso de un gas inerte o simplemente aire como refrigerante). Generalmente, en una primera etapa el combustible gastado es almacenado en las piscinas ubicadas en la propia central para su enfriamiento, tras lo cual se puede optar por el almacenamiento en seco, que recibe la denominación de Almacén temporal individualizado (ATI), que resulta más recomendable para el medio/largo plazo, pudiendo almacenarse los residuos en este caso en contenedores, silos o en bóvedas [22].

A. En piscinas

Este primer tipo de almacenamiento consiste en introducir los elementos del combustible nuclear gastado en piscinas de agua situadas en el mismo edificio que alberga el reactor, debiendo

permanecer almacenados durante un mínimo de 5 años, colocados de forma vertical en una de las celadas o bastidores que hay situados en el fondo de la piscina, con un enrejado metálico que asegura la inmovilidad del material [98].

La elección del agua como refrigerante se debe a su alto coeficiente de transmisión de calor, lográndose la extracción continua del calor residual generado por el combustible. Otras ventajas serían su manejabilidad, bajo coste, sus buenas propiedades como blindaje biológico contra la radiación y su transparencia, permitiéndose de esta forma la inspección y manejo seguro de los elementos almacenados por parte de los trabajadores. Las piscinas suelen presentar una forma rectangular, con una profundidad de entre 10 y 13 m para asegurar que las barras de combustible (que suelen medir hasta unos 4,5 m) puedan ser colocadas de forma vertical y cubiertas por varios metros de agua, siendo éste un requisito para poder asegurar el blindaje biológico por parte del agua [98]. En la figura 5.2 se presenta una piscina de almacenamiento convencional, mientras que en la figura 5.3 se observa cómo quedaría colocado un elemento combustible en la misma.



Figura 5.2. Piscina de almacenamiento temporal de la central de Santa María de Garoña [31]



Figura 5.3. Almacenamiento de elemento combustible en piscina [99]

En su conjunto, las piscinas resultan estructuras muy resistentes, estando compuestas de láminas de acero inoxidable y recubiertas de hormigón armado para evitar fugas [31]. Asimismo, deben contar obligatoriamente con numerosos sistemas auxiliares y de seguridad, como podrían ser los siguientes [10, 98]:

- Sistemas de refrigeración, mediante intercambiadores de calor, para garantizar que el combustible siempre se halla sumergido y que la temperatura del agua es la adecuada en todo momento.
- Sistemas de purificación y filtrado de agua para mantener la transparencia del agua, facilitándose de este modo la manipulación y el control del combustible, y para eliminar las partículas sólidas en suspensión o disueltas que pueden escapar de las vainas de combustible.
- Sistema de agua de aporte, para garantizar de esta forma que el combustible esté siempre sumergido.
- Detectores de fugas en el combustible que avisen a la sala de control.
- Sistemas para un adecuado y seguro manejo, transporte e inspección del combustible almacenado.

La capacidad de las piscinas es variable, ya que, por ejemplo, el combustible de centrales diseñadas para el reprocesado del mismo (ciclos cerrados) permanecerá menos tiempo en ellas que el combustible correspondiente a aquellos casos en que se siga el ciclo abierto. En cualquier caso, una piscina se considerará que está saturada cuando todas sus posiciones se encuentren ocupadas, exceptuando aquellas que son necesarias para alojar el núcleo entero del reactor en caso de que fuera necesario vaciarlo [98].

No obstante, actualmente existen diversas soluciones para poder ampliar la capacidad de aquellas piscinas que requieran una mejor utilización del espacio, como por ejemplo podría ser la técnica de “reracking”, la cual consiste en disminuir la distancia entre los elementos combustibles (incrementándose así la capacidad de las piscinas), mediante la sustitución de los bastidores por otros contruidos con materiales cuya capacidad de absorción neutrónica sea superior a los ya existentes; en muchos casos, sin embargo, se ha logrado aumentar la capacidad simplemente mediante el diseño de bastidores más compactos y en doble capa, que son capaces de aprovechar más la profundidad de las propias piscinas [10].

En el caso de las piscinas de las 7 centrales nucleares españolas que se encuentran actualmente en funcionamiento, se refleja en la tabla 5.1 el número de elementos combustibles irradiados almacenados en piscinas y el grado de ocupación de las mismas, a fecha de 31/12/2017. En la tabla se puede observar una media de ocupación de aproximadamente el 90 %, siendo la central de Ascó I la que presenta el mayor grado de ocupación de todas (97,15 %).

Tabla 5.1. Número de elementos combustibles almacenados y grado de ocupación de las piscinas de las centrales nucleares españolas, a fecha de 31/12/2017 [100]

Central Nuclear	Elementos combustibles almacenados (uds)	Grado de ocupación (%)
Almaraz I	1416	92,04
Almaraz II	1440	87,43
Ascó I	1128	97,15
Ascó II	1168	92,40
Cofrentes	4484	93,81
Trillo	544	86,62
Vandellós II	1212	84,34

B. Almacén Temporal Individualizado

Tras el almacenamiento en las piscinas, el combustible es traspasado a un almacenamiento en seco, bien porque la capacidad de las piscinas haya alcanzado su límite, o porque sea necesario evacuar el combustible para poder iniciar el desmantelamiento de la central, o bien porque así se haya dispuesto. Este almacenamiento se lleva a cabo en el emplazamiento de la misma central, mediante diversas técnicas en las que siempre se asegura la refrigeración natural, el blindaje contra las radiaciones y el confinamiento hermético del material. Estas técnicas serían las que se explican a continuación, estando condicionada la elección entre una u otra por el tipo y características del material a almacenar, además de por factores económicos y estratégicos.

- Almacenamiento en bóvedas: En esta primera técnica, el material es en primer lugar encapsulado, normalmente en tubos metálicos, y colocado en unos bastidores (con disposición horizontal o vertical), los cuales posteriormente se tapan con losas de hormigón. Estos bastidores se encuentran en el interior de bóvedas construidas con hormigón armado, constituyéndose así un eficiente medio de protección contra la radiación y contra posibles agentes exteriores (terremotos, proyectiles, etc.) [10]. Además de la zona de almacenamiento propiamente dicha, son necesarias otras instalaciones adicionales, como serían una zona de recepción del material, seguida de una zona de acondicionamiento para encapsular y acondicionar el material para su almacenamiento.

En cuanto a la refrigeración, se pueden encontrar dos variantes: Mediante convección natural o forzada, siendo la primera, al no necesitar impulsores y extractores, más ventajosa normalmente por tener costes menores y aportar una mayor fiabilidad operacional al sistema. En la figura 5.4 se puede observar un esquema de lo que sería este tipo de almacenamiento temporal en seco, representando las salidas y entradas de aire mediante flechas.

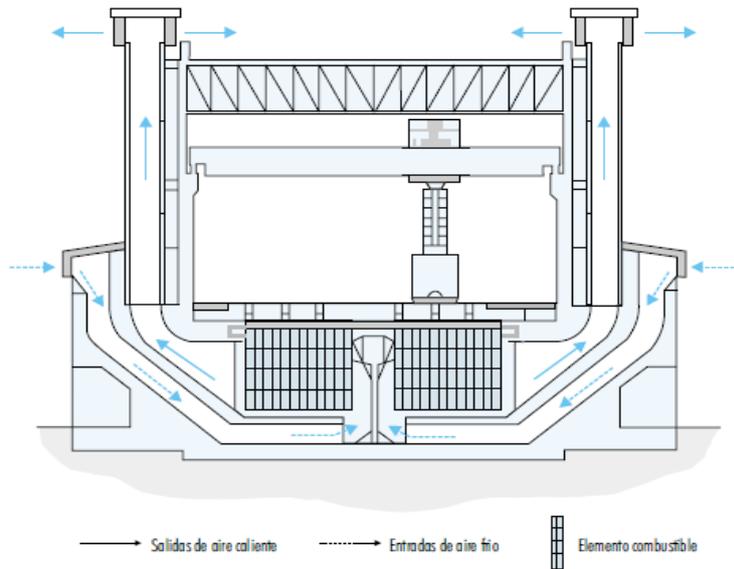


Figura 5.4. Almacenamiento temporal en seco mediante bóveda [10]

- Almacenamiento en cofres de hormigón: Este segundo tipo de almacenamiento consiste en utilizar estructuras de hormigón armado de forma cilíndrica, colocados en posiciones fijas en superficie. Estas estructuras tienen en su centro una cavidad forrada de acero al carbono, dentro de la cual se encuentra un recipiente metálico sellado de acero inoxidable, pensado para albergar uno o varios elementos combustibles en el interior de una atmósfera de helio. En este caso, la estructura de hormigón se encarga de proporcionar el blindaje biológico, y el calor se disipa por radiación dentro del recipiente metálico, por convección a través del hormigón y por convección natural en la superficie exterior del cofre [101]. En la figura 5.5 se presenta en que consistiría uno de estos cofres de hormigón.

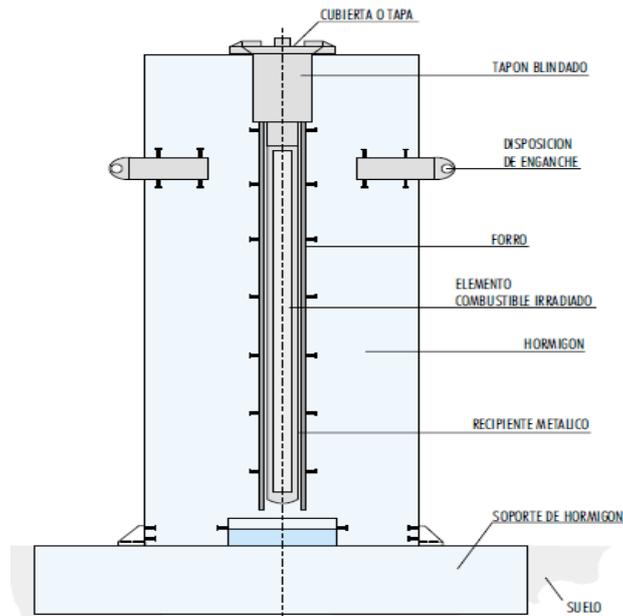


Figura 5.5. Almacenamiento temporal en seco mediante cofre de hormigón [10]

- Almacenamiento en contenedores: El uso de contenedores como sistema de almacenamiento temporal se trata de una de las soluciones más extendidas, por resultar económica cuando se trata de gestionar cantidades limitadas de combustible gastado. Los contenedores pueden encontrarse de diversos materiales y con funciones únicamente de almacenamiento o también de doble propósito (almacenamiento y transporte). La refrigeración en estos sistemas tiene lugar mediante radiación térmica, conducción o convección natural. Este sistema presenta una serie de ventajas, como serían [10]:

- Es el sistema de almacenamiento que mejor puede adaptarse a las diferentes situaciones que pudieran presentarse.
- No produce efluente radiactivo alguno.
- Su operación resulta sumamente sencilla, al igual que su mantenimiento, bastante más que el de las piscinas.
- Del mismo modo, otra ventaja importante sería en cuanto a la clausura y desmantelamiento de una instalación de este tipo, los cuales también presentan muy poca complejidad.

Los contenedores más utilizados generalmente suelen ser los metálicos, con forma cilíndrica, y en cuyo interior se disponen diversos bastidores para la ubicación directa del combustible gastado. El material de construcción puede estar constituido por fundición modular o por acero inoxidable, ambos con buenas características en cuanto a tenacidad, resistencia mecánica, etc. Una característica importante a tener en cuenta de los contenedores es que es necesario que sus paredes tengan un espesor considerable (de al menos 40 cm), para proporcionar de este modo el blindaje radiológico necesario [10, 101]. Asimismo, la parte externa del contenedor debe disponer de aletas longitudinales robustas para facilitar, si resultara necesario, la refrigeración.

En la actualidad, España cuenta con diversas instalaciones de ATI basadas en contenedores, como sería el caso de las centrales nucleares de Trillo y Ascó I y II y el de la central nuclear desmantelada José Cabrera. Considerando el ejemplo particular de la central de Trillo, el almacén temporal en seco consiste en un edificio ventilado con muros y techo de hormigón capaz de alojar 80 contenedores de doble propósito (modelo DPT), es decir, capaces de ser usados para almacenamiento y para transporte. Estos modelos DPT, fabricados por la empresa Ensa, son contenedores metálicos con 5,02 m de altura y 2,36 m de diámetros, teniendo capacidad para 21 elementos combustibles de la propia central [98]. En la figura 5.6 se pueden ver estos contenedores metálicos usados en la central de Trillo, encontrándose a fecha de 31 de diciembre de 2017, 32 contenedores con un total de 672 elementos combustibles, lo que supone un grado de ocupación del 40 % [100].



Figura 5.6. Almacenamiento temporal en seco mediante contenedores en la central nuclear de Trillo [102]

5.2.1.2.- Ciclo Abierto

Tras el tiempo de almacenamiento correspondiente en las piscinas y en los ATI, el material puede seguir una de las tres vías que ya se han comentado: El ciclo abierto, el ciclo cerrado y una tercera opción que sería el ciclo cerrado avanzado. Centrándose en la primera de las opciones, el ciclo abierto sería aquel en el que no se prevé la utilización de los elementos combustibles gastados, de ahí que se considera todo el combustible gastado como residuo a gestionar.

El material estaría entonces pensado para pasar, en primer lugar, por una etapa intermedia en la gestión de los residuos radiactivos para la que actualmente existen tecnologías suficientemente desarrolladas y probadas: Ser enviado a un almacenamiento temporal centralizado (ATC). Ahí se depositaría a la espera de ser trasladado a su destino, un almacenamiento geológico profundo (AGP), el cual supondría su gestión final como residuo. Un esquema de lo que sería el ciclo abierto en su totalidad se representa en la figura 5.7.

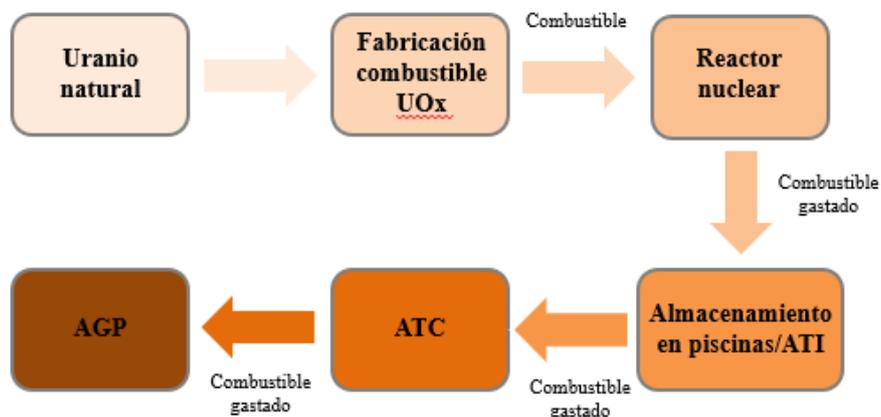


Figura 5.7. Proceso de ciclo abierto

A. Almacén Temporal Centralizado (ATC)

Esta etapa intermedia de gestión es, al fin y al cabo, otra variante de almacenamiento temporal más, consistiendo en los mismos métodos de almacenamiento que los ATI, escogiendo éstos en función de factores como la capacidad de la instalación, el tiempo necesario de implantación, costes, percepción pública, etc. Sin embargo, la diferencia fundamental respecto a los ATI reside en que, mientras éstos están destinados a almacenar los residuos de una misma central nuclear y suelen estar situados dentro de su propio emplazamiento, los ATC albergan los residuos de todas o varias de las centrales nucleares de un país.

En general, este tipo de almacenamiento centralizado presenta diversas ventajas al concentrarse todo el material almacenado en un único emplazamiento en lugar de en varios distribuidos por todo el país, las cuales se presentan a continuación [98, 103]:

- Se elimina la existencia dispersa de pequeños almacenamientos temporales.
- Se optimiza el proceso económicamente, ya que los costes de construcción y de operación de una sola instalación, en su conjunto, resultan inferiores respecto de la solución de varios emplazamientos.
- La vigilancia y el control del sistema se ven mejoradas considerablemente, al centralizar todos los recursos en un único lugar.
- Se trata de una instalación probada y en funcionamiento en diversas partes del mundo.

Respecto a este último punto, cabe comentar que numerosos países han elegido esta solución ATC como parte de la gestión de sus residuos radiactivos, como serían Francia (La Hague y Cadarache), Alemania (Ahaus y Gorleben), Reino Unido (Sellafield), Holanda (Habog) y Rusia (Mayak y Krasnoyarsk) [98]. Los resultados obtenidos en todos estos países y la experiencia acumulada por la comunidad técnica internacional permiten garantizar el almacenamiento del material nuclear por períodos de tiempo de más de 50 años, siempre que se cumplan todos los requisitos de vigilancia y se garantice el confinamiento y la posibilidad de recuperar todo el material una vez finalice el período de almacenamiento temporal [104].

Así pues, en ese último detalle que se ha comentado residiría uno de los inconvenientes de los ATC, ya que en ningún caso este almacenamiento puede considerarse una solución definitiva que pueda prolongarse indefinidamente. El otro inconveniente adicional de los ATC sería la necesidad de transportar todo el material nuclear disperso por el país hasta el emplazamiento del almacén, con la correspondiente gestión del mismo durante el transporte que ello conllevaría.

En España, los residuos radiactivos de alta actividad generados en las centrales nucleares son almacenados en los sistemas de almacenamiento temporal que han sido comentados, existiendo también algunos casos en los que estos residuos han sido enviados a otros países como Reino Unido

(procedentes de la central de Garoña) o Francia (procedentes de la central de Vandellós I) para ser tratados, al no disponer de la tecnología necesaria en España. En este sentido, debido a todas las ventajas de los ATC que se han señalado y para evitar el coste de trasladar todos esos residuos fuera de las fronteras, el Gobierno español tomó la decisión de construir un ATC, siguiéndose la vía de ciclo abierto, seleccionándose a finales de 2011 el municipio de Villar de Cañas (Cuenca) para albergarlo [105].

Este ATC, con una vida operativa de 60 años, y disponiendo de un centro tecnológico asociado (instalación complementaria para apoyar al ATC tanto en su fase de construcción como de operación), estaría ideado para ser una estructura integral de 283 m de largo, 78 de ancho y 26 de alto, con unos conductos de salida de aire de 45 m de altura respecto al nivel del suelo. Asimismo, la instalación se dividiría en las partes que se presentan a continuación [106], pudiendo observarse algunas de ellas en la figura 5.8:

- Área o edificio de recepción del combustible gastado.
- Edificio de procesos, donde se introducirá el combustible gastado en cápsulas para su almacenamiento.
- Edificio de servicios y sistemas auxiliares.
- Módulos de almacenamiento de las cápsulas de combustible gastado, teniendo cada uno dos bóvedas con entradas y salidas de aire independientes.
- Nave de almacenamiento de bultos, para otros residuos de alta actividad.

DISEÑO CONCEPTUAL DEL ATC

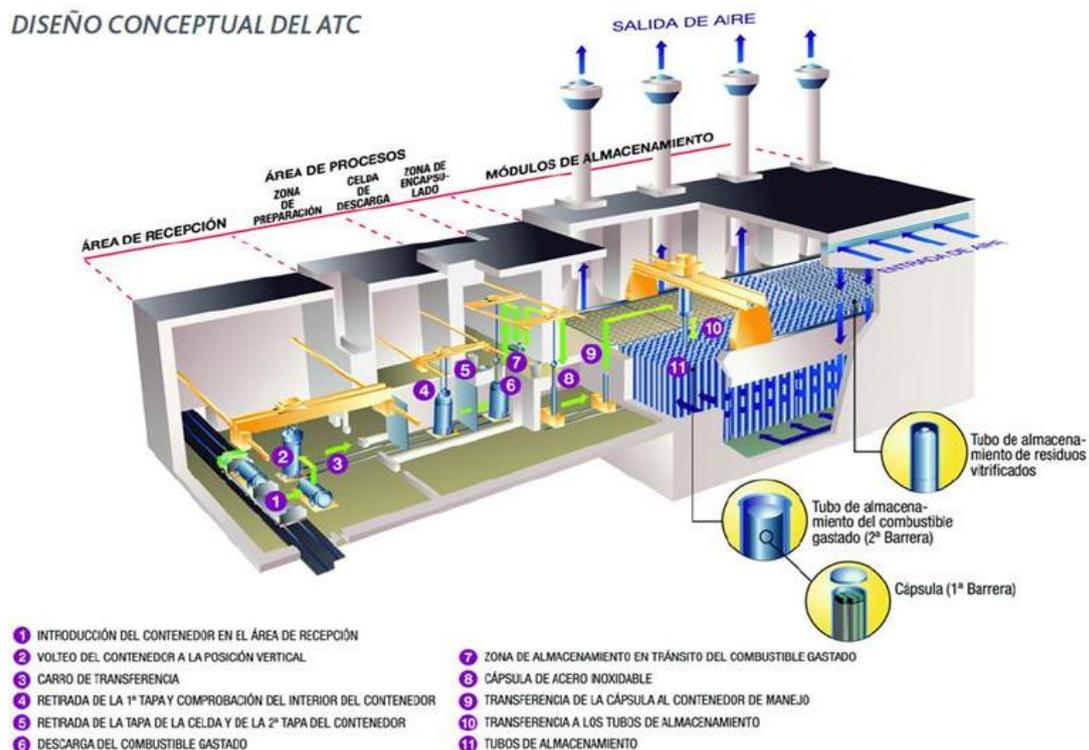


Figura 5.8. Esquema del proyecto del ATC español [104]

Sin embargo, el proyecto, cuya finalización estaba prevista para el 2016, ha sufrido diversos retrasos debido al rechazo de algunos sectores de la sociedad y organizaciones ecologistas, y a los cambios políticos en estos años. Actualmente, la licitación del ATC se encuentra paralizada, hasta que el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) conceda los permisos correspondientes [107]. Así pues, como una de las consecuencias de todos estos retrasos, los residuos enviados a otros países no han podido volver a España para ser almacenados en ese ATC, tal y como se había planeado, debiéndose pagar, por ejemplo, alrededor de 74000 € diarios a Francia por custodiar en La Hague (Normandía) residuos de la central Vandellós I, ya desmantelada [105].

B. Almacén Geológico Profundo (AGP)

En cuanto a la gestión a largo plazo de los residuos de alta actividad se refiere, la solución que actualmente cuenta con el mayor respaldo internacional es el almacenamiento de éstos a gran profundidad en el interior de formaciones geológicas estables. La necesidad de un AGP no es debida a la vía elegida, ciclo abierto o ciclo cerrado, sino al hecho de que este tipo de residuos que se están considerando deben almacenarse durante miles de años en las condiciones más seguras posibles, que serían las que ofrecen este tipo de almacén, hasta que decaiga suficientemente su actividad. Así pues, tras el tiempo de almacenamiento temporal correspondiente, los residuos de alta actividad serían introducidos en cápsulas de algún material metálico (como podría ser cobre) con buenas características de estabilidad frente a la corrosión, transmisión de calor y siendo compatible con el medio geológico en el que vaya a estar ubicado de forma definitiva [22], siendo alojadas estas cápsulas en una serie de galerías a una profundidad de entre 300 y 1000 m, de tal manera que se prevenga el flujo de aguas subterráneas y se asegure la distancia de seguridad con el exterior [108].

Este tipo de almacenamiento se fundamenta en el principio “multibarrera”, que consiste en la combinación de una serie de barreras artificiales y naturales entre el residuo y el ambiente (biosfera), garantizándose así que el tiempo de tránsito de cualquier radionucleido a través de las barreras sea tan grande que nunca llegue a alcanzar el exterior. El mantenimiento de la seguridad por parte de las barreras estaría basado entonces en los siguientes principios [10, 21]:

- Contención y aislamiento: Con esto se conseguiría que los radionucleidos se desintegren antes de entrar en contacto con el hombre y el medio ambiente
- Retención y retardo: Se limitaría entonces la tasa de emisión de radionucleidos si se degrada la cápsula, mediante una muy baja disolución del combustible gastado, un transporte muy lento y una alta sorción en el sistema de barreras.
- Alejamiento de los posibles receptores: Se limitaría de este modo el contacto de los seres vivos con posibles dosis peligrosas.

Como se ha comentado, las barreras consideradas serían de dos tipos: Artificiales y naturales. Las barreras artificiales son diseñadas, construidas y colocadas considerando para ello el diseño del emplazamiento de almacenamiento que se haya elegido, y tienen siempre en consideración las características y la conexión con el sistema de barreras naturales. Estas barreras naturales, por su parte, no han sido construidas por el hombre, pero seleccionadas y caracterizadas de forma que reúnan las características funcionales necesarias para que, junto a las barreras artificiales, confieran al sistema la seguridad necesaria [109]. Los componentes que conforman las barreras serán explicados con más detalle a continuación, quedando representadas éstas además en la figura 5.9.

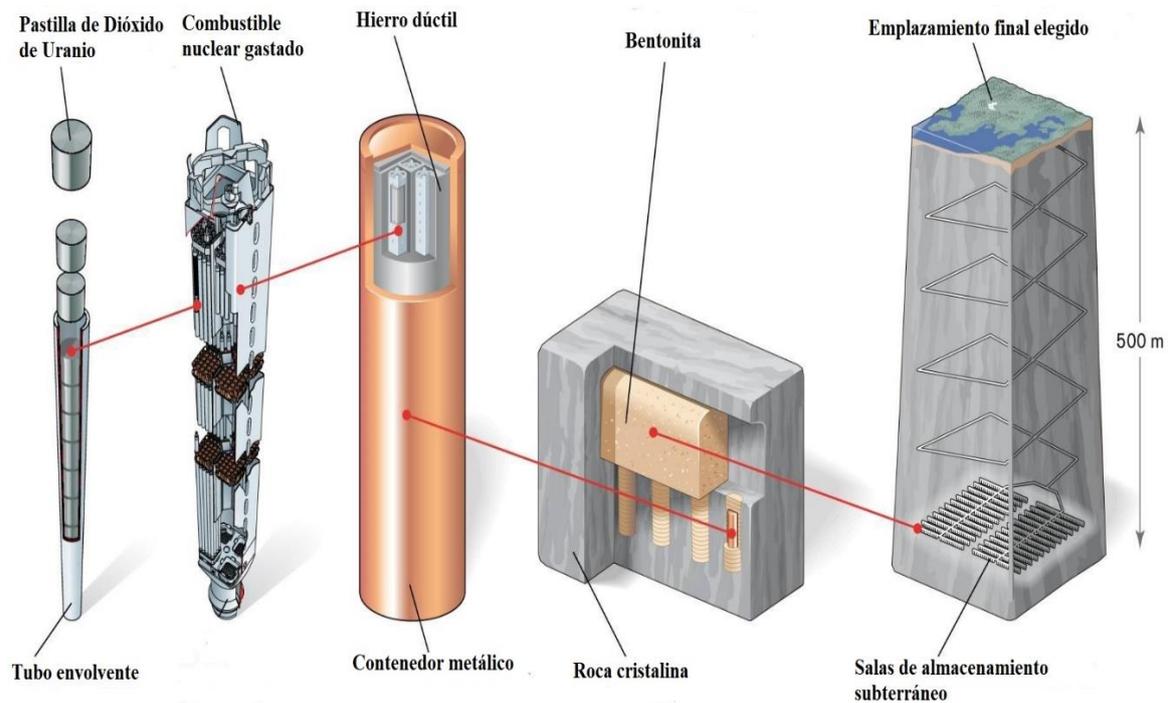


Figura 5.9. Representación de las barreras que conforman un AGP [110]

1. Barreras artificiales

Los componentes de estas barreras, también llamadas “tecnológicas” o “de ingeniería” deben cumplir una serie de requisitos funcionales, tales como: Aislar el repositorio del agua que procede de la barrera geológica, suministrar suficiente protección mecánica frente a posibles eventos sísmicos que pudieran producirse, retardar al máximo la salida de los radionucleidos almacenados, etc. Asimismo, es muy importante que, a la hora de diseñar estas barreras, se tengan en cuenta, además de las características de la formación geológica seleccionada, las condiciones de presión, temperatura y radiación a que el material estará sometido durante todo el proceso de almacenamiento a largo plazo [109]. Estas barreras artificiales estarían compuestas de los siguientes elementos:

- Forma química del residuo: La primera barrera artificial consiste en la propia forma química de la matriz del material que se va a almacenar, bien se trate del combustible gastado o los RAA ya vitrificados. Se trata de una barrera de tipo físico-químico, fundamentada en la resistencia a la corrosión e insolubilidad que se presenta en las condiciones que se dan en el lugar de almacenamiento. De esta forma, la solubilidad de los materiales que contienen los radionucleidos sería tan reducida que se necesitarían millones de años para completar su disolución total, ya que el volumen de agua con el que podrían estar en contacto sería muy pequeño, todo ello, por supuesto, si las barreras están bien diseñadas y construidas y el emplazamiento ha sido bien seleccionado [109].

- Cápsulas metálicas de almacenamiento: Como segunda barrera estarían las cápsulas que alojarían los residuos, las cuales deben ser durables para proteger de forma mecánica al material de su interior, resistente a la corrosión de tal modo que se retarde todo lo posible la entrada del agua a su interior, y debe ser capaz de disipar el calor y mantener la estabilidad frente al calor y la radiación [109]. Para ello, se suelen utilizar materiales como el cobre, titanio o acero al carbono.

Del mismo modo, la integridad de las cápsulas debe resistir por diseño un período mínimo de 1000 años, debiendo éstas ser capaz de soportar durante todo ese tiempo la presión externa ejercida por el terreno que las rodean a causa del hinchamiento de la bentonita (siguiente barrera artificial) y de la presión hidrostática a la profundidad a la que se sitúa el almacenamiento, correspondiendo en total a una presión de 14 MPa. Si la localización elegida para el emplazamiento así lo requiriera, las cápsulas deberían ser fabricadas para ser capaces de soportar una presión total de 41 MPa asociada a una gruesa capa de hielo producida por una eventual glaciación. También sería necesario ajustar la máxima temperatura a la que podría llegar a encontrarse la cápsula para que no se produjera alteraciones en la estabilidad de la capa de bentonita que rodearía a la cápsula, la cual sería igual a 100 °C [111].

- Materiales de relleno y sellado: Ésta sería la principal de las barreras artificiales, compuesta normalmente por capas de arcillas compactas, las cuales se colocarían rodeando a las cápsulas metálicas y en contacto directo con la formación geológica. Esta barrera resulta tan importante debido a que debe cumplir diversos requisitos funcionales, como serían [109]:

- Dificultar al máximo el acceso de agua al resto de las barreras artificiales.
- Estabilizar y homogeneizar la composición química del agua que alcance a los contenedores.
- Ser capaz de soportar las deformaciones mecánicas causadas por la barrera geológica, protegiendo a su vez la integridad mecánica de las cápsulas.
- Retardar el transporte de los radionucleidos que puedan liberarse del conjunto residuo-cápsula.

- Disipar de forma correcta el calor generado por el material radiactivo que se encuentra almacenado y los gases producidos como consecuencia de la corrosión de las cápsulas.

Para cumplir con éxito todos esos objetivos señalados, el material más utilizado normalmente, como se ha comentado anteriormente, es la bentonita. El principal motivo que lleva a la elección de este material en concreto sería el mineral mayoritario del mismo, montmorillonita, que sería el que confiere a la bentonita las características fisicoquímicas adecuadas para actuar como barrera de ingeniería, debido a su estructura cristalográfica [108]. Algunas de sus buenas propiedades serían: Su baja permeabilidad (igual a $3 \cdot 10^{-14}$ m/s), su capacidad de succión para favorecer el sellado del repositorio, su alta plasticidad, su elevada estabilidad (lo que conlleva que su durabilidad esté asegurada en las condiciones físicas, químicas y mecánicas del almacenamiento) y su conductividad térmica, que oscila entre 0,39 W/m°C para la bentonita seca y 1,4 W/m°C para la bentonita saturada [109, 111]. El largo estudio dedicado a las bentonitas permite seleccionar aquellas que demuestren un mejor comportamiento, destacando entonces a nivel internacional la bentonita MX80 (o Bentonita de Wyoming, ya que se extrae en dicho estado americano), la bentonita Kunigel V1 (bentonita japonesa) o la Deponit CA-N (bentonita griega) [112]. En el caso español, ENRESA, en su concepto de almacén geológico profundo, considera como material la bentonita perteneciente a la zona del Cabo de Gata (Almería).

2. Barreras naturales

Pasando a las barreras naturales, éstas estarían compuestas por la llamada “geosfera” (formaciones geológicas existentes en el emplazamiento seleccionado para el almacenamiento de los residuos, así como las aguas y gases que hubiera) y por la “biosfera”, tratándose ésta del conjunto de ecosistemas (suelos, aguas, seres vivos, etc.) que recibirán el impacto del repositorio.

- Geosfera: El papel que juega esta primera barrera natural en todo el proceso de almacenamiento es clave, debido principalmente a dos motivos: Por un lado, la geosfera influirá en el buen funcionamiento del resto de las barreras y, además, será la barrera que se encargue de proporcionar la seguridad a largo plazo. El principal inconveniente de esta barrera reside precisamente en el detalle que más la caracteriza, ya que, mientras las barreras artificiales pueden diseñarse y ser construidas en función de las necesidades particulares que se tengan, sobre éstas el hombre no puede actuar, siendo por este motivo fundamental un adecuado proceso de selección de las mismas.

Debido a su gran importancia, la geosfera debe cumplir una serie de requisitos funcionales [109]: Debe proteger al conjunto de barreras artificiales, como se ha dicho, asegurando siempre unas condiciones de estabilidad físico-química, hidráulica, mecánica y geoquímica; asegurar un flujo de agua bajo, estable y lento en el repositorio; retardar al máximo o inmovilizar la migración de

radionucleidos entre el repositorio y el ambiente o biosfera; asegurar la viabilidad constructiva y operativa del sistema y, además, asegurar el propio repositorio frente a cualquier intrusión humana que pudiera producirse. Para poder cumplir todos estos requisitos, los encargados de seleccionar el emplazamiento más adecuado deberán tener en cuenta a la hora de tomar una decisión que las formaciones geológicas deben poseer las siguientes características [109]:

- En primer lugar, la profundidad y extensión suficiente como para aislar al repositorio de procesos naturales o actividades humanas.
- Estar situadas en zonas caracterizadas por una buena estabilidad tectónica y una baja sismicidad.
- Poseer poca complejidad estructural para facilitar la construcción del almacenamiento.
- Presentar condiciones adecuadas de retención de radionucleidos.
- Caracterizarse por una baja permeabilidad y gradiente hidráulico.

En cuanto a los materiales litológicos se refiere, las formaciones geológicas que se suelen considerar serían formaciones salinas, graníticas y, principalmente, arcillosas, debido a las buenas características que éstas presentan desde el punto de vista de la conducción térmica, permeabilidad, etc. [108, 109]

- Biosfera: La biosfera, como se ha dicho, sería el receptor final de los radionucleidos que pudieran liberarse del resto de barreras interpuestas que se han explicado. Si se llegara a esa situación, la biosfera jugaría entonces un papel crítico en la dilución y dispersión de los radionucleidos, lo cual, unido a la bajísima concentración que habría de esos radionucleidos, haría que el impacto de éstos sobre los seres vivos fuera mínimo [109].

Cabe comentar que la biosfera es un sistema muy sensible, por ejemplo, al nivel de irradiación solar, temperatura o pluviometría existentes, de ahí que resulte muy importante establecer un análisis a largo plazo para poder estudiar las posibles evoluciones que pudiera sufrir la biosfera, que afectarían de un modo u otro al comportamiento que en ella tengan los radionucleidos. Para la realización de estos análisis, resulta muy necesario el desarrollo de diversos modelos numéricos que permitan cuantificar el comportamiento de los radionucleidos hasta su hipotética incorporación al hombre, teniendo en cuenta factores como pueden ser los hábitos alimenticios, o efectos que puedan producir cambios extremos en todo el mundo como sería el cambio climático.

5.2.1.3.- Ciclo Cerrado

Por ciclo cerrado, se entiende aquel en el que se reprocesa el combustible gastado tras su almacenamiento temporal (durante un tiempo menor que si se siguiera el ciclo abierto), con el objetivo de reutilizar los materiales fisionables que contiene. Por tanto, en esta vía de gestión, el

combustible gastado se consideraría como un recurso y no como un residuo.

El hecho de que existan restos de combustible sin aprovechar en los elementos de combustible gastado es el que promueve la idea de un reaprovechamiento de dichos elementos. Este reaprovechamiento consiste en la separación de los materiales fisibles presentes en el combustible (Uranio y Plutonio), con los que se podrán fabricar nuevos elementos combustibles, cuya composición será ahora de óxido de Uranio y óxido de plutonio, denominándose entonces combustible MOX, los cuales podrán utilizarse nuevamente en las centrales nucleares, mejorándose así el aprovechamiento de la potencialidad energética del uranio. Estos combustibles MOX, una vez utilizados, podrían volver a ser reprocesados hipotéticamente, aunque el número de ciclos no debería ser superior a 2 o 3, ya que la eficiencia global del proceso sería cada vez menor [109, 113]. En cuanto al resto de radionucleidos contenidos inicialmente en el combustible gastado (productos de fisión, actínidos minoritarios, etc.), son acondicionados mediante un proceso de vitrificación para su posterior manejo y almacenamiento final, considerándolos directamente como residuos [113], los cuales serían trasladados al ATC correspondiente, a la espera de su almacenamiento definitivo en un AGP. Para facilitar la comprensión del ciclo cerrado, éste se representa a modo de esquema en la figura 5.10.

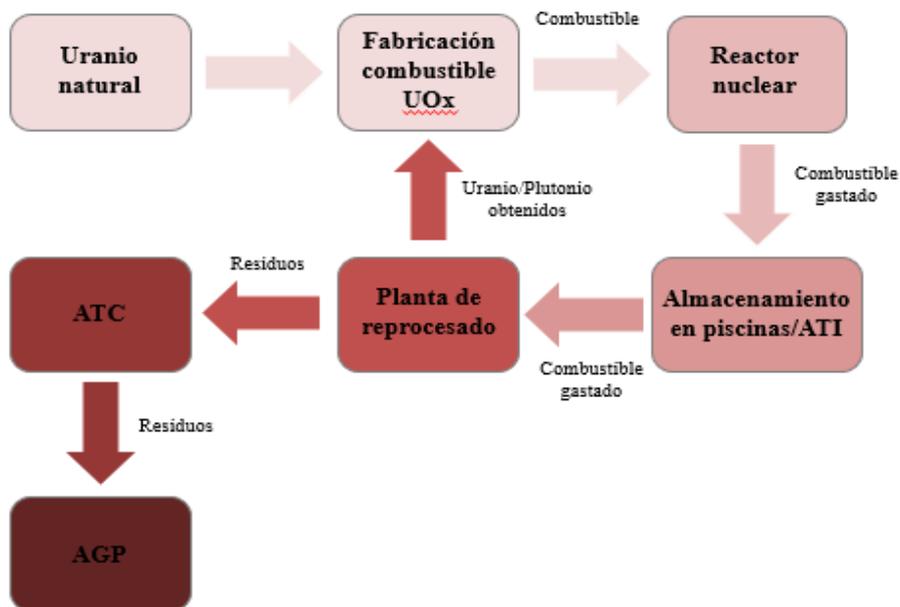


Figura 5.10. Proceso de ciclo cerrado

El reprocesamiento se puede llevar a cabo mediante un proceso desarrollado en Estados Unidos llamado PUREX (*Plutonium Uranium Recovery by EXtraction*), el cual viene utilizándose desde 1954, especialmente para el reprocesado a escala industrial de combustibles de Uranio metal y de óxido de Uranio. Actualmente, entre los países que más reprocesan el combustible gastado se encuentran Japón (Rokkasho), Francia (La Hague), Reino Unido (Sellafield) y Rusia (Mayak) [114]. Las características del proceso PUREX, junto a las del proceso de vitrificación que se ha comentado,

serán explicadas con detalle a continuación.

A. Proceso PUREX

El combustible gastado es trasladado a las plantas de reprocesado, con las correspondientes medidas de seguridad durante el transporte, siendo entonces descargado en unas nuevas piscinas de almacenamiento, donde permanecerá hasta que vaya a ser reprocesado. Estas piscinas cumplen las mismas características que sus homólogas de almacenamiento temporal de las centrales, con la salvedad de que tienen capacidad para varios miles de toneladas de Uranio [113]. A partir de este almacenamiento, se iniciaría el proceso PUREX propiamente dicho, consistiendo en 4 etapas: Troceado de los elementos combustibles, Disolución, Separación y Purificación de materiales (U, Pu) y una etapa final de tratamiento y acondicionamiento de residuos radiactivos. En la figura 5.11 se puede observar de forma esquemática las etapas que formarían este proceso.

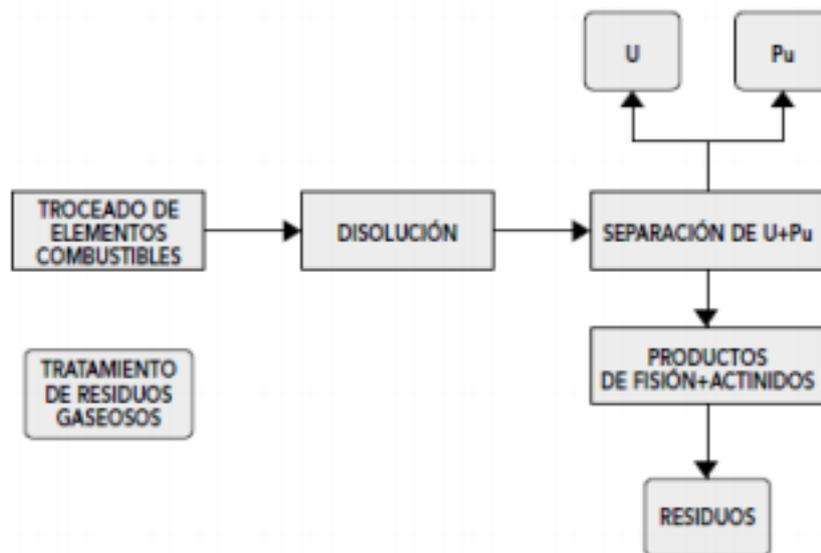


Figura 5.11. Esquema del reproceso del combustible gastado [10]

- Troceado de los elementos combustibles: La primera fase es el troceado mecánico de las varillas de zircaloy que contienen el UOx gastado mediante cizalla, consiguiéndose dividir el material en trozos de unos 5 centímetros. Este proceso puede llevarse a cabo de dos formas: Considerando el elemento combustible como un todo, o bien separando en primer lugar las estructuras metálicas (como serían los cabezales, rejillas, etc.) para después realizar el troceado de lo que queda de las varillas. Independientemente de la forma escogida, la rotura de las varillas deja en libertad una serie de gases radiactivos de fisión, como algunos gases nobles (Kriptón, ^{85}Kr) y Tritio (^3H), los cuales deben tratarse antes de su emisión a la atmósfera. Resulta entonces imprescindible disponer de un sistema de tratamiento específico para recoger y tratar estos gases desprendidos durante esta fase [10, 113].

- Disolución del combustible: A continuación, se procede a la disolución del material troceado usando ácido nítrico concentrado, resultándose entonces en una solución acuoso-nítrica que contiene, básicamente, Uranio, Plutonio, y actínidos minoritarios, así como la mayor parte de los productos de fisión. Esta solución es clarificada mediante el uso de centrifugadoras, con el objetivo de separar los productos de fisión insolubles (metales nobles como Ru, Rh y Pd, entre otros) y las partículas de zircaloy que provienen del proceso de troceado [113].

Al igual que ocurría en la etapa anterior, en ésta se desprenden una serie de gases peligrosos: Gases de óxido de nitrógeno, y la mayor parte de los productos de fisión volátiles y semivolátiles, fundamentalmente ^{129}I , ^{85}Kr , ^{14}C y ^3H . Por este motivo, el sistema de disolución utilizado debe estar conectado también a un sistema de tratamiento de gases consistente en columnas de lavado y filtros absolutos que sean capaces de retener la mayor parte de los gases y partículas tóxicas y radiactivas que se generen.

- Separación y purificación de materiales (U, Pu): Una vez finalizada la clarificación, se extrae de la solución de forma selectiva el Uranio en forma líquida, como nitrato de Uranilo ($\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$), y el Plutonio, también en forma líquida como nitrato de Plutonio ($\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$). Esta operación, también llamada descontaminación, se realiza mediante una mezcla intensa con un solvente orgánico, que generalmente se trata de una mezcla de 70 % de queroseno y 30 % de TBP (fosfato de tributilo, $(\text{C}_4\text{H}_9)_3\text{PO}_4$) [115]; de esta manera, se conseguiría en la fase orgánica el Uranio (en forma de $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2\cdot 2\text{TBP}$) y el Plutonio (en forma de $\text{Pu}(\text{NO}_3)_4\cdot 2\text{TBP}$), y por otro lado, constituyendo esta corriente los residuos líquidos de alta actividad, estarían los fragmentos de los productos de fisión (FF), los actínidos minoritarios (AM) y una muy pequeña cantidad de Uranio y Plutonio (aproximadamente un 0,1 %). En la figura 5.12 se presenta un esquema representativo de esta operación.

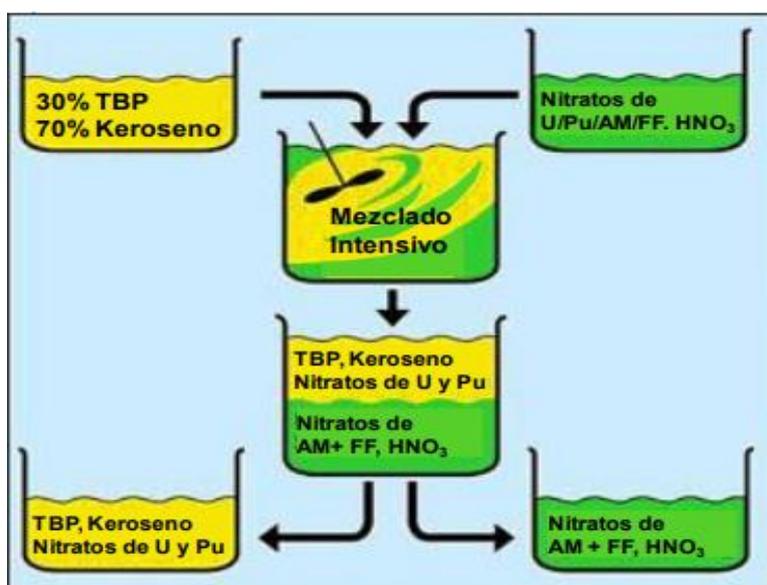


Figura 5.12. Extracción selectiva del Uranio y Plutonio [115]

Los equipos más utilizados para llevar a cabo esta operación son principalmente mezcladores-sedimentadores y también columnas pulsadas; también ha sido propuesto el uso de extractores centrífugos, los cuales presentan la ventaja de evitar en parte la degradación radiactiva del disolvente. Sin embargo, la tendencia más extendida actualmente es la de seguir empleando columnas pulsadas solamente para el proceso de separación, reservando así los mezcladores-sedimentadores para las etapas de purificación del Uranio y del Plutonio [113].

El siguiente paso sería, dentro de la fase orgánica, separar el Plutonio del Uranio, para lo que se puede usar un reductor químico, como el sulfamato ferroso, el nitrato uranoso y el nitrato ferroso, debiendo emplearse a su vez estabilizadores del medio reductor como la hidracina (N_2H_4) y la hidroxilamina (NH_2OH) [116]. Como resultado de esta operación, se obtendría una fase acuosa de Plutonio trivalente en forma de nitrato de plutonio, $Pu(NO_3)_3$, mientras que el resto de la fase orgánica (es decir, el $UO_2(NO_3)_2 \cdot 2TBP$) será mezclada con agua acidulada (agua fría a la que se ha añadido jugo de limón o vinagre) para obtener de esta forma una fase acuosa de nitrato de uranilo, $UO_2(NO_3)_2$. A partir de este momento, ya se tendrían ambos productos por separado, el Uranio y el Plutonio, siendo necesario descontaminarlos de algunos productos de fisión y de activación, con el objetivo de alcanzar los niveles exigidos para su posterior manejo y utilización. Esta purificación se consigue realizando dos ciclos de descontaminación (tanto para el Uranio como para el Plutonio), por extracción con disolventes empleando como agente de extracción el TBP [113]. Tras esto, se obtendrían finalmente Uranio y Plutonio en forma de disolución concentrada como nitrato de uranilo y nitrato de plutonio, respectivamente.

En cuanto al Uranio recuperado se refiere, éste tiene una proporción en el isótopo ^{235}U similar a la del Uranio natural, pudiendo ser enviado a la planta de enriquecimiento para reutilizarlo como combustible nuclear, siguiendo todo el proceso explicado en el apartado 4 del trabajo. No obstante, la diferencia con el Uranio natural es la presencia de ^{236}U , que, debido a su sección eficaz de captura neutrónica, exigirá que el nuevo combustible sea sometido a un mayor enriquecimiento en ^{235}U , de manera que se pueda compensar la pérdida de neutrones en el reactor y el combustible mantenga las características deseadas para operar en el reactor [113].

El Plutonio recuperado puede ser empleado en reactores de agua ligera (LWR) sustituyendo en parte al Uranio enriquecido en ^{235}U , y de forma mucho más eficiente en los reactores rápidos (FR). La manera de poder ser utilizado es en forma de combustible mixto (MOX, *Mixed Oxides*), compuesto aproximadamente por un 3-10 % de PuO_2 recuperado, que es mezclado con óxido de Uranio empobrecido [117]. Para la fabricación de este combustible MOX, en primer lugar es necesario precipitar el nitrato de plutonio obtenido del proceso de separación para conseguir oxalato de plutonio. Este precipitado es filtrado y lavado, seguido de ser sometido a secado y calcinación a $600\text{ }^\circ\text{C}$, de tal modo que se obtiene un polvo de PuO_2 , el cual será mezclado finalmente en la proporción adecuada con el óxido de Uranio empobrecido procedente de las colas de

enriquecimiento [113, 117]. Una vez realizada dicha mezcla y obtenido así el MOX, se procederá a realizar las mismas operaciones que las utilizadas en la fabricación de elementos combustibles.

En general, diversos argumentos a favor del uso de combustible MOX son utilizados por parte de la industria nuclear, como que permite ahorrar Uranio, al reutilizar el Plutonio y el Uranio empobrecido, y también que elimina el coste asociado al almacenamiento de cantidades enormes de Plutonio, consiguiéndose ahorrar hasta un 10 % del coste directo del ciclo del combustible [118]. Por todo ello, el reprocesamiento del combustible nuclear ha aumentado mucho en los últimos años, aunque no se ha generalizado totalmente debido a que presenta varios inconvenientes notables.

Uno de estos inconvenientes sería, por ejemplo, que el reprocesamiento y fabricación del combustible MOX debe llevarse a cabo lo más pronto posible después de la descarga, debido a que el Plutonio contiene isótopos como el ^{241}Pu , el cual decae a un isótopo del Americio (^{241}Am), que se trata de un potente emisor de radiación alfa. Así pues, cuanto más tiempo se le permita al Plutonio generar este Americio, más complicado se vuelve todo el proceso de manipulación del material, aumentando también de forma considerable los riesgos de seguridad para los operarios [119]. Es precisamente en el asunto de la seguridad donde diversos autores ponen el foco a la hora de comentar los inconvenientes de este combustible, señalando que, debido a la presencia de Plutonio, la producción de MOX es más peligrosa que la de combustible de Uranio, consiguiéndose además que los pequeños accidentes (que pueden ocurrir constantemente) tengan consecuencias mucho más serias. Del mismo modo, estos autores ponen en duda el supuesto ahorro en costes defendido por la industria, ya que, en cuanto a costes de almacenamiento se refiere, habría que considerar todas las dificultades de manejo existentes y medidas de seguridad necesarias, lo cual, si se incluyen también los costes propios de reprocesamiento, equivaldría a que el proceso global podría llegar a ser varias veces más caro que el equivalente del combustible de Uranio [118].

- Tratamiento y acondicionamiento de residuos radiactivos: Como se ha ido comentando en cada una de las etapas anteriores, se generan diversos tipos de residuos sólidos, gaseosos y líquidos que deberán ser tratados y acondicionados, componiendo así la última de las etapas del proceso PUREX.

a. *Residuos sólidos*

Los residuos sólidos producidos a lo largo de las distintas operaciones del reprocesamiento pueden dividirse en dos grandes grupos: Residuos tecnológicos y residuos estructurales.

Los primeros, los tecnológicos, corresponden a una gran variedad de residuos como podrían ser cartón, guantes usados, herramientas contaminadas, filtros de ventilación, etc. Aunque las características radiactivas de todos estos residuos variarán en función de la zona de la instalación donde se hayan producido, normalmente su tratamiento consiste en su inmovilización en cemento (con el añadido opcional de usar diferentes aditivos) dentro de contenedores de diversos tamaños,

siendo a continuación trasladados a centros de almacenamiento junto con residuos de baja y media actividad, como podrían ser el centro L'Aube en Francia o El Cabril en España [113].

Por otro lado, los residuos estructurales serían las vainas y tubos guía, así como los cabezales y rejillas de los elementos combustibles que fueron troceados y separados durante la etapa de disolución del proceso PUREX. Las características radiactivas de estos residuos obligan a que éstos sean inmovilizados con cemento en contenedores de acero inoxidable (normalmente de 400 L) y sean a continuación trasladados y almacenados en un AGP [113].

Adicionalmente, existe también un método de gestión de este tipo de residuos en el que no se distingue entre un grupo u otro, sino que ambos tipos son supercompactados en el mismo tipo de cápsula de acero inoxidable utilizada para los residuos de alta actividad vitrificados denominada “Cápsula universal”, la cual se presenta en la figura 5.13. Mediante esta estrategia, se consigue disminuir notablemente el volumen de residuos sólidos acondicionados.



Las principales dimensiones de la cápsula universal son:

- ▶ Diámetro exterior: 430 mm
- ▶ Altura: 1.338 mm
- ▶ Espesor de la pared: 5 mm
- ▶ Volumen interno: 170 litros
- ▶ Volumen externo: 175 litros
- ▶ Peso (vacío): 80 kg

Figura 5.13. Cápsula universal de residuos [113]

b. Residuos gaseosos

Como ya ha sido comentado, tanto en la operación de troceado como de disolución se generan residuos gaseosos, que estarían formado por aire, vapor de agua, óxidos de nitrógeno, productos de fisión radiactivos (^{85}Kr , ^{129}I), gases no radiactivos (Helio y Xenón), Tritio (agua tritiada), ^{14}C en forma de CO_2 y aerosoles radiactivos (emisores alfa, beta y gamma) [113, 116].

En la práctica, la corriente gaseosa es primeramente enfriada (haciendo retornar el agua condensada) y sometida después a un proceso de oxidación de los óxidos de nitrógeno, que serán absorbidos por un lavado con agua en una columna de relleno, de tal forma que pueda recuperarse el ácido nítrico para un posterior uso. Tras esto, se lleva a cabo un lavado en una columna de platos, con una solución alcalina, para retener prácticamente todo el ^{14}C y el ^{129}I , mezclándose a continuación esta solución con las corrientes de agua tritiada que proviene del tratamiento de los residuos líquidos de baja actividad producidos; por su parte, la corriente gaseosa que sale de la columna de platos es sometida a filtración usando dos baterías de filtros absolutos de muy alta

eficacia (>99,9 %), existiendo a su vez entre ambas un filtro de zeolitas encargado de retener el yodo remanente [113]. Finalmente, la corriente de gases es diluida con el aire que procede de la propia ventilación de todos los edificios de la instalación, descargándose después a la atmósfera por medio de una chimenea que debe tener una altura mínima de unos 100 m.

Además de los procesos mencionados, actualmente se están desarrollando diversas técnicas para reducir aún más la descarga de radiactividad al ambiente, como podrían ser [116]:

- Para el ^{129}I : Absorción con carbón activo y fijación en nitrato de plata.
- Para el ^{85}Kr : Destilación criogénica y separación por membranas semipermeables.
- Para el ^{14}C : Absorción con lechada de hidróxido bórico ($\text{Ba}(\text{OH})_2$)

c. *Residuos líquidos de baja y media actividad*

Aquellos residuos líquidos generados que no sean de alta actividad pueden ser gestionados desde dos perspectivas diferentes. La primera de ella consiste en separarlos en dos grupos: Residuos de actividad muy baja (<1 GBq/m³ de actividad beta, excluido Tritio y <4 MBq/m³ de actividad alfa), los cuales son neutralizados, filtrados y finalmente descargados al mar, y, por otro lado, los residuos cuya actividad sea superior a la de los anteriores, que serían enviados a una planta de tratamiento para su descontaminación mediante las siguientes operaciones: Tratamiento químico, sedimentación y filtración; en este caso, los precipitados y lodos son posteriormente incorporados en bitumen, que constituiría la materia de solidificación [113].

Sin embargo, actualmente se está siguiendo más la otra perspectiva de gestión para este tipo de residuos, centrándose más en la composición química de los mismos que en su nivel de actividad. Esta nueva gestión se basaría en concentrar los residuos por evaporación, mezclando después los concentrados con los residuos líquidos de alta actividad para someterlos a un proceso de vitrificación. Los destilados, por su parte, pueden ser descargados al mar, previo control del cumplimiento de la normativa vigente. Este tipo de gestión presenta varias ventajas respecto a la anterior, como serían [113]: En primer lugar, no se producirían bidones de residuos bituminizados; segundo, no habría un aumento importante de las cápsulas de residuos de alta actividad vitrificadas ya que la actividad añadida, en comparación, sería muy pequeña; la radiactividad descargada en los efluentes líquidos, además, se vería reducida.

d. *Residuos líquidos de alta actividad*

Por su parte, los residuos líquidos de alta actividad producidos provienen del proceso de extracción, estando formados principalmente por prácticamente todos los productos de fisión y actínidos minoritarios y pérdidas de Uranio y Plutonio (0,1 %). El volumen de este tipo de residuos, para un proceso PUREX convencional, sería de aproximadamente 5 m³ por tonelada de Uranio inicial. Estos residuos son concentrados por evaporación (con factores de concentración variables

agentes de lixiviación del entorno del AGP correspondiente. En este sentido, la inmensa mayoría de los estudios se han enfocado en el uso del vidrio, al reunir las condiciones que se han mencionado. A la transformación de los residuos líquidos de alta actividad en masas vítreas se le denomina “proceso de vitrificación”, el cual será explicado a continuación.

En definitiva, se puede concluir que en el proceso PUREX se generan una gran variedad de residuos, aunque con la característica común de que todos son más o menos radiactivos. Todas estas corrientes de residuos que se han explicados vienen esquematizadas en la figura 5.15.

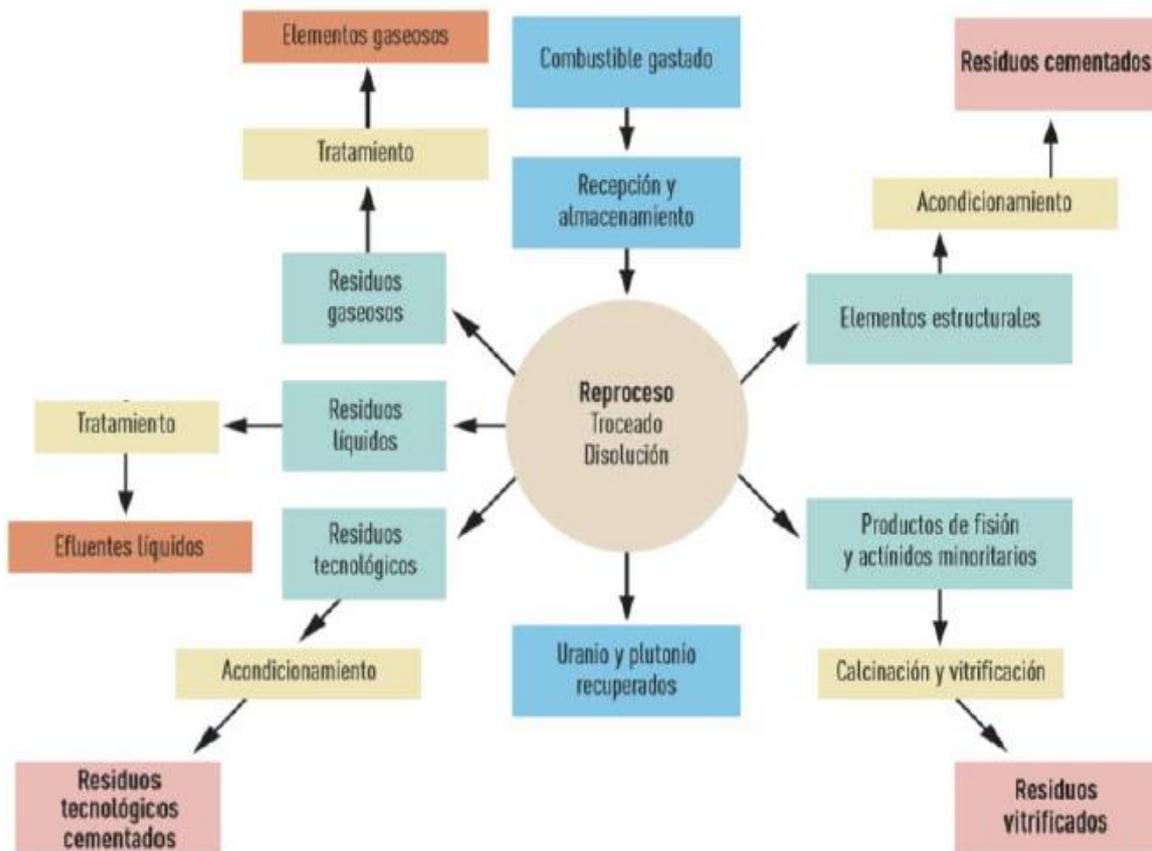


Figura 5.15. Corrientes de productos recuperados, residuos y efluentes del proceso PUREX [113]

B. Proceso de vitrificación

Mediante la vitrificación de los residuos líquidos de alta actividad se busca, como ya ha sido comentado, obtener un producto que pueda retener la actividad de los productos de fisión durante largos períodos de tiempo. Cualquier proceso de vitrificación consta de las siguientes etapas u operaciones [10, 116]: Desnitrificación de los residuos líquidos, concentración por evaporación, calcinación (a temperaturas comprendidas entre 400 y 900 °C) y posterior fundición con los aditivos necesarios para la formación del vidrio, a temperaturas de entre 1000 y 2000 °C, el cual solidifica mientras la masa fundida se enfría.

Existen en la actualidad dos métodos plenamente desarrollados para llevar a cabo el proceso de vitrificación, como serían el AVM francés y el PAMELA alemán. En cuanto a los tipos de vidrio que se puede utilizar en estos métodos estarían los fosfatos, silicatos y los borosilicatos, siendo éstos últimos los que se realmente se consideran a escala industrial. Un vidrio de este tipo puede presentar una composición típica que varíe entre los límites que se presentan en la tabla 5.2.

Tabla 5.2. Límites de composición típica de un vidrio de borosilicato [116]

Componente	Límites (%)
Óxidos de silicio (IV) (SiO ₂)	35 – 49
Óxidos de boro (B ₂ O ₃)	9 – 19
Óxido de aluminio (Al ₂ O ₃)	0 – 16
Óxido de sodio (Na ₂ O)	9 – 17
Óxidos de actínidos y Productos de fisión	10 – 25

1. Método AVM francés

El proceso AVM, desarrollado en Francia a partir de 1978, consta en primer lugar de una mezcla de los residuos líquidos de alta actividad con soluciones alcalinas provenientes del lavado de los disolventes orgánicos, los finos producidos en la disolución del combustible (como serían partículas de zircaloy y productos de fisión insolubles) y con los concentrados de los refinados de los ciclos de purificación de U y Pu. Tras esto, las concentraciones de la mezcla son ajustadas mediante la adición de nitrato de aluminio y otros aditivos, siendo éste un paso necesario antes de que la mezcla sea llevada al siguiente equipo (horno rotatorio inclinado), donde tiene lugar el proceso de calcinación [113]. En este horno rotatorio, que suele estar apoyado en cada uno de sus extremos en cojinetes de rodillos, la temperatura variará desde unos 225 °C en el punto de alimentación hasta un máximo de 600 °C. A continuación, el producto calcinado circularía por gravedad hasta llegar a un horno calentado por inducción a 1150 °C al que se le añaden los diversos aditivos para lograr la vitrificación del producto [120]. La mezcla fundida es introducida entonces en una cápsula, conocida como “Cápsula universal” (figura 5.13), y, una vez solidificada, la cápsula se cierra mediante una tapa soldada por arco de plasma. Estos recipientes, además, deberán ser sometidos a una serie de operaciones (como un enfriamiento controlado) y ensayos, como los ensayos de fugas y la descontaminación, para asegurar la completa seguridad. Tal y como se comentó anteriormente, a partir de aquí, los residuos vitrificados serán enviados para su posterior gestión y almacenamiento, a la espera de poder ser almacenados en un AGP. En la figura 5.16 se puede observar un esquema del

método AVM que se ha descrito.

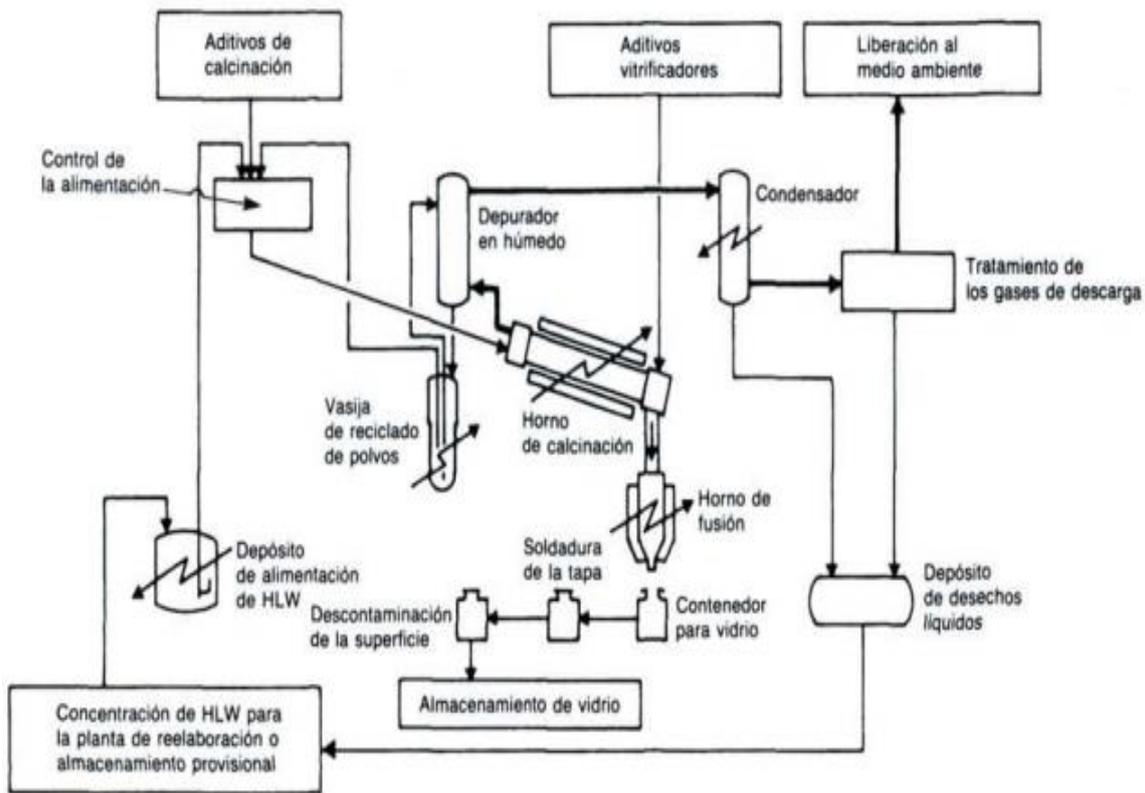


Figura 5.16. Esquema del método de vitrificación AVM [120]

Como puede observarse en la Figura 5.16, los gases de descarga producidos en el horno son tratados en primer lugar en un depurador de gases, el cual se encarga de retener las partículas arrastradas y de disolverlas en una corriente continua de ácido nítrico en ebullición. Esta solución es reciclada de forma continua al horno, mientras que los gases de descarga prosiguen con su tratamiento (vasija de recombinación para tratar la fracción de vapor nitroso, dos columnas de absorción y diversos filtros), para finalmente ser descargados al sistema de ventilación [120].

2. Método PAMELA alemán

Este método de vitrificación se diferencia de su homólogo francés en que las tres operaciones fundamentales (evaporación, calcinación y fundición del vidrio), en este caso son realizadas en un único equipo, un horno de fusión cerámico. Al equipo se le introduce el caudal líquido con la solución de los productos de fisión, pudiendo hacerse esto bien de manera conjunta o bien separada del vidrio. El funcionamiento de este horno se basa en el principio del calentamiento de Joule, que consiste en que cualquier corriente eléctrica alterna que pasa entre los electrodos sumergidos en el vidrio va a producir calor por efecto Joule. Por tanto, el calor de resistencia disipado mantendría el vidrio fundido y fundiría el material nuevo que llega. Este principio puede utilizarse en este caso

debido a que el vidrio presenta buenas propiedades de conducción de electricidad a elevadas temperaturas [120].

Tras su paso por el horno, la descarga de vidrio puede realizarse de dos formas, bien a través de un tubo de fondo, o bien mediante rebose apoyado por elevador neumático. En cualquier caso, para iniciar la circulación del vidrio se utilizan dos circuitos de calentamiento para elevar la temperatura del vidrio, necesiéndose simplemente desconectar uno de estos circuitos para detener la circulación. Los recipientes utilizados, al igual que ocurría en el método AVM, deben ser enfriados para evitar cualquier grieta en el vidrio y una calidad deficiente del producto, así como ser sometidos a ensayos de fuga y la descontaminación para garantizar que no exista ninguna difusión de contaminación a lo largo de la instalación de vitrificación [120]. En cuanto a los gases de descarga producidos en el horno cerámico, éstos serán depurados en un sistema de tratamiento análogo al empleado en el método AVM.

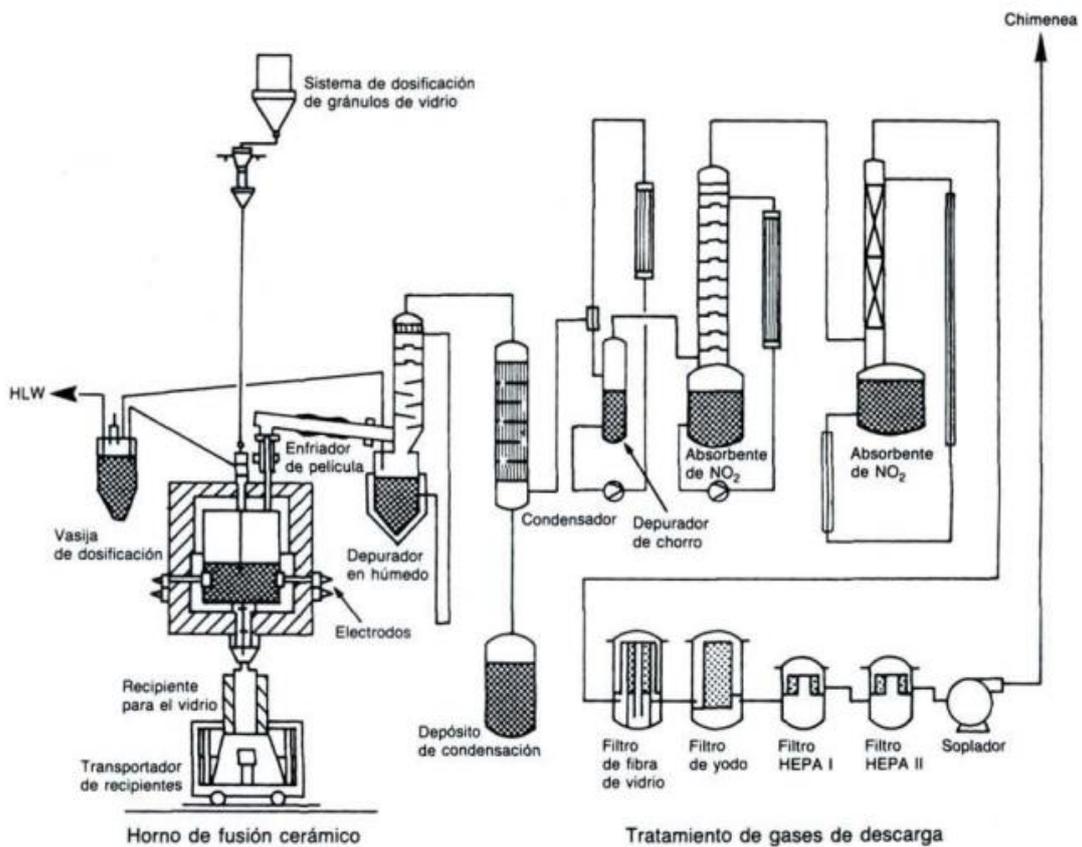


Figura 5.17. Esquema del método de vitrificación PAMELA [120]

Aunque los vidrios de borosilicato son, como se ha comentado, los más utilizados para procesos de vitrificación hoy en día, lo cierto es que a muy largo plazo pueden llegar a generar en el producto un proceso de variación de su masa vítrea (desvitrificación), debido a la migración de algunos componentes y producción de diversos agregados cristalinos, como el ortosilicato de zinc (Zn_2SiO_4) o el molibdato de estroncio ($SrMoO_4$). De esta forma, la homogeneidad vítrea de todo el

conjunto se vería alterada y se disminuiría notablemente la resistencia del sólido a la lixiviación [116]. Es por todo ello que las recientes investigaciones se han centrado en la búsqueda de otros productos que consisten en la obtención de cerámicos y en la elaboración de fases cristalinas naturales, del tipo de las contenidas en las rocas.

5.2.1.4.- Ciclo Cerrado Avanzado

Además del ciclo cerrado convencional, existiría un segundo tipo que, aunque se encuentra aún en fase de desarrollo e investigación, promete numerosas ventajas y, de quedar demostradas completamente su viabilidad técnica y económica, supondría un enorme avance en el proceso de gestión. La diferencia fundamental entre ambos tipos reside en que el método avanzado contempla, además del reproceso del combustible, la separación y transmutación (S&T) de los actínidos minoritarios (Np, Am y Cm) y algunos productos de fisión de vida larga [113]. Debido a las dificultades sociales y políticas que han ido surgiendo para la total aceptación pública de los AGP, la investigación de estas técnicas se ha incrementado desde la década de los 90, pudiendo llegar a ser técnicas complementarias a los AGP, aunque nunca una alternativa total a éstos. Un esquema de lo que sería el ciclo cerrado avanzado se representa en la figura 5.18.

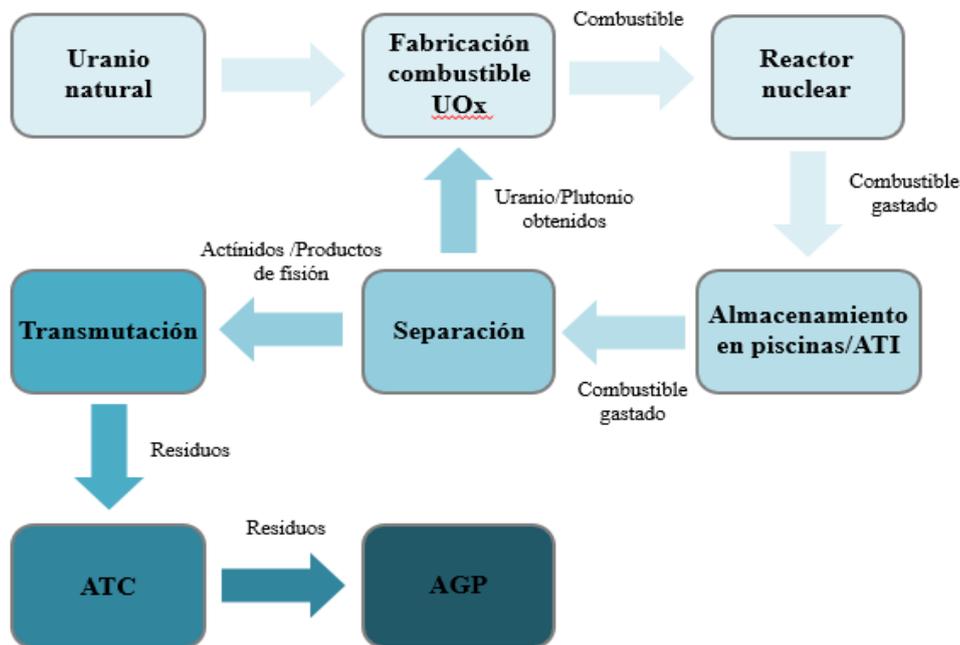


Figura 5.18. Proceso de ciclo cerrado avanzado

El término “transmutación”, ya utilizado por los antiguos alquimistas en su quimera de convertir los metales en oro, es empleado en este caso para describir la transformación a la que son sometidos los isótopos radiactivos de vida larga para obtener finalmente isótopos más estables de vida corta, mediante fisión nuclear (en el caso de los actínidos) o por captura neutrónica, para los

productos de fisión [31, 121]. La transmutación se llevaría a cabo, como se ha dicho, tras el correspondiente proceso de separación, pudiendo generarse residuos en ambas etapas, tanto de baja y media actividad, los cuales deben ser almacenados adecuadamente. En definitiva, los principales beneficios del uso de estas técnicas se pueden resumir en [31, 121, 122]:

- ❖ Reducción considerable del volumen de los residuos de alta actividad, en comparación con el ciclo abierto. Si, además, se extrajeran el estroncio y el cesio (relevantes por la generación de calor), la cantidad de residuos a ser almacenados en el AGP sería aún menor y, por tanto, el tamaño necesario de este disminuiría.
- ❖ Mayor aprovechamiento del contenido energético del combustible irradiado, debido a que, al llevar a cabo el proceso de transmutación se generaría energía que podría utilizarse en la producción de electricidad.
- ❖ Importante reducción de la radiotoxicidad y del tiempo en que ésta presenta valores elevados. Esta reducción de la radiotoxicidad, en comparación con los otros ciclos, se refleja en la figura 5.19, en la cual se puede apreciar que mientras en el caso de ciclo abierto se requerirían cientos de miles de años para alcanzar una radiotoxicidad equivalente a la del Uranio natural, ese tiempo sería considerablemente menor al emplearse el ciclo cerrado, pudiendo llegar a reducirse a tan solo unos cientos de años si se lleva a cabo la separación y transmutación de los actínidos y productos de fisión.

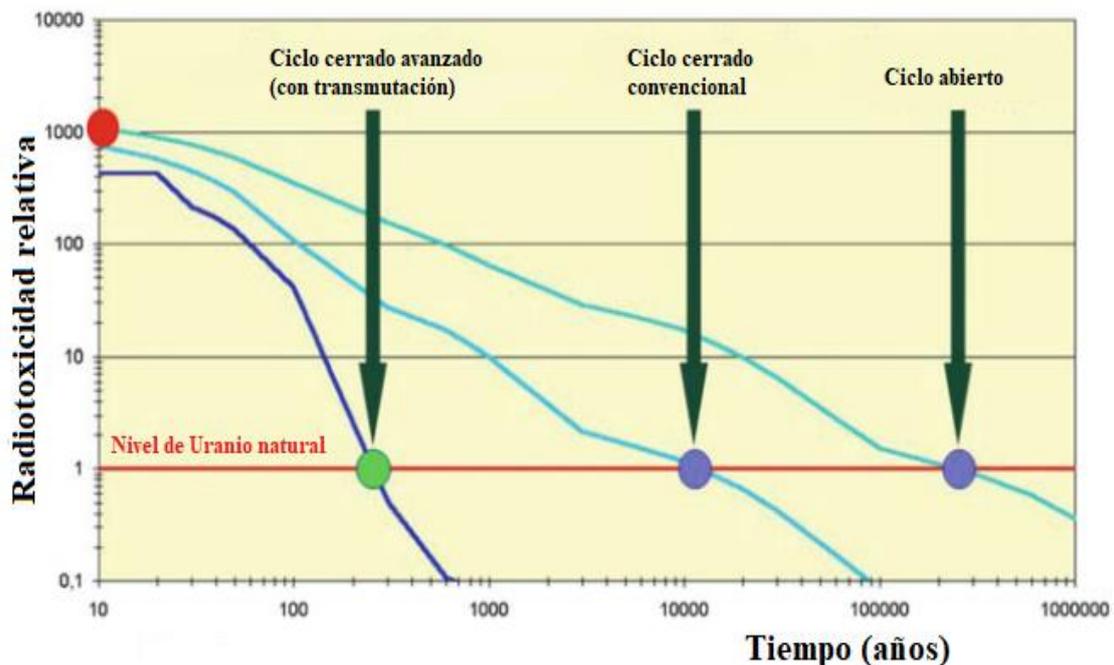


Figura 5.19. Decaimiento de la radiotoxicidad relativa en cada tipo de ciclo [123]

Asimismo, las técnicas de separación y transmutación presentan una serie de dificultades o inconvenientes, como podrían ser [124]:

- ❖ Los recursos económicos necesarios para alcanzar prototipos industriales resultan muy elevados, quedando compensados solamente si se alcanzase finalmente el éxito de la operación y la transmutación resultase una nueva forma exitosa de generación de energía.
- ❖ Sigue existiendo cierta incertidumbre en cuanto a la viabilidad técnica, al encontrarse aún en evaluación.
- ❖ Importante complejidad del proceso de transmutación, el cual presenta diversas dificultades técnicas que pueden implicar riesgos radiactivos para los operarios.
- ❖ La separación requeriría una nueva línea de extracción de actínidos y fabricación de combustibles nucleares, lo cual supondría un cambio de dirección en la industria del reproceso.
- ❖ La implantación de un programa comercial de estas técnicas necesitaría largos períodos de tiempo para su desarrollo, así como una buena colaboración internacional en I+D.

A estas dificultades habría que añadir el hecho de que no todos los elementos pueden separarse y transmutarse de la misma forma, sino que para cada uno habrá que seguir una estrategia u otra. La separación del Np, Am y Cm debe caracterizarse de altos factores de separación (99,9 %), de tal forma que el inventario radiotóxico de los residuos de alta actividad se debe de forma exclusiva a los productos de fisión (Sr-90, Cs-137, Tc-99, Sn-126, Se-79, Cs-135, I-129), fundamentalmente a los tres primeros; estos productos de fisión, por su parte, no pueden ser separados de forma conjunta sino individualmente, debido a sus diferentes características, lo cual supone el uso de varios procesos diferentes. Por ejemplo, el I-129 se separaría fácilmente de los líquidos de alta actividad debido a su estado gaseoso (pudiendo ser entonces absorbido en una matriz sólida antes de su transmutación), mientras que la separación del Se-79, por su parte, resulta muy complicada. En otros casos, como el del Cs-135, aunque la separación química resulta posible, la transmutación se hace casi imposible desde el punto de vista económico [125].

A. Operación de separación

La técnica de separación, o también llamada “de partición”, consiste en una serie de operaciones químicas y/o metalúrgicas con la finalidad de extraer selectivamente, de forma individual o por grupos, los radionucleidos de vida larga presentes en el combustible gastado, para convertirlos así a un estado adecuado para poder iniciar la transmutación. Respecto a las tecnologías de separación, existen básicamente dos líneas de investigación, en función de si se utiliza un medio húmedo (procesos hidrometalúrgicos) o seco (procesos pirometalúrgicos) [31].

- Procesos hidrometalúrgicos: Este tipo de procesos, teniendo lugar en medio acuoso y estando basados en la extracción con disolventes orgánicos, son los más desarrollados dentro de las técnicas de separación. En general, los métodos hidrometalúrgicos suelen apoyarse en el proceso

PUREX, que ya ha sido explicado anteriormente en este trabajo, pero existen muchos otros métodos que también están siendo investigados actualmente, los cuales se presentan a continuación.

a. *Proceso PUREX extendido*

El primer método a destacar sería la propia evolución del proceso PUREX, ya que diversos estudios confirman que, mediante una serie de pequeñas modificaciones de carácter químico, se podría extraer el Np conjuntamente con el U y el Pu. Para ello, resulta necesario cambiar el estado inicial que presenta el Np (Np (V)) a Np (VI), ya que mientras que en ese estado inicial no es posible su extracción mediante TBP, como ión hexavalente se puede extraer con rendimientos semejantes a aquellos obtenidos para el U (VI) y el Pu (IV) [113].

Esa transformación a ión hexavalente requiere la presencia de ácido nitroso, el cual se logra mediante dos acciones: La adición de nitrito sódico durante la etapa de disolución del proceso PUREX y el aumento de la concentración en ácido nítrico en la etapa de extracción. Asimismo, en este proceso resulta posible separar otros productos de fisión como el Tc-99, en forma de pertechnetato (TcO_4)⁻¹ [113].

b. *Proceso DIAMEX*

Seguidamente, se suele utilizar el proceso DIAMEX (DIAMide EXtraction), desarrollado por el Comisariado para la Energía Atómica (CEA) francés. Esta misma institución ha logrado excelentes resultados en diversas pruebas efectuadas con este proceso en sus instalaciones ATALANTE (*ATelier Alpha et Laboratoires pour ANalyses, Transuraniens et Etudes de retraitement*), ubicadas en Marcoule, llegándose a obtener rendimientos de separación de hasta el 99,9 % [126]; del mismo modo, se han realizado numerosas investigaciones al respecto desde 1998 en el FZJ (*Forschungszentrum Jülich*), en Alemania, uno de los más importantes centros de investigación en Europa. Así pues, este proceso actualmente se encontraría preparado para dar el paso a escala industrial [127].

El proceso presenta además la importante ventaja de evitar la aparición de residuos orgánicos que presenten elementos distintos al Hidrógeno, Nitrógeno, Carbono y Oxígeno, residuos que entonces pueden ser incinerados sin el riesgo de generar gases ácidos que pudieran contribuir a la aparición de lluvia ácida [128]. Al igual que ocurría en el proceso PUREX, este proceso funciona por un mecanismo de solución, empleándose en este caso diamidas para poder separar los elementos transuránicos de los residuos líquidos de alta actividad que se producen durante el propio proceso PUREX.

c. *Proceso SANEX*

A continuación, se emplearía el proceso SANEX, que proviene de las siglas en inglés de *Selective ActiNide EXtraction*. El proceso consistiría en la extracción selectiva de elementos

actínidos frente a elementos lantánidos, empleando para ello compuestos que presentan átomos donadores débiles en sus moléculas (N, S). La finalidad de retirar los lantánidos reside en permitir que los actínidos, como el Americio, puedan llegar a ser empleados como elementos industriales o como combustible, ya que los lantánidos tienen grandes secciones de neutrones y pueden llegar a envenenar los neutrones que controlan una reacción nuclear. Nuevamente, cabe comentar que la francesa CEA ha desarrollado investigaciones sobre este proceso, basándose en el uso de tripiridiltriazina (TPTZ) y triazinilpiridina (BTP) [113, 128]. En cuanto a la separación del Americio y el Curio, un posible proceso sería el SESAME, el cual se basa en la separación electrolítica del Americio [10]. En la figura 5.20 se presenta de forma esquemática lo que serían estos tres últimos procesos que se han explicado.

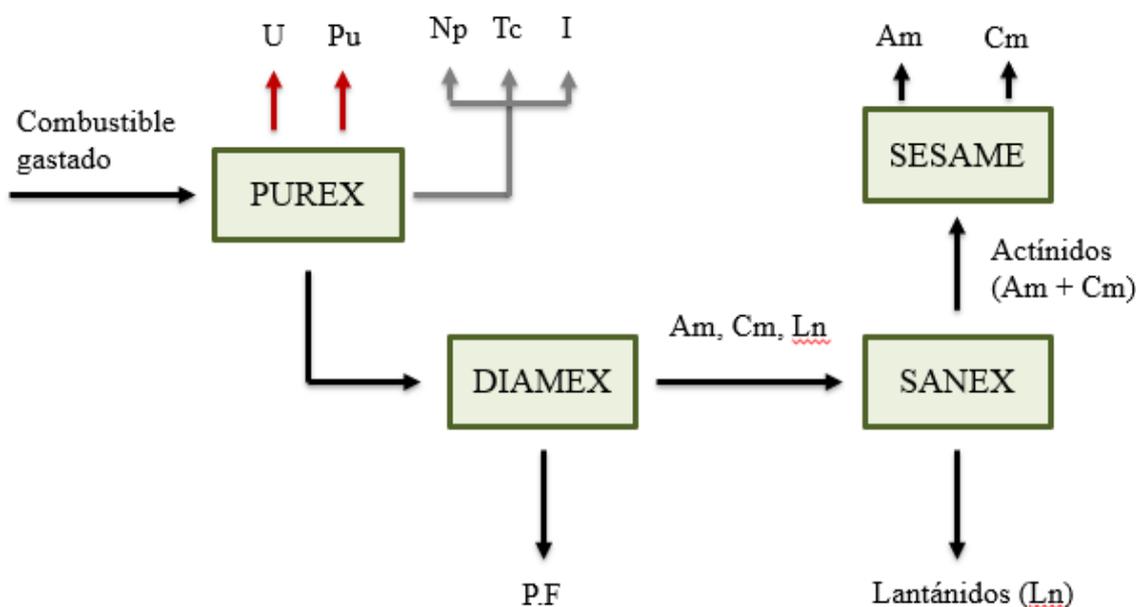


Figura 5.20. Esquema de los procesos PUREX extendido, DIAMEX y SANEX en serie [129]

d. Proceso UREX

Como variante del proceso PUREX, se encontraría el UREX (*URanium EXtraction*), desarrollado en 1999 por el Departamento de Energía de Estados Unidos (acrónimo en inglés DOE por *United States Department of the Energy*) como un método para conseguir separar el 99,9 % del U, así como más del 95 % del Tc, pero evitándose a la vez la extracción de Pu, ya que se añade un reductor de Plutonio antes de la primera etapa de extracción del metal [128]. El proceso consiste en la adición de ácido acetohidroxámico (AHA, $C_2H_5NO_2$) a la sección de lavado posterior a la etapa de extracción, compuesto que se encarga de formar complejos estables con el Pu (IV) y Np (IV), de la misma forma que reduce el Np (VI) a la especie Np (V), evitándose así su extracción por el TBP. Una vez separados el U, así como el Tc y algo de I, el siguiente paso sería el tratamiento de la corriente resultante mediante procesos pirometalúrgicos, con la finalidad de poder recuperar el resto de los actínidos, incluyendo el Pu, quedando de esta forma garantizada la no proliferación al no

haber separación selectiva del Plutonio [113].

Una actualización a este proceso sería el llamado proceso UREX+, desarrollado por el Laboratorio Nacional Argonne (ANL), el cual se trata del primer laboratorio nacional de investigación en ciencia e ingeniería de los Estados Unidos. Este nuevo proceso abarcaría cinco etapas de extracción en serie: En primer lugar, mediante el proceso UREX se recuperarían el U y el Tc, para a continuación extraer Cs y Sr con un disolvente mezcla de COSANO y polietilenglicol (CCD-PEG); la tercera etapa consistiría en la separación del Pu y Np mediante el proceso NPEX, en el que se emplea TBP como agente extractante, seguida del proceso TRUEX para poder separar los actínidos minoritarios y las tierras raras; finalmente, la última etapa del proceso sería la extracción selectiva de dichos actínidos minoritarios (Am, Cm) mediante Cyanex 301 [113]. Estas cinco etapas del proceso UREX+ se presentan a modo de esquema en la figura 5.21.

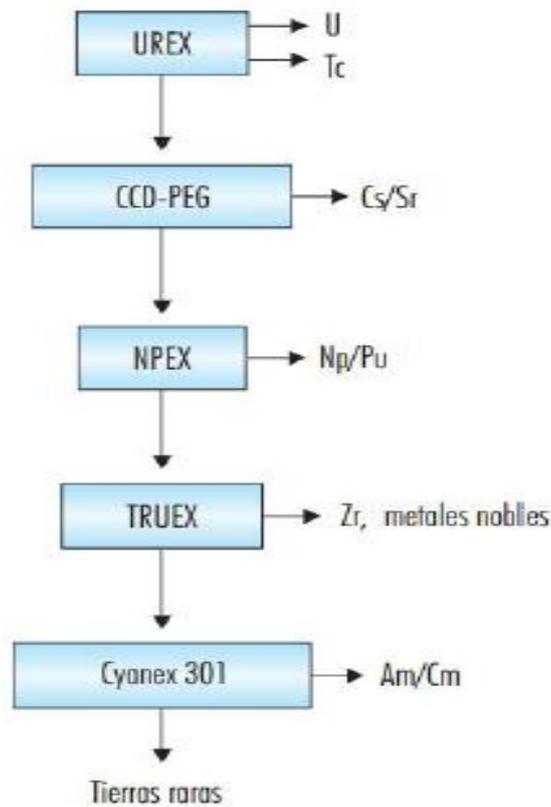


Figura 5.21. Diagrama de flujo del proceso UREX+ [113]

e. *Proceso TRUEX*

Este proceso TRUEX (*TRansUranic EXtraction*) se trata de una alternativa al DIAMEX, ya que está ideado para retirar los elementos transuránidos de los residuos; fue diseñado en los Estados Unidos por el Laboratorio Nacional Argonne (ANL), con la idea de dar solución al problema de descontaminar las enormes cantidades de residuos transuránidos (con siglas en inglés *TRU*, *TRansUranic waste*) que se acumulaban en todo el país a finales de la Guerra Fría en aquellos

emplazamientos destinados a la producción de materiales nucleares de defensa [130]. El proceso se sirve del óxido octil(fenil)-N, N-dibutil carbamoilmetil fosfina (CMPO) como agente de extracción, en combinación con TBP y un hidrocarburo parafínico como diluyente, típicamente empleándose 0,2 mol/L de CMPO y 1,4 mol/L de TBP en n-dodecano [128, 131].

En general, el proceso consiste en 4 operaciones: Extracción, depuración de la fase orgánica, una o más etapas de separación y limpieza con solvente, incluyéndose además típicamente una o dos etapas para el lavado del solvente con una solución diluida de CaCO_3 [130]. A partir de su desarrollo, han sido numerosas las pruebas y ensayos de laboratorio que se han efectuado con este proceso, obteniéndose prometedores resultados. Un ejemplo de esto serían las pruebas realizadas a finales de la década de los 90 en el Laboratorio Nacional Oak Ridge (con siglas en inglés *ORNL*), situado en Tennessee, Estados Unidos, en las que se deseaba la separación y recuperación de Am y Cm de PuO_2 . Las pruebas se realizaron en una celda caliente blindada y fueron un completo éxito, al encontrarse menos de un 0,1 % de Pu en el producto final de Am y Cm, y menos de un 1 % de éstos en el producto final de Pu [132].

f. Proceso Extracción con Cyanex 301

Este método de extracción, desarrollado en China en la década de los 90, ha sido utilizado en numerosas pruebas, basándose en el uso del ácido 2, 4, 4-trimetilpentil ditiofosfina (Cyanex 301) como extractante. Una de las últimas pruebas fue realizada en 2012 por Chen y sus colaboradores, con el objetivo de separar el Am de los lantánidos, una separación a priori complicada debido a que ambos presentan propiedades físicas y químicas similares en solución acuosa [133]. Sin embargo, empleándose Cyanex 301 purificado, se llegó a la conclusión de que la separación había sido todo un éxito, llegando a alcanzarse una extracción de ^{241}Am del 99,95 %, aunque los autores especifican la necesidad de desarrollar un método efectivo para el control del pH durante el proceso de extracción.

g. Proceso TALSPEAK

El proceso TALSPEAK (*Trivalent Actinide Lanthanide Separation with Phosphorus-reagent Extraction from Aqueous Komplexes*) fue originalmente desarrollado en Estados Unidos por el Laboratorio Nacional Oak Ridge en la década de los 60, como solución a la separación de elementos lantánidos de actínidos. Tras décadas de investigación y desarrollo, en el proceso convencional suele emplearse como extractante el ácido di(2-etilhexil) fosfórico (DEHPA o HDEHP), para luego extraer de forma selectiva los actínidos trivalentes mediante una disolución acuosa que contiene ácido pentético (DTPA) y ácido glicólico [130].

Sin embargo, a pesar de las diversas pruebas exitosas llevadas a cabo con este proceso, su puesta en marcha a escala industrial aún no se ha producido, debido principalmente a la necesidad de un control muy riguroso del pH a lo largo de todo el proceso y a la lentitud de la propia cinética,

siendo necesarias entonces unas concentraciones muy elevadas para compensar estos dos efectos. [134]. En la figura 5.22 se presenta un diagrama de flujo convencional del proceso en cuestión.

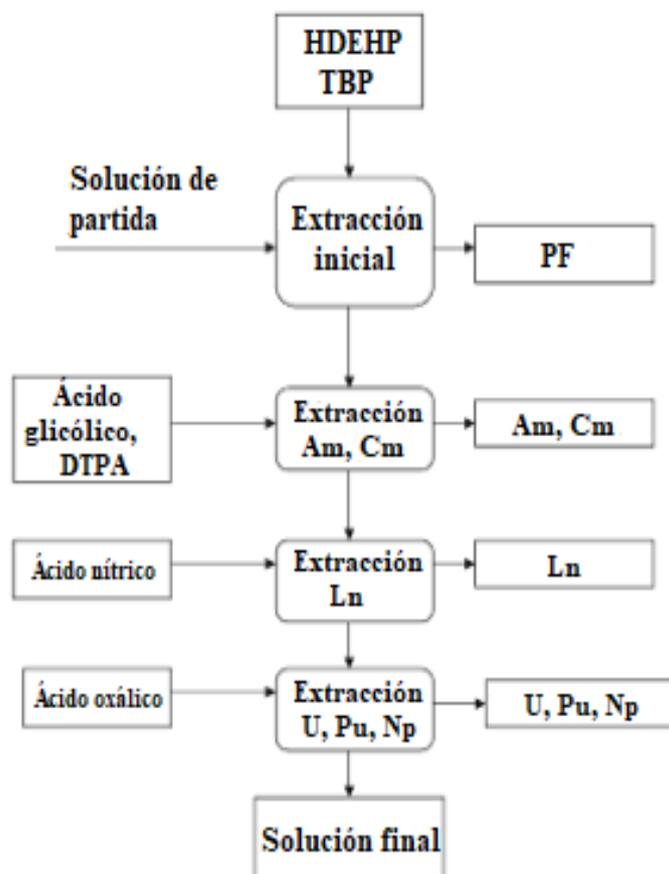


Figura 5.22. Diagrama de flujo del proceso TALSPEAK [130]

h. Proceso DIDPA

Este proceso, desarrollado en Japón en la década de los 80, se suele emplear para la separación de los elementos actínidos, utilizando para ello la solución DIDPA (combinación de DIDPA, ácido diisododecilsulfónico, y TBP, disolviendo 0,5 y 0,1 M, respectivamente de cada uno, en n-dodecano). Esta inclusión de TBP en el proceso se debe a que provoca que la separación de fases tenga lugar de forma más rápida. Además, una de las mayores ventajas que presenta este proceso en concreto es que diversas investigaciones han concluido que incluso resulta posible la extracción del Np en su estado inicial como Np (V), no siendo necesario la transformación previa de éste a sus formas Np (VI) o Np (IV) [135]. Durante la década pasada, diversas pruebas han sido puestas en marcha para estudiar este proceso, obteniéndose buenas eficiencias de separación en todos los casos; sin embargo, también se generaban importantes cantidades de residuos (casi 5 veces el volumen de residuo que se trataba), por lo que actualmente el proceso sigue bajo estudio para intentar hallar la solución a este problema, en la Agencia de Energía Atómica de Japón (con las siglas en inglés JAEA) [127].

i. *Proceso UNEX*

Desarrollado a raíz de una colaboración entre el Laboratorio Nacional de Ingeniería y Medio Ambiente de Idaho (con las siglas en inglés *INEEL*) y el *V.G. Khlopin Radium Institute* de San Petersburgo (Rusia), el proceso UNEX (Universal EXtraction) se encarga, tal y como su nombre indica, de la extracción simultánea de la totalidad de los isótopos más problemáticos (Sr, Cs y los actínidos menores) de los refinados que permanecen después de la separación de U y Pu del combustible nuclear gastado, con el objetivo de disminuir el volumen de residuos de alta actividad que deberán ser depositados en su correspondiente almacenamiento final [128, 136].

La solución empleada normalmente en este proceso consiste en una mezcla de un anión carbonado de cobalto (conocido como dicarboloro de cobalto clorinado, CCD) para la extracción del Cs, un óxido de polietileno (polietilenglicol) para la extracción del Sr, y el óxido octil(fenil)-N, N-dibutil carbamoilmetil fosfina (CMPO) para la extracción de los actínidos, óxido ya empleado en el proceso TRUEX. Esta solución se utilizaría en 24 etapas de equipos centrífugos de 2 cm de diámetro, localizados en una instalación de celdas blindadas, llegando a obtenerse en una de las pruebas realizadas unas eficiencias de extracción del 99,4 % y 99,995 % para el ^{137}Cs y ^{90}Sr , respectivamente [136]. Esas 24 etapas estarían divididas de la siguiente forma: 10 etapas para la operación de extracción, 2 etapas a modo de *scrubber*, 6 etapas a modo de *stripper* y 6 últimas etapas de lavado. En la figura 5.23 queda representado el diagrama de flujo de este proceso en cuestión, con todas estas etapas que se han comentado.

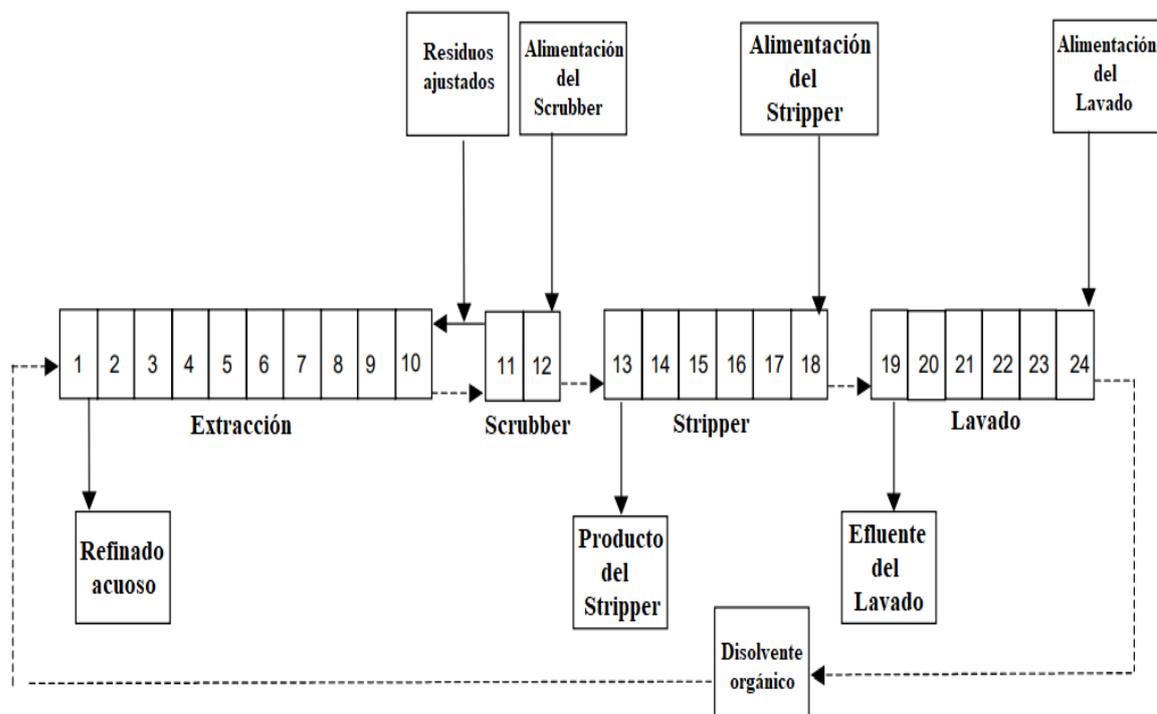


Figura 5.23. Diagrama de flujo del proceso UNEX [136]

j. *Proceso EXAM*

Como una alternativa al proceso SESAME, que, como ya se comentó anteriormente, tenía el objetivo de separar entre sí el Am y el Cm, se encuentra el proceso EXAM (*EXtraction of AMericium*), el cual solo produce una corriente pura de Am, a diferencia del SESAME, que lleva asociada la producción de una corriente extra de Cu. Esta separación de Am resulta muy importante, ya que este elemento es, después del Pu, el principal contribuyente al calor residual a largo plazo de los residuos radiactivos, por lo que su extracción influiría en gran medida en la reducción de la toxicidad y en el propio diseño de los almacenamientos definitivos donde serán finalmente colocados esos residuos [137].

El proceso EXAM, patentado en 2006 por el Comisariado para la Energía Atómica (CEA) francés, se basa en el uso de ciertos tipos de diamidas (DMDOHEMA) y el ácido di(2-etilhexil) fosfórico (DEHPA o HDEHP), y está compuesto de 6 etapas principales: Una primera de extracción, seguida de dos a modo de *scrubber* y tres a modo de *stripper* [127]. Actualmente, a pesar del éxito probado por este proceso para llevar a cabo la separación de Am y Cm, aún no ha sido implantado a escala industrial.

k. *Proceso ALSEP*

Este proceso ALSEP (cuyo nombre proviene del inglés *Actinide-Lanthanide SEParation*) se trata hoy en día de uno de los últimos procesos de separación hidrometalúrgicos desarrollados, concretamente en el año 2013 y por parte del Departamento de Energía de Estados Unidos (DOE). Actualmente, aún se encuentra en período de investigación y pruebas, debido a la aparición de diversos problemas relacionados con el lavado de la solución empleada, siendo estas pruebas realizadas principalmente por el Laboratorio Nacional Argonne (ANL) [127]. Este proceso utiliza un disolvente compuesto por DGA (Diglicolamina) a modo de extractante y HEH[EHP], persiguiéndose la separación directa del Am y Cm de los elementos lantánidos. El esquema típico que se sigue en este proceso es el siguiente [127]:

- En la primera etapa, la corriente de la que se desean recuperar el Am y Cm es mezclada con la solución disolvente; al final de esta etapa, la fase acuosa contendrá los principales productos de fisión, mientras que la fase orgánica pasará a la siguiente etapa del proceso.
- La siguiente etapa funciona a modo de *scrubber*, empleándose una solución de ácido oxálico y HEDTA (ácido hidroxietilendiaminotriacético).
- La fase orgánica obtenida en el *scrubber* anterior es nuevamente introducido en un segundo *scrubber* con una solución de ácido cítrico.
- A continuación, la fase orgánica se introduce en un *stripper* con una solución de DTPA y ácido cítrico con un pH de 4; es precisamente esta etapa en la que se consigue separar los Am y Cm, los cuales aparecerán en la fase acuosa obtenida.

- En la última etapa, la fase orgánica resultante de todos los pasos anteriores es introducida en un segundo *stripper*, nuevamente con una solución de DTPA y ácido nítrico, aunque esta vez con un pH igual a 5. Este paso permite recuperar los elementos lantánidos en la fase acuosa y la solución gastada en la fase orgánica.

- Procesos pirometalúrgicos: El otro gran tipo de procesos de separación serían los pirometalúrgicos, siendo la principal diferencia con los procesos anteriores el hecho de que en éstos no existe agua en ninguna de sus etapas, además de no emplear compuestos orgánicos, de forma que los pirometalúrgicos serían procesos más resistentes a combustibles con muy elevados niveles radiactivos o con una gran generación de calor [138]. En general, se encuentran menos desarrollados comercialmente que los hidrometalúrgicos, estando su demanda real asociada a la implantación de los reactores de IV generación. No obstante, hoy en día se siguen llevando a cabo numerosas investigaciones sobre ellos, siendo el método de electrorefino el más importante.

a. *Proceso de electrorefino*

Este primer proceso fue desarrollado en 1991 por el Laboratorio Nacional Argonne (ANL), con el objetivo de establecer un proceso que fuera económicamente viable, capaz de manejar la gran diversidad de materiales nucleares existentes y que a la vez se caracterizara por una operación eficiente y una mínima generación de residuos. En concreto, el proceso sirvió para el tratamiento del combustible (una aleación de U-Pu-Zr) del reactor EBR-II, el cual formaba parte del programa *Integral Fast Reactor (IFR)* [113]. El esquema del proceso se representa en la figura 5.24, constando éste de las etapas que se detallan a continuación [113, 127]:

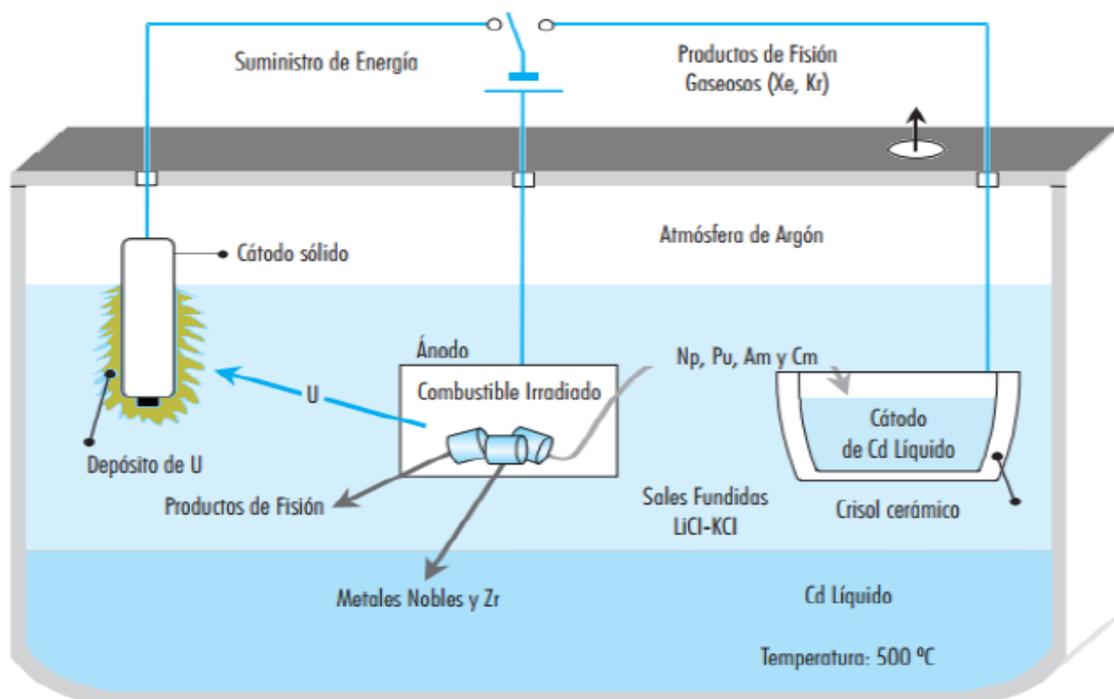


Figura 5.24. Esquema del proceso de electrorefino [113]

- En primer lugar, el combustible es troceado en piezas más pequeñas (típicamente con un tamaño de entre 6 y 7 mm), siendo éstas colocadas en una cesta metálica, la cual es introducida a su vez en una celda electrolítica que contiene una mezcla de sales fundidas (como por ejemplo LiCl-KCl). Estas sales suelen presentar una temperatura de entre 700 y 800 K.
- A partir de este momento, tendrá lugar la separación del U del combustible, el cual es electrotransportado a un cátodo metálico, donde se deposita en forma pura. El Pu y el Am del combustible, junto con algunos productos de fisión, quedarán acumulados por su parte en la sal fundida.
- El cátodo metálico con el U es posteriormente retirado y sustituido por uno de Cd fundido, el cual se encargará de recoger el Pu, Am y el resto de U, además de pequeñas cantidades de productos de fisión. Es necesario tener en cuenta que, debido a la desintegración radiactiva de los productos de fisión, provocará un aumento de temperatura en la sal fundida a medida que éstos se acumulen en la misma; será necesario entonces llevar a cabo un tratamiento de la sal para que ésta pueda ser reciclada convenientemente, normalmente mediante el uso de zeolitas. Por otro lado, aquellos productos de fisión que no se hayan disuelto en la sal fundida (metales nobles, Zr, Mo y otros), y por tanto no hayan sido recogidos en el nuevo cátodo, quedarán acumulados en forma de sólidos metálicos en la cesta anódica.
- El primer cátodo con el U es fundido con el objetivo de eliminar cualquier rastro de sal que pudiera existir, obteniéndose entonces el producto final en forma de lingotes metálicos, mientras que los depósitos catódicos de Pu y Am serán separados del Cd utilizando para ello diferentes técnicas reductoras.

A partir de este método de separación desarrollado en Estados Unidos, ha surgido una variante en Europa, desarrollada como parte de los proyectos colaborativos europeos EUROPART (*EUROpean research program for the PARTitioning of minor actinides and some long-lived fission products from high active wastes issuing the reprocessing of spent nuclear fuels*) y ACSEPT (*Actinide reCycling by SEPARation and Transmutation*), aunque actualmente este método de electrorefino europeo se encuentra integrado en el proyecto SACSESS (*Safety of ACTinides Separation proceSSes*). Este proceso europeo se basa completamente en técnicas electrolíticas sin ninguna etapa reductora de extracción de sal/metal, comprendiendo así pues las siguientes etapas consecutivas: Electrorefinado seguido de electrólisis en un cátodo de aluminio sólido con el objetivo de tener una exitosa recuperación de actínidos, al igual que un buen rendimiento de descontaminación de actínidos/productos de fisión [127]. Actualmente, el proceso está lejos de ser implantado industrialmente y se encuentra aún en estado de investigación en numerosas partes del continente, como serían el ITU (*Institute for Transuranium Elements*, en Alemania), la Universidad de Manchester, en Reino Unido, y la ENEA (*Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e*

lo sviluppo economico sostenibile, en Italia), entre otros. Esto se debe a diversos problemas que se han encontrado, como por ejemplo la gran generación de residuos que existe en algunas de sus etapas.

b. *Proceso DDP*

El segundo proceso pirometalúrgico a señalar sería el proceso seco Dimitrovgrad (con siglas en inglés *DDP*), desarrollado en la pasada década de los 70 en el Instituto de Investigación de reactores atómicos de Rusia (*Research Institute for Atomic Reactors*, RIAR) para tratar el combustible gastado MOX, con el objetivo de recuperar elementos de U, Pu y Np. El proceso consta básicamente de 5 grandes etapas, como serían las siguientes [127]: La primera sería la cloración del combustible gastado a unas temperaturas cercanas a 700 °C, estando el combustible MOX depositado en un baño salino (NaCl-KCl), en un crisol de pirografito, cuando el Cl₂ es inyectado; la mezcla es entonces sometida a una primera electrólisis, a través de la que, añadiendo Ar(Cl)₂, es posible recuperar en el cátodo Np y U en forma de UO₂ y NpO₂; este cátodo se extrae y se pasa a la tercera etapa, en la que se introduce en el sistema Cl₂ junto con Ar y O₂, de tal forma que se consigue que el Pu precipite en forma de PuO₂; en la cuarta etapa se lleva a cabo una segunda electrólisis, para lograr depositar en el cátodo el U residual que se encuentre en la sal fundida, pasando a continuación a la última etapa, que consistiría en un proceso de purificación que permite recuperar todos los residuos, añadiendo para ello Na₃PO₄. Estas cinco etapas quedan representadas en la figura 5.25.

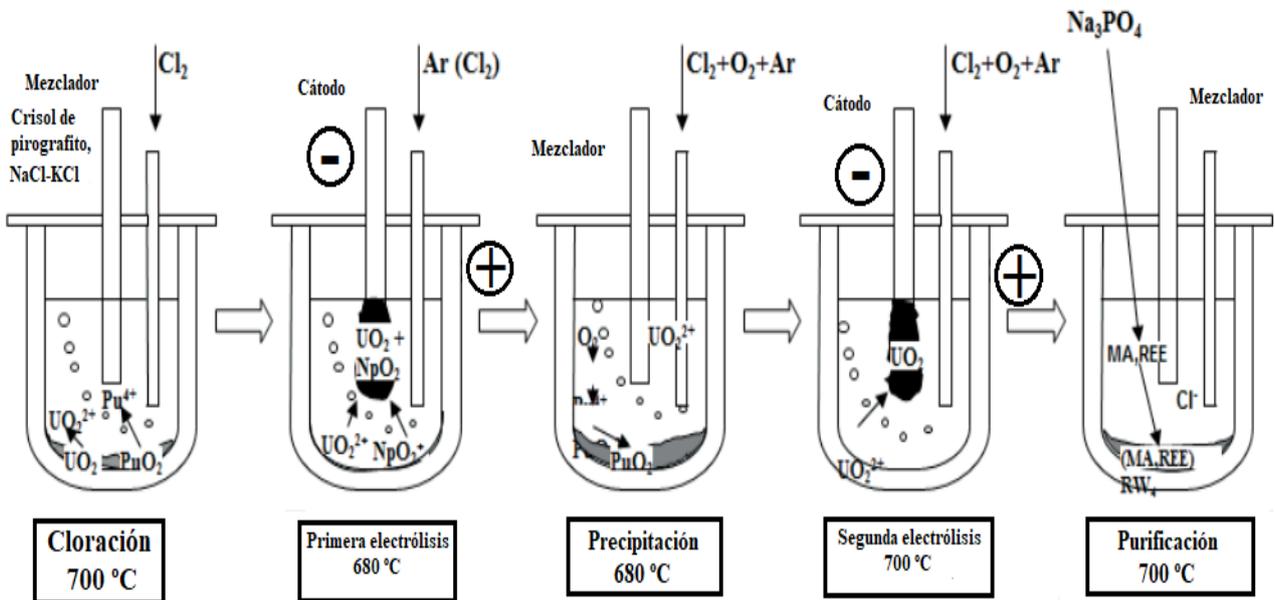


Figura 5.25. Etapas que componen el proceso DDP [127]

Este proceso DDP se trata de uno de los métodos de separación más desarrollados, llegando a implantarse en la industria rusa (desde la década de los 70, se habrían producido gracias a este método más de 3,6 toneladas de combustibles UO₂ y 2 toneladas de combustibles UO₂-PuO₂,

utilizados en reactores rápidos BOR60, BN350 y BN600) [127]. Sin embargo, a pesar de su importancia, este proceso no permitiría la recuperación de todos los actínidos que se encuentran presentes en el combustible nuclear gastado; como solución a esto, se desarrolló el proceso DOVITA, que se trataría de una evolución del DDP para conseguir la recuperación de estos elementos, el cual se encuentra actualmente sometido a investigación.

c. *Proceso ACP*

El proceso ACP (*Advanced spent fuel Conditioning Process*) comenzó a desarrollarse por parte del Instituto coreano de investigación de la energía atómica (con siglas en inglés *KAERI*) en el año 1997, con el objetivo de extraer del combustible gastado algunos de los actínidos mayoritarios, de tal forma que la radiotoxicidad y volumen del mismo disminuyeran considerablemente. Básicamente, el proceso consiste en una reducción electrolítica del óxido de Uranio en sales fundidas de LiCl-Li₂O a elevadas temperaturas [127, 139]. A lo largo de la década de los 2000, el KAERI llevó a cabo diversas investigaciones a escala de laboratorio, confirmándose en éstas la eficacia del proceso; en 2015, el proceso se encontraba, sin embargo, a la espera todavía de ser implantado industrialmente, ya que se trabajaba en solucionar algunos problemas surgidos [127]. Un esquema de este proceso sería el que se presenta en la figura 5.26.

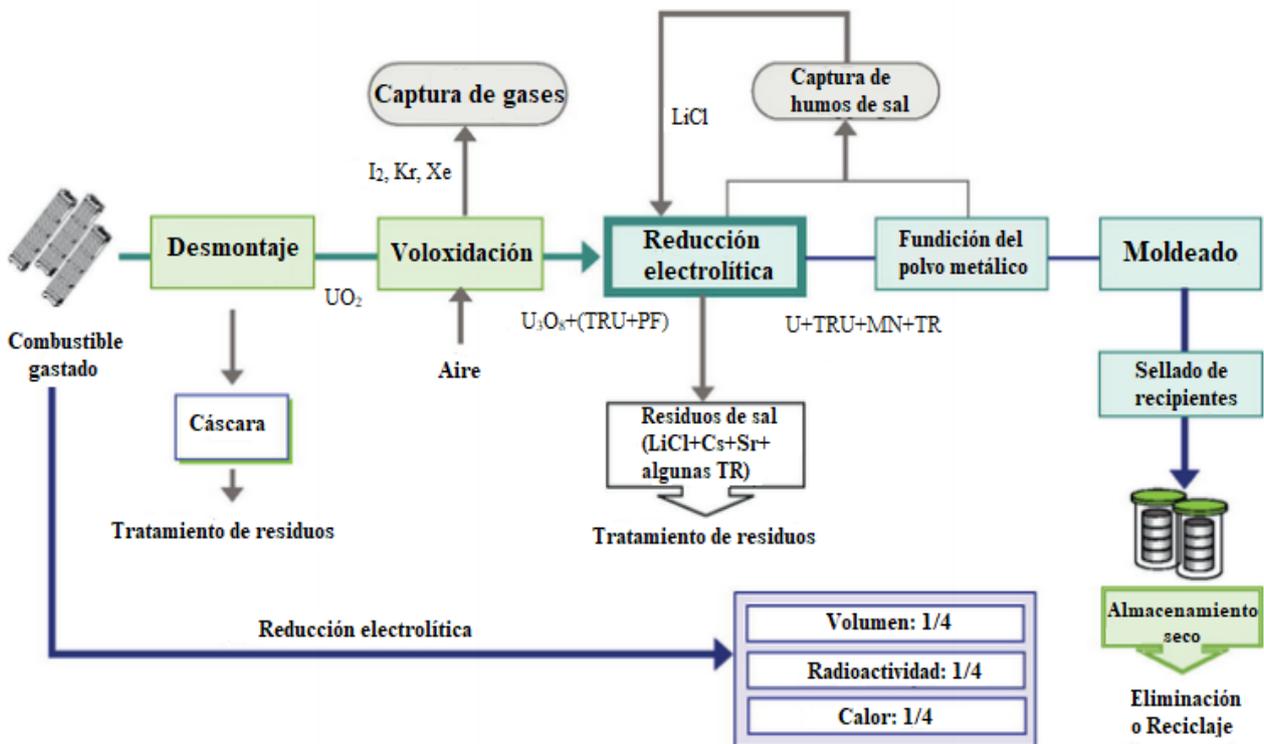


Figura 5.26. Diagrama de flujo del proceso ACP [127]

Como se puede ver en dicha figura, el primer paso sería el desmontaje del combustible gastado, separando la cáscara metálica del mismo, la cual es tratada de forma separada como un residuo. El resto de lo que queda del combustible es entonces sometido a un proceso de voloxidación

con aire a una temperatura de 500 °C; la voloxidación se basa en la transformación del UO_2 en U_3O_8 por oxidación, con el objetivo de romper la red cristalina y dar salida así a los gases ocluidos en ella [140]. De esta forma, se conseguirá eliminar los gases de I_2 , Kr, Xe y, al mismo tiempo, recuperar el U_3O_8 , junto a los TRU (siglas en inglés para elementos transuránidos) y productos de fisión. El siguiente paso sería una reducción electrolítica empleando LiCl y Li_2O fundidas como electrolito para conseguir un polvo metálico, el cual contiene también sales fundidas. Este polvo es sometido a diversos tratamientos para eliminar dichas sales (las cuales serán recicladas para ser utilizadas nuevamente), además de otras impurezas como el Sr.

Mediante este proceso, resulta posible disminuir en un factor de un cuarto parámetros tan importantes del combustible gastado como serían su potencia térmica, su volumen y su radioactividad; el proceso de reducción, sin embargo, tiene el inconveniente de necesitar una atmósfera de gas inerte altamente puro dentro de las celdas calientes donde tiene lugar, problema que aumenta la dificultad del proceso y, en definitiva, aumenta los costes [141]. En el polvo metálico obtenido se recuperarán el Uranio residual, los TRU y las tierras raras, siendo este polvo entonces sometido a fundición para moldearlo en forma de lingotes, los cuales podrán ser almacenados o tratados convenientemente.

B. Operación de transmutación

Como ya se ha comentado anteriormente, la transmutación tiene por finalidad transformar algunos elementos que presentan radionucleidos de vida larga, separados previamente, en otros de vida mucho más corta, con el objetivo de que éstos no presenten riesgo alguno en varios cientos de años. Esta transformación se lleva a cabo mediante reacciones nucleares inducidas por el bombardeo de los radionucleidos con partículas elementales, como serían los neutrones.

Al entrar en colisión un neutrón con el núcleo de un átomo, éste puede rebotar o penetrar en el interior del núcleo, siendo en este segundo caso cuando el núcleo adquiriría un exceso de energía que puede liberarse de diferentes formas: Expulsando partículas (por ejemplo un neutrón) y a la vez radiación, emitiendo solamente radiación (caso de captura neutrónica) o dividiéndose en dos núcleos más o menos iguales y emitiendo de forma simultánea dos o tres neutrones (caso de reacción de fisión) [113]. La probabilidad de que se produzca una reacción de captura de fisión depende, respectivamente, de la sección eficaz de captura o de fisión de ese núcleo; estas secciones dependen fundamentalmente de la naturaleza del propio núcleo y de la energía que tenga el neutrón bombardeado, pudiendo concluirse que aquellos núcleos ligeros (como serían los productos de fisión) estarían ligados a las reacciones de captura neutrónica, mientras que los núcleos pesados (como los actínidos) lo estarían a las reacciones de fisión.

Han sido estudiados 2 modos de transmutación, como serían [113]: Modo homogéneo, en el

cual los actínidos minoritarios son diluidos en el combustible de los reactores, y el modo heterogéneo, mediante varillas o blancos de irradiación que contienen solamente los actínidos y los productos de fisión. Del mismo modo, existirían dos formas distintas de llevar a cabo la gestión de la transmutación, bien en un solo paso (monoreciclado), o bien con multireciclado para conseguir un rendimiento más alto. En cuanto a los sistemas transmutadores a utilizar, inicialmente existía la idea de que los reactores de agua ligera podrían ser eficaces para este proceso, pero quedó demostrado finalmente que no eran adecuados debido a que se necesitaban neutrones de alta energía y con un flujo elevado [31]. Por lo tanto, actualmente los estudios se centran en los sistemas que se describen a continuación.

- Reactores rápidos (*Fast Reactors, FR*): Estos reactores, también denominados “reproductores”, se encontrarían incluidos dentro del grupo de los innovadores reactores nucleares de IV generación, los cuales persiguen la generación de energía eléctrica con mucha más eficiencia, mayor seguridad, menor producción de residuos y menor riesgo de proliferación [138], tal y como se señaló en el apartado 2 del trabajo.

El interés por este tipo de reactores para transmutar reside en que podrían consumir determinados radionucleidos (quema de actínidos, principalmente) mediante su disolución en el combustible nuclear, ya que los neutrones rápidos son capaces de fisiónar la mayoría de éstos. Así pues, se podría reducir la cantidad de los actínidos que se encuentran en el combustible gastado, existiendo, sin embargo, cierta limitación en las cantidades de actínidos minoritarios eliminados por ciclo (alrededor del 2,5-5 %) [113, 138]. Un parámetro importante sería el tipo de refrigerante a utilizar, cuya elección es fundamental para tener una transferencia de calor efectiva sin disminuir la energía del espectro de neutrones. En este sentido, los principales diseños que se están estudiando para llevar a cabo el proceso de transmutación serían los siguientes:

- a) Reactor rápido refrigerado por gas (*Gas-cooled Fast Reactor, GFR*): Este primer tipo de reactor se encuentra refrigerado por un gas (Helio o CO₂ supercrítico), caracterizándose además por tener un espectro de neutrones rápidos que son capaces de emplear como combustible gran parte de los residuos actuales [31].
- b) Reactor rápido enfriado por plomo (*Lead-cooled Fast Reactor, LFR*): En este caso, el uso de plomo fundido presenta una serie de características favorables: Baja presión de vapor, ausencia de rejilla soporte del núcleo al poder flotar el combustible, es químicamente inerte con el agua y el aire, etc. No obstante, también presenta algunos problemas tecnológicos, como serían la posible corrosión de las estructuras o las recargas que son necesarias a alta temperatura [142]. Otro aspecto importante de este tipo de reactores sería que utilizan un espectro de neutrones rápidos, permitiéndose una conversión eficiente de Uranio fértil, así como una buena gestión de los actínidos [31].

c) Reactor rápido refrigerado por sodio (*Sodium-cooled Fast Reactor, SFR*): Estos reactores son los que se encuentran más avanzados tecnológicamente, estando sometidos a investigación en diversos proyectos de la Comunidad Europea de la Energía Atómica (EURATOM). Como su propio nombre indica, estos reactores se caracterizan por el uso de sodio líquido como refrigerante, y por utilizar además un espectro de neutrones rápidos [31]. El uso del sodio permite obtener una alta densidad de potencia para un volumen relativamente pequeño de refrigerante, pudiéndose a su vez operar a presiones cercanas a la atmosférica; sin embargo, debido al carácter altamente reactivo frente al aire y el agua de este refrigerante, resulta necesario disponer de un sistema de sellado y un sistema intermedio entre el refrigerante y el sistema de conversión de energía [143].

- Sistemas subcríticos accionados por acelerador (ADS): El otro gran sistema al que se han dedicado los esfuerzos en I+D+i serían los llamados sistemas ADS, siglas en inglés para *Accelerator Driven System*. Se basan en la emisión de un haz de protones de alta energía, el cual, al incidir sobre un metal como podría ser el plomo, producen por reacciones de espalación (reacciones en las que un núcleo pesado emite una gran cantidad de nucleones como resultado del choque con un protón de alta energía) una desintegración en varios fragmentos y la emisión a su vez de un gran flujo de neutrones de alta energía, los cuales tienen la capacidad de fisiónar los radionucleidos de vida larga [31, 138]. En la figura 5.27 se puede observar un esquema de lo que sería este proceso, representándose cómo los neutrones incidirían sobre núcleos de actínidos (Pu y Am), los cuales se transmutarían por fisión y emitirían a su vez nuevos neutrones, algunos de los cuales podrían incidir sobre productos de fisión de vida larga (^{129}I y ^{99}Tc), produciendo la transmutación de éstos y consiguiendo que se conviertan en núcleos estables (Xenón y Rutenio).

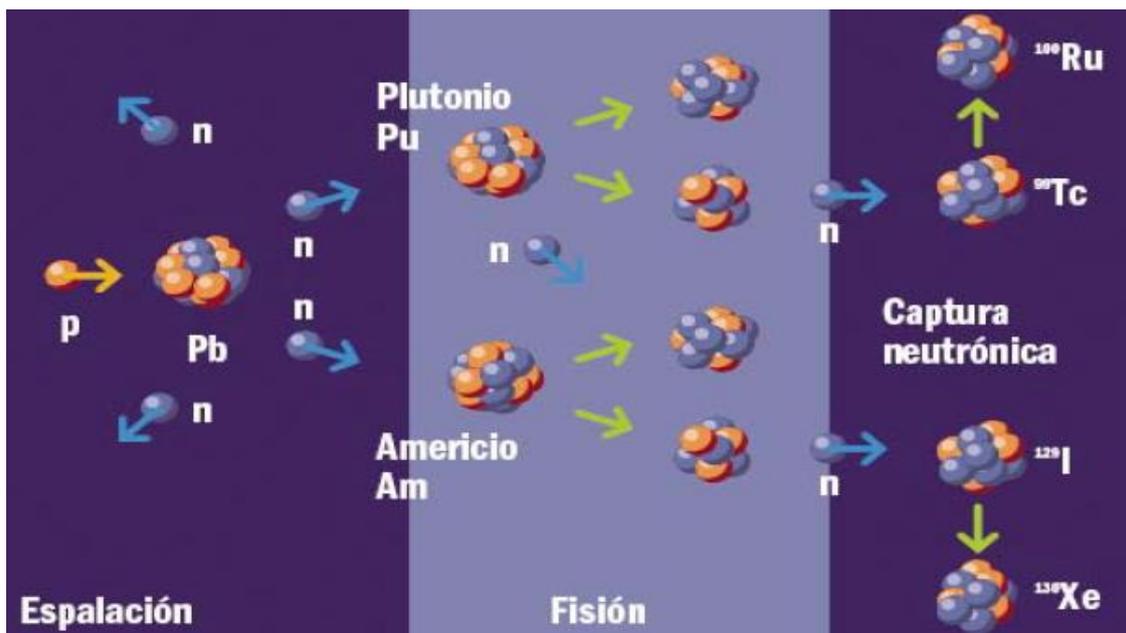


Figura 5.27. Esquema de la transmutación en un reactor ADS [113]

Los principales componentes de un transmutador ADS se detallan a continuación:

- Acelerador (lineal o circular): El haz de protones es generado y controlado por un acelerador de partículas cargadas, normalmente protones con una energía de 1 GeV. Este haz de protones serán los que, impactando contra un núcleo pesado, como Uranio o Plomo, generarán una fuente de neutrones de alta energía mediante reacción de espalación; cada protón de 1 GeV es capaz de provocar espalación en varios núcleos consecutivamente, pudiendo llegar a aparecer 40 neutrones o incluso más [31, 113].
- Reactor nuclear subcrítico: El reactor estaría constituido por el blanco de espalación sobre el que es inyectado el haz de protones, el cual puede ser un metal sólido o, normalmente, plomo líquido o una aleación fundida de Plomo-Bismuto (que también actuaría como refrigerante), teniendo este último, sin embargo, la desventaja de formar el isótopo ^{210}Po , emisor alfa y con alta radiotoxicidad [113, 138]. Alrededor de este blanco de espalación, se encontraría el núcleo formado por el combustible nuclear gastado, para un máximo aprovechamiento de los neutrones generados. En la figura 5.28 se puede observar una visión esquemática de un reactor de este tipo con configuración tipo tanque y en el que el blanco de espalación estaría constituido por plomo líquido.

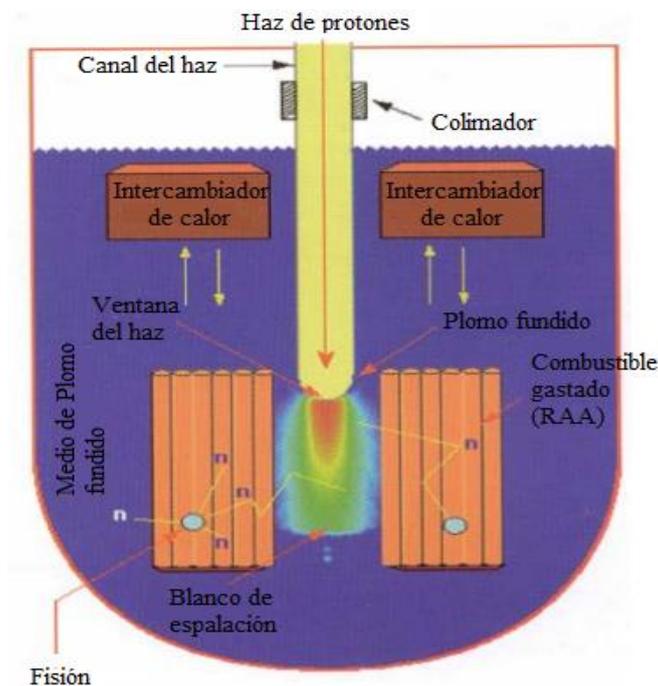


Figura 5.28. Esquema de un reactor ADS [144]

Una de las ventajas más significativas que presentan los reactores ADS frente a los reactores rápidos sería su carácter subcrítico. Un reactor se dice que es crítico cuando, en una reacción de fisión en cadena, para cada neutrón que proviene de una fisión se provoca otra fisión, es decir, que el número de fisiones por segundo es constante y la reacción está entonces controlada; si para cada

fisión se provocase más de una, la potencia y la velocidad del propio reactor aumentarían, estando entonces éste en modo supercrítico. En el caso de los reactores ADS, éstos operan en modo de reacción en cadena no sostenida, es decir, son sistemas subcríticos, lo cual significa que el reactor no sería capaz de mantener las reacciones en cadena autosostenidas, sino que sería el acelerador de partículas el que inicia y mantiene estas reacciones, y, al apagarse éste, el reactor se detendría entonces de forma automática e inmediata [145]. Esto supone una ventaja muy importante de seguridad ante posibles accidentes relacionados con la criticidad del reactor, como podría ser el accidente de Chernóbil ocurrido en 1986, en el que, durante una prueba en la que se simulaba un corte de suministro eléctrico para saber el tiempo que la turbina era capaz de seguir proporcionando energía con el reactor parado, la reacción se descontroló debido a que se retiraron los elementos de control antes de tiempo. El carácter subcrítico proporciona además a este tipo de reactores una importante flexibilidad a la hora de manejar combustibles tales que no serían aceptables en reactores críticos (aquellos altamente enriquecidos en Pu y actínidos minoritarios) [138].

En Europa, el primero en proponer el concepto de estos sistemas ADS fue Carlo Rubbia, Premio Nobel de Física y habitual colaborador del CIEMAT, en la década de los 90; desde entonces, numerosos proyectos de investigación a escala internacional dirigidos al desarrollo de estos sistemas se han puesto en marcha. De entre estas investigaciones, destacaría especialmente el proyecto belga MYRRHA (*Multi-purpose hYbrid Research Reactor for High-tech Applications*), iniciado en 1998 por el SCK•CEN, centro de investigación nuclear ubicado en Mol, Bélgica. Este proyecto pretende demostrar finalmente la viabilidad de estos reactores de transmutación, habiendo obtenido ya resultados experimentales y de simulación iniciales positivos; recientemente, el gobierno belga ha anunciado su apoyo a este proyecto, financiándolo con 558 millones de euros [145]. Sin duda, esta financiación ayudará al proyecto a pasar a la siguiente fase, estimándose en 2026 la puesta en marcha final en Mol de lo que sería el primer prototipo de un reactor nuclear impulsado por un acelerador de partículas del mundo.

A medida que se han ido explicando las distintas posibilidades de las técnicas de separación y transmutación, se ha podido comprobar el alcance mundial que tienen las investigaciones que se están desarrollando actualmente sobre estos métodos. Principalmente, las localizaciones de dichas investigaciones pueden resumirse en 4 regiones (tal y como puede observarse en la figura B.1 del Anexo B), como serían: Estados Unidos, la Unión Europea, Rusia y parte de Asia oriental. De entre estas regiones, destacarían especialmente las dos primeras, por la gran relevancia y el elevado número de investigaciones que se encuentran puestas en marcha en ellas actualmente, algunas de las cuales se han desarrollado en este apartado del trabajo.

A modo de conclusión, se puede decir que los fundamentos químicos de las técnicas de separación y transmutación (S&T) se encuentran bien establecidos como una forma de reducir considerablemente la radiotoxicidad del combustible nuclear gastado, consiguiéndose de esta forma

una mejor gestión final de este tipo de residuos. No obstante, sigue resultando necesario llevar a cabo un trabajo de investigación y desarrollo para confirmar definitivamente la viabilidad tecnológica de estas técnicas.

5.3.- Otros métodos de gestión

En este subapartado, se procederá a resaltar diferentes métodos innovadores que se han propuesto, los cuales podrían en algún momento, o bien servir de alternativa real a las opciones planteadas anteriormente, o bien introducir diversas mejoras en esas opciones, con el objetivo final de mejorar así la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad.

a. Lanzamiento al espacio exterior

Esta propuesta, ideada y estudiada por científicos rusos, parecería solucionar definitivamente el problema de la gestión de los residuos radiactivos que este país padece desde hace décadas (como consecuencia de su intensa actividad nuclear), pues una vez trasladados a órbitas lejanas, no representarían ningún peligro para la Tierra [146]. Sin embargo, la realidad es otra, ya que, además del elevado coste que este tipo de lanzamientos conllevaría, la seguridad del proceso nunca podría garantizarse al 100 %. Cada hipotético lanzamiento se convertiría en una posible amenaza de accidente que pudiera distribuir por la atmósfera toneladas de residuos de alta actividad, o incluso llegar a provocar una explosión nuclear.

b. Almacenamiento en el subsuelo marino

Una segunda opción podría ser el entierro de los residuos bajo los sedimentos del lecho oceánico, aplicándose en cierto modo el concepto que se usa actualmente para los AGP, para lo cual existen grandes regiones del fondo marino que se cree que serían geológicamente inactivas por completo y podrían servir para este propósito.

Los principales problemas de este método serían, además del riesgo medioambiental que conlleva el propio almacenamiento en el ecosistema marino, los residuos no serían recuperables y, en caso de accidente, resultarían necesarios numerosos y costosos transportes para solucionarlo [147]. Asimismo, las leyes actuales prohíben este tipo de almacenamientos, pues, siguiendo consideraciones técnicas y políticas, la Convención de Londres sobre la descarga de desechos de 1972 prohibió el vertido de materiales radiactivos en el mar, no haciendo distinción alguna entre residuos que fueran arrojados al mar directamente y residuos enterrados bajo el subsuelo marino.

c. Almacenamiento en casquetes polares

Esta tercera posibilidad consistiría en la colocación de los residuos radiactivos bajo los casquetes polares, anclándolos mediante cables o hundiéndolos en la corteza terrestre

progresivamente por efecto de la disolución del hielo por el calor generado por los residuos [10]. En este caso, los problemas de esta opción serían básicamente los mismos de la anterior, debiendo sumarse además la existencia de diversos acuerdos firmados para la protección de la Antártida [147] y el gran efecto negativo que, de por sí, presenta el propio cambio climático sobre los casquetes polares; resulta obvio llegar a la conclusión de que el almacenamiento de los residuos radiactivos en este tipo de ecosistemas no haría más que acelerar el proceso de derretimiento de los casquetes polares.

d. Aplicación de la sonoquímica

La sonoquímica se trata de una rama de la química que se encarga de estudiar la capacidad que tiene la energía transportada por las ondas sonoras para provocar y acelerar reacciones químicas. Diversos estudios se encuentran puestos en marcha, especialmente en Francia, para estudiar las posibles aplicaciones que podría tener la sonoquímica en el reprocesamiento del combustible nuclear gastado, con el fin de minimizar el volumen del mismo. El proceso consistiría en el uso de irradiación ultrasónica para tratar el Uranio, Neptunio y Plutonio en soluciones de ácido nítrico, realizándose entonces una extracción líquido-líquido mediante ultrasonidos [31].

Los resultados obtenidos por ahora de las investigaciones llevadas a cabo confirman el gran potencial de los ultrasonidos para mejorar las velocidades de reacción y, en definitiva, reducir el volumen de los residuos radiactivos, siendo además técnicas muy seguras; no obstante, los altos costes de funcionamiento de los “sonoreactores” en comparación con los reactores más convencionales, junto a diversos problemas que deben resolverse aún (como la creación de condiciones extremas a consecuencia de la cavitación acústica en fluidos complejos), hacen que este tipo de métodos deban seguir bajo investigación para tratar de resolver dichas dificultades.

e. Uso de un nuevo material (MOF) para eliminar los gases radiactivos

En los últimos años se está investigando sobre el uso de un nuevo material capaz de capturar gases radiactivos presentes en el combustible nuclear gastado, como podrían ser el yodo (uno de los gases radiactivos más peligrosos y contaminantes que se encuentran en el combustible) y diversos yoduros orgánicos (con siglas en inglés *ROIs*, *organic iodides*) [31, 148].

Para ello, el material a utilizar debe poseer las siguientes características: Extraordinaria capacidad de adsorción a la temperatura de reprocesamiento, gran tolerancia a los óxidos a base de nitrógeno, a la acidez y a la humedad, buena estabilidad térmica, excelente reciclabilidad y bajo coste. En este sentido, se decidió investigar un nuevo material conocido con el nombre de *MOF* (*Metal-organic framework*), el cual se trataría básicamente de estructuras organometálicas con una gran área de superficie y tamaños de poros que permiten el alojamiento de una gran cantidad de moléculas [148]. El diseño de este tipo de materiales se representa de forma esquemática en la figura 5.29, donde se puede apreciar la necesidad de injertar aminas terciarias (como podrían ser la

trietilendiamina, $C_6H_{12}N_2$, o la hexametilentetramina, $C_6H_{12}N_4$) en los sitios de unión para que la captura tenga lugar, además de la posibilidad de regeneración que presentan estos materiales, sin que ello suponga una disminución de su capacidad de captura. Las estimaciones sobre el uso de este tipo de materiales apuntan a que podrían ayudar en un futuro próximo a optimizar la gestión del combustible nuclear gastado, suponiendo un importante impacto para el desarrollo de energía nuclear más limpia y segura.

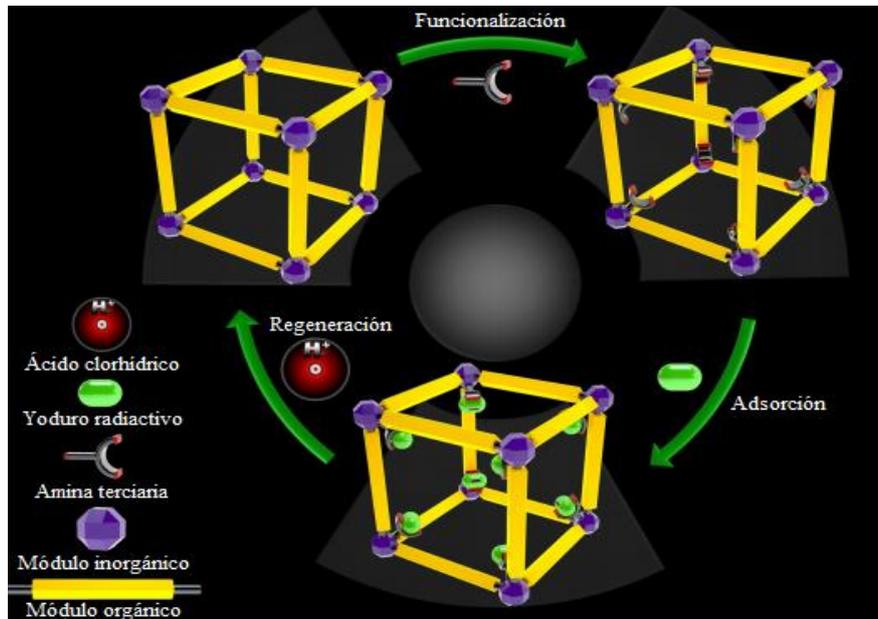


Figura 5.29. Esquema del diseño del material MOF [148]

f. Uso de combustible alternativo

Esta propuesta, desarrollada un equipo de científicos de las universidades de Nottingham y Manchester (Reino Unido), consiste en el uso de un compuesto de nitruro de Uranio terminal (mezcla de Nitrógeno o Amoníaco con Uranio) a modo de alternativa a los óxidos de Plutonio y Uranio que son empleados en los reactores convencionales. Las ventajas que presentaría este combustible alternativo serían variadas: Son materiales más densos, con una mayor estabilidad y una capacidad de conducir el calor mejor que los combustibles convencionales, así como la ventaja adicional de que su proceso de fabricación se desarrolla a menor temperatura. Sin embargo, este método presenta un inconveniente muy importante que se sigue intentando solucionar, ya que en las condiciones de reacción que se requieren para la preparación del compuesto se generan diversas impurezas que son difíciles de tratar y eliminar [31].

A lo largo de todo este apartado, se han ido explicando distintos métodos y técnicas que están implantadas actualmente o se encuentran bajo investigación para llevar a cabo la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad, el cual es un problema cada vez más importante debido al

incremento del uso de energía nuclear como fuente de suministro energético. No obstante, cabe aclarar en este punto que, aunque se ha referido en numerosas ocasiones al combustible nuclear gastado como si éste fuera el único residuo de alta actividad a tratar (al fin y al cabo, supone prácticamente la totalidad de los residuos de alta actividad generados, tal y como se señaló en el apartado 4 del trabajo), las técnicas que se han ido explicando también pueden ser empleadas para otros tipos de residuos de alta actividad, siguiendo el mismo procedimiento que si se tratara el combustible gastado.

6. ANÁLISIS ECONÓMICO

A la hora de tomar la decisión de decantarse por uno de los métodos de gestión de los residuos radiactivos de alta actividad que se han desarrollado en el apartado 5 del trabajo, existen numerosos factores que se deben tener en cuenta: Factores técnicos, sociales, ambientales, económicos, etc. De entre todos ellos, el económico juega a menudo uno de los papeles más importantes, aun sin tener que ser determinante en todos los casos. En este sentido, en este apartado del trabajo se procederá a comparar los costes de las tres principales líneas de actuación (ciclo abierto, ciclo cerrado y ciclo cerrado avanzado), con el objetivo de encontrar cuál sería la opción más viable de todas desde el punto de vista económico.

6.1.- Costes asociados a la primera parte del ciclo del combustible nuclear

En primer lugar, resulta interesante conocer los costes que suelen asociarse a la primera parte del ciclo del combustible nuclear, el cual constaría (tal y como se explicó en el apartado 4 del trabajo) básicamente de las siguientes etapas: Adquisición del Uranio, su conversión en UF_6 , el proceso de enriquecimiento y la fabricación de los elementos combustibles que, finalmente, serán empleados en el reactor nuclear de la central. En cuanto a la primera de ellas, la evolución del precio de adquisición del Uranio se representa en la figura 6.1, desde 2003 hasta 2017.

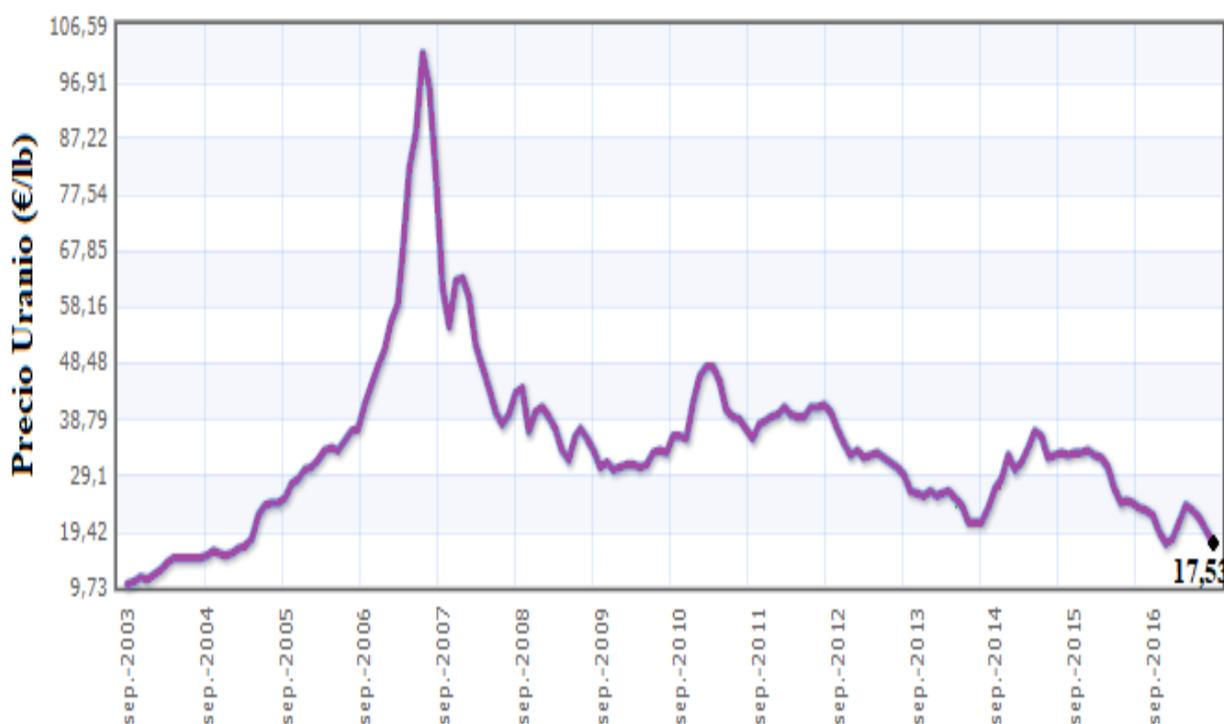


Figura 6.1. Evolución del precio del Uranio (2003-2017) [149]

Como puede observarse en la figura 6.1, el precio del Uranio ha sufrido diversos cambios a lo largo de los años. Antes de 2003 (durante los años 80 y 90), este precio solía oscilar entre los 9 y los 15 €/lb, mientras que a partir de esa fecha, experimentó un importante crecimiento hasta alcanzar su máximo histórico en 2007, año en el que llegó a alcanzar los 100 €/lb [149]. Esta subida exponencial de los precios puede explicarse por el retraso de la oferta en seguir los incrementos de la demanda, con la irrupción en el mercado de fuertes compradores de Uranio, como serían India y China. A raíz de ese año, el precio sufrió una fuerte caída, debido a diversas ampliaciones llevadas a cabo en explotaciones ya operativas y a nuevos yacimientos explotados [113], para a continuación sufrir diversas variaciones cada poco tiempo. Para el análisis económico de este trabajo, se tomará como precio de adquisición del Uranio el valor más reciente que aparece en la figura 6.1, referente a junio de 2017 e igual a 17,53 €/lb, es decir, 38,61 €/kg.

Los costes de los procesos de conversión y enriquecimiento se considerarán iguales a 10 \$/kg y 160 \$/SWU (siglas en inglés para *Separative Work Unit*, medida de la energía consumida en la separación del Uranio en una parte enriquecida y otra empobrecida en el isótopo ^{235}U), respectivamente [150]. En cuanto a la fabricación de los elementos combustibles, su coste se considerará igual a 250 \$/kg, valor obtenido del estudio del MIT (*Massachusetts Institute of Technology*) del año 2011 [150], y que además se encuentra en el rango estimado (150-250 \$/kg) por el estadounidense EPRI (*Electric Power Research Institute*) en 2010 [151]. Cabe mencionar que estos tres últimos datos de coste tienen valores de \$ de 2007.

En este punto, hay que conocer las cantidades necesarias de los distintos elementos para llegar a producir 1 kg de combustible UOx, de tal manera que se puedan obtener los costes totales asociados a la primera parte del ciclo del combustible referenciados a 1 kg de ese combustible (€/kg UOx). Así pues, para obtener esa cantidad de combustible, se necesitarían 10,05 kg de mineral de Uranio, los cuales se convertirían en 10,03 kg de UF₆, para a continuación proceder a la etapa de enriquecimiento (la cual requiere de 6,37 SWU) y a la fabricación del propio combustible. En la figura 6.2 se representa el flujo de masa correspondiente a estas etapas.

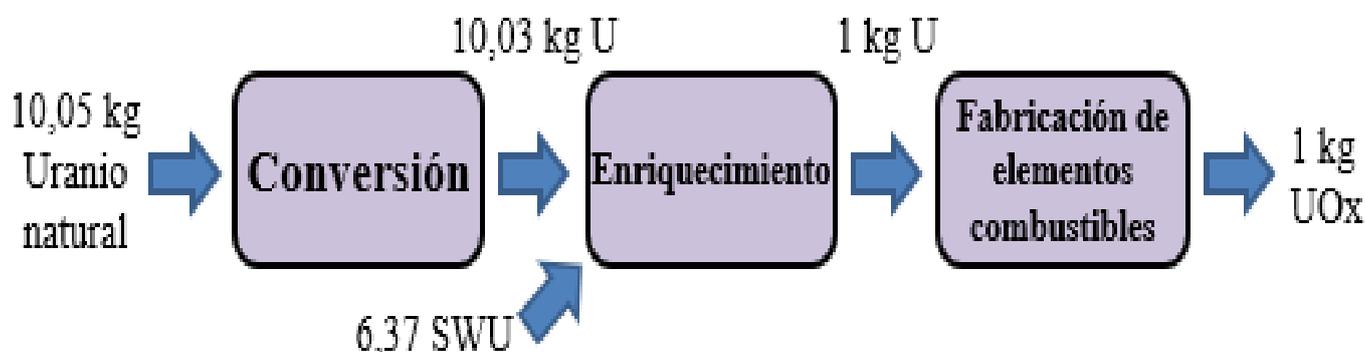


Figura 6.2. Flujo de masas para la obtención de 1 kg de combustible UOx [152]

El siguiente paso para obtener los costes totales en las unidades deseadas (€₂₀₁₈/kg UOx) consistiría en unos cambios de unidades, como serían el cambio del coste de adquisición del Uranio de €₂₀₁₇ a €₂₀₁₈ y el cambio de los otros costes de \$₂₀₀₇ a \$₂₀₁₈, para posteriormente realizar el cambio a € de ese mismo año. Así pues, para calcular el cambio del valor de una moneda a lo largo de los años, se puede utilizar la siguiente fórmula, conocida como fórmula de interés compuesto, en la que “VP” sería el valor monetario del año de partida, “VF” correspondería al valor en el año que se desea conocer, “i” sería la tasa promedio de inflación entre esos dos años, y “n”, el número de años que separan los dos valores monetarios.

$$VF = VP * (1 + i)^n$$

Ecuación 6.1. Fórmula de interés compuesto [153]

En la tabla 6.1 se recopilan los costes unitarios de cada etapa con sus correspondientes unidades, y se recogen también los cálculos realizados para obtener el valor final del coste de la primera parte del ciclo del combustible nuclear. Se han utilizado como valores de la tasa promedio de inflación los siguientes: Entre los años 2007 y 2018, este valor para el \$ sería igual al 1,8365 %, mientras que entre los años 2017 y 2018 para el € es igual al 1,4 % [153]; para el cambio de divisas de \$₂₀₁₈ a €₂₀₁₈, se ha usado un valor a fecha de 20 octubre de 2018 igual a 0,87 €/ \$ [154]. Por lo tanto, por cada 1 kg de combustible UOx fabricado y utilizado en el reactor nuclear, se tendría un coste asociado de 1848,98 €.

Tabla 6.1. Desglose del coste de la primera parte del ciclo del combustible nuclear

Etapas	Cu (Coste unitario)	Unidades Cu	Cantidades	Coste (\$₂₀₁₈)	Coste (€₂₀₁₈)
Adquisición del Uranio	38,61	€ ₂₀₁₇ / kg	10,05 kg	-	393,46
Conversión	10	\$ ₂₀₀₇ / kg	10,03 kg	122,53	106,60
Enriquecimiento	160	\$ ₂₀₀₇ / SWU	6,37 SWU	1245,08	1083,22
Fabricación del UOx	250	\$ ₂₀₀₇ / kg	1 kg	305,41	265,70
Coste total (€₂₀₁₈/kg UOx)					1848,98

6.2.- Costes asociados a la segunda parte del ciclo del combustible nuclear

Una vez el combustible nuclear ha sido consumido en el reactor, daría comienzo la segunda parte del ciclo, debiendo iniciarse entonces el proceso de gestión de los residuos radiactivos propiamente dicho, de tal manera que los costes en este caso dependerán fundamentalmente de la política de gestión que se escoja de entre las tres que se presentan a continuación.

a. Ciclo Abierto

Comenzando con el ciclo abierto, éste constaría en primer lugar del almacenamiento temporal de los residuos en seco o en las piscinas de la propia central; sin embargo, para el análisis económico, se va a optar por no tener en cuenta los costes asociados a este almacenamiento temporal, ya que, además de que éstos serán constantes en los tres tipos de ciclos, normalmente son cubiertos por los costes normales de operación que tiene una central nuclear [155]. Las etapas a tener en cuenta entonces para la realización del análisis económico del ciclo abierto serían: Los almacenamientos de los residuos en el Almacenamiento Temporal Centralizado (ATC) y el Almacenamiento Geológico Profundo (AGP), así como los correspondientes transportes de los mismos entre la central y el ATC, y entre el ATC y el AGP.

En cuanto al coste del almacenamiento temporal en un ATC, las variables que mayor influencia tienen en éste serían el tipo de tecnología escogida, la economía de escala de la propia instalación, los incentivos sociales a su ubicación y las instalaciones complementarias que puedan existir [113]. En este análisis económico, se adjudicará un valor promedio de 200 \$₂₀₀₇/kg C.G (combustible gastado) a este coste, dato obtenido del estudio del MIT del año 2011 [150]. Por otra parte, para obtener los costes asociados al almacenamiento final de los residuos en una formación geológica, aunque existe una gran disparidad en los criterios a la hora de determinarlos, para este análisis económico se han tenido en cuenta diversas estimaciones disponibles (en €₂₀₀₃/kg C.G) de los diferentes programas internacionales de AGP, las cuales se presentan en la figura 6.3.

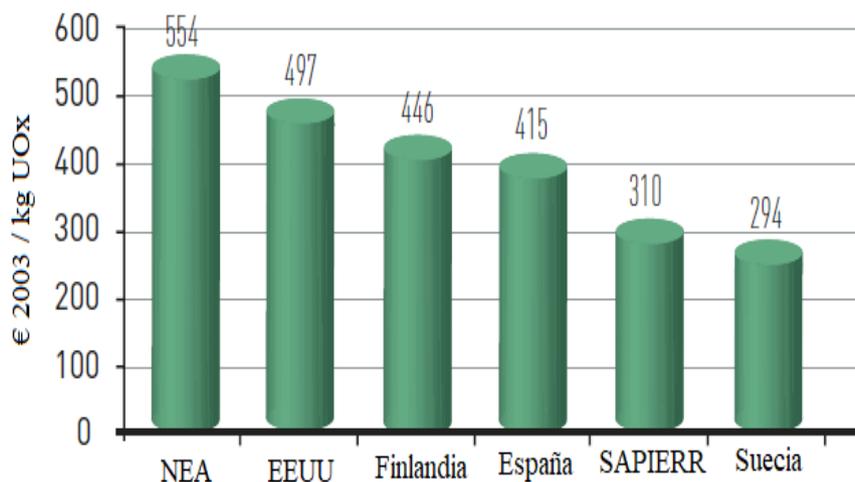


Figura 6.3. Coste unitario de los diferentes programas internacionales de AGP [113]

Como se puede observar en la figura 6.3, se recogen las estimaciones de costes de los programas oficiales de España (PGRR), Estados Unidos (DOE-01), Finlandia (POS-05) y Suecia (SKB-03), así como los estudios de SAPIERR (Support Action: Pilot Initiative for European Regional Repositories) y NEA (Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management). Las actividades que se incluyen para el cálculo de estas estimaciones de costes

corresponderían al encapsulado del combustible gastado (coste que puede variar significativamente según el país que se esté considerando, desde el 18 % en Estados Unidos hasta el 30 % en Suecia) y al propio almacenamiento final en una formación geológica estable. Así pues, el coste de este almacenamiento oscila desde los 300 a los 600 €₂₀₀₃/kg C.G, pudiendo atribuirse estas grandes variaciones a los diferentes diseños del almacenamiento, al tipo de roca seleccionada para que albergue el almacén o a la economía de escala de la instalación [113]. El valor de este coste que se asumirá para este análisis económico será el promedio de las estimaciones presentadas en la figura 6.3, igual a 419 €₂₀₀₃/kg C.G.

Respecto a los transportes, los costes de éstos no son fáciles de estimar, debido a la gran variabilidad de las posibles distancias a recorrer, del precio del combustible, etc. Es por esto que, para establecer el valor que se asignará a este coste, se tendrá en cuenta la información obtenida de estudios como el de la OECD (siglas en inglés para Organisation for Economic Cooperation and Development), titulado “The Economics of Nuclear Fuel Cycle”, el cual asigna un valor de 50 \$/kg C.G [155], valor que además se encuentra dentro del rango (40-60 \$/kg C.G) que se establece para este coste en un informe de 2006 de la misma organización [156]. Por tanto, se asumirá que el coste del transporte de los residuos de alta actividad sería de 50 \$₂₀₀₆/kg C.G.

Así pues, en la tabla 6.2 se recogen los cálculos llevados a cabo para obtener el valor final del coste asociado al ciclo abierto. Nuevamente, se ha hecho uso de la ecuación 6.1 para obtener los costes en las unidades que se desean (€₂₀₁₈/kg C.G), utilizándose los siguientes valores de la tasa promedio de inflación (parámetro “i” en la ecuación 6.1): 1,895 % para el \$ entre los años 2006 y 2018, 1,8365 % para el \$ entre los años 2007 y 2018, y 1,6426 % para el € entre los años 2003 y 2018 [153]. Asimismo, se ha usado el mismo valor de 0,87 €/€ que el empleado anteriormente para el cambio de divisas de \$₂₀₁₈ a €₂₀₁₈ [154]. En este caso, si se escogiera la opción de ciclo abierto como método de gestión, se tendría un coste estimado de 856,54 €/kg C.G.

Tabla 6.2. Desglose del coste del ciclo abierto

Etapas	Cu (Coste unitario)	Unidades Cu	Coste (\$ ₂₀₁₈)	Coste (€ ₂₀₁₈)
Transporte al ATC	50	\$ ₂₀₀₆ / kg C.G	62,63	54,49
Almacenamiento en el ATC	200	\$ ₂₀₀₇ / kg C.G	244,33	212,57
Transporte al AGP	50	\$ ₂₀₀₆ / kg C.G	62,63	54,49
Almacenamiento en el AGP	419	€ ₂₀₀₃ / kg C.G	-	534,99
Coste total (€₂₀₁₈/kg C.G)				856,54

b. Ciclo Cerrado

Si se optara por una política de gestión en ciclo cerrado, los residuos, tras su estancia temporal correspondiente en las piscinas o contenedores de las centrales nucleares, pasarían por las siguientes etapas que se mencionan a continuación, que serán las que se tendrán en cuenta para el análisis económico de este caso: El transporte hasta la planta donde tendrá lugar el reprocesado de los residuos, el propio proceso de reprocesado en sí (incluyéndose también el proceso de vitrificación), el transporte al ATC de los residuos ya vitrificados, el almacenamiento en este ATC, y posteriormente el transporte hasta el destino final y la colocación en esa localización final, el AGP.

En cuanto al proceso de reprocesamiento se refiere, estimar el coste de éste es uno de los retos más complicados dentro del análisis económico, debido a la gran importancia que presenta esta etapa dentro de la opción de ciclo cerrado, pues se trata de la parte característica de esta opción y la que lo diferenciará fundamentalmente de la gestión en ciclo abierto, y también al hecho de que, en general, este coste se trata de un valor poco accesible, estando en ocasiones la información protegida por acuerdos de confidencialidad. No obstante, sí que se puede hablar de que existe una tendencia decreciente del coste de este proceso, tal y como puede observarse en la figura 6.4, realizada a partir de regresión con los costes unitarios ofrecidos por varios organismos internacionales en informes de distintos años.

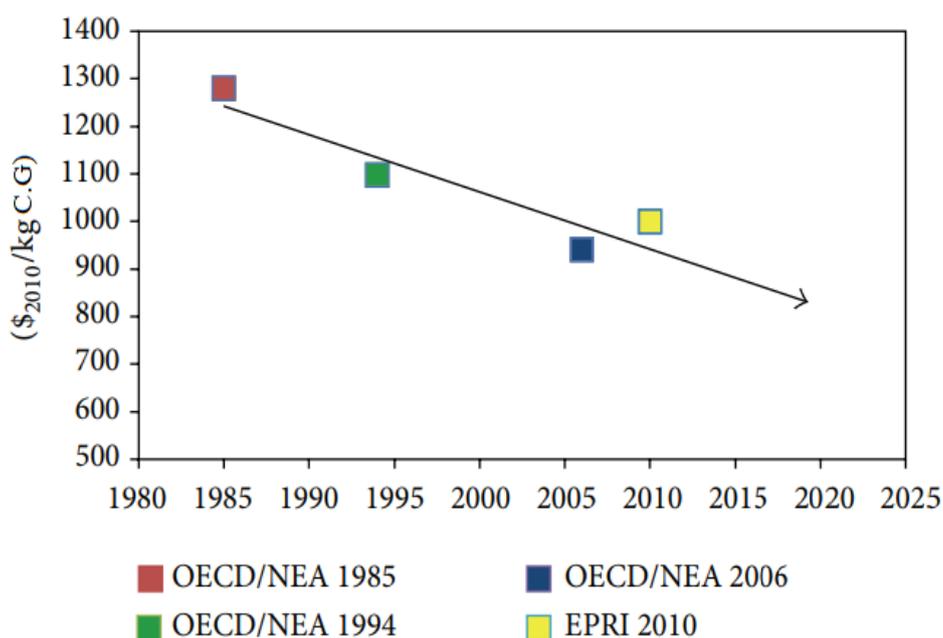


Figura 6.4. Tendencia del coste del reprocesamiento [157]

Los autores de dicha gráfica señalan en su estudio los siguientes motivos que explicarían esta tendencia decreciente, como consecuencia de la madurez de esta tecnología y de su constante optimización: El primero de estos motivos sería la mejora conseguida en lo referente a la pureza del Uranio y el Plutonio recuperados en el proceso, lo cual tendría un importante impacto sobre el coste

total del mismo; otra área donde la mejora sería posible y se traduciría en una disminución en el coste final es en el campo de los residuos, al conseguirse reducir los residuos generados en este tipo de instalaciones [157]. Así pues, a partir de la figura 6.4 y de otros estudios, como el llevado a cabo por investigadores del Instituto coreano de investigación de la energía atómica (KAERI) en el año 2012 [158], para este análisis económico se va a utilizar un coste del reprocesamiento de 800 $\$/_{2010}/\text{kg C.G.}$

Una vez llevado a cabo el reprocesamiento, separándose así los materiales fisibles del combustible (Uranio y Plutonio) del resto de radionucleidos (principalmente, productos de fisión y actínidos minoritarios), los cuales son sometidos a una etapa de vitrificación, el proceso continúa con la gestión de esos residuos vitrificados. Debido a que el combustible gastado se encuentra formado en su mayor parte por Uranio y Plutonio (entre un 95-96 %), esta separación se traduce en una enorme reducción del volumen de los residuos a gestionar, así como en un descenso de su radiotoxicidad y su calor, facilitándose entonces la posterior gestión de estos residuos. De hecho, diversos autores concluyen que, gracias a todas estas reducciones, el coste del almacenamiento en un AGP de estos residuos ya vitrificados podría suponerse igual al 25 % del coste de este tipo de almacenamientos para el caso de ciclo abierto [159]; análogamente, se va a suponer que ocurre lo mismo para el caso del almacenamiento de los residuos vitrificados en un ATC. Por lo tanto, para este análisis económico se usarán los siguientes costes de almacenamiento: 53,14 $\text{€}_{2018}/\text{kg C.G}$ para el ATC y 133,75 $\text{€}_{2018}/\text{kg C.G}$ para el AGP.

Los costes de los sucesivos transportes para el caso de ciclo cerrado serán considerados iguales a los ya empleados en el caso de ciclo abierto (54,49 $\text{€}_{2018}/\text{kg C.G}$), al no encontrarse disponibles datos más concretos; se asume en este caso, por tanto, que se comete un cierto error, debido a que en ocasiones, los residuos podrían ser enviados a otros países para ser reprocesados, aumentándose así las distancias recorridas y, por tanto, el coste de los transportes. Del mismo modo, por falta de datos, no se incluyen en el análisis los costes asociados a la fabricación de los nuevos elementos combustibles MOX tras el reprocesado, los cuales deberían sumarse a los costes de la primera parte del ciclo del combustible nuclear para este caso de ciclo cerrado.

Siguiendo una metodología análoga a la llevada a cabo para los costes de ciclo abierto, los cálculos realizados para el ciclo cerrado se presentan en la tabla 6.3. En este caso, no obstante, solo sería necesario hacer uso de la ecuación 6.1 para el valor del coste asociado al proceso de reprocesamiento (para pasar éste de $\$/_{2010}$ a $\$/_{2018}$), utilizándose para ello una tasa promedio de inflación entre los años 2010 y 2018 igual a 1,669 % [153], y, posteriormente, empleándose el mismo valor de 0,87 $\text{€}/\text{\$}$ para el cambio de divisas necesario de $\$/_{2018}$ a €_{2018} [154]. Por lo tanto, como puede observarse en la tabla 6.3, el coste asociado a la opción de ciclo cerrado correspondería a 1144,90 $\text{€}/\text{kg C.G.}$

Tabla 6.3. Desglose del coste del ciclo cerrado

Etapas	Cu (Coste unitario)	Unidades Cu	Coste (\$ ₂₀₁₈)	Coste (€ ₂₀₁₈)
Transporte a la planta de reprocesado	54,49	€ ₂₀₁₈ / kg C.G	-	54,49
Reprocesado	800	\$ ₂₀₁₀ / kg C.G	913,27	794,54
Transporte al ATC	54,49	€ ₂₀₁₈ / kg C.G	-	54,49
Almacenamiento en el ATC	53,14	€ ₂₀₁₈ / kg C.G	-	53,14
Transporte al AGP	54,49	€ ₂₀₁₈ / kg C.G	-	54,49
Almacenamiento en el AGP	133,75	€ ₂₀₁₈ / kg C.G	-	133,75
Coste total (€₂₀₁₈/kg C.G)				1144,90

c. Ciclo Cerrado Avanzado

Las tecnologías más innovadoras para llevar a cabo la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad quedarían abarcadas en el “ciclo cerrado avanzado”, las cuales (basadas principalmente en técnicas de separación y transmutación), se encuentran actualmente en fase de investigación. Estas investigaciones han demostrado, tal y como se señaló en el apartado 5 de este trabajo, las diversas ventajas que presentaría la puesta en marcha de estas tecnologías; sin embargo, aún hoy en día hay una gran incertidumbre en cuanto a sus costes asociados, existiendo una gran dificultad (mucho más que para el ciclo cerrado) para encontrar datos económicos.

A pesar de la incertidumbre, sí que se puede señalar sin ninguna duda que actualmente esta estrategia de gestión resultaría más costosa que las otras dos que se han explicado, debido a su falta de madurez [159], siguiéndose la tendencia de la figura 6.5, realizada a partir de regresión con las estimaciones ofrecidas por varios organismos en informes de distintos años.

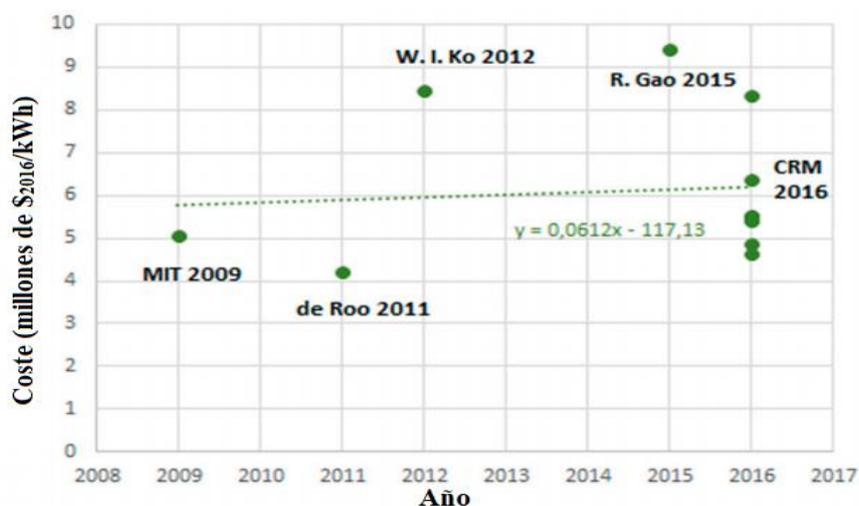


Figura 6.5. Tendencia del coste del ciclo cerrado avanzado [159]

Diversos autores hacen un esfuerzo de estimación de costes para comparar esta gestión de ciclo cerrado avanzado con la de ciclo abierto, estimaciones que, sin embargo, no tendrán una fiabilidad demasiado alta debido a la falta de definición de las principales instalaciones y procesos de este tipo de ciclo. Estas estimaciones serían las que se presentan a continuación [113]: Aquellos ciclos basados en un mezcla de reactores rápidos y de ADS para llevar a cabo el proceso de transmutación presentarían un incremento del coste unitario de producción de electricidad respecto al del ciclo abierto de entre un 10 y un 20 %; en los ciclos basados únicamente en reactores rápidos, por su parte, este incremento sería del 20 %.

No obstante, a pesar de las grandes inversiones que serían necesarias para llevar a cabo este tipo de gestión, existen autores que estiman que algunos costes específicos serían menores en el ciclo cerrado avanzado en comparación con el ciclo abierto, debido a las ventajas técnicas que sus técnicas presentan. Por ejemplo, diversos investigadores del CIEMAT realizan en su estudio de 2014 una comparación de diversos escenarios, entre los que se incluirían uno utilizando un reactor rápido refrigerado por sodio (SFR) y otro empleando un ADS. Los autores concluyen que estos dos escenarios (llamados “escenarios de transmutación”), comparándose con el escenario base (ciclo abierto), conseguirían reducir los costes de almacenamiento en un factor de 3,6, y disminuir del mismo modo el tamaño del AGP correspondiente en un 29 % [160].

En cuanto a las propias técnicas de este tipo de gestión se refiere, resultaría interesante compararlas entre sí para comprobar qué opciones serían más viables económicamente. Sin embargo, no se han podido encontrar en la literatura datos económicos comparativos entre los dos principales métodos de separación (procesos hidrometalúrgicos y pirometalúrgicos), debido principalmente a las grandes diferencias de madurez de estos dos tipos de procesos, siendo los pirometalúrgicos los que actualmente se encuentran menos avanzados, solamente a escala de laboratorio. Sí se han encontrado, no obstante, estimaciones de coste que podrían servir para comparar los dos sistemas de transmutación explicados en el apartado 5 del trabajo, como serían los reactores rápidos y los sistemas ADS. En el mencionado estudio del CIEMAT de 2014, de entre los dos sistemas SFR y ADS comparados (ambos con una vida media de 60 años), sus autores concluyeron que los costes de instalación resultarían considerablemente mayores en el caso de optar por un ADS, sucediendo del mismo modo con los costes anuales de operación y mantenimiento (alrededor de 2,5 veces mayores) [160].

6.3.- Comparación de costes según la línea de actuación elegida

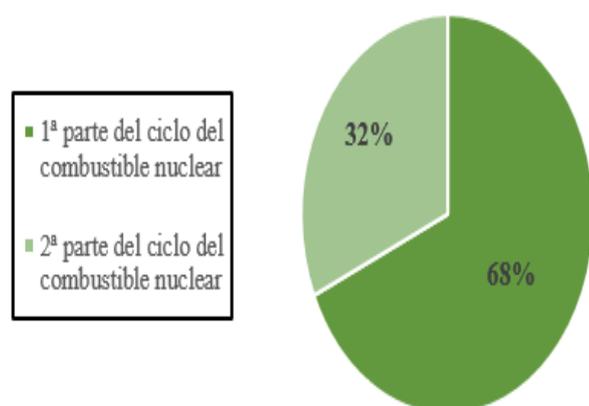
Una vez obtenidos los costes unitarios que ha sido posible para las distintas opciones de gestión, se recopila toda esa información en la tabla 6.4, la cual es presentada a continuación para ayudar a la comparación entre todas estas opciones, teniendo en cuenta que 1 kg UOx sería igual a 1

kg C.G. Del mismo modo, se presentan las figuras 6.6 y 6.7 para comprobar la contribución de cada parte del ciclo del combustible nuclear al coste total, tanto para el caso de ciclo abierto como para el de ciclo cerrado.

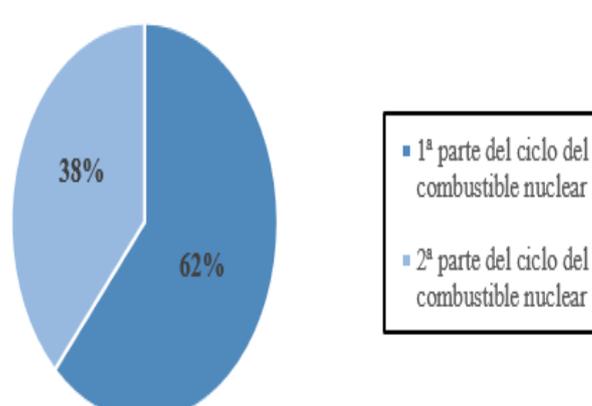
Tabla 6.4. Comparativa de costes de los distintos ciclos

Coste unitario de gestión (€ ₂₀₁₈ / kg C.G)				
		Ciclo Abierto	Ciclo Cerrado	Ciclo Cerrado Avanzado
1ª parte del ciclo del combustible nuclear	Adquisición del Uranio	393,46	393,46	393,46
	Conversión	106,6	106,6	106,6
	Enriquecimiento	1083,22	1083,22	1083,22
	Fabricación del UOx	265,7	265,7	265,7
2ª parte del ciclo del combustible nuclear	Transporte a la planta de reprocesado	-	54,49	* Grandes inversiones
	Reprocesado	-	794,54	* Mayores costes unitarios de producción de electricidad que en el ciclo abierto
	Transporte al ATC	54,49	54,49	
	Almacenamiento en el ATC	212,57	53,14	
	Transporte al AGP	54,49	54,49	* Menor coste que en el ciclo abierto para el almacenamiento
	Almacenamiento en el AGP	534,99	133,75	* Mayores costes para los ADS que para los reactores rápidos
Total		2705,52	2993,88	Sin determinar

Costes del Ciclo Abierto



Costes del Ciclo Cerrado



Figuras 6.6 y 6.7. Distribución de costes para el ciclo abierto y cerrado, respectivamente

De la tabla 6.4, la primera conclusión a extraer sería que el ciclo cerrado presenta un coste mayor que el ciclo abierto, lo cual coincidiría con lo que señalan diversos autores en la literatura [161], siendo en este caso un 10,66 % mayor. No obstante, hay que señalar que en esta comparación no se han tenido en cuenta los diferentes impuestos que cada país podría aplicar al almacenamiento de residuos de alta actividad, aspecto que podría conseguir, al disponerse de un mayor volumen de residuos a almacenar en el ciclo abierto, que se dispararan los costes de almacenamiento de esta opción y resultara entonces más económica la opción de ciclo cerrado. Por su parte, en las figuras 6.6 y 6.7 se comprueba que, aunque la distribución de costes en ambos ciclos es muy parecida, la primera parte del ciclo del combustible nuclear presenta una mayor importancia en el ciclo abierto

En cuanto al ciclo cerrado avanzado, se han incluido en la tabla 6.4 las principales características de sus costes que se han encontrado en la literatura, concluyéndose que este tipo de tecnología actualmente no puede competir con los otros tipos de gestión estudiados, como consecuencia, entre otras cosas, de los elevados costes que tendría asociados. No obstante, existen autores que sostienen que la tendencia ascendente de sus costes (mostrada en la figura 6.5) no permanecerá siempre así, sino que cambiará en varios años, tras una investigación y desarrollo adecuados; sería entonces cuando las ventajas técnicas que ofrecen estas tecnologías compensarían las inversiones a realizar, y los métodos de ciclo cerrado avanzado podrían llegar a resultar más económicos que el resto de opciones de gestión.

7. SITUACIÓN INTERNACIONAL

Como último apartado del trabajo, se realizará un análisis comparativo de las líneas de actuación que se siguen en diversos países en cuanto a la gestión de los residuos de alta actividad, escogidos éstos por su importancia dentro del marco global o por la importancia de la propia gestión llevada a cabo dentro de sus fronteras. Dada la heterogeneidad de la gestión, las diversas estrategias a seguir y la mayor o menos implicación de las administraciones correspondientes, se presentará un resumen ordenado de la situación en cada uno de los países considerados.

En general, se puede decir que esta gestión ha ido evolucionando siempre paralelamente a los esfuerzos desarrollados en la energía nuclear. De entre los argumentos a favor de esta energía destacarían el crecimiento de la demanda (como consecuencia directa del aumento de la población mundial) y, por supuesto, los bajísimos niveles de gases de efecto invernadero que genera, siendo hoy en día la fuente energética utilizable a gran escala con menor tasa de emisiones. No obstante, también existe cierta preocupación por el uso de este tipo de energía, preocupación que reside básicamente en la seguridad de las instalaciones, en un posible incremento de la proliferación de armamento y en los residuos radiactivos producidos [138]. En cualquier caso, a finales de 2016 existían 448 reactores nucleares en funcionamiento en el mundo, como ya se señaló en el apartado 2 del trabajo, en un total de 31 países [127]. Estos datos, junto a la propia figura B.1 del Anexo B, permiten hacerse una idea de la generalización mundial de la energía nuclear y, por tanto, de la suma importancia actual de la gestión de los residuos que se generan en consecuencia.

En la tabla 7.1 se recogen a modo de resumen las opciones de gestión escogidas por los países considerados, para a continuación desarrollar la situación existente en cada uno de ellos.

Tabla 7.1. Resumen de la gestión en diferentes países

País	Opción de gestión escogida
Francia	Ciclo Cerrado
Reino Unido	Ciclo Cerrado
Alemania	Ciclo Abierto
Holanda	Ciclo Cerrado
Bélgica	Ciclo Cerrado
Finlandia	Ciclo Abierto
Japón	Ciclo Cerrado
Rusia	Ciclo Cerrado
China	Ciclo Cerrado
Estados Unidos	Ciclo Abierto
España	Ciclo Abierto

a. Francia

El primer país a comentar sería Francia, el cual se trata del país con mayor número de reactores nucleares en operación en el continente europeo (concretamente, la cifra alcanza los 58), siendo además la contribución de la energía eléctrica de origen nuclear sobre el total, a fecha de 2016, igual a 72,3 % [162]. Sin embargo, esta situación podría cambiar, ya que, después de las últimas elecciones francesas (llevadas a cabo en 2017), el nuevo gobierno pretende rebajar su electricidad producida a partir de energía nuclear hasta llegar a un 50 % en 2030 [127].

En cuanto a su gestión de los residuos radiactivos, la aprobación de la Ley 2006-739, de 28 de junio de 2006 (“Programa relativo a la gestión duradera de los materiales y residuos radiactivos”), actualmente en vigor, supuso un importante paso en este sentido, pasándose entonces a seguir el ciclo cerrado del combustible, con el reprocesado de todos los elementos combustibles [138]. Es en Francia, de hecho, donde se sitúa una de las instalaciones de reprocesado de combustible gastado más importante del mundo, como sería el centro de La Hague, situado en el cabo de la Hague (Normandía), el cual es capaz de reprocesar alrededor de 1700 t/año de combustible gastado procedente de reactores de agua ligera, LWR [127].

Asimismo, Francia es uno de los países más pioneros en cuanto a las investigaciones de técnicas de separación y transmutación se refiere, especialmente de separación; se investigan principalmente separaciones de tipo hidrometalúrgicas, como podrían ser los procesos DIAMEX, SANEX y EXAM. En cuanto al almacenamiento temporal de sus residuos, en Francia existirían dos instalaciones con esta finalidad: La instalación CASCAD situada en Cadarache, de tipo bóveda, la cual se encarga de almacenar los residuos procedentes de las centrales y submarinos nucleares, y también el propio centro de reprocesado de La Hague. En la mencionada Ley 2006-739 se señalaba además la hoja de ruta para la construcción de un AGP, siendo seleccionada la localidad de Bure, caracterizada por ser una formación arcillosa y con muy baja actividad sísmica, como la mejor opción posible. Sin embargo, esta instalación, que inicialmente fue pensada para que comenzara su actividad en el año 2025, aún no habría comenzado a construirse.

b. Reino Unido

Reino Unido sería el segundo país de la Unión Europea, después de Francia, con mayor número de reactores nucleares en funcionamiento, siendo esta cifra igual a 15 durante el año 2017, los cuales llegaron a producir 63,88 TWh en ese año (el 19,27 % del total de la electricidad consumida en el país) [100]. En este país se sigue el ciclo cerrado para la gestión de sus residuos radiactivos, empleándose principalmente las instalaciones de Sellafield para el reprocesamiento del combustible gastado.

De forma análoga a lo que ocurría con el centro francés de La Hague, estas instalaciones de Sellafield disponen de un almacenamiento temporal, estando construyéndose además nuevos

almacenes. Actualmente se están llevando a cabo diversos estudios que sirvan para tomar una decisión para la construcción final de un AGP, así como otros estudios destinados a la investigación de técnicas avanzadas de separación, como serían, por ejemplo, el proceso pirometalúrgico de electrorefino (impulsado por la Universidad de Manchester) o el proceso SANEX (estudiado por la Universidad de Lancaster) [127].

c. Alemania

La energía nuclear en Alemania fue responsable en el año 2017, con 8 reactores nucleares en funcionamiento, de producir 72,16 TWh, el 11,63 % del total de la electricidad consumida [100]. El uso de este tipo de energía en el país comenzó con reactores de investigación en las décadas de los 50 y 60, con la primera central comercial iniciando sus operaciones en 1969. Actualmente, sin embargo, existen en Alemania 29 reactores en situación de parada, y es que el tema de la energía nuclear ha tenido una prioridad muy alta en la agenda política alemana en las últimas décadas, con continuos debates acerca de cuándo la tecnología debería dejar de utilizarse. Fue finalmente en mayo de 2011, unos meses más tarde del accidente de Fukushima ocurrido en Japón, cuando el parlamento alemán aprobó la clausura de todos sus reactores nucleares en el año 2022, renunciando así completamente al uso de este tipo de energía [100]. A pesar de esto, el país sigue teniendo una fuerte presencia en las investigaciones de técnicas avanzadas de gestión, con investigaciones sobre los procesos de separación acuosos SANEX y DIAMEX (por el Instituto Tecnológico de Karlsruhe), o el de electrorefino [127].

En cuanto a su línea de actuación para la gestión de sus residuos radiactivos de alta actividad, ésta tiene la particularidad de que ha variado con el paso de los años. Inicialmente, la estrategia de gestión consistía en el reprocesado del combustible gastado (ciclo cerrado), construyéndose a tal efecto una planta piloto en las proximidades de la ciudad de Karlsruhe, la cual operó entre 1971 y 1990, comenzando su desmantelamiento en 1994. Sin embargo, a partir de una enmienda llevada a cabo sobre la ley llamada “Ley de energía nuclear” (Atomgesetz, ATG) en 2002, se prohibía el reprocesado del combustible gastado alemán a partir de julio de 2005 [113]. Así pues, se seguiría a partir de este momento una línea de actuación de ciclo abierto.

Actualmente, existen dos instalaciones en el país para el almacenamiento centralizado de los residuos radiactivos, una en Ahaus (que inició su operación en 1992) y otra en Gorleben (operativo desde 1995), ambas empleando tecnología en seco. Este almacenamiento temporal se lleva a cabo obligatoriamente en las propias centrales, obligación que proviene de la modificación de 2002 de la ATG, como consecuencia de la prohibición de cualquier transporte de combustible gastado [113]. Ya en los años 60, por otra parte, se había tomado la decisión de que el destino final de todos los residuos radiactivos alemanes sería su almacenamiento definitivo en formaciones geológicas profundas. Tras barajar diversos emplazamientos, el domo salino de Gorleben ha sido propuesto

como el mejor emplazamiento para la construcción de un AGP [109]; en la actualidad, sin embargo, aunque existe allí una planta piloto, no se ha tomado ninguna decisión firme sobre la construcción final de este AGP.

d. Holanda

El parlamento holandés aprobó una ley de abandono de la energía nuclear en 1994, como consecuencia de un debate generado en el país sobre la gestión de los residuos radiactivos. En esos momentos, existían dos centrales nucleares en funcionamiento, como eran la de Dodewaard (en funcionamiento desde 1968) y la de Borselle (en funcionamiento desde 1973, de tecnología PWR y con una potencia de 482 MW), siendo esta última la única que se encuentra actualmente en operación, aprobándose en 2006 que permanecería abierta hasta el año 2033 [162, 163].

Para la gestión de sus residuos radiactivos de alta actividad, se opta por el ciclo cerrado, reprocesándose el combustible gastado en el extranjero, con el consiguiente retorno posterior de los residuos ya vitrificados. El gobierno holandés estableció en 1993 el AGP como destino final de los residuos, uniéndose al consenso general sobre la viabilidad de este tipo de almacenamientos, siempre que se permitiera que los residuos almacenados pudieran ser recuperables durante un largo período de tiempo [109]. Sin embargo, aún no se ha tomado ninguna decisión final sobre la construcción de un almacenamiento de este tipo, aunque sí existe una instalación ATC como paso previo a este destino final, denominada HABOG (acrónimo holandés de ATC) e inaugurada en 2003. Se trata de un almacenamiento de tipo bóveda y, a día de hoy, sería una de las instalaciones más representativas en el mundo de este tipo de tecnología. Este ATC, cuya vista exterior se presenta en la figura 7.1, es operado por COVRA (empresa estatal con funciones similares a ENRESA en España) y tiene capacidad para albergar entre 600 y 700 toneladas de residuos radiactivos durante un periodo de tiempo cercano a los 100 años [164, 165].



Figura 7.1. Parte exterior del ATC holandés, HABOG [166]

En cuanto a su diseño exterior, en un intento por hacerlo más atractivo para la población y ayudar a apaciguar así las posibles críticas que pudiera suscitar, éste fue llevado a cabo por el artista local William Verstraeten, quien, en palabras de Hans Codée, director del ATC, “convirtió un anodino contenedor de hormigón en una obra de arte” [166]. Como se puede observar en la figura 7.1, el edificio está pintado de un llamativo color naranja, con caracteres en verde que reproducen la fórmula de la teoría de la relatividad de Einstein ($E=mc^2$), estando programado que éste sea repintado cada 20 años en una tonalidad más suave, de tal forma que cien años después de su puesta en marcha, sea blanco. Mediante esta iniciativa, el artista pretende expresar la pérdida de radiactividad de la propia instalación.

e. Bélgica

Durante el año 2016, 7 reactores nucleares se encontraban en funcionamiento en Bélgica, los cuales produjeron 40,03 TWh, prácticamente el 50 % de la electricidad total belga consumida, existiendo a su vez un reactor en estado de parada [100]. Esos 7 reactores mencionados se encuentran situados en las dos centrales nucleares a gran escala de Bélgica, como serían las de Doel y la de Tihange.

El gobierno belga aprobó en 2002 una ley de abandono de la energía nuclear, que implicaba que en 2015 deberían de cerrarse dos reactores del complejo de Doel y uno del de Tihange, los más antiguos, y el resto de forma progresiva. No obstante, en 2009, un nuevo gobierno belga, de carácter más conservador, decidió ampliar este cierre diez años más (de 2015 a 2025), con el argumento de salvaguardarse contra posibles problemas de suministro [163]. Son precisamente esos reactores más antiguos mencionados los que causan una mayor controversia entre la opinión pública, preocupada por la posibilidad de un posible accidente como consecuencia de la antigüedad de estos reactores; en este sentido, países vecinos han mostrado también su preocupación, debido a que las dos centrales nucleares que se han comentado se encuentran en áreas densamente pobladas: la de Tihange junto a la triple frontera con Alemania y Holanda, y la de Doel, próxima también a la frontera con Holanda [167].

Por otra parte, en cuanto a la gestión de sus residuos radiactivos, Bélgica sería uno de los países europeos que han optado por el ciclo cerrado para todo o una parte del combustible gastado de sus reactores, almacenándose los residuos de alta actividad procedentes del reprocesado en instalaciones ATC de tipo bóvedas diseñadas para tal propósito en la localidad de Dessel, las cuales se encuentran operadas por Belgoprocess, una empresa subsidiaria de Ondraf/Niras, la agencia nacional responsable de la gestión de los residuos radiactivos en Bélgica [113, 168]. El programa de gestión a largo plazo se encuentra en fase de investigación, con el objetivo de analizar la viabilidad tanto técnica como económica de la construcción de un AGP en tierras belgas. Actualmente, estas investigaciones se centran en el estudio de formaciones arcillosas, concluyéndose normalmente que

la formación arcillosa (denominada Boom Clay) de la localidad de Mol sería la mejor opción para este tipo de almacenamiento, aunque el gobierno belga aún no ha decidido formalmente si se adoptará o no el AGP como solución final [109, 168].

f. Finlandia

Actualmente Finlandia dispone de 4 reactores nucleares en situación de operar, los cuales se encargaron de proporcionar en 2017 aproximadamente el 33 % del total de la electricidad consumida, existiendo además otro reactor en construcción, con una potencia neta de 1600 MW [100, 162]. Estos reactores se encuentran en las dos centrales nucleares de Looivisa (propiedad de la empresa IVO) y Olkiluoto (propiedad de TVO). Esta última empresa solicitó en el año 2017 la renovación de la autorización de explotación de las unidades 1 y 2 de la central de Olkiluoto hasta el 2038 (ambas equipadas con reactores de agua en ebullición, BWR) para un total de 59 y 56 años de operación, respectivamente [100, 113].

Y es que el caso de Finlandia es especial, ya que su “estado de opinión” se encuentra, en general, a favor del uso de la energía nuclear; conviene mencionar en este punto que la primera central nuclear en Europa tras el accidente de Chernóbil se construyó, precisamente, en este país. En este sentido, Finlandia se ha convertido en uno de los primeros países en tomar la decisión de dejar de emplear el carbón como fuente eléctrica, para el año 2029, mediante una decidida subida de impuestos y un aumento del uso de otro tipo de energías (nuclear, hidroeléctrica o eólica), medida que se enmarca en el Plan Nacional de Energía del país para la próxima década [169].

Para la gestión de los residuos radiactivos producidos en el país, Finlandia opta por el método de ciclo abierto, existiendo en cada una de las dos centrales nucleares un almacén temporal de combustible gastado y decantándose por el empleo de un AGP como almacenamiento final del mismo. Nuevamente, Finlandia destaca en este aspecto, ya que el programa de AGP finlandés sería el programa europeo más avanzado actualmente junto con el sueco. El proyecto, de nombre “Onkalo” (que significa “cueva” o “lugar oculto” en finlandés), fue aprobado por el parlamento en 2001, seleccionándose la localidad de Olkiluoto y su base rocosa de granito para la construcción del AGP, la cual sigue en marcha actualmente [109]. La construcción de este AGP se encuentra a cargo de la empresa POSIVA, constituida por las dos empresas propietarias de las centrales, previéndose que la instalación estará operativa en 2020. Una vez la instalación sea llenada y el acceso a la misma sea sellado (que según lo previsto tendrá lugar alrededor de 2100), se espera que ésta sea capaz de albergar todos los residuos radiactivos finlandeses para siempre, o como mínimo, durante los próximos 100000 años.

La instalación, a modo de ciudad subterránea, se extendería una profundidad de aproximadamente 450 m, y constaría de un túnel de acceso (que llegaría hasta las galerías de almacenamiento de los residuos) y tres conductos, dos de ventilación y uno de personal [170],

pudiendo observarse un diagrama de la misma en la figura 7.2. Los contenedores con los residuos estarían dispuestos de forma vertical en orificios realizados en el suelo de las galerías de almacenamiento, existiendo bloques de bentonita a modo de relleno entre la propia cápsula de cobre y las paredes de la cavidad; la bentonita será utilizada también junto a roca triturada para rellenar las propias galerías de almacenamiento, una vez almacenado ya los residuos [111].

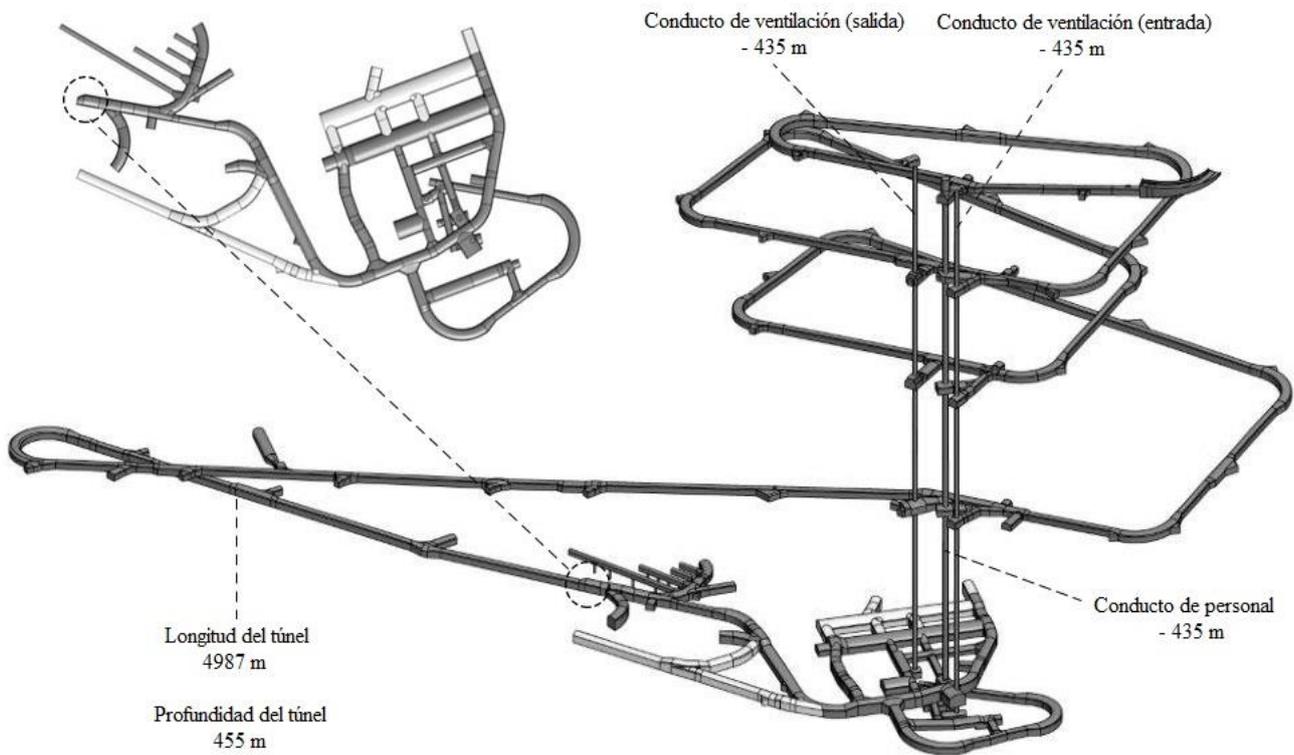


Figura 7.2. Diagrama del AGP "Onkalo" [170]

g. Japón

La política de gestión de los residuos radiactivos de alta actividad en Japón se basa en el reprocesado y vitrificación de los mismos (ciclo cerrado). El inicio de su programa nuclear se produjo en los años 50, convirtiéndose durante las décadas posteriores en un eje central del marco energético del país; en marzo de 2011, sin embargo, la catástrofe de Fukushima marcó un antes y después, pues se decidió llevar a cabo un parón casi absoluto de los reactores nucleares del país. Durante el año 2017, de los 42 reactores japoneses existentes, solamente 5 unidades han estado en funcionamiento, produciéndose 29,07 TWh (aproximadamente el 3,61 % del total de la electricidad consumida en el país), cuando, antes del desastre de Fukushima, la energía nuclear contribuía con un 30 % en la generación eléctrica [100].

Como consecuencia de ese "apagón" de la energía nuclear, el país se vio obligado a incrementar la importación de gas natural y carbón (siendo el segundo importador mundial en el año 2013, después de China), lo cual, además de disparar sus emisiones de gases de efecto invernadero,

incrementó notablemente el gasto en energía. Concretamente, durante 2017 estas importaciones habrían provocado un aumento de los costes en alrededor de 11000 millones de dólares, en comparación con el período anterior a 2011 [100, 171]. Son estos los principales motivos por los que el gobierno japonés ha tomado la decisión de reiniciar algunos de los reactores que estaban apagados, planeándose que le sigan muchos más. Esta decisión, a pesar de contar con la desaprobación de muchos ciudadanos, se encuentra avalada por dos importantes instituciones del país, como serían la Comisión para la Energía Atómica japonesa (que indicaba en un informe que la energía nuclear debería contribuir al menos con el 20 % de la generación eléctrica en 2030 para paliar el incremento de costes mencionado) y la Autoridad Reguladora Nuclear (NRA), la cual asegura que se tomarán todas las precauciones que sean necesarias para la vuelta al uso de la energía nuclear, imponiéndose nuevos estándares de seguridad mucho más rígidos [100, 171].

Cabe mencionar que Japón, desde la década de los 70, ha llevado a cabo numerosas investigaciones acerca de la separación de los radionucleidos de vida larga (tanto en procesos acuosos como pirometalúrgicos) para la separación de actínidos minoritarios y de algunos productos de fisión, como podría ser el proceso DIDPA, ya explicado en el apartado 5 del trabajo. Asimismo, también se ha investigado la fabricación de combustibles y blancos para el proceso de transmutación, así como el diseño de reactores avanzados tipo ADS y FR [113].

De entre las instalaciones más importantes del país para la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad, destacaría especialmente la planta de reproceso en Rokkasho, que sirve a su vez de centro de almacenamiento de residuos. En cuanto al almacenamiento a largo plazo de los residuos, en una legislación específica promulgada en el año 2000 quedó establecido el concepto de AGP como solución final, creándose además en ese momento el NUMO, la organización japonesa encargada de la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad del país [109, 113]. Por el momento, sin embargo, no se ha seleccionado aún ninguna ubicación definitiva para su emplazamiento, aunque sí se ha desarrollado el diseño y llevado a cabo una importante tarea de investigación. Destacarían en este sentido dos laboratorios subterráneos desarrollados: el laboratorio de investigación subterráneo de Mizunami, en el que se analiza la idoneidad de ciertos tipos de rocas graníticas, y un segundo laboratorio ubicado en Horonobe (en la isla de Hokkaido), donde se estudia el almacenamiento en roca sedimentaria.

h. Rusia

Desde sus inicios, el programa de desarrollo de la energía nuclear en la antigua Unión Soviética se basó en un ciclo del combustible cerrado. Hoy en día, esta política de actuación no ha cambiado, abarcándose la reelaboración del combustible gastado de las centrales y el reciclado de Uranio y Plutonio recuperados para fabricar nuevos elementos combustibles. Se dispone de dos almacenes temporales principales para depositar la vasta producción de residuos radiactivos del país,

situados en Mayak y Krasnoyarsk y empleando ambas tecnologías de almacenamiento en húmedo, mediante el uso de piscinas. Estas instalaciones de almacenamiento se encuentran incluidas, a su vez, en complejos para el reprocesado del combustible gastado. En cuanto a la solución de almacenamiento final, éste consistiría en almacenar los residuos ya reprocesados y vitrificados en formaciones geológicas profundas poco permeables, escogiéndose para tal efecto la zona próxima a Krasnoyarsk [109]; actualmente, sin embargo, se está a la espera de obtener la licencia para comenzar la construcción de un laboratorio de investigación subterráneo en dicha zona, para estudiar así las propiedades de dicho macizo rocoso.

Durante el 2017, 35 reactores nucleares se encontraron en funcionamiento, los cuales fueron capaces de generar 187,50 TWh, el 17,79 % del total de la electricidad consumida del país; próximamente, a esos 35 reactores se sumarían los 7 que se encuentran en fase de construcción [100]. Este elevado número de reactores muestra la gran importancia de la energía nuclear dentro del panorama energético ruso, lo cual se ve traducido además en las diversas investigaciones e innovaciones llevadas a cabo en territorio ruso. En este sentido, podrían destacarse los desarrollos alcanzados en técnicas de separación (principalmente de tipo pirometalúrgico), como podría ser el proceso DDP, o también la construcción de la primera central nuclear flotante del mundo, la Akademik Lomonosov, la cual se espera que se encuentre en pleno funcionamiento en 2019 en la ciudad ártica de Pavek y esté equipada con dos reactores de 35 MW cada uno, con potencia suficiente para dar servicio a una ciudad de 20000 habitantes [100, 127].

i. China

El caso de China destaca sobre el resto debido a la gran cantidad de reactores nucleares que posee (39 se encontraron en funcionamiento durante el año 2017, disponiéndose también de 18 reactores más en estado de construcción) y, sobre todo, a la rapidez con que se ha producido el crecimiento de este tipo de energía, pasándose de generar 53 TWh en 2005 a los 247,46 TWh que se produjeron durante 2017. En este sentido, el informe *World Energy Outlook 2017*, presentado por la Agencia Internacional de la Energía (AIE), señala que la mayor parte del crecimiento nuclear a largo plazo se produciría precisamente en China, pudiendo llegar a multiplicarse la electricidad de origen nuclear por cinco, alcanzándose los 1100 TWh en 2040 [100].

En cuanto a la gestión de los residuos radiactivos generados como consecuencia de su gran actividad nuclear, China se encontraría dentro del grupo de países que, de forma total o parcial, realizan el reprocesado en ciclo cerrado de sus residuos radiactivos de alta actividad, siendo éstos posteriormente vitrificados y finalmente almacenados de forma definitiva en un almacenamiento geológico. El concepto chino de este tipo de almacenamiento se basaría en el empleo de túneles subterráneos, en zonas saturadas en granito, habiéndose decantado por este

método de gestión final en 2006, año en el que el gobierno chino publicó un plan a largo plazo de investigación y desarrollo de almacenamiento geológico para sus residuos radiactivos de alta actividad. Este programa consistía en los tres pasos que se presentan a continuación: Realización de diversos estudios de laboratorio y selección de la localización del emplazamiento (2006-2020), pruebas in situ subterráneas (2021-2040) y construcción de la instalación (2041-2050) [172]. Así pues, actualmente se estarían llevando a cabo los estudios para la localización del emplazamiento, habiéndose ya seleccionado la zona de Beishan, al noroeste del país, como la más apropiada para albergar la instalación [109].

j. Estados Unidos

Estados Unidos es actualmente el primer productor mundial de electricidad a partir de energía nuclear, contando en 2017 con 99 reactores nucleares en funcionamiento (que produjeron 804,95 TWh, el 20,05 % del total de la electricidad consumida), y disponiendo además de 2 reactores en estado de construcción y 34 parados [100].

A diferencia de lo que ocurre en otros países, donde las autorizaciones de explotación, hasta ahora, se han renovado de forma periódica para un plazo de diez años (como es el caso de España), en Estados Unidos las autorizaciones se conceden por un período de 40 años desde el inicio de operación; una vez transcurridos al menos 20 años desde el comienzo de la operación de las centrales, se puede solicitar una renovación para poder operar así 20 años adicionales. A este respecto, cabe mencionar que, a fecha de finales de 2017, el organismo regulador del país (Nuclear Regulatory Commission, NRC) había otorgado la renovación a un total de 86 reactores hasta los 60 años [100, 162].

La gestión del legado de residuos radiactivos producidos a lo largo de seis décadas en este caso se basa principalmente en un ciclo abierto, donde los residuos son en primer lugar almacenados temporalmente en instalaciones licenciadas por la NRC, bien en piscinas o en seco, para ser después almacenados de forma definitiva. Cada año se generan en el país entre 1800 y 2200 t de residuos radiactivos (y se espera para el año 2055 un total de 129000 toneladas de combustible gastado), existiendo para ello un gran número de plantas de almacenamiento temporal distribuidas a lo largo de toda la geografía estadounidense, a la espera de que sea licenciado un almacén definitivo [113]. Así pues, la mayoría del combustible gastado de las centrales se encuentra almacenado actualmente en estas instalaciones, mientras que en el caso del combustible procedente de los reactores navales y reactores experimentales, éstos se encuentran en el Laboratorio Nacional de Ingeniería y Medio Ambiente de Idaho (con siglas en inglés INEEL). Cabe señalar además las numerosas tareas de investigación y desarrollo llevadas a cabo por instituciones estadounidense para contribuir a mejorar la gestión de los residuos radiactivos, principalmente en cuanto a la separación de actínidos/lantánidos se refiere, tanto con procesos en seco (pirometalúrgicos) como húmedos

(hidrometalúrgicos) [127].

Además de ser el mayor productor a nivel mundial, como ya se ha comentado, Estados Unidos destacaría también por contar con la única instalación de almacenamiento geológico profundo en funcionamiento, aunque ésta se destina únicamente a residuos radiactivos transuránidos procedentes de la investigación y de la producción de armamento nuclear; esta instalación, denominada “Waste Isolation Pilot Plant”(WIPP), se encuentra en el estado de Nuevo México, construida sobre formaciones salinas a unos 600 m de profundidad [109]. Para el almacenamiento geológico de los residuos de alta actividad procedentes de las centrales nucleares, Estados Unidos puso en marcha en 1987 un proyecto de AGP que estaría situado en Yucca Mountain, una cadena montañosa situada en el desierto de Nevada, y el cual tendría una capacidad de 70000 toneladas de combustible gastado [113]. La instalación se ubicaría en las tobas volcánicas del lugar, seleccionándose este emplazamiento en particular por los siguientes motivos: su clima seco, lejanía de centros de población, geología estable, etc. Además de todo esto, se encuentra en una depresión, por lo que, en caso de que determinados radionucleidos pudieran llegar a escapar, el agua contaminada por éstos no podría salir del propio valle. El proyecto, sin embargo, tras importantes retrasos en la adquisición de licencia, fue oficialmente detenido en 2010, destinándose únicamente recursos económicos para su desmantelamiento.

k. España

El parque nuclear español se encuentra formado actualmente por 7 reactores en 5 emplazamientos (teniéndose también 3 reactores parados), produciéndose durante el 2017 un total de energía eléctrica igual a 55,5 TWh (el 22,38 % del total de la producción eléctrica neta del país, siendo la central de Vandellós II (en Tarragona) la que se caracterizó por una mayor producción bruta de electricidad en ese mismo año [5, 100].

La gestión de los residuos radiactivos de alta actividad producidos en las centrales nucleares españolas se basa actualmente en la opción de ciclo abierto, siendo éstos almacenados en las propias centrales, a la espera de ser trasladados a otras instalaciones de almacenamiento, como sería un ATC. O ésa era, al menos, la idea inicial. La idea de la construcción de un ATC en territorio español se aprobó en el 6º Plan General de Residuos Radiactivos (6º PGRR), siendo seleccionado con posterioridad el municipio de Villar de Cañas (Cuenca) como el mejor emplazamiento posible. De acuerdo con el 6º PGRR, la instalación de referencia para el ATC español sería la instalación de HABOG, en Holanda, estimándose por parte de ENRESA que el ATC español sería capaz de gestionar del orden de 12000 m³ de residuos radiactivos [173]. Sin embargo, como ya se comentó en el apartado 5 del trabajo, la instalación ni siquiera ha comenzado su construcción a día de hoy.

En el propio 6º PGRR también se refleja como mejor solución para el almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos de alta actividad la construcción de un AGP. ENRESA ha realizado

diversas investigaciones para identificar diversos lugares de la geografía española que pudiera acoger una instalación de este tipo, basados en rocas graníticas y arcillosas [174], aunque ningún proyecto se ha puesto en marcha hasta la fecha. Conviene destacar también en este punto la importante participación española en diversos proyectos europeos de I+D+i sobre técnicas de separación y transmutación, como podrían ser las investigaciones llevadas a cabo por el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) en cuanto a las técnicas de separación de elementos actínidos en medio acuoso (proceso SANEX), o la participación de esta misma institución en el diseño tanto del futuro sistema transmutador Myrrha, que se construirá próximamente en Bélgica (proyecto CDT-FASTEF de la Unión Europea), como en el reactor rápido de sodio (proyecto CP-ESFR de la Unión Europea) [127, 175].

En cuanto a las autorizaciones de explotación de las centrales se refiere, éstas se encuentran actualmente próximas a su caducidad (en un rango que varía de 2020 a 2024), siendo las centrales de Almaraz I y II (en Cáceres) las que antes verían caducadas sus autorizaciones, en junio de 2020, debiéndose próximamente solicitar una nueva renovación de las mismas. En España, las autorizaciones de explotación se renuevan de forma periódica, cada 10 años, mediante la evaluación del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) y la concesión por el Ministerio de Energía [100]. Así pues, el futuro de la energía nuclear en España depende en gran medida de que las centrales logren renovar su licencia de explotación, aunque el gobierno actual parece tener intención de no alargar la vida útil de las centrales más allá de los 40 años, obligando al cierre escalonado de todo el parque nuclear antes de 2030 o 2040 [176]. La mayoría de las empresas propietarias de las centrales, como Endesa, serían contrarias a esta decisión tomada por el gobierno, debido a las dificultades y al coste asociados al desmantelamiento de las centrales. A esto habría que sumarle el hecho de que la producción eléctrica de origen nuclear supone alrededor del 40 % de la electricidad libre de emisiones generada en España, consiguiéndose evitar al año la emisión de más de 30 millones de toneladas de CO₂ (aproximadamente el 10 % del total de las emisiones generadas en España por cualquier actividad) [100, 176]. Cubrir ese hueco dejado por la nuclear con otras energías renovables no parece que pudiera resultar posible a corto plazo, por lo que habría un gran aumento de emisiones de CO₂ por parte de España.

En cualquier caso, se puede decir que España se encuentra con un problema grave en cuanto a la gestión de sus residuos radiactivos, debido a todos los hechos que se han ido comentando: La falta de un Plan General de Residuos actualizado, pues el vigente sería el 6º PGRR, aprobado en el año 2006; el elevado coste asociado al desmantelamiento de las centrales; la próxima saturación de las piscinas de las centrales nucleares, donde hasta ahora se ha venido almacenado la práctica totalidad del combustible gastado de las mismas; la paralización del proyecto de ATC, el cual podría haber supuesto una solución a corto y medio plazo, y la incertidumbre existente sobre si será reactivado en algún momento o no.

En general, una vez desarrolladas las líneas de gestión de cada uno de los países considerados, lo primero que habría que destacar sería que existe una tendencia general en incrementar las plantas de reprocesado, buscándose un aprovechamiento total del combustible gastado, pues 7 de los 11 países que se han estudiado en este apartado siguen la opción de ciclo cerrado para la gestión de sus residuos radiactivos. Asimismo, se ha podido comprobar a lo largo de este apartado del trabajo que el AGP, en diferentes tipos de rocas o formaciones geológicas (como el granito en el caso de Finlandia, la arcilla en Bélgica, o la sal en Alemania), sería la solución internacionalmente aceptada como más segura y viable para la gestión final de los residuos de alta actividad, siendo Finlandia y Estados Unidos los países más avanzados en este sentido. Este tipo de instalaciones, sin embargo, necesitan de un gran consenso tanto técnico como social para llevarse a cabo, de tal forma que se busquen las localizaciones y los materiales más adecuados que permitan un uso correcto y seguro del almacenamiento.

A pesar de las grandes ventajas que la energía nuclear implica y de todas las medidas de seguridad existente, es cierto que sigue existiendo cierta preocupación general en diversos países ante el uso de este tipo de energía y la gestión de sus residuos radiactivos, como sería el caso de Alemania, que ya ha tomado la decisión de renunciar a este tipo de energía, existiendo también países que simplemente han decidido disminuir a largo plazo la cantidad de electricidad con origen nuclear que utilizan (como Francia), o países que aunque han decidido no construir nuevos reactores o tienen la intención de abandonar la energía nuclear, todavía dependen de ella en mayor o menor medida (como sería el caso de Holanda, Bélgica o España). Por otro lado, existen países, tales como Finlandia, Rusia o China, que apoyan el uso de este tipo de energía y que actualmente están construyendo nuevas centrales nucleares.

En cualquiera de los casos, independientemente de que se decida construir nuevas centrales nucleares o no, o de la opción de ciclo escogida por cada país, es una realidad que la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad supone en la actualidad un verdadero reto para todos los países con generación nuclear, reto en el que resulta necesario concentrar grandes esfuerzos para su resolución, tanto desde el punto de vista tecnológico, financiero, como de participación de la sociedad.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Ley 25/1964, de 29 de abril, sobre energía nuclear. BOE-A-1964-7544. Recuperado de: <https://www.boe.es/buscar/pdf/1964/BOE-A-1964-7544-consolidado.pdf>
- [2] International Atomic Energy Agency (IAEA). 2017. Energy, electricity and nuclear power estimates for the period up to 2050. Recuperado de: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/17-28911_RDS-1%202017_web.pdf
- [3] Página web Foronuclear. Recuperado de: <https://www.foronuclear.org/es/energia-nuclear/energia-nuclear-en-espana>
- [4] Página web Ministerio para la transición ecológica. Gobierno de España. Recuperado de: <http://www.minetad.gob.es/energia/nuclear/Centrales/Espana/Paginas/CentralesEspana.aspx>
- [5] Página web Red Eléctrica de España. Recuperado de: <http://www.ree.es/es/estadisticas-del-sistema-electrico/3015/3003>
- [6] Página web Cátedra Enresa. Universidad de Córdoba. Recuperado de: <http://www.catedraenresauco.com/produccion-de-los-residuos-radiactivos/>
- [7] Página web Agencia EFE. Recuperado de: <https://www.efe.com/efe/espana/sociedad/espana-gestionara-188-000-metros-cubicos-de-desechos-nucleares-hasta-2024/10004-2921654#>
- [8] Torres, M. A. 2017. Diagnóstico de la gestión de residuos radioactivos de origen hospitalario en México. Universidad Autónoma del Estado de México.
- [9] Berjillos, A. Diseño mecánico del detector de partículas cargadas HYDE.
- [10] Ilustre Colegio Oficial de Físicos. 2000. Origen y gestión de residuos radiactivos.
- [11] Consejo de Seguridad Nuclear. 2010. Radiación y protección radiológica (Guía didáctica para centros de enseñanza secundaria). Gobierno de España.
- [12] <http://profesores.fi-b.unam.mx/jlfl/Fundamentos/Conceptos%20B%E1sicos%20de%20la%20Energ%EDa%20Nuclear.pdf>
- [13] <https://energia-nuclear.net/definiciones/isotopo.html>
- [14] http://recursostic.educacion.es/newton/version/n3/materiales_didacticos/estabilidadnuclear/estabilidadnuclear.html
- [15] http://www7.uc.cl/sw_educ/qda1106/CAP4/4B/index.htm

- [16] Acevedo, R. Núcleo atómico. Recuperado de: <http://www.inglomayor.cl/2/pierre/pdf/40.pdf>
- [17] <http://cbrn.es/?tag=estabilidad-nuclear>
- [18] http://files.conocimientos3.webnode.es/200000026-abce5adbff/3.Interaccion_nuclear.pdf
- [19] <https://cuentos-cuanticos.com/2011/11/03/destrozando-nucleos-la-fision/>
- [20] <https://www.tesisred.net/bitstream/handle/10803/6600/01cap1.pdf>
- [21] Leguey, S. Mineralogía aplicada. Capítulo 15: Almacenamiento y gestión de residuos radiactivos (pp. 287-312).
- [22] Apuntes de la asignatura “Gestión y tratamientos de residuos”. Grado en Ingeniería Química. Universidad de Sevilla
- [23] Ortega, X y Jorba, J. 1994. Las radiaciones ionizantes: Su utilización y riesgos.
- [24] Consejo de Seguridad Nuclear. 2012. Tema 1: Introducción a las radiaciones ionizantes. Naturaleza y tipos de radiación Interacción de la radiación con la materia. Recuperado de: http://csn.ciemat.es/MDCSN/recursos/ficheros_md/1838994721_1672013134047.pdf
- [25] http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosnucleaireS/contenu/alternative/alter_etape1_4.html
- [26] Ferrer, A. 2006. Física nuclear y de partículas.
- [27] <http://www.atomicarchive.com/Fission/Fission1.shtml>
- [28] Glasstone, S. y Sesonske, A. 1990. Ingeniería de reactores nucleares.
- [29] <https://energia-nuclear.net/que-es-la-energia-nuclear/fision-nuclear>
- [30] Consejo de Seguridad Nuclear. Monografía: La energía nuclear. Recuperado de: <https://www.csn.es/documents/10182/927506/La+energ%C3%ADa+nuclear+%28Monograf%C3%ADa%29>
- [31] García, E . 2014. Gestión del combustible gastado de las centrales nucleares. Universidad de Murcia. CONAMA 2014. Congreso Nacional del Medio ambiente.
- [32] <https://energia-nuclear.net/definiciones/moderador.html>
- [33] Blanco, P. 2008. Análisis del mix óptimo futuro de tecnologías de producción de energía eléctrica en el sistema español. Universidad Pontificia Comillas. Madrid.
- [34] <https://energia-nuclear.net/que-es-la-energia-nuclear/fusion-nuclear/reactor-iter.html>
- [35] <http://msiainforma.org/es/reactores-nucleares-de-agua-ligera-cumplen-60-anos-de-generacion-electrica/>

- [36] Ulloa, L. 2012. Reactores modulares pequeños. Sociedad Nuclear Española. Recuperado de:
https://www.sne.es/images/stories/recursos/publicaciones/notas/NT_0112_Reactores_Modulares_Peque%C3%B1os_Small_Modular_Reactors.pdf
- [37] <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbasees/NucEne/reactor.html#c3>
- [38] <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbasees/NucEne/reactor.html#c1>
- [39] <https://catedras.facet.unt.edu.ar/centraleselectricas/wp-content/uploads/sites/19/2014/10/Apuntes-de-CENTRALES-NUCLEARES-2.pdf>
- [40] Pioro, I. y Kirillov, P. 2016. Current status of electricity generation at nuclear power plants.
- [41] Foronuclear. 2008. Introducción a los reactores nucleares.
- [42] https://en.wikipedia.org/wiki/Advanced_Gas-cooled_Reactor
- [43] Locatelli, G., Mancini, M. y Todeschini, N. 2013. Generation IV nuclear reactors: Current status and future prospects.
- [44] Página web Foronuclear. Recuperado de: <https://www.foronuclear.org/es/el-experto-te-cuenta/120354-icuales-son-los-nuevos-reactores-del-futuro>
- [45] <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbasees/NucEne/reactor.html#c5>
- [46] <https://www.csn.es/normativa-del-csn/normativa-ue>
- [47] <https://www.csn.es/normativa-del-csn/normativa-espanola>
- [48] <https://www.csn.es/residuos-radiactivos>
- [49] Consejo de Seguridad Nuclear. Informe Nacional sobre la aplicación de la Directiva 2011/70/Euratom para la gestión responsable y segura del combustible gastado y de los residuos radiactivos. 2015.
- [50] Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA). Clasificación de desechos radiactivos. Recuperado de:
https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P1419S_web.pdf
- [51] Publicaciones Vértice. 2007. Gestión medioambiental: Manipulación de residuos y productos químicos.
- [52] https://es.wikipedia.org/wiki/Periodo_de_semidesintegraci%C3%B3n
- [53] Consejo de Seguridad Nuclear. 2013. Tema 8: Gestión de residuos radiactivos y transporte de material radiactivo. Recuperado de:

http://csn.ciemat.es/MDCSN/recursos/ficheros_md/1452685351_672009124550.pdf

[54] Orozco, C., Pérez, A., González, M.N., Rodríguez, F.J. y Alfayate, J.M. 2002. Contaminación ambiental: Una visión desde la química. Editorial: Ediciones Paraninfo.

[55] Rueda, S. 2015. Gestión y tratamiento de residuos específicos: Residuos radiactivos/Módulo de contaminación de aguas. Máster en Ingeniería y Gestión medioambiental.

[56] Olivares, A. 2010. Consideraciones sobre los residuos radiactivos en el debate de la energía nuclear y su inclusión en el modelo energético de Chile. En: Revista Chilena de Derecho, vol. 37 N°3 (pp. 429-458).

[57] Recomendación de 15 de septiembre de 1999 sobre un sistema de clasificación de residuos radiactivos sólidos. 1999. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Recuperado de: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:51999SC1302&from=ES>

[58] http://www.nuclenor.org/aula/222_07/capitulo11.htm

[59] Sánchez, C. 2008. Origen y gestión de los residuos radiactivos en España (I/II). Recuperado de: https://www.icaei.es/contenidos/publicaciones/anales_get.php?id=1509

[60] Manso, R. 2004. Residuos radiactivos: Generación, tratamiento y gestión. En: Energías y medio ambiente (Jornadas Ambientales) (pp. 381-412).

[61] <https://grupo1radiobradiop.wordpress.com/2012/02/10/residuos-radiactivos-en-los-hospitales/>

[62] Pérez, E., Hidalgo, A.M., Gómez, M., Murcia, M.D. Inertización de residuos radiactivos. Universidad de Murcia. CONAMA 2014. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Recuperado de: <http://www.conama11.vsf.es/conama10/download/files/conama2014/CT%202014/1896711354.pdf>

[63] González, V. Los residuos radiactivos. Generación, tratamiento y gestión. En: Monografía V. Los residuos y sus riesgos para la salud. Monografías de la Real Academia Nacional de Farmacia.

[64] González, R. 2011. Presentación “El ciclo del combustible nuclear”. Colegio de Ingenieros Industriales de Cataluña.

[65] Página web Foronuclear. Recuperado de: <https://www.foronuclear.org/es/el-experto-te-cuenta/120445-etapas-para-la-obtencion-del-combustible-nuclear-a-partir-del-uranio>

[66] <https://www.hablandodeciencia.com/articulos/2012/10/02/centrales-nucleares-mineria-y-preparacion-del-uranio/>

- [67] Página web World Nuclear Association. Recuperado de: <http://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/uranium-resources/supply-of-uranium.aspx>
- [68] Página web Foronuclear. Recuperado de: <https://www.foronuclear.org/es/energia-nuclear/faqas-sobre-energia/capitulo-11/115521-152-ique-residuos-se-producen-en-la-mineria-del-uranio-asi-como-en-la-fabricacion-de-concentrados-y-de-combustible-nuclear>
- [69] <http://ocw.usal.es/ciencias-experimentales/gestion-de-residuos-radiactivos/contenidos/Combustibles.pdf>
- [70] Avato, A.M. 2016. Importancia de la recuperación de agua en la minería de Uranio. Maestría en Ingeniería de Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Cataluña.
- [71] <http://web.ead.anl.gov/uranium/guide/uf6/>
- [72] Fernández de la Garza, R., García, C.F., Trejo, S., Zazueta, T., Castañeda, M.A., Cruz, H.J. y Mercado, J.J. 2009. La nucleoelectricidad, una oportunidad para México. Recuperado de: <http://sociedadnuclear.org.mx/wp-content/uploads/2011/03/La-Nucleoelectricidad-Reporte-Final.pdf>
- [73] <http://www.inin.gob.mx/publicaciones/documentospdf/51%20RADIATIVIDAD.pdf>
- [74] Gil, E. 2006. La energía nuclear. En: Hesperia Culturas del Mediterráneo. Año II, Vol. III, especial Irán (pp. 127-148).
- [75] https://es.wikipedia.org/wiki/Enriquecimiento_de_uranio#Grados
- [76] Agencia de Protección del medio ambiente de Estados Unidos. 1989. Environmental Impact Statement. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants (NESHAPS) for Radionuclides. Background information document. Volume 2.
- [77] <https://tecnicopreocupado.com/tag/energia-nuclear-2/>
- [78] Foronuclear. La gestión del combustible gastado de las centrales nucleares.
- [79] Verdaguer, A. 2012. Química del oxígeno en el eutéctico 44,5 % Plomo, 55,5 % Bismuto fundido. Aplicación a reactores ADS. Tesis doctoral. Universitat Ramon Llull. Recuperado de: https://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/83862/TESI_Part1%20Ariadna%20Verdaguer.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- [80] Moro, M. 2016. Tecnología Industrial I. Ediciones Paraninfo, S.A.
- [81] Página web World Nuclear Association. Recuperado de: http://www.world-nuclear.org/uploadedImages/org/info/Nuclear_Fuel_Cycle/Nuclear_Wastes/ActivitySpentFuel_IAEA.png?n=9818

- [82] International Panel on Fissile Materials. 2011. Managing spent fuel from nuclear power reactors. Experience and lessons from around the world. Editado por: Feiveson, H., Mian, Z., Ramana, M.V. y von Hippel, F. Recuperado de: <http://fissilematerials.org/library/rr10.pdf>
- [83] Junghans, A.R. Presentación “Transmutation of high-level radioactive waste. Basics, methods, perspectives”. Recuperado de: <http://slideplayer.com/slide/10414303>
- [84] Consejo de Seguridad Nuclear. 2008. Desmantelamiento y clausura de centrales nucleares. Recuperado de:
<https://www.csn.es/documents/10182/914805/Desmantelamiento%20y%20clausura%20de%20centrales%20nucleares>
- [85] <https://www.cronicaeconomica.com/desmantelamiento-y-clausura-de-una-central-nuclear-10791.htm>
- [86] Cervilla, P. 2018. La incertidumbre política amenaza las inversiones en las centrales nucleares. En: Periódico ABC. Recuperado de: http://www.abc.es/sociedad/abci-incertidumbre-politica-amenaza-inversiones-centrales-nucleares-201803092041_noticia.html
- [87] Página web Ministerio para la transición ecológica. Gobierno de España. Recuperado de: <http://www.minetad.gob.es/ENERGIA/NUCLEAR/RESIDUOS/GESTIONRESIDUOS/Paginas/desmantelamiento.aspx>
- [88] Noceda, M. A. 2017. Los partidos fuerzan por primera vez el cierre de una central nuclear. En: Periódico EL PAÍS. Recuperado de:
https://elpais.com/economia/2017/08/01/actualidad/1501582961_303371.html
- [89] Olcina, M. 2011. Los efectos de la radiactividad sobre la humana y los ecosistemas. En: Revista El Ecologista, N° 69. Recuperado de: <https://www.ecologistasenaccion.org/?p=7169>
- [90] Gamo, V. Módulo O: Conceptos básicos sobre protección radiológica. Consejo de Seguridad Nuclear. Recuperado de:
<https://www.csn.es/documents/10182/950714/Curso+General+de+Formaci%C3%B3n+de+Actuantes+en+Emergencias+Nucleares.+TEMA+00.+Conceptos+b%C3%A1sicos+sobre+protecci%C3%B3n+radiol%C3%B3gica>
- [91] http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia/volumen2/ciencia3/094/htm/sec_10.htm
- [92] Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA). El accidente de Fukushima Daiichi. Informe del Director General. Recuperado de: <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/SupplementaryMaterials/P1710/Languages/Spanish.pdf>

[93] La radiación de Fukushima ya causa mutaciones en mariposas. 2012. En: Periódico EL PAÍS. Recuperado de:

https://elpais.com/sociedad/2012/08/14/actualidad/1344944520_986936.html

[94] <https://espaciociencia.com/efectos-contaminacion-radiactiva/>

[95] Ministerio de Minas y Energía, República de Colombia. Política para la gestión de los desechos radiactivos en Colombia. Centro Administrativo Nacional Recuperado de:

<https://www.minminas.gov.co/documents/10180/412924/AN-PoliticaParaGestiondeDesechosRadiactivos.pdf/dc7dba5d-5535-4e9d-8e7c-48aad834553>

[96] Consejo de Seguridad Nuclear. 2001. Guía de seguridad 9.2. Gestión de materiales residuales sólidos con contenido radiactivo generados en instalaciones radiactivos.

[97] López, R., Oliveros, G., Rubio, R. y Suarez, J.A. Gestión de residuos radiactivos. Sociedad Nuclear Española. Recuperado de:

https://www.sne.es/images/stories/recursos/enuclear/pyr/CBCTN/cbctn_cap6.pdf

[98] Foronuclear. 2009. La gestión de los residuos radiactivos en España

[99] <https://acelerandolaciencia.wordpress.com/2015/03/30/de-la-energia-nuclear-de-fision-y-6-combustible-gastado-y-su-almacenamiento/>

[100] Foronuclear. 2017. Resultados nucleares de 2017 y perspectivas de futuro.

[101] De la Fuente, M.E. 2004. Manual de Tecnología nuclear para periodistas. Foronuclear. Fundación General Universidad de Salamanca.

[102] Ensa carga con éxito dos contenedores DPT fabricados para la central nuclear de Trillo. 2016. En: Periódico 20 minutos. Recuperado de:

<https://www.20minutos.es/noticia/2897669/0/ensa-carga-con-exito-dos-contenedores-dpt-fabricados-para-central-nuclear-trillo/>

[103] Asociación Española de la Industria Eléctrica (UNESA). 2006. Mesa diálogo sobre la evolución de la energía nuclear en España. Área temática: “Estrategia para la gestión de residuos de alta actividad”.

[104] Página web Consejo de Seguridad Nuclear. Recuperado de: <https://www.csn.es/almacenamiento-temporal-centralizado>

[105] Vélez, A.M. 2018. Francia eleva a 74603,14 € diarios la multa que cobra a España por guardar residuos nucleares. En: Periódico digital ELDIARIO.ES. Recuperado de:

https://www.eldiario.es/economia/Francia-penalizacion-Espana-residuos-nucleares_0_791971765.html

- [106] Comisión interministerial Emplazamiento ATC. Plataforma logística del ATC. Recuperado de: http://www.emplazamientoatc.es/Antecedentes/Plataforma_LogisticaATC.pdf
- [107] El Gobierno paraliza la construcción del almacén para residuos nucleares (ATC) de Villar de Cañas. 2018. En: Periódico digital ELDIARIO.ES. Recuperado de: https://www.eldiario.es/economia/Gobierno-Almacen-Residuos-Nucleares-ATC_0_794070660.html
- [108] Fernández, R. 2009. Nota Técnica: Barreras de ingeniería para el aislamiento de residuos radiactivos. En: Materiales de Construcción. Vol. 61, N° 303 (pp.485-492).
- [109] Astudillo, J. 2001. El almacenamiento geológico profundo de los residuos radiactivos de alta actividad. Principios básicos y tecnología.
- [110] Safi, I. 2017. Radiation effects on KBS-3 barriers. KTH Royal Institute of Technology. School of chemical science and engineering. Recuperado de: <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:1174171/FULLTEXT01.pdf>
- [111] Dies, J., Puig, F., Sevilla, M., De Pablo, J., Pueyo, J.J., Miralles, L. y Martínez-Esparza, A. 2006. Contribución a la selección y evaluación del comportamiento del material de relleno interno del contenedor de residuos de alta actividad: Informe final, Fase 1.
- [112] Svensson, D., Eng, A. y Sellin, P. 2007. Alternative buffer material experiment. En: Clays in natural and engineered barriers for radioactive waste confinement (pp. 223-224). Recuperado de: http://www.andra.fr/mini-sites/lille2007/abstract_lille2007/donnees/pdf/223_224_P_GSI_8.pdf
- [113] Fundación para estudios sobre la energía. 2007. Gestión de residuos radiactivos: Situación, análisis y perspectiva.
- [114] European Physical Society (EPS). 2007. Energy for the future, the nuclear option. A position paper of the EPS. Recuperado de: <http://archive.iupap.org/epspositionpaper.pdf>
- [115] González-Romero, E.M. 2012. Reactores de generación IV: Camino a la sostenibilidad a largo plazo de la energía nuclear. Publicaciones DYNA SL. Recuperado de: <http://dyna-energia.com/Documentos/pdfsES%5C1008%5C6895DYNAINDEX.pdf>
- [116] Ruiz, M.C. El ciclo del combustible nuclear: Opciones y estrategias. Instituto de estudios de la energía. Recuperado de: <https://vdocuments.es/el-ciclo-de-combustible-nuclear.html>
- [117] Página web Foro nuclear. Recuperado de: <https://www.foronuclear.org/es/el-experto-te-cuenta/120446-alternativas-de-futuro-para-el-combustible-nuclear>

- [118] Pam, L., Boer, J., Bannink, D. El mito del MOX, los peligros y riesgos del uso de MOX (Mixed Oxide Fuel). Recuperado de: https://www.crisisenergetica.org/staticpages/pdf-rtf/El_Mito_del_MOX_completo.pdf
- [119] Lozano, M. 2009. Nucleares, ¿por qué no?: Cómo afrontar el future de la energía.
- [120] Baehr, W. 1989. Procesos industriales de vitrificación para soluciones de desechos líquidos de actividad alta. Boletín del IAEA. Recuperado de:
https://www.iaea.org/sites/default/files/31404684346_es.pdf
- [121] De Pahissa, M. H. 2009. Una mirada a la separación y transmutación aplicada a la gestion del combustible gastado. Instituto de Energía y Desarrollo Sustentable. Comisión Nacional de Energía Atómica.
- [122] Herranz, L. E. y Moratilla, B. Y. 2013. La gestion del combustible nuclear usado: Retos y perspectivas. En: Revista DYNA Energía y sostenibilidad. Recuperado de: <https://www.dyna-energia.com/noticias-ES/la-gestion-del-combustible-nuclear-usado-retos-y-perspectivas>
- [123] Abderrahim, H. A. 2015. Contribution of the European Commission to a European strategy for HLW management through partitioning & transmutation. Presentation of MYRRHA and its role in the European P&T strategy.
- [124] De Pahissa, M. H. 2007. Gestión final del combustible gastado y residuos de alta actividad: Situación y tendencias en el mundo. En: Revista de la Comisión Nacional de Energía Atómica (pp. 11-22). Recuperado de: <http://studylib.es/doc/7677014/gesti%C3%B3n-final-del-combustible-gastado-y-residuos-de-la>
- [125] ENRESA. 2001. IV Jornadas de investigación y desarrollo tecnológico en gestión de residuos radiactivos. Volumen I. Publicación técnica. Recuperado de: <https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/Public/33/020/33020638.pdf>
- [126] Kessler, G. 2012. Sustainable and safe nuclear fission energy. Technology and safety of fast and termal nuclear reactors.
- [127] Joly, P. y Boo, E. 2015. ROADMAP. Actinide separation processes 2015. Recuperado de: <http://www.sacsess.eu/Docs/SACSESS.PDF>
- [128] http://www.quimica.es/enciclopedia/Reprocesamiento_nuclear.html
- [129] Gavela, R. Nuevas tecnologías para la gestión de residuos radiactivos. Recuperado de: <https://www.analesranf.com/index.php/mono/article/viewFile/417/439>

- [130] Paviet-Hartmann, P., Benedict, B. y Lineberry, M.J. 2009. Nuclear Fuel Reprocessing. En: Nuclear Engineering Handbook (pp. 315-366).
- [131] Law, J. D. 2018. Aqueous reprocessing of used nuclear fuel. En: Nuclear fuel reprocessing and waste management (pp. 1-26).
- [132] Todd, T.A., Law, J.D. y Herbst, R.S. 2001. Separation of radionuclides from aqueous mixed waste solutions using liquid-liquid extraction processes. En: Hazardous and radioactive waste treatment technologies handbook.
- [133] Chen, J., Wang, S., Xu, C., Wang, X. y Feng, X. 2012. Separation of Americium from lanthanides by purified Cyanex 301 countercurrent extraction in miniature centrifugal contactors. Recuperado de:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876619612001039>
- [134] Nash, K. L. 2014. The chemistry of TALSPEAK: A review of the Science.
- [135] Morita, Y., Fujiwara, T. y Kubota, M. 1997. Actinide partitioning by DIDPA extraction. En: Recent progress in Actinides separation chemistry (pp. 45-52).
- [136] Law, J.D., Herbst, R.S. y Todd, T.A. 2000. Development and demonstration of the universal solvent extraction process for the simultaneous separation of Cesium, Strontium and the Actinides from actual highly radioactive waste.
- [137] Bollesteros, M.J., Calor, J.N., Costenoble, S., Montuir, M., Pacary, V., Sorel, C., Burdet, F., Espinoux, D., Hérès, X. y Eysseric, C. 2012. Implementation of Americium separation from a PUREX raffinate. ATALANTE 2012, Internacional Conference on Nuclear Chemistry for sustainable fuel cycles.
- [138] Cano, D. 2008. La transmutación de los residuos radioactivos. Recuperado de:
<https://www.i-cpan.es/doc/Empirika/45-50-transmutacion-residuos-radioactivos.pdf>
- [139] You, G.S., Ghoung, W.M., Ku, J.H., Cho, I.J., Kook, D.H., Kwon, K.C., Lee, E.P. y Lee, W.K. 2009. Design and construction of an advanced spent fuel conditioning process facility (ACPF). Korea Atomic Energy Research Institute.
- [140] Zabaluev, Y.V. Gestión de los radionucleidos procedentes de efluentes gaseosos, de plantas de reelaboración. Recuperado de:
https://www.iaea.org/sites/default/files/21105642331_es.pdf
- [141] Hur, J.M., Seo, C.S., Hong, S.S., Kang, D.S. y Park, S.W. Electrochemical reduction of Uranium oxides in Li₂O-LiCl molten salt. Korea Atomic Energy Research Institute. Recuperado de: <https://www.oecd-nea.org/pt/docs/iem/jeju02/session2/SessionII-07.pdf>

- [142] Martín-Fuertes, F. 2009. Reactores de fisión del futuro. Comisión técnica Sociedad Nuclear Española. Recuperado de:
https://www.sne.es/imagenes/stories/recursos/publicaciones/notas/NT-01-09_reactores_fision_futuro.pdf
- [143] <http://www.jovenesnucleares.org/blog/articulos/gen-iv/>
- [144] The European technical working group on ADS. 2001. A European roadmap for developing Accelerator Driven Systems (ADS) for nuclear waste incineration. Recuperado de:
<https://www.oecd-nea.org/pt/docs/ADS%20ROADMAP.pdf>
- [145] Página web del Centro belga de investigación nuclear SCK•CEN. Recuperado de:
http://sckcen.be/en/News/20180907_MYRRHA
- [146] Científicos quieren enviar al espacio el combustible nuclear de las naves. 2009. En: Periódico ABC. Recuperado de: <https://www.abc.es/20091116/ciencia-tecnologia-espacio-ingenieria-espacial/cientificos-rusos-quieren-enviar-200911161742.html>
- [147] Castejón, F. El irresoluble problema de los residuos nucleares. Recuperado de:
<https://www.mincotur.gob.es/energia/nuclear/mesa-dialogo/Estrategia/F.%20Documentos%20de%20apoyo/TextoPonenciaEcologistasenAccion.pdf>
- [148] Li, B., Dong, X., Wang, H., Ma, D., Tan, K., Jensen, S., Deibert, B.J., Butler, J., Cure, J., Shi, Z., Thonhauser, T., Chabal, Y.J., Han, Y. y Li, J. 2017. Capture of organic iodides from nuclear waste by metal-organic framework-based molecular traps.
- [149] Página web Index mundi. Recuperado de: <https://www.indexmundi.com/es/precios-de-mercado/?mercancia=uranio&meses=180&moneda=eur>
- [150] MIT Nuclear fuel cycle study advisory Committee. 2011. The future of the Nuclear fuel cycle, an interdisciplinary MIT study. Recuperado de: <https://energy.mit.edu/wp-content/uploads/2011/04/MITEI-The-Future-of-the-Nuclear-Fuel-Cycle.pdf>
- [151] EPRI. 2010. Parametric study of Front-End Nuclear fuel cycle costs using reprocessed Uranium. Recuperado de:
<https://cybercemetery.unt.edu/archive/brc/20120621082115/http://brc.gov/sites/default/files/documents/1020659.pdf>
- [152] De Roo, G. 2007. Economics of Nuclear fuel cycles: Option valuation and neutronics simulation of mixed oxide fuels. Recuperado de:
<https://pdfs.semanticscholar.org/8e1b/91d09514c1dab4703704b1ae03010bed9a28.pdf>
- [153] Página web dineroeneltiempo. Recuperado de: www.dineroeneltiempo.com

- [154] Página web Finanzas. Recuperado de: <http://www.finanzas.com/divisas/usd-eur/>
- [155] Organisation for Economic Co-operation and development (OECD). 1994. The economics of the Nuclear fuel cycle. Recuperado de: <https://www.oecd-nea.org/ndd/reports/efc/EFC-complete.pdf>
- [156] Organisation for Economic Co-operation and development (OECD). 2006. Advanced Nuclear fuel cycles and radioactive waste management. Recuperado de: <https://www.oecd-nea.org/ndd/pubs/2006/5990-advanced-nfc-rwm.pdf>
- [157] Moratilla, B.Y. y Echevarria-López, D. 2014. Economic análisis of the management of the Nuclear spent fuel in Spain. Hindawi Publishing Corporation.
- [158] Il Ko, W. y Gao, F. 2012. Economic analysis of different Nuclear fuel cycle options. Hindawi Publishing Corporation.
- [159] Rodríguez-Penalonga, L. y Moratilla, B. Y. 2017. A review of the Nuclear fuel cycle strategies and the spent nuclear fuel management technologies.
- [160] Merino, I., Álvarez-Velarde, F. y Martín-Fuertes, F. 2014. Analysis of advanced European nuclear fuel cycle scenarios including transmutation and economic estimates.
- [161] Seung, M. 2016. Presentación “Closing nuclear fuel cycle”. Universidad Younsan. Recuperado de:
https://www.gen-4.org/gif/upload/docs/application/pdf/2016-11/genivwebinar_msyang_2016-10-13_final.pdf
- [162] González, A., De la Torre, A. y López, J. 2017. Panorama energético y energía nuclear a octubre de 2017.
- [163] Instituto sindical de trabajo, ambiente y salud. 2012. La situación de las centrales nucleares en Europa, decisiones ante el envejecimiento del parque nuclear. Recuperado de:
<http://www.ccoo.es/2ff2687c0ca134212b9c0ffbb07491a3000001.pdf>
- [164] Vico, E. 2010. HABOG, el ATC holandés. En: Revista Estratos. Nº 93 (pp. 24-27).
- [165] Díaz, T. 2010. El ATC holandés, el modelo del almacén nuclear español. En: Periódico EL MUNDO. Recuperado de:
<https://www.elmundo.es/elmundo/2010/01/26/ciencia/1264521324.html>
- [166] Sevillano, E.G. 2014. Almacén nuclear y obra de arte. En: Periódico EL PAÍS. Recuperado de: https://elpais.com/politica/2014/12/13/actualidad/1418499140_076619.html
- [167] Sanhermelando, J. 2018. Bélgica se prepara ante el riesgo nuclear: Pastillas de yodo gratis para todos. En: Periódico EL ESPAÑOL. Recuperado de:

https://www.elespanol.com/mundo/europa/20180307/belgica-prepara-riesgo-nuclear-pastillas-yodo-gratis/289971951_0.html

[168] Rodríguez, A. 2010. Dessel, el ATC belga. EN: Revista Estratos. N° 93 (pp. 48-50).

[169] Roca, J.A. 2018. Finlandia adelanta el fin del carbón a 2029 y lo sustituirá con nuclear y renovables. En: El periódico de la energía. Recuperado de:

<https://elperiodicodelaenergia.com/finlandia-adelanta-el-fin-del-carbon-a-2029-y-lo-sustituira-con-nuclear-y-renovables/>

[170] Página web de la empresa POSIVA. Recuperado de: http://www.posiva.fi/en/final_disposal/onkalo/onkalo_excavation_situation#.W9sx85NKjIU

[171] Vidal, M. 2015. Japón vuelve a la energía nuclear tras el desastre de Fukushima. En: Periódico EL PAÍS. Recuperado de:

https://elpais.com/internacional/2015/08/09/actualidad/1439151010_681255.html

[172] Wang, J. 2009. High-level radioactive waste disposal in China: Update 2010. En: Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering.

[173] Página web ENRESA. Recuperado de: <http://www.enresa.es/esp/inicio/actividades-y-proyectos/atc>

[174] Enresa ya ha identificado ubicaciones para almacén nuclear geológico profundo. 2014. En: Periódico digital ELDIARIO.es. Recuperado de: https://www.eldiario.es/politica/Enresa-identificado-ubicaciones-geologico-profundo_0_222577902.html

[175] Página web CIEMAT. Recuperado de: <http://www.ciemat.es/portal.do?TR=C&IDR=56>

[176] Castañeda, M. 2018. El Gobierno plantea el cierre ordenado de las nucleares antes de 2030. Recuperado de: <https://www.energynews.es/cierre-ordenado-nucleares-2030/>

9. ANEXO A: VALORES DEL PARÁMETRO N

Tabla A.1. Valores de concentración de actividad (N) en actividad por unidad de masa [96]

Radionucleido	Concentración de actividad (Bq/g)	Radionucleido	Concentración de actividad (Bq/g)
H-3	1 E06	Sr-89	1 E03
C-14	1 E04	Y-90	1 E03
Na-22	1 E01	Mo-99	1 E02
Na-24	1 E01	Tc-99	1 E04
P-32	1 E03	Tc99m	1 E02
S-35	1 E05	In-111	1 E02
Cl-36	1 E04	I-123	1 E02
K-42	1 E02	I-125	1 E03
Ca-45	1 E04	I-131	1 E02
Ca-47	1 E01	Pm-147	1 E04
Cr-51	1 E03	Er-169	1 E04
Co-57	1 E02	Au-198	1 E02
Co-58	1 E01	Hg-197	1 E02
Fe-59	1 E01	Hg-203	1 E02
Ga-67	1 E02	Tl-201	1 E02
Se-75	1 E02	Ra-226	1 E01
Sr-85	1 E02	Th-232	1 E00

10. ANEXO B: MAPA DE LAS INVESTIGACIONES DE SEPARACIÓN Y TRANSMUTACIÓN (S&T)

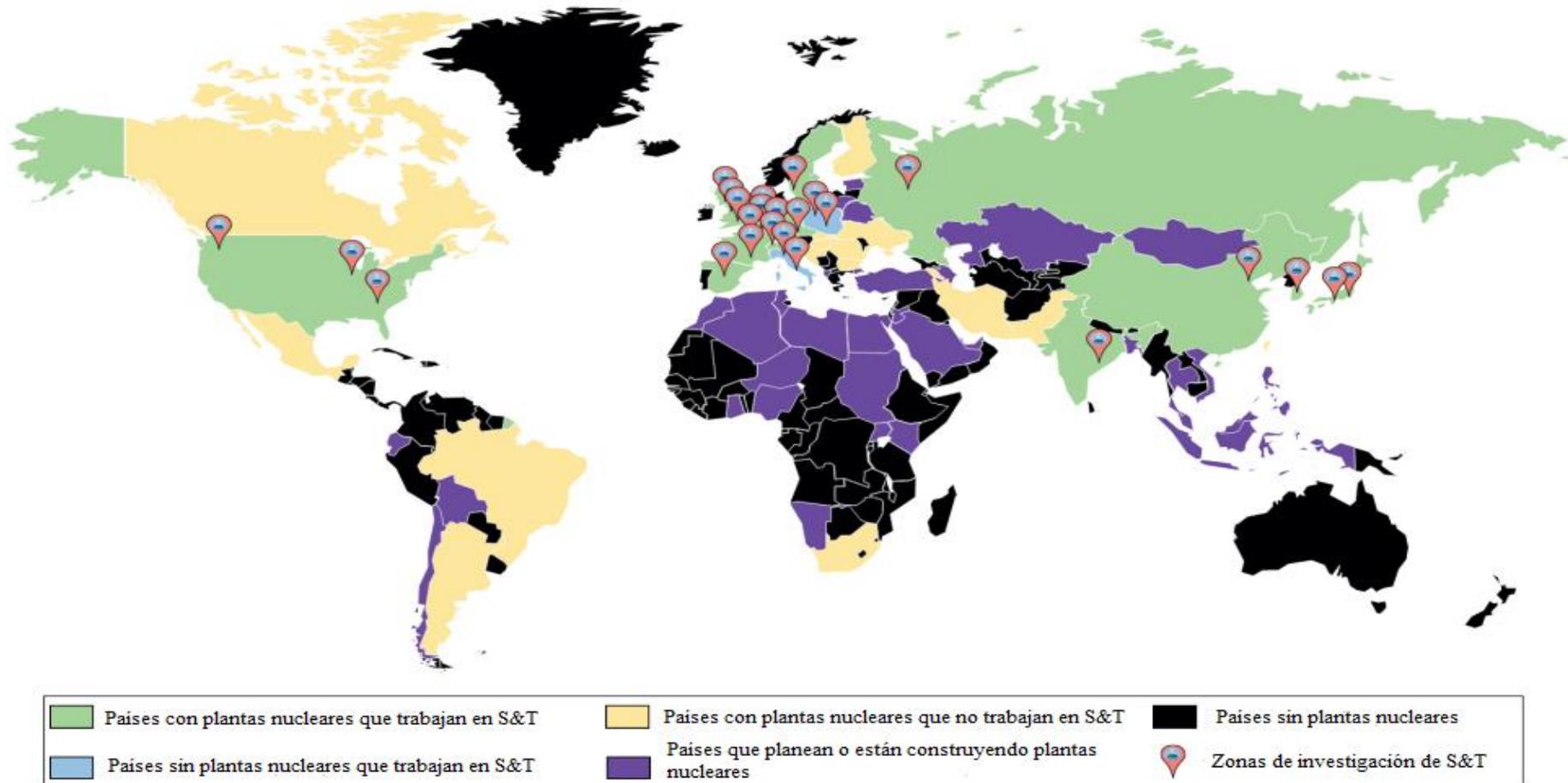


Figura B.1. Situación nuclear mundial en 2014 [127]