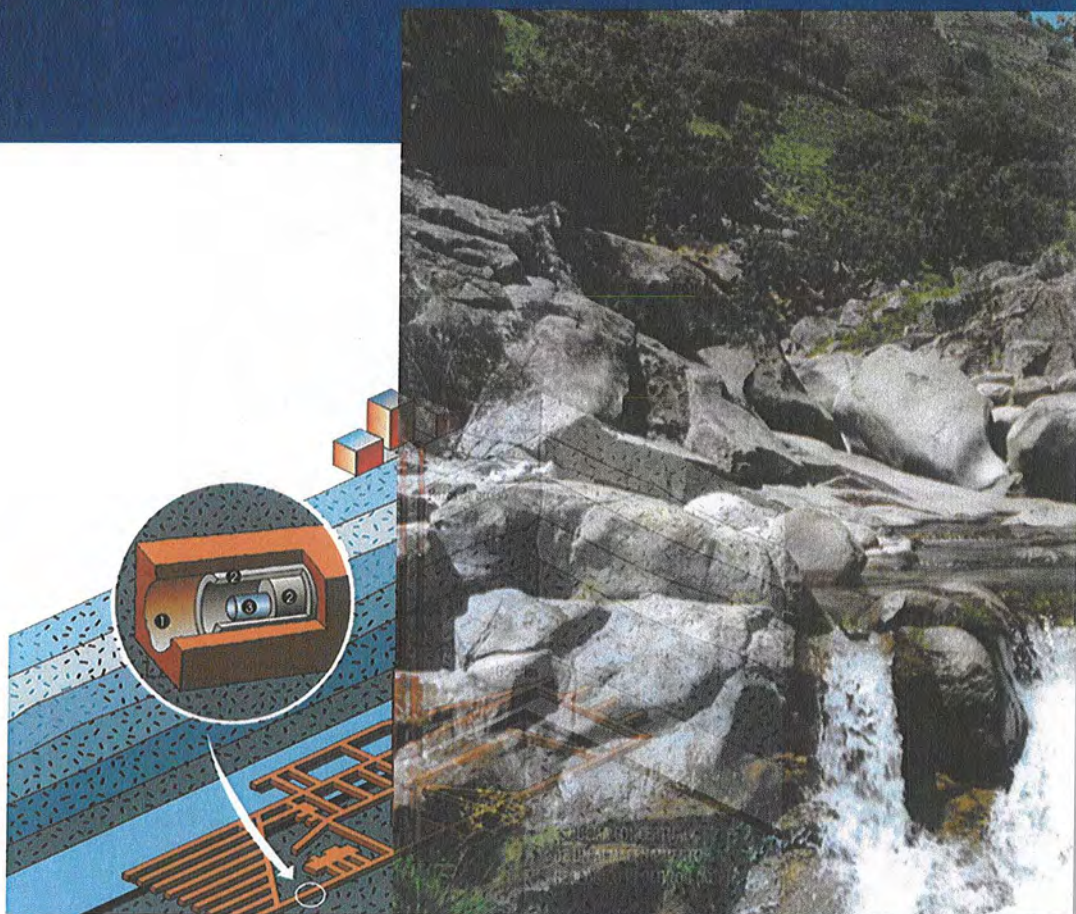


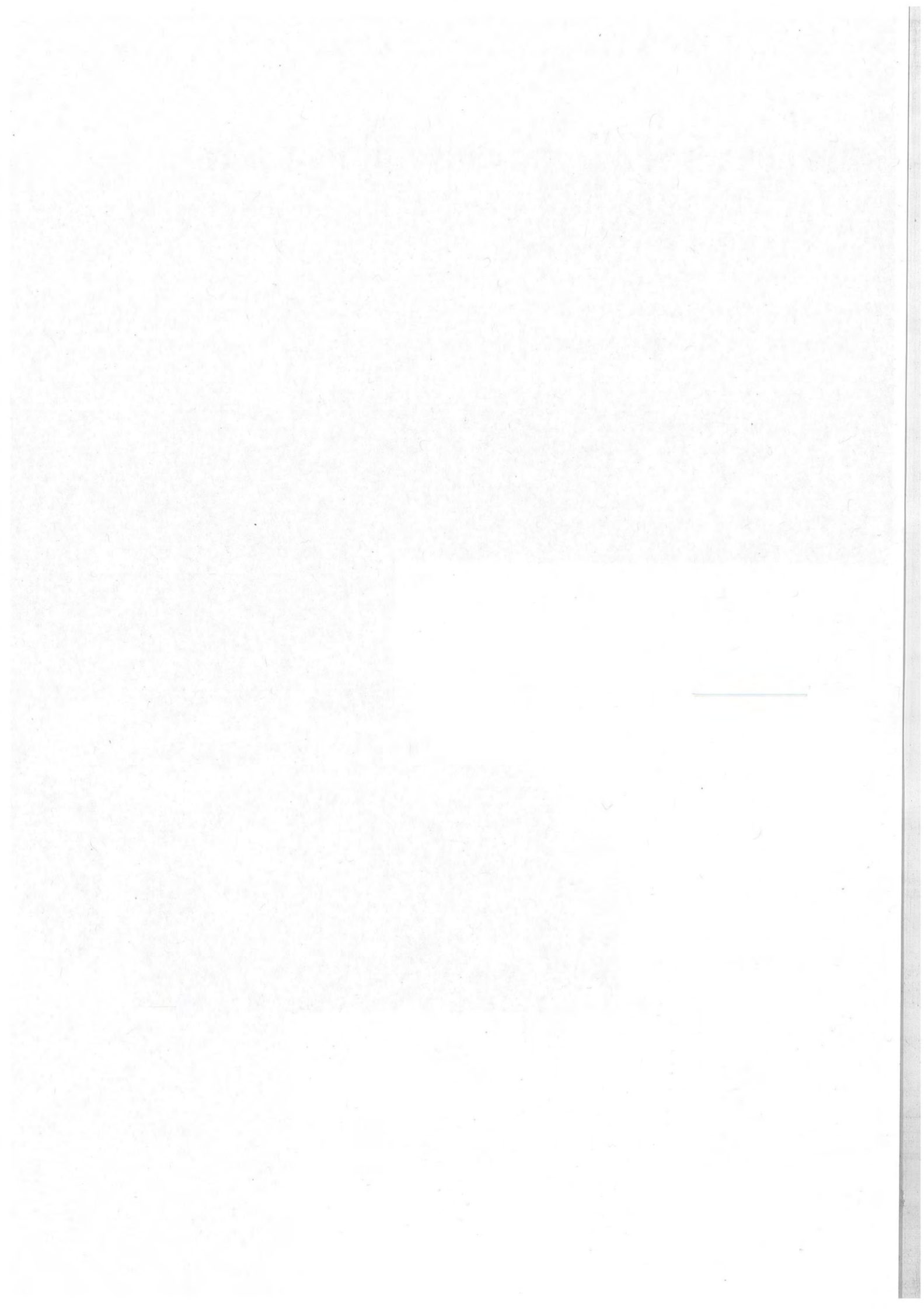
Almacenamiento geológico profundo de residuos de alta actividad en medios cristalinos

Estudio comparativo
de evaluaciones de seguridad

CSN



Colección
Informes Técnicos
10.2003



Almacenamiento geológico
profundo de residuos
de alta actividad en medios
cristalinos

Estudio comparativo de
evaluaciones de seguridad

Ampliación de la red de
profundo de la red de
de alta actividad en redes
constantes

Estudio comparativo de
estructuras de redes

Almacenamiento geológico profundo de residuos de alta actividad en medios cristalinos

Estudio comparativo de evaluaciones de seguridad

Autores: Eva Salas Sánchez
Consejo de Seguridad Nuclear (1997-1999)
Iberdrola Ingeniería y Consultoría (desde 2000)

M^a Carmen Ruiz López
Consejo de Seguridad Nuclear

Colección
Informes Técnicos
10.2003



Colección Informes Técnicos
Referencia INT-02.01

© Copyright 2003, Consejo de Seguridad Nuclear

Edita y distribuye:

Consejo de Seguridad Nuclear

C/ Justo Dorado, 11. 28040 Madrid. España

www.csn.es

peticiones@csn.es

Maquetación y diseño: Ediciones CINCA, S.A.

Impresión: Elece Industria Gráfica, S.L.

Depósito legal: M-46283-2003

El *Proyecto de Intercomparación de los Estudios de Seguridad (ES) de Sistemas de Almacenamiento Geológico Profundo (AGP) de residuos de alta actividad más significativos, realizados por agencias de residuos y organismos reguladores de otros países*, forma parte de las actividades iniciadas por el CSN en el Área de Residuos de Alta Actividad como apoyo al desarrollo de metodologías y herramientas propias para la evaluación de la seguridad de estos sistemas de AGP, contemplados en los sucesivos Planes Generales de Residuos Radiactivos como la solución más adecuada para la disposición final de los residuos de alta actividad.

El estudio, cuyo objetivo general es adquirir capacidad reguladora propia, que permita al CSN abordar los desarrollos metodológicos, estudios y evaluaciones que puedan ser solicitados en relación con el programa nacional del AGP, presenta los objetivos específicos de:

- adquirir una visión amplia y sólida del estado del arte de las evaluaciones de seguridad de los sistemas de AGP, y
- asimilar los aspectos claves de este tipo de evaluaciones, analizando los aspectos en común y las diferencias en el tratamiento de dichos aspectos.

El proyecto, se incluye en los planes de investigación del CSN¹ y se enmarca dentro de las actividades realizadas por este Organismo en relación con las funciones que le son atribuidas por la Ley 14/1999² y los objetivos estratégicos del CSN. En concreto:

- En el artículo 13 de la Ley 14/1999² se contempla «la realización de los estudios, informes y desarrollo de metodologías específicas que sean necesari-

¹ Plan Quinquenal de Investigación del CSN (1996-2000). Plan Quinquenal de Investigación del CSN (1997-2001).

² Ley 14/1999 de 4 de mayo, de Tasas y Precios Públicos por servicios prestados por el Consejo de Seguridad Nuclear.

rios para la evaluación de los planes proyectos, estudios y diseños conceptuales en relación con las actividades desarrolladas en cumplimiento de los planes generales de residuos radiactivos vigentes, tanto en lo que se refiere al almacenamiento transitorio como al definitivo de los residuos radiactivos de alta actividad³.

- En el Plan de Orientación Estratégica del CSN³ de 1995 actualizado en 1998, en su objetivo 4.3 relativo a la gestión del combustible irradiado (CI) y los Residuos de Alta Actividad (RAA), se establece la necesidad de realizar el seguimiento de las actividades desarrolladas en el ámbito internacional para valorar su potencial aplicación al caso español, y de participar en el desarrollo de metodologías de evaluación de la seguridad. Así mismo, se especifica que la realización de dichas actividades debe ser coherente con el calendario y objetivos que se establecen en los planes generales de residuos radiactivos.

El trabajo se ha desarrollado íntegramente en el Área de Residuos de Alta Actividad del CSN, contando

desde el año 2000, con el apoyo técnico de Iberdrola Ingeniería y Consultoría (IBERINCO).

El estudio se ha dividido en dos fases:

- Una primera fase, ya finalizada (1997-2001), en la que se analizan los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos.
- Una segunda fase, que comprende el estudio de los ejercicios de seguridad más significativos en otras formaciones geológicas, especialmente en arcilla.

En el presente documento se describen los aspectos más significativos analizados y los resultados del estudio comparativo de un total de 14 Estudios de Seguridad en medios cristalinos realizados por agencias y organismos reguladores entre 1983 y 2000, trabajo que constituye la primera fase del proyecto.

Las conclusiones reflejan la evolución y el grado de desarrollo actual de los aspectos claves de la evaluación de la seguridad, proporcionando una base de partida para las futuras actividades del CSN en este ámbito.

³ Plan de Orientación Estratégico del CSN, aprobado en 1995 y su primera revisión en 1998.

Sumario

Introducción	11
Objetivo y estructura de la publicación.....	15
La evaluación de la seguridad	19
Contexto de la evaluación de seguridad en los ejercicios analizados	27
Metodología de desarrollo de escenarios en los ejercicios analizados	79
Metodologías de modelización en los ejercicios analizados	115
Cálculo de consecuencias y análisis de resultados en los ejercicios analizados	201

Introducción	11
Cárgas y consumo de la población	17
La regulación de la seguridad	29
Contexto de la regulación de seguridad en los sistemas eléctricos	37
Desarrollo de sistemas de regulación en los sistemas eléctricos	39
La regulación de la producción en los sistemas eléctricos	115
El rol de los mercados y la regulación en los sistemas eléctricos	121

Los residuos radiactivos generados como consecuencia de la producción de energía eléctrica de origen nuclear y la aplicación de las radiaciones ionizantes a la medicina, la industria y la investigación se clasifican atendiendo a su periodo de desintegración y a su actividad específica, en residuos de vida corta y larga y en residuos de baja, media y alta actividad (www.csn.es).

Los residuos de alta actividad están básicamente constituidos por el combustible irradiado (CI), cuando se opta por el «ciclo abierto» para la parte final del ciclo del combustible, y por los residuos vitrificados procedentes del reproceso del CI, en el caso en el que la opción adoptada es el «ciclo cerrado»⁴. Estos residuos generan calor y contienen gran cantidad de isótopos de vida baja y media y concentraciones significativas de isótopos de vida larga, por lo que debe garantizarse su aislamiento del hombre y del medio ambiente durante miles de años.

La solución internacionalmente aceptada para aislar de manera segura el CI y los residuos de alta actividad, es su disposición en instalaciones de almacenamiento en formaciones geológicas en profundidad (AGP), como se refleja en las opiniones colectivas de NEA, OIEA y CE [25], [26]. Por ello, ésta es la opción adoptada por la mayoría de los países con programas nacionales de gestión de residuos más avanzados.

El concepto de AGP se basa en el uso de diferentes barreras de ingeniería y naturales, que a través de funciones distintas contribuyen a la seguridad global del sistema de almacenamiento (*sistema de barreras múltiples*). Como se ilustra en la figura 1, las principales barreras son:

- La *naturaleza o forma química del residuo*: Tanto la propia matriz de UO_2 de la pastilla cerámica de combustible, en el caso del CI, como la

⁴ Los conceptos de «ciclo abierto» y «ciclo cerrado» se aclaran en la definición de «ciclo del combustible» incluida en el glosario de definiciones de esta publicación.

forma solidificada (básicamente vitrificada) del RAA, presentan una gran estabilidad física y química, limitando la tasa de lixiviación de los radionucleidos presentes y, por consiguiente, su movilidad

- El *contenedor o cápsula* en el que se confinan los residuos, fabricados con materiales con adecuada resistencia mecánica y a la corrosión, que proporciona el aislamiento del residuo durante un periodo inicial variable dependiente del tipo de material.
- Los *materiales de relleno y sellado* (buffer) del sistema de almacenamiento, que en su papel de interfase entre el bulto de residuo y el medio geológico, retardan o impiden el acceso de las aguas subterráneas a los bultos de residuo, proporcionan un ambiente químico adecuado, acomodan las posibles tensiones mecánicas que pueden ejercerse sobre el bulto y retienen y retardan el transporte de los radionucleidos
- La *barrera geológica*, asegura la protección de los residuos frente a la intrusión humana, confie-

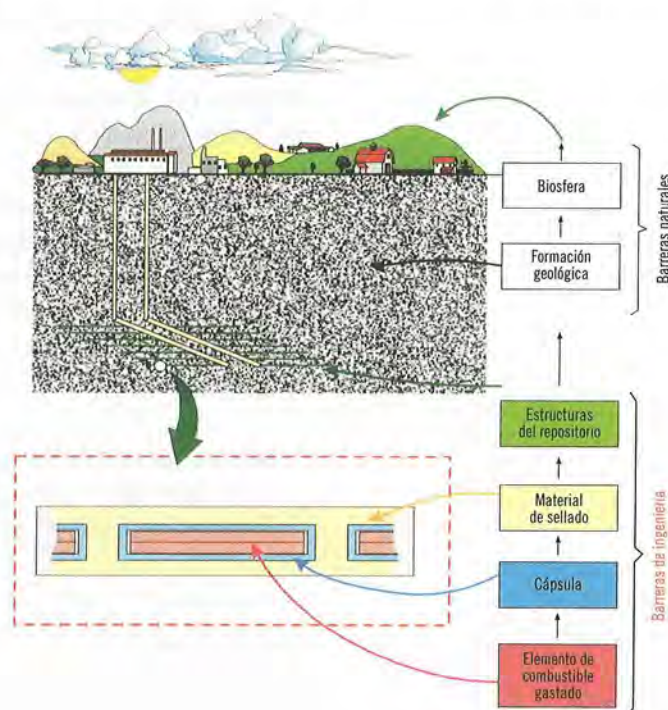
re estabilidad mecánica al sistema de almacenamiento, regula la cantidad y características del agua que puede alcanzar al resto de las barreras y retarda la migración de los radionucleidos desde el repositorio hasta la biosfera. Para ello, la formación geológica adecuada debe presentar estabilidad química y mecánica y gran capacidad de retención.

Los medios geológicos que están siendo considerados para el almacenamiento en los diferentes países son formaciones salinas (tanto domos salinos como formaciones estratificadas), medios arcillosos y formaciones cristalinas.

Para abordar el estudio del sistema de almacenamiento y facilitar su modelización, se acostumbra a establecer una primera división del sistema de almacenamiento en tres subsistemas o compartimentos:

- *Campo cercano*, que suele comprender el residuo, el contenedor, los materiales de relleno y sellado y la zona de roca significativamente alterada por el almacenamiento

Figura 1. Esquema del concepto de sistema de barreras múltiples para el AGP (Fuente: Enresa año 2000)



- *Campo lejano*, constituido por el resto de medio geológico.
- *Biosfera*, que es el medio vivo (principalmente las personas), que constituyen el receptor final de los radionucleidos que pueden liberarse desde el almacenamiento, sobre el que se analiza el impacto del sistema de almacenamiento.

El desarrollo de un sistema de AGP consiste en un proceso iterativo que comprende diversas etapas (selección del concepto de almacenamiento, selección de emplazamiento, construcción, operación y clausura de la instalación). La larga duración del proceso de realización del almacenamiento, que comprende varias décadas, así como la novedad y complejidad de las tareas asociadas, requiere una aproximación flexible, que permita asimilar la nueva información y la experiencia adquirida en el desarrollo de las anteriores etapas del proceso y los posibles cambios en el marco de referencia en el que se desarrolla el programa. [27]

El paso de una etapa del programa para el desarrollo del AGP, a la siguiente, lleva normalmente asociada la toma de decisiones por parte del organismo regulador y de los diferentes agentes políticos y sociales implicados. La realización de evaluaciones o estudios de seguridad (ES) constituye la herramienta fundamental que sirve de base a dichas decisiones.

Los organismos reguladores han abordado, a distintos niveles, su tarea de adquisición de la capacidad de evaluación necesaria para llevar a cabo su papel en el proceso de desarrollo del sistema de almacenamiento. Estos grados de implicación comprenden, la revisión independiente de los estudios de seguridad remitidos por la agencia de residuos en el marco del programa para el licenciamiento del AGP, la participación activa en todo el proceso, la revisión de las bases del programa de investigación asociado al desarrollo del AGP, hasta llegar incluso a realizar sus propias evaluaciones de la seguridad, como es el caso de Estados Unidos y Suecia. [36].

La realización de ES es, por tanto, una tarea clave en los programas nacionales de gestión de residuos, tanto por parte de las agencias de residuos, como de los organismos reguladores. En los últimos años se han desarrollado numerosas evaluaciones del comportamiento y de la seguridad de sistemas de AGP en distintos países con diferentes objetivos y alcance, de acuerdo con el estado de desarrollo de los respectivos programas de licenciamiento del AGP en cada país.

Estos ejercicios de evaluación del comportamiento y de la seguridad han suministrado una experiencia valiosa. Por este motivo, su análisis comparativo constituye una fuente importante y básica para cualquier desarrollo posterior en el proceso iterativo de evaluación de la seguridad del AGP. Este hecho ha sido reconocido por la NEA, que en 1995 inició un estudio de los ejercicios de evaluación realizados hasta la fecha como base para orientar los futuros desarrollos del grupo PAAG en el ámbito de la evaluación de la seguridad.

En esta línea el Área de Residuos de Alta Actividad (ARAA) del CSN comenzó en 1997 la realización de un proyecto propio de comparación de los ejercicios de seguridad realizados hasta la fecha, con el objetivo fundamental de adquirir capacidad técnica que le permita abordar desarrollos futuros en relación con el programa nacional del AGP.

El objeto de esta publicación es la primera fase del proyecto del CSN referido, en el que se analizaron un total de 14 ejercicios de evaluación de la seguridad de sistemas de AGP de RAA en medios cristalinos realizados en 8 países (*AECL-94* de Canadá; *TVO-92*, *TILA-96* y *TILA-99* de Finlandia; *H12* de Japón; *KBS-3*, *Project-90*, *SKB-91*, *SITE-94* y *SR 97* de Suecia; *Gewähr* y *Kristallin-1* de Suiza; el ejercicio de *Enresa* en granito de España, y la parte correspondiente al almacenamiento en granito del proyecto *SPA* de la Unión Europea, en el que han participado organismos de Alemania, Finlandia, Francia y España).

La realización de los planes por tanto, una tarea clave en los programas nacionales de gestión de residuos, tanto en los países de la zona de desarrollo como en los países de la zona de desarrollo. En los últimos años se han desarrollado programas nacionales de gestión de residuos (por ejemplo, en la República de Argentina, el 25% de la producción de residuos sólidos se recicla y se reutiliza en la industria, el comercio y el sector público, con el objeto de reducir el volumen de los residuos sólidos y el consumo de energía en el sector público).

En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos es una tarea importante y debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. Por tanto, en los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos es una tarea importante y debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. Por tanto, en los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos es una tarea importante y debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. Por tanto, en los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

El programa nacional de gestión de residuos sólidos debe ser considerado en el plan nacional de desarrollo.

El programa nacional de gestión de residuos sólidos debe ser considerado en el plan nacional de desarrollo. Por tanto, en los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

El programa nacional de gestión de residuos sólidos debe ser considerado en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

El programa nacional de gestión de residuos sólidos debe ser considerado en el plan nacional de desarrollo. Por tanto, en los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

El programa nacional de gestión de residuos sólidos debe ser considerado en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo. En los países de la zona de desarrollo, la gestión de residuos sólidos debe ser considerada en el plan nacional de desarrollo.

OBJETIVO Y ESTRUCTURA DE LA PUBLICACIÓN

1

El presente documento tiene por objeto presentar el estudio comparativo de catorce ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos, realizados entre los años 1983 y 2000: *AECL-94* (AECL, 1994) de Canadá; *TVO-92* (TVO, 1992), *TILA-96* (POSIVA, 1996) y *TILA-99* (POSIVA, 1999) de Finlandia; *H12* (JNC, 2000) de Japón; *KBS-3* (KBS, 1983), *Project-90* (SKI, 1990), *SKB-91* (KBS, 1992), *SITE-94* (SKI, 1996) y *SR 97* (SKB, 1998) de Suecia; *Gewähr* (NAGRA, 1985) y *Kristallin-1* (NAGRA, 1994) de Suiza; el ejercicio de *Enresa en granito* (Enresa, 1997) de España, y la parte correspondiente al almacenamiento en granito del proyecto *SPA* (CE, 1999) de la Unión Europea, en el que han participado GRS (Alemania), VTT (Finlandia), IPSN (Francia) y Enresa (España), cuyos títulos completos se recogen en la tabla 1.

El documento comprende seis capítulos además de éste y de la introducción.

En el tercer capítulo se describe la metodología y los componentes fundamentales de la evaluación de la seguridad, establecidos por la NEA en diferentes publicaciones ([25],[28],[98]) que determinan la estructura del estudio comparativo objeto de este documento.

Atendiendo a los componentes generales de la evaluación de la seguridad descritos en el capítulo 3, los capítulos cuarto, quinto, sexto y séptimo, tratan la

consideración de dichos componentes fundamentales de la evaluación de seguridad en los ejercicios analizados, según se indica a continuación:

- El capítulo cuarto, se ocupa del contexto de la evaluación de la seguridad en cada uno de los países cuyos ejercicios se han incluido en el estudio comparativo.
- El capítulo quinto trata las metodologías de desarrollo de escenarios
- El capítulo sexto se ocupa de las metodologías y herramientas de modelización
- En el capítulo séptimo se revisa el cálculo de consecuencias y el análisis de los resultados

Cada uno de estos capítulos se divide en dos apartados: un primer apartado en el que se resumen los resultados del estudio comparativo en relación con el aspecto objeto del capítulo y un segundo apartado en el que se presenta la consideración de dicho aspecto en cada uno de los países cuyos ejercicios se han incluido en el estudio o en cada uno de los ES considerados.

En el capítulo octavo se establecen las conclusiones, comentarios y aspectos de interés generales, identificados en el estudio.

Tabla 1. Ejercicios de evaluación de la seguridad de sistemas de AGP de CI y RAA en medios cristalinos analizados

País	Acrónimo	Título del ejercicio	Organismo	Año
Canadá	AECL-94	The disposal of Canada's nuclear fuel waste: Postclosure assessment of a reference system	AECL	1994
Finlandia	TVO-92	TVO-92, Safety analysis of spent fuel disposal (Vieno et al., 1992)	TVO	1992
Finlandia	TILA-96	TILA-96, Interim report on safety assessment of spent fuel disposal	POSIVA	1996
Finlandia	TILA-99	TILA-99, Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. (Vieno & Nordman)	POSIVA	1999
Japón	H12	JNC Second progress report	PNC	2000
Suecia	KBS-3	Final storage of spent nuclear fuel – KBS-3	SKBF/ KBS	1983
Suecia	Project-90	SKI- Project 90	SKI	1990
Suecia	SKB-91	SKB-91. Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety	SKBF/ KBS	1992
Suecia	SITE-94	The SKI deep repository performance assessment research project SITE-94	SKI	1996
Suecia	SR 97	Safety Report'97	SKB	1999
Suiza	Gewähr	Project Gewähr 1985, Feasibility and Safety Studies for Final Disposal of Radioactive Wastes in Switzerland	NAGRA	1985
Suiza	Kristallin-1	Kristallin –I, Safety Assessment Report	NAGRA	1994
España	Enresa-97	Evaluación del comportamiento y de la seguridad de un almacenamiento geológico profundo en granito	ENRESA	1997
Alemania	Participación GRS en SPA ⁵	Spent Fuel Performance Assessment	GRS	2000
Francia	Participación IPSN en SPA ⁵	Spent Fuel Performance Assessment	IPSN	2000

⁵ El proyecto SPA se ocupa del almacenamiento del CI en varios tipos de formaciones geológicas, pero en este documento sólo se hará referencia a la parte sobre el almacenamiento en formaciones cristalinas, en la que participan además de VTT (Finlandia) y Enresa (España), GRS (Alemania) e IPSN (Francia). A partir de ahora, cuando se hable de los ejercicios de Alemania y Francia, nos estaremos refiriendo a la participación de estos países en SPA, ya que no se dispone de ejercicios de ES en el marco de sus respectivos programas nacionales.

Table 1. Summary of the results of the regression analysis for the dependent variable: $\ln(\text{Yield})$.

Variable	Parameter	Estimate	Standard Error	t-Statistic	Probability > t
Intercept		1.234	0.012	102.8	0.000
Area		0.000	0.000	0.0	1.000
Perimeter		0.000	0.000	0.0	1.000
Volume		0.000	0.000	0.0	1.000
Weight		0.000	0.000	0.0	1.000
Length		0.000	0.000	0.0	1.000
Width		0.000	0.000	0.0	1.000
Height		0.000	0.000	0.0	1.000
Area ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Perimeter ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Volume ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Weight ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Length ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Width ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Height ²		0.000	0.000	0.0	1.000
Area ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Perimeter ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Volume ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Weight ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Length ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Width ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Height ³		0.000	0.000	0.0	1.000
Area ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Perimeter ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Volume ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Weight ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Length ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Width ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Height ⁴		0.000	0.000	0.0	1.000
Area ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Perimeter ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Volume ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Weight ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Length ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Width ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000
Height ⁵		0.000	0.000	0.0	1.000

The results of the regression analysis are presented in Table 1. The dependent variable is the natural logarithm of the yield. The independent variables are the area, perimeter, volume, weight, length, width, and height of the object. The results show that the area, perimeter, volume, weight, length, width, and height are all significant predictors of the yield. The area is the most significant predictor, followed by the perimeter, volume, weight, length, width, and height. The results also show that the area, perimeter, volume, weight, length, width, and height are all positively related to the yield. The area is the most positively related, followed by the perimeter, volume, weight, length, width, and height.

La realización de evaluaciones del comportamiento y de la seguridad, constituye el medio fundamental para la investigación, cuantificación y justificación de la seguridad a largo plazo del concepto de almacenamiento y del emplazamiento seleccionados para el sistema de almacenamiento [98] y una base importante para la toma de decisiones que permiten avanzar en el proceso de paso de una etapa a otra.

La evaluación de la seguridad de un sistema de almacenamiento geológico profundo (AGP) de Combustible Irrradiado (CI) y Residuos de Alta Actividad (RAA) requiere la adecuada comprensión del comportamiento global y de los distintos componentes del sistema de almacenamiento, con la identificación de los procesos y parámetros relevantes y la evolución futura del sistema a largo plazo, para así poder estimar las consecuencias derivadas del mismo.

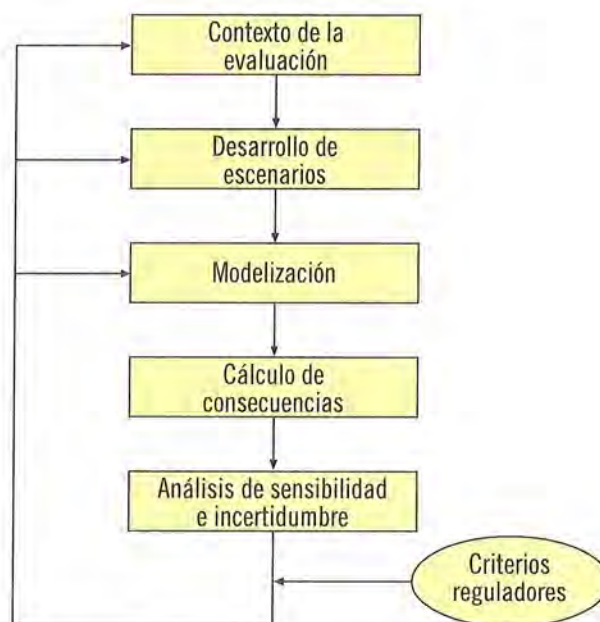
La experiencia obtenida en la realización de evaluaciones en estos años, confirma la metodología general de evaluación propuesta por la NEA a principios de los años 90 [98], y ha permitido el desarrollo de procesos de valoración de la confianza de los resultados de la evaluación y de la seguridad del almacenamiento. La aproximación internacionalmente aceptada para la evaluación de la seguridad ([98], [25] [27]) comprende las siguientes etapas genéricas, como se ilustra en la figura 2:

- La identificación de las características del sistema de almacenamiento (residuo, las barreras de ingeniería y el emplazamiento), así como todos los datos necesarios para la representación y cuantificación de los distintos elementos del sistema de almacenamiento y de su comportamiento
- La identificación y selección de las situaciones (escenarios) que describen la posible evolución futura del sistema de almacenamiento (desarrollo de escenarios)
- La representación del comportamiento del sistema de almacenamiento, mediante el uso de modelos y de datos de entrada a los mismos, considerando las posibles incertidumbres asociadas a la formula-

ción de modelos alternativos o a la selección de los datos

- Cálculo de los resultados que ilustren el comportamiento del almacenamiento y comparación con los criterios de seguridad aplicables
- Evaluación del nivel de confianza en los resultados obtenidos, teniendo en cuenta las posibles incertidumbres y considerando líneas de razonamiento más cualitativas o alternativas, que confirmen los resultados

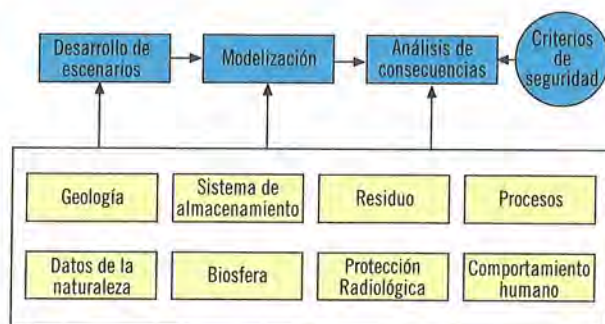
Figura 2. Componentes de la evaluación de la seguridad considerados en el estudio comparativo de los ES en medios cristalinos



La información necesaria para la evaluación de la seguridad, obtenida mediante la investigación y toma de datos en el laboratorio y en el emplazamiento, procede de diversas áreas técnicas y disciplinas, como se ilustra en la figura 3.

Con la realización de ejercicios de ES en estas últimas dos décadas, se han acuñado distintos términos: «análisis del comportamiento» («Performance Analysis»), «evaluación de la seguridad» («Safety Assessment»), «evaluación del comportamiento» («Performance Assessment»), «estudio de seguridad» («Safety

Figura 3. Esquema del flujo de información procedente de diferentes áreas científicas y técnicas, requerido en la evaluación de la seguridad. (Modificado de NEA, 1991 [98])



Case»), que, a pesar de diferir en alcance y significado, en muchos casos, se han empleado indistintamente. Estos términos, definidos según la descripción jerárquica propuesta en el documento IPAG-1 [28] de la NEA, completada con la definición más actualizada de «estudio de seguridad» [27], se incluyen en el «Glosario de Definiciones» (capítulo 13). En este documento, para simplificar, se hablará genéricamente de evaluaciones de seguridad, aludiendo a todos los términos con sus distintos niveles jerárquicos.

A continuación se describen en mayor detalle los componentes genéricos de la metodología de evaluación de la seguridad de los sistemas de AGP ilustrados en la figura 2.

1. Contexto de la evaluación

El inicio de la evaluación pasa por definir el contexto o bases de partida de la misma, en donde normalmente se definen los siguientes aspectos:

- El objetivo y alcance del ejercicio.
- El programa de gestión de residuos radiactivos y el proceso de desarrollo del AGP en el que se enmarca la evaluación.
- El marco legal y regulador y los criterios de seguridad que deben cumplirse.

- La descripción del sistema de almacenamiento: tipo de residuo, contenedor y las demás barreras de ingeniería (buffer, material de relleno y sellos), barrera geológica y biosfera.
- Los datos de partida empleados en la evaluación.

2. Desarrollo de escenarios

Una vez definidas las premisas de la evaluación, el siguiente componente consiste en la identificación de potenciales situaciones futuras que puedan afectar el comportamiento a largo plazo del sistema y la selección de un conjunto representativo de ellas, para su posterior modelización y evaluación de sus consecuencias. Esta etapa viene abordándose internacionalmente mediante el denominado desarrollo de escenarios.

En los últimos años la metodología de desarrollo de escenarios ha ido evolucionando hacia procedimientos cada vez más sistemáticos, aunque la utilización de grandes dosis de juicio de expertos es una característica intrínseca al mismo.

La metodología más utilizada para el desarrollo de escenarios, es la conocida como «aproximación sistemática» descrita por la NEA [98] [44], basada en el trabajo realizado por los Laboratorios Sandia en EE.UU a principios de los 80 [99] [100], metodología que comprende las etapas que se ilustran esquemáticamente en la figura 4.

El primer paso en dicha metodología consiste en la preparación de una *lista de las características, sucesos y procesos (FEPs)*⁶ importantes para la seguridad del almacenamiento, que deberá ser suficientemente completa, traceable y bien documentada. Para facilitar esta tarea se suelen seguir las etapas de identificación, clasificación y cribado de FEPs, a las que a veces se refiere conjuntamente como «análisis de FEPs».

Una vez seleccionados los FEPs significativos, el siguiente paso consiste en la generación de un número

⁶ FEPs: características, sucesos y procesos, del inglés Features, Events and Processes.

Figura 4. Esquema de las etapas de desarrollo de escenarios en una aproximación sistemática (traducido de NEA, 1992 [100])



pequeño de escenarios representativos, para lo que pueden distinguirse, principalmente, dos métodos:

- Aproximación *bottom-up*, en la que los FEPs de la lista seleccionada se combinan para formar un nú-

mero limitado de escenarios objeto del análisis de consecuencias.

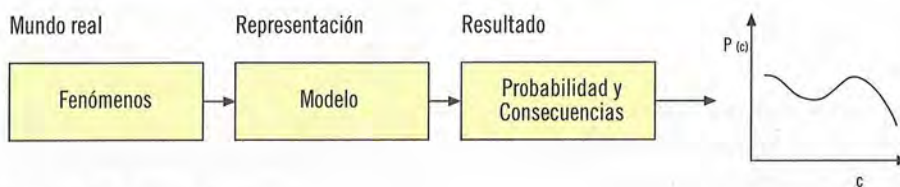
- Aproximación *top-down*, en la que el sistema de almacenamiento se divide en una serie de componentes, se postulan diversos estados o consecuencias para cada componente del sistema, se consideran los mecanismos por los que se pueden alcanzar dichos estados, y a partir de estos mecanismos se definen los escenarios.

Otra aproximación alternativa al tratamiento de la incertidumbre en la evolución y el estado futuro del sistema, aunque menos extendida que el desarrollo de escenarios, ha sido la *Simulación Integrada*, desarrollada inicialmente en los Estados Unidos a principios de los 80 [42][41] para su aplicación a la simulación de las condiciones ambientales, y utilizada más recientemente en el Reino Unido [43]. En esta aproximación se desarrolla un modelo global dependiente del tiempo del sistema de almacenamiento y del medio ambiente circundante.

En la figura 5 se representa esquemáticamente en que consisten la aproximación de simulación integrada y la de desarrollo de escenarios.

Figura 5. Representación esquemática de las aproximaciones de simulación integrada y de desarrollo de escenarios (traducido de NEA, 1991 [98])

Simulación integrada



Desarrollo de escenarios



3. Modelización

Para cuantificar el comportamiento del sistema de almacenamiento y estimar sus posibles consecuencias radiológicas, se requieren modelos adecuados y datos precisos que representen, con el adecuado nivel de detalle, las características y los procesos relevantes que determinan el comportamiento del sistema. Por ello, la modelización es una parte esencial de la evaluación de la seguridad.

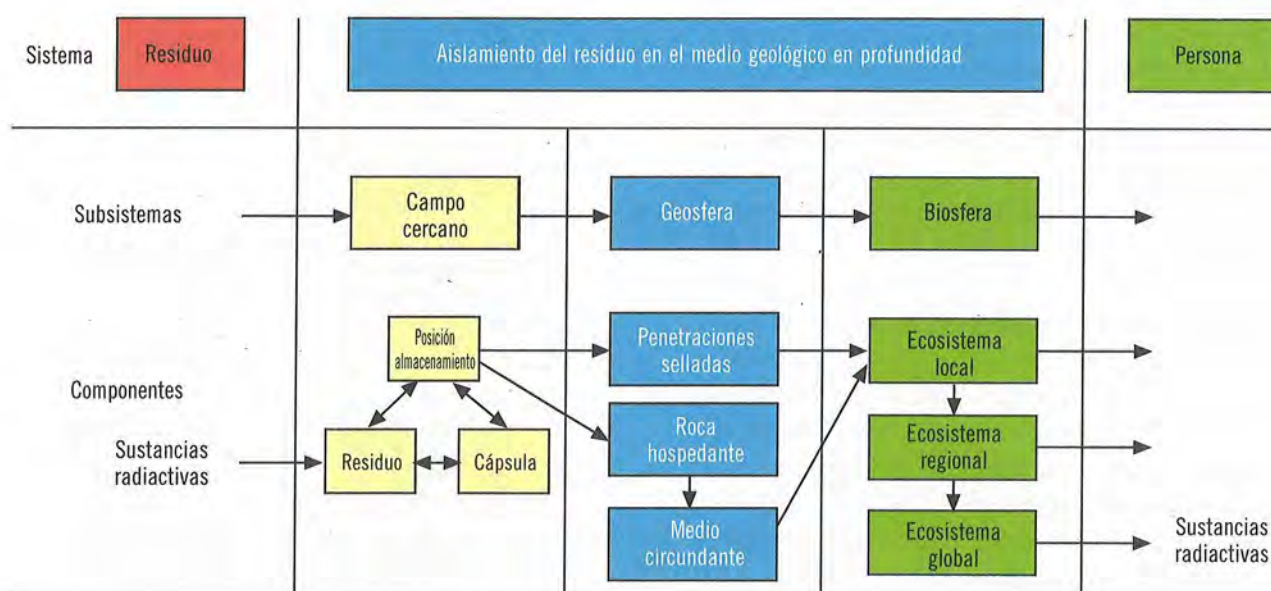
En la evaluación de seguridad, se han empleado modelos con distinto grado de complejidad y detalle para la descripción y comprensión de procesos individuales, de subsistemas, y del comportamiento global del sistema de almacenamiento. Los modelos relativos a procesos o a componentes o subsistemas del almacenamiento, presentan un mayor grado de detalle, y pueden servir para justificar modelos menos detallados del sistema global.

Los fenómenos a analizar en los distintos subsistemas del almacenamiento (figura 6) determinan las siguientes áreas de modelización contempladas en los

códigos de cálculo para la evaluación de la seguridad de los sistemas de AGP:

- Inventario de radionucleidos.
- Lixiviación del residuo.
- Corrosión del contenedor.
- Generación y transporte de gas.
- Transporte de calor.
- Geoquímica, geomecánica.
- Flujo de aguas subterráneas.
- Transporte de radionucleidos.
- Procesos acoplados principalmente termo-hidro-mecánicos y termo-hidro-geoquímicos.
- Biosfera, efectos climáticos.
- El área de modelos globales o integrados de ES.

Figura 6. Representación esquemática de los distintos componentes del sistema de almacenamiento y de las interacciones entre ellos (Traducido de International IntraVal Project [161])



Las interacciones existentes entre los distintos componentes del sistema de almacenamiento (residuo, barreras de ingeniería, geosfera, biosfera) obligan a que los modelos de distintos procesos o componentes del sistema estén conectados y a que existan dependencias entre ellos, y requiere coherencia en las hipótesis relativas a los datos y modelos empleados.

El primer paso en la modelización de los procesos o del comportamiento de los subsistemas del almacenamiento es el establecimiento del *modelo conceptual*. Dicho modelo conceptual es una abstracción, una descripción cualitativa del sistema real, que conlleva, básicamente, la identificación de los procesos y características de interés y de la estructura y propiedades del sistema. Las hipótesis del modelo conceptual se traducen después al formalismo matemático mediante *modelos matemáticos*, cuyas ecuaciones se formulan y resuelven mediante *programas de cálculo o códigos*, que proporcionan la capacidad de cálculo necesaria [98] [37].

Los códigos o programas de cálculo empleados deben estar verificados, entendiendo por *verificación* de un código, la comprobación de que resuelve adecuadamente las ecuaciones matemáticas planteadas en el modelo matemático asociado.

Además, en la mayoría de los casos, el modelo numérico debe ser calibrado, para cubrir lagunas en la información disponible y/o para adecuar el modelo a las hipótesis o simplificaciones adoptadas a priori. La *calibración* consiste en la comparación de las predicciones del modelo con datos experimentales y/o medidas de campo y se busca deliberadamente el ajuste entre los datos medidos y los resultados del modelo.

Aunque se identifica la validación como un proceso necesario para aumentar la confianza en los modelos y las bases de datos y, por ende, la confianza en los resultados de la evaluación global, existe mucha polémica en cuanto a su definición y al grado en que puede alcanzarse. En el Glosario del OIEA [39] se entiende por *validación* de un modelo, el proceso de determinar si el modelo constituye una representación adecuada de la realidad física del sistema mo-

delizado, mediante la comparación de los resultados del modelo con las observaciones del sistema.

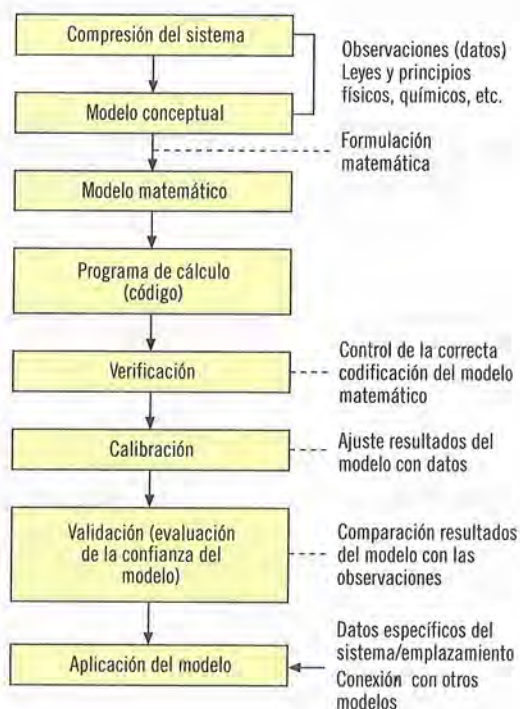
En el documento de la NEA sobre Confianza en la Seguridad a Largo Plazo de los Sistemas de AGP [27], se establece el concepto de *validación iterativa*, en concordancia con la aproximación por etapas a la evaluación de la seguridad y a la toma de decisiones asociada a cada etapa, y se añade que, para evitar confusiones, en el documento se ha preferido el uso de los términos *evaluación de la confianza* y *aumento de la confianza* del modelo.

La evaluación de la confianza en los modelos, se viene abordando mediante la comparación de los resultados de los modelos con los datos de campo no usados en la calibración y/o con los datos de los estudios de análogos naturales.

En la figura 7 se ilustran las diferentes etapas del proceso de modelización.

El desarrollo y aplicación de los modelos, y las actividades de validación de los mismos, al igual que la

Figura 7. Etapas del proceso de modelización (traducido de NEA, 1991 [98])



evaluación de la seguridad, se abordan de modo iterativo. Los modelos se desarrollan con distintos objetivos y para diferentes usos según la fase del programa en la que se enmarcan. Así mismo, el nivel de profundidad de la validación requerida depende de los usos previstos para los modelos y de la importancia de estos en la evaluación de la seguridad.

En las últimas décadas se han realizado importantes esfuerzos dirigidos a la validación o aumento de confianza de los modelos, a través de ejercicios internacionales de comparación y validación, algunos de los cuales como INTRACON (1981-86) [242],[243], HYDROCON (1984-1990) [171], INTRAVAL (1987-1993) [162] o BIOMOVIS (1986-96) [129] [130] [131], han sido promovidos y/o realizados con la participación de organismos reguladores. Prueba del interés regulador en el ámbito de la validación o aumento de la confianza es el informe conjunto de NRC y SKI, sobre la estrategia de validación en el ámbito regulador de los modelos empleados en la evaluación del comportamiento a largo plazo de un almacenamiento de RAA [32].

4. Cálculo de consecuencias

Para cada escenario o caso de cálculo considerado, se deben analizar las consecuencias, mediante la aplicación de los modelos formulados para las diferentes áreas de modelización, con los valores de los parámetros y las condiciones de contorno adecuados.

Existen básicamente dos aproximaciones al cálculo de consecuencias, consideradas complementarias: la determinista y la probabilista.

En la *aproximación determinista*, como entrada a los modelos de cálculo se emplea un conjunto fijo de valores de los parámetros. Estos valores pueden elegirse de modo que sean conservadores/pesimistas, realistas o los «mejor estimados». El efecto de la incertidumbre existente en los valores de los parámetros, puede abordarse postulando una serie de casos de cálculo, en el que los valores asignados a los parámetros barran el rango de interés de los mismos.

Esta aproximación permite el uso de modelos relativamente complejos y sus resultados son fáciles de

entender y transmitir. También permite el tratamiento transparente de los diferentes tipos de incertidumbre y una presentación clara del juicio de expertos, sin embargo, es difícil justificar la selección de las distintas variantes de cálculo consideradas y es más difícil obtener estimaciones del riesgo total.

En la *aproximación probabilista*, la incertidumbre en los valores de los parámetros de los modelos se cuantifica mediante funciones densidad de probabilidad de los parámetros. Así cada parámetro presenta un rango de valores posibles con una probabilidad asociada, determinada por la correspondiente función densidad de probabilidad. Para cada simulación, se seleccionan los valores de los parámetros de entrada mediante técnicas de muestreo estadístico de las distribuciones. Se realizan distintas simulaciones y la incertidumbre se propaga a través de la cadena de modelos que representan el sistema global de almacenamiento, obteniéndose una función de distribución para las consecuencias.

Esta aproximación probabilista permite considerar de forma explícita la incertidumbre de los parámetros y la estimación directa del riesgo, así como el tratamiento estadístico de los resultados. Sin embargo, hay que obtener funciones densidad de probabilidad para todos los parámetros y el muestreo de los parámetros debe realizarse adecuadamente. Además, los resultados resultan más difíciles de comunicar.

5. Análisis de sensibilidad e incertidumbre

En la evaluación del comportamiento a largo plazo del AGP existen necesariamente incertidumbres asociadas a la variabilidad de los estados actuales y sobre todo futuros del sistema de almacenamiento, dada la dificultad de describir un sistema complejo como es el sistema de almacenamiento y dadas las grandes escalas de tiempo que deben considerarse.

Se consideran tres tipos fundamentales de incertidumbres:

- *Incetidumbre en los escenarios*, asociada a la dificultad de predecir las condiciones ambientales y los sucesos que pueden afectar al comportamiento

del sistema y, en consecuencia, a la dificultad de identificar un conjunto *completo* de escenarios, un conjunto *completo* de FEPs para cada escenario, y las interacciones relevantes entre FEPs que deben incluirse en los modelos.

- *Incertidumbre en el modelo conceptual*, entendida como la incertidumbre asociada a los modelos empleados para representar un determinado conjunto de FEPs e interacciones entre los mismos, debido a la existencia de varios modelos para representarlos. Las simplificaciones consideradas, o las incertidumbres introducidas al seleccionar una escala espacial y temporal dada en la modelización, son incertidumbres de este tipo.
- *Incertidumbre en los parámetros* de entrada a los modelos, debido al conocimiento incompleto de los procesos que determinan el comportamiento del sistema de almacenamiento y el medio circundante y a la dificultad, por la propia variabilidad del medio, de caracterizar con precisión el sistema.

Por ello, una parte importante de la evaluación de la seguridad comprende la identificación, cuantificación y análisis de las incertidumbres asociadas a los resultados obtenidos y el análisis de sensibilidad de los resultados frente a variaciones en las hipótesis y condiciones postuladas, que permitan identificar las áreas o procesos en las que es más importante reducir dichas incertidumbres, mediante el desarrollo de modelos más detallados y realistas y/o la obtención de más y mejores datos.

Finalmente, con objeto de garantizar que el almacenamiento no supone un riesgo inaceptable para la salud y el medio ambiente, en la evaluación de la seguridad se estiman una serie de indicadores del comportamiento y la seguridad del almacenamiento, que se comparan con los objetivos y criterios reguladores que garantizan un nivel adecuado de protección, y se comprueba que las estimaciones de dichos indicadores (dosis efectiva, riesgo, flujo de radionucleidos a la biosfera) están dentro de los rangos aceptables, teniendo en cuenta las incertidumbres existentes.

Sin embargo, las incertidumbres existentes pueden reducirse pero no eliminarse completamente, por lo que la toma de decisiones asociadas al desarrollo del AGP deberá realizarse en presencia de incertidumbre, y se basará en la demostración de que existe «garantía razonable» de la seguridad del almacenamiento, para lo que se propone el empleo de múltiples argumentos y líneas de razonamiento [34].

Entre los métodos empleados para probar la «garantía razonable» del comportamiento seguro del almacenamiento, se encuentran, además del análisis cuantitativo, el empleo de argumentos cualitativos y de los datos de estudios de análogos naturales, la consideración de un diseño del sistema y de una evaluación de la seguridad «robustos», el uso de otros indicadores de la seguridad del almacenamiento además de la dosis y el riesgo o la realización de revisiones independientes por parte de expertos (*peer-review*).

CONTEXTO DE LA EVALUACIÓN DE SEGURIDAD EN LOS EJERCICIOS ANALIZADOS

3

En este capítulo se presenta el contexto de los estudios o evaluaciones de la seguridad (ES) de los sistemas de almacenamiento geológico profundo (AGP) en formaciones graníticas desarrollados en 9 países (Canadá, Finlandia, Japón, Suecia, Suiza, España y, a través de su participación en el proyecto SPA de la UE, Alemania y Francia), que se han analizado en este estudio y cuyos títulos figuran en la tabla 1.

En un primer apartado, se exponen los resultados del estudio comparativo de los aspectos más importantes que constituyen el contexto de la evaluación de la seguridad en los ES analizados:

- El proceso de desarrollo del AGP en cada país y la fase en la que se enmarcan los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados dentro de este proceso.
- Objetivos, alcance y audiencia de los ES.
- Marco legal y regulador en cada país.
- Descripción del concepto de almacenamiento considerado en cada ES (tipo de residuo, contenedor, barreras de ingeniería, geosfera).

La comparación se presenta de forma resumida, en tablas.

En el segundo apartado, se describe el proceso seguido hasta el momento actual y las acciones previstas para el desarrollo del AGP en los países de los ejercicios de seguridad considerados, enmarcando en el mismo la realización de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados e indicando sus objetivos y su papel en dicho proceso. También se presenta el marco legal y regulador de los ejercicios de evaluación, y por último, se describe de forma general el concepto de almacenamiento considerado en los ejercicios analizados.

1. Resultados del estudio comparativo

1.1. Proceso de desarrollo del AGP

En la tabla 2 se indican las principales actuaciones y decisiones tomadas y las acciones futuras previstas

en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados, y la fase del proceso en el momento de la realización de cada ejercicio en la que se enmarcan.

Con objeto de poner en contexto los ES analizados dentro del proceso de desarrollo del AGP, se presenta el estado actual de dicho proceso en los países de los ejercicios analizados. Esto permite ilustrar las diferencias existentes en el grado de avance de los programas de AGP y los cambios y retrasos motivados por la falta de aceptación social o por decisiones políticas en los programas de algunos países:

- En Canadá, el panel de revisión independiente del concepto de almacenamiento canadiense, concluyó en 1998 que el concepto propuesto aunque seguro, no contaba con una amplia aceptación social, a raíz de lo cual se inició un proceso de consulta a los distintos agentes implicados en la toma de decisión del AGP para identificar la opción más favorable para poder avanzar en la gestión a largo plazo del CI, y se ha elaborado un proyecto de *Ley sobre la Gestión a Largo Plazo del Combustible Nuclear*.
- En Japón, aunque todavía se está abordando una fase preliminar de demostración de la viabilidad técnica del almacenamiento geológico y de establecimiento de un concepto de almacenamiento, en el año 2000 se ha aprobado una Ley relativa al almacenamiento de los RAA, en la que se define el programa para la realización del AGP y por la que se crea la agencia NUMO como responsable de llevar a cabo dicho almacenamiento.
- El programa suizo, contempla el almacenamiento geológico profundo en dos tipos de formaciones geológicas: el basamento cristalino del norte de Aargau y las arcillas Opalinus de Zurcher Weinland. Aunque en 1997, concluidas las investigaciones a escala regional, se ha paralizado la realización de investigaciones a escala local en Aargau. En la actualidad se está en la fase de demostrar la existencia de emplazamientos adecuados para el almacenamiento de RAA en Suiza, para lo que se está realizando un Estudio de Seguridad del AGP

en las arcillas Opalinus. También se está elaborando una ley nuclear completamente nueva que trate específicamente la gestión a largo plazo de los residuos radiactivos.

- En España, a raíz del informe de la ponencia del Senado para el estudio de la problemática de los residuos radiactivos, en el *5º Plan General de Residuos Radiactivos*, actualmente vigente, se ha pospuesto cualquier decisión sobre la gestión final del CI y los RAA hasta el año 2010, paralizándose las actividades de búsqueda de emplazamientos contempladas en el anterior Plan, y centrándose hasta el año 2003 en la realización de ES genéricos.
- En Alemania, en 1998, a raíz del acuerdo para el abandono progresivo de la energía nuclear entre el Gobierno y las empresas suministradoras de energía alemanas, se han interrumpido los trabajos de investigación, que desde 1979 venían realizándose en el domo salino de Gorleben y se ha creado un grupo de trabajo (AkEnd) para la selección de posibles emplazamientos para el almacenamiento final de los RAA, según unos criterios científicamente fundamentados y considerando distintos tipos de roca.
- En Francia, en cumplimiento de la Ley de 1991, el Gobierno decidió en 1998 la construcción de dos laboratorios subterráneos, uno en granito y otro en arcilla. El laboratorio en arcilla en el emplazamiento de Bure (Meuse), comenzó a construirse en el año 2000. El laboratorio en granito, se realizará en el emplazamiento que elija la comisión creada para ello. A la vista de los resultados de las investigaciones, el Gobierno deberá pronunciarse en el 2006 sobre la mejor solución para la gestión de los residuos de larga vida y/o alta actividad.
- En Finlandia y Suecia, ya a principios de los años 80, se establecieron los objetivos y el programa para la gestión de los residuos nucleares, en el que se define claramente el papel de las distintas partes implicadas en la toma de decisiones para el AGP y se contempla la participación desde un principio del organismo regulador y los agentes

políticos y sociales en el desarrollo del programa. Esto ha favorecido el avance de sus respectivos programas de AGP:

- En Finlandia, el Parlamento ratificó en mayo de 2001 la decisión favorable del Gobierno sobre la selección del emplazamiento de Olkiluoto (Eurajoki) para el almacenamiento de CI, y se va a iniciar la construcción de un laboratorio subterráneo en dicho lugar.
- En Suecia, el Gobierno, basándose en las recomendaciones de SKI, ha dado su visto bueno a finales del 2001 al programa de I+D de SKB, en el que se proponían 3 municipios (Forsmark en Östhammar, Simpevarp en Oskarshamn y Tierp North en Tierp) para la realización de investigaciones de emplazamiento, y SKB puede comenzar las investigaciones en dichos emplazamientos si cuenta con la aprobación de los municipios afectados.

La fase del proceso de desarrollo del AGP en la que se enmarcan los ejercicios analizados, también presenta grandes diferencias, dado que de los ejercicios más antiguos a los más recientes hay casi 20 años de diferencia, y al distinto estado de desarrollo de los programas nacionales para el desarrollo del AGP en los distintos países:

- Los ejercicios más antiguos (KBS-3, Gewähr), o los de países con programas menos desarrollados (H12), corresponden a la etapa inicial de determinación de la viabilidad del AGP, o de un diseño particular del mismo (AECL-94).
- Enresa-97, tiene un carácter preliminar, enmarcándose dentro de las tareas de I+D para el establecimiento de un concepto de referencia para el almacenamiento en granito.
- Project-90 y SITE-94, al tratarse de ejercicios realizados por el organismo regulador SKI, se enmarcan dentro del programa de investigación de este organismo, con el propósito de adquirir capacidad de revisión independiente, que le permita evaluar el proceso de selección de emplazamiento y las

distintas etapas del licenciamiento del almacenamiento.

- Los restantes ejercicios se encuadran en fases más o menos avanzadas dentro de la etapa de selección del diseño y del emplazamiento:
 - Kristallin-1 corresponde a la fase de investigaciones de emplazamiento a escala regional en el norte de Aargau.
 - TVO-92 se enmarca en la fase de estudios preliminares de emplazamiento. Los ejercicios de evaluación intermedia TILA-96 y TILA-99 se enmarcan en la fase de investigaciones detalladas de emplazamiento.
 - Los ejercicios suecos SKB-91 y SR 97, corresponden a la fase del estudio de la viabilidad del AGP en distintos emplazamientos.
 - Los ejercicios más recientes de los países con programas de AGP más avanzados, TILA-99 de Finlandia y SR 97 de Suecia, han servido de base para la selección del emplazamiento para el almacenamiento, en el caso de Finlandia, y para la selección de las áreas en que llevar a cabo investigaciones detalladas, en el caso de Suecia.

Algunos de estos ejercicios han sido sometidos a revisión por parte del Organismo Regulador, por que así lo establece el marco legal aplicable (SR 97), como resultado de la implicación del organismo regulador finlandés, STUK, en la supervisión y seguimiento del cumplimiento del programa para la gestión final de los residuos (ejercicios de Finlandia) y/o para servir de base a la toma de decisiones (AECL-94, TVO-92, TILA-99, SR 97):

- Para cumplir los objetivos y los hitos del plan para la gestión del combustible nuclear establecido por el Gobierno finlandés en 1983 (confirmados por el Ministerio de Comercio e Industria en 1995 por última vez), en el proceso de toma de decisiones por etapas establecido, se deben presentar informes intermedios de evaluación de la seguridad,

que son revisados por STUK para orientar el programa de investigación del AGP y, en algún caso, servir de base a la toma de decisiones (TVO-92, TILA-99).

- En Suecia, SKI debe evaluar cada 3 años el programa de I+D para la gestión del CI de SKB, para decidir si es adecuado y emitir recomendaciones, lo que supone revisar las evaluaciones de seguridad que se hayan realizado en el periodo.

Además, la revisión por parte de grupos de expertos independientes («per review») se ha identificado como una herramienta adecuada para el aumento de la confianza en la seguridad del almacenamiento [34] [30], por lo que algunos ejercicios han sido sometidos a «peer review» por la NEA (Project-90, H12, SR 97) o por grupos de científicos y técnicos independientes (la solicitud de «Decisión en Principio» en Finlandia, de la que TILA-99 constituye una referencia fundamental, SR 97).

Dado que se ha demostrado que la gestión segura del CI y los RAA es un problema de dimensión no solo técnica, sino social, las decisiones adoptadas en algunos países relativas a la selección de un concepto de almacenamiento (Canadá), de áreas en las que realizar investigaciones más detalladas (Suecia), de emplazamientos para la construcción de laboratorios subterráneos (Francia) o de un emplazamiento para el AGP (Finlandia), se han llevado a cabo con la participación del público, en particular, de los municipios y la comunidad local de los emplazamientos afectados, generalmente a través del proceso de evaluación ambiental.

1.2. *Objetivos, alcance y audiencia de los ejercicios*

Como se ha indicado en la introducción, los ejercicios de evaluación de la seguridad presentan diferentes *objetivos* de acuerdo con el proceso de toma de decisiones para el desarrollo del almacenamiento establecido en cada país y de la fase del programa de AGP en que se enmarca cada ejercicio. En la tabla 3 se recogen los principales objetivos de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados.

Algunos ejercicios responden a requerimientos específicos por parte de las autoridades nacionales:

- KBS-3 y Gewähr constituyen estudios de viabilidad del almacenamiento final del CI, requeridos por los correspondientes gobiernos para servir de base a la autorización de la carga de combustible nuclear en los dos últimos reactores suecos y a la prórroga de las autorizaciones de operación de las centrales nucleares de Suiza, respectivamente.
- TILA-96 y TILA-99 se realizaron para cumplir con las directrices de la autoridad reguladora STUK de realizar informes intermedios sobre la evaluación de la seguridad en las distintas fases del programa. Además TVO-92 y TILA-99 han servido de base a la decisión sobre la selección de áreas en las que realizar estudios de emplazamiento detallados y sobre la selección de un emplazamiento para el almacenamiento, respectivamente.
- SR 97 satisface la solicitud del Gobierno sueco de realizar una evaluación de la seguridad actualizada antes del comienzo de la realización de investigaciones de emplazamiento detalladas.

A continuación se recogen los principales objetivos de los ES analizados:

- Los ejercicios más antiguos (KBS-3, Gewähr) o los correspondientes a una fase inicial del programa (H12), están orientados a la determinación de la viabilidad del AGP, o de un diseño particular del mismo (AECL-94).
- Una gran parte de los ejercicios pretenden el desarrollo y aplicación de herramientas y metodologías para la evaluación de la seguridad (AECL-94, H12, Project-90, SITE-94, SR 97, Kristallin-1, Enresa-97 y SPA).
- Los ejercicios de Finlandia, H12, Kristallin-1 y Enresa-97, pretenden sintetizar el estado de desarrollo de los correspondientes programas de I+D asociados al AGP, realimentando y orientando dichos programas con sus resultados.

- Algunos ejercicios (AECL-94, TVO-92, TILA-99, KBS-3, SR 97, Gewähr) pretenden servir de base a la toma de decisiones asociadas al desarrollo del programa de AGP.
- TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12, Kristallin-1 y SR 97 tienen entre sus objetivos servir de apoyo y orientar las actividades de selección de emplazamientos.
- Los ejercicios de organismos reguladores (Project-90, SITE-94), tienen como objetivo general la adquisición de capacidad reguladora independiente que les permita llevar a cabo su papel regulador en el proceso de licenciamiento del almacenamiento. Por ello, como no pretenden evaluar la seguridad de un emplazamiento o concepto de almacenamiento dados, tienen más bien el carácter de proyectos de investigación.

A medida que se avanza en el proceso iterativo de evaluación de la seguridad, los objetivos se concretan, estando fuertemente relacionados con la fase del proceso de desarrollo del AGP en los que se enmarcan:

- SKB-91 tiene como objetivo mostrar cómo afectan las características del emplazamiento a la seguridad a largo plazo del almacenamiento.
- SITE-94, teniendo en cuenta los resultados de Project-90 y de su revisión por parte de la NEA, está orientado a determinar cómo deberían asimilarse los datos del emplazamiento en la evaluación del comportamiento, y analizar los mecanismos que puedan influir en la integridad del contenedor. Por otro lado, Project-90 satisface su misión de orientar futuros estudios de investigación.
- Kristallin-1 tiene entre sus objetivos mejorar la comprensión del papel relativo de las barreras geológicas y de ingeniería, y establecer rangos deseables de los parámetros asociados a las características geológicas claves.
- En H12 y SR 97, se establecen los objetivos de proporcionar bases técnicas para el desarrollo de criterios de seguridad, y de fundamentar la obten-

ción de requisitos funcionales para las barreras del sistema de almacenamiento, respectivamente.

- En TVO-92 y TILA-96, se indica explícitamente el objetivo de asimilar y beneficiarse de los estudios y trabajos de investigación realizados en el ámbito nacional e internacional, que seguramente está implícito en otros ejercicios, de acuerdo con la naturaleza iterativa de la evaluación de la seguridad.
- El objetivo de SPA de revisar las políticas de gestión de residuos y los diferentes conceptos de almacenamiento para distintas formaciones geológicas, es propio de un ejercicio internacional en el que participan diversos países con distintos conceptos de almacenamiento.
- En numerosos ejercicios (TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12, Enresa-97) se indica que la trazabilidad y la transparencia del ejercicio son características deseadas.

En cuanto al *alcance* de los ejercicios de evaluación de la seguridad y del comportamiento analizados, existen diferencias reseñables respecto al contenido básico o a los temas incluidos en cada ejercicio:

- En Gewähr, se considera el almacenamiento de todo tipo de residuos radiactivos existentes en el país, y no sólo de los RAA.
- H12 es, en realidad, un informe de los progresos del programa de I+D para el desarrollo del AGP en Japón y, por ello, comprende además del informe de evaluación de la seguridad, otros dos documentos sobre el ambiente geológico en Japón y sobre el diseño del sistema de almacenamiento y las tecnologías de ingeniería.
- En Kristallin-1, además de la evaluación post-clausura del almacenamiento, se incluye una síntesis de la información obtenida en el programa de investigaciones de campo a escala regional y un estudio de planificación de exploraciones futuras.
- El resto de los ejercicios analizados, se centran directamente en la evaluación de la seguridad o

del comportamiento del almacenamiento tras la clausura, indicándose en algunos casos (AECL-94, TVO-92, TILA-96, TILA-99, SR-97) que la evaluación de la seguridad en otras fases del almacenamiento, como la seguridad operacional, o las consecuencias sociales y económicas del almacenamiento se consideran en otro tipo de documentos (evaluaciones de la seguridad durante la operación de la instalación, evaluaciones de impacto ambiental).

En todos los ejercicios se establecen limitaciones en el alcance, que suelen responder a la fase del programa de AGP en que se enmarcan, a sus objetivos, al alcance de los ejercicios previos o paralelos, a los requerimientos reguladores y a los recursos disponibles. Estas limitaciones se refieren principalmente a la consideración en mayor detalle de algunas partes o procesos del sistema de almacenamiento y a la restricción de la escala de tiempo del análisis.

Los ejercicios de evaluación analizados se circunscriben al concepto de almacenamiento y al emplazamiento o formación geológica consideradas. En H12, dados sus objetivos y la fase inicial del programa en el que se enmarca, y en SPA, por su naturaleza de proyecto internacional en el que participan diferentes organismos, la evaluación de la seguridad se realiza para distintos ambientes superficiales, formaciones geológicas y diseños del sistema de almacenamiento.

En algunos ejercicios se pone más énfasis en determinados componentes del sistema de almacenamiento:

- En H12 y SPA se hace mayor hincapié en el comportamiento de las barreras del campo cercano. En H12, esto se justifica por la complejidad de la estructura geológica de Japón y el estado del programa, previo a la selección de una formación geológica para el emplazamiento.
- El concepto de almacenamiento KBS-3 elegido en Suecia, con un diseño robusto de las barreras de ingeniería, implica que en los ejercicios de este país se haga hincapié en la importancia de

los procesos que afectan a la integridad del contenedor.

- SITE-94 se centra además en la geosfera y en el modo en el que la información geológica se incorpora en la evaluación del comportamiento del sistema.
- En SKB-91 se presta también mayor atención a la geosfera y al transporte de los radionucleidos en dicha barrera, mientras que en el siguiente ejercicio de SKB, SR 97, se destaca la capacidad de aislamiento del sistema de almacenamiento.
- En Kristallin-1, también se estudia en detalle el comportamiento de la geosfera, para orientar los trabajos de campo futuros.

En TILA-96, TILA-99, SR 97 y Enresa-97 la evaluación de la seguridad se realiza hasta los 10^6 años desde la clausura del almacenamiento, mientras que en el resto de ejercicios no se hace referencia a la existencia de una limitación en el tiempo que debe abarcar la evaluación de la seguridad.

Los ejercicios de evaluación de la seguridad pueden estar dirigidos a diversas *audiencias*, representando a los diferentes agentes técnicos, políticos y sociales que intervienen en la toma de decisiones asociadas al proceso de desarrollo del AGP. Esto debería determinar el alcance, estructura y complejidad del contenido de la evaluación, sin embargo, en pocos ejercicios (AECL-94, Gewähr, H12, SR 97) se indica explícitamente la audiencia a la que van destinados. En estos casos, la audiencia identificada la constituyen expertos en el tema, o al menos, especialistas en algún área de la ciencia y la tecnología.

La necesidad de presentar los resultados de la evaluación a audiencias menos técnicas se tiene presente en los ejercicios suizos, en los que se incluye un resumen más conciso y sencillo dirigido a lectores con conocimientos más generales, incluida la población local, y en H12, que contiene un informe de referencia que proporciona una visión más general de los aspectos básicos de la gestión de los RAA y del

AGP y las perspectivas futuras del programa de almacenamiento de Japón, destacando los aspectos éticos y socioeconómicos.

La audiencia viene condicionada también por los objetivos del estudio. Por ejemplo, si lo que se pretende es adquirir capacidad propia de revisión, entre los destinatarios del estudio estará la propia organización que lleva a cabo la evaluación, o si los ejercicios tienen como objetivo servir de base a una decisión o cumplir con los hitos del programa de AGP, los destinatarios, serán los organismos y agentes implicados en la toma de decisión o en la revisión. Sin embargo, en ninguno de los ejercicios analizados se hace referencia explícita a ello.

1.3. Marco legal y regulador

El *marco legal* para el almacenamiento a largo plazo de residuos radiactivos está constituido, en primer término por la legislación general nuclear en materia de seguridad nuclear y protección radiológica existente en cada país. Adicionalmente, en algunos países con programas de AGP en fase más avanzada, se ha contado, desde un principio, con un marco político y legal, que establece una toma de decisiones por etapas, definiéndose claramente el papel en la misma de la agencia de residuos, los organismos reguladores y los distintos agentes implicados:

- En Finlandia, ya en la decisión del Gobierno de 1983 se establecen los objetivos y el programa para la gestión de los residuos radiactivos, contemplando un proceso de toma de decisiones por etapas y la *Ley Nuclear* se ha actualizado varias veces.
- En Suecia la *Ley de Actividades Nucleares*, requiere la existencia de un programa de I+D que permita llevar a cabo el almacenamiento a largo plazo del CI, que será presentado cada tres años, y revisado por SKI, quién emitirá su opinión al Gobierno, para que decida en consecuencia.

En la mayoría de los países considerados, la legislación aplicable, contempla la existencia de uno o varios organismos independientes que asuman la res-

ponsabilidad de las tareas necesarias para realizar el AGP, y la existencia de un fondo separado para financiar las actividades necesarias para la gestión de los residuos radiactivos. En los países que no se daba esta circunstancia (Canadá, Japón), la nueva legislación contempla ambos aspectos.

Algunos países en los que el desarrollo del AGP se encuentra en fase más inicial (Japón) o que han sufrido retrasos en sus programas por problemas de aceptación social (Alemania, Canadá, Francia, Suiza), han emprendido acciones consistentes en el estudio de alternativas y en el desarrollo de un marco legal adecuado, que permitan el avance de los programas:

- En Japón, se ha aprobado en el 2000 una *Ley sobre el almacenamiento de RAA*, en la que se define el programa para la realización del AGP y por la que se crea la agencia para la gestión de los RAA, NUMO.
- En Francia, tras la paralización de los estudios de emplazamientos de laboratorios subterráneos, se volvió a evaluar la estrategia global de gestión de residuos radiactivos y se aprobó la Ley de 1991 que establece tres líneas de investigación para los residuos de alta actividad y/o periodo largo, a la vista de cuyos resultados, el Gobierno decidirá en el 2006 la opción más adecuada para la gestión final de este tipo de residuos.
- En Canadá se ha presentado una propuesta de Ley para la gestión del combustible gastado (Bill C-27) por la que se crea un organismo independiente para la gestión de residuos (WMO) y en la que se contempla el estudio de alternativas para la gestión a largo plazo del CI, que servirá de base para la selección por el Gobierno de una de las alternativas analizadas.
- En Suiza se creó en 1998 un grupo de expertos sobre conceptos de almacenamiento de residuos radiactivos (EKRA) para comparar los distintos conceptos de almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos, que concluyó que, de las alternativas analizadas, el AGP era la única que satisface los requisitos de seguridad a largo plazo e

introdujo el concepto de «almacenamiento geológico a largo plazo vigilado». Además se está preparando una nueva legislación nuclear que trate específicamente la gestión a largo plazo de los RAA.

- Alemania está preparando una enmienda a su Ley Nuclear para regular el abandono de la energía nuclear decidido en 1998.

También se tiende a integrar la gestión de los residuos radiactivos en la protección del medio ambiente, por lo que en la mayoría de los países, dentro del proceso de licenciamiento del AGP se contempla la realización de una evaluación de impacto ambiental, que garantice la protección del medio ambiente en todas las fases del proyecto.

En una evaluación de la seguridad que sirva de base para la toma de una decisión dada en relación con el programa de AGP, los resultados de la evaluación deben compararse con unos criterios de seguridad adecuados, por lo que en numerosos países se ha desarrollado o está desarrollando normativa reguladora nacional específica para la seguridad de sistemas de almacenamiento geológico, que constituye el *marco regulador* de los ejercicios de evaluación de la seguridad realizados en estos países:

- En Canadá, existen tres documentos reguladores del entonces organismo regulador AECB (ahora CNSC): R-71 (Información Básica y Requisitos Reguladores relativos a la Fase de Evaluación del Concepto del AGP) [49], R-104 (Requisitos y Objetivos Reguladores para el Almacenamiento de Residuos Radiactivos - Aspectos a Largo Plazo) [51] y R-72 (Consideraciones Geológicas para el Emplazamiento de un Sistema de Almacenamiento Subterráneo de RAA) [50], que son aplicables a la evaluación post-clausura de un sistema de AGP, y que han sido considerados en AECL-94.
- Las autoridades reguladoras nórdicas propusieron unas recomendaciones conjuntas sobre el almacenamiento de residuos de alta actividad, conocidas como «criterios nórdicos» [58], que han sido considerados en los ejercicios de los países nórdicos anteriores a la aprobación de normativa específica

nacional (TVO-92, TILA-96, Project-90, SKB-91, SITE-94).

- Además, STUK en su revisión de TVO-92 [54], aplicó unos límites de actividad liberada a la biosfera específicos de cada radionucleido, que fueron considerados en el ejercicio posterior de VTT, TILA-96.
- En Finlandia, se aprobó en 1999 la normativa general relativa al almacenamiento del combustible irradiado propuesta por STUK [59], que ha sido considerada en TILA-99, al estar en el momento de la realización de este ejercicio pendiente de aprobación.
- Las autoridades suecas de seguridad nuclear y protección radiológica han desarrollado normativa específica para el almacenamiento de CI: la propuesta de normativa de SKI en relación con la seguridad del almacenamiento final de residuos nucleares; y la *Normativa para el almacenamiento final del combustible irradiado* [73] propuesta por SSI y que entró en vigor en 1999. Estos requisitos se han considerado en SR 97, ya que uno de sus objetivos es demostrar la posibilidad de encontrar un emplazamiento en Suecia que satisfaga dichos criterios.
- En la Guía HSK R-21 [77] publicada conjuntamente por la Comisión Federal para la Seguridad de Instalaciones Nucleares (KSA) y el Inspectorado de Seguridad Nuclear (HSK) suizos se recogen los principios generales aplicables a un almacenamiento de residuos radiactivos en Suiza, que se han tenido en cuenta en los ejercicios realizados en este país.
- En España, el CSN, en su revisión del *Primer Plan General de Residuos Radiactivos*, propuso un criterio de aceptación de instalaciones de almacenamiento de residuos a largo plazo, que se consideró en el ejercicio Enresa-97.

En el momento de la realización de KBS-3 y H12 no existía normativa específica, ni ningún criterio de protección para el almacenamiento de residuos

de alta actividad en los respectivos países. Por ello, en KBS-3, se consideró el límite de dosis establecido por SSI para la protección radiológica aplicados a otras actividades que pueden implicar riesgo de exposición a radiaciones ionizantes y en H12 únicamente se hace referencia a unas recomendaciones muy generales de tipo cualitativo de AEC sobre el modo en que debe realizarse la evaluación de la seguridad y se tienen en cuenta los criterios de protección considerados en otros países.

Adicionalmente, en algunos ejercicios (SKB-91, Enresa-97) se hace referencia a las recomendaciones de organismos internacionales como OIEA [40].

En el proyecto internacional SPA, dada su naturaleza y objetivos, no se hace referencia a la normativa reguladora que pudiera existir en los países participantes o a normativa internacional para la seguridad del almacenamiento.

Las normativas para la seguridad del almacenamiento de CI y RAA no solo incluyen criterios de seguridad y protección de la salud humana o criterios de protección del medio ambiente, sino que también pueden referirse al período de tiempo que debe abarcar la evaluación de la seguridad, a los escenarios que deben analizarse, a la metodología a utilizar, o al modo de considerar en la evaluación de la seguridad determinadas condiciones.

A continuación se compara el contenido de las distintas normativas o recomendaciones existentes en los países de los ejercicios de evaluación analizados:

- Los criterios para la *protección de la salud humana* se formulan principalmente en términos de dosis y/o riesgo y se basan en la consideración de un hipotético individuo o grupo crítico. En algún caso se consideran también flujos de actividad:
 - En el documento R-104 de AECB (Canadá) y en la propuesta del CSN (España), se establece un criterio en términos de riesgo de 10^{-6} año⁻¹ (asociado, según ICRP 46, a una dosis 0,1 mSv/año en el criterio del CSN). En el documento de AECB se requiere la demostración cuantitativa

del cumplimiento con el límite hasta los 10^4 años tras la clausura.

- En la normativa de SSI, se establece un criterio para un individuo representativo del grupo más expuesto de 10^{-6} año⁻¹ (equivalente según ICRP 60, a un límite de dosis de 0,015 mSv/año⁻¹ para una exposición segura), y un criterio de riesgo para el individuo más expuesto de 10^{-5} año⁻¹ (equivalente a un límite de dosis de 0,15 mSv/año para exposición segura).
- En los *criterios nórdicos* y en la Guía R-21 de HSK y KSA en Suiza, se establecen límites de riesgo (10^{-6} año⁻¹) y de dosis (0,1 mSv/año).
- En la normativa de STUK se establece un criterio, directamente en términos de dosis, de 0,1 mSv/año para el individuo más expuesto, el cual se aplica en un período inicial de por lo menos varios miles de años.
- Además, en los *criterios nórdicos* y en la normativa de STUK, se emplea como indicador adicional para tiempos grandes, el flujo de radionucleidos a la biosfera, estableciéndose unos límites para las tasas de actividad liberada a la biosfera específicos de los radionucleidos.

Cabe destacar que todos los criterios reguladores indicados, se basan fundamentalmente en las recomendaciones de ICRP 46, en las que en la relación entre dosis y riesgo, se considera un factor de riesgo para la probabilidad de cánceres fatales para toda la población de $3 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹, establecido por ICRP en su publicación 26. Sin embargo, en la reciente publicación 81 de ICRP [183] sobre la protección radiológica aplicada al almacenamiento a largo plazo de residuos, se considera un factor de riesgo en el que se incluye la probabilidad de cánceres no fatales de $7,3 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹, tal como se establece en ICRP 60. Este factor de riesgo es el considerado en los criterios más reciente de SSI [73].

- La *protección del medio ambiente* se contempla en las normativas referidas en AECL-94, TILA-99 y

SR 97, que establecen que debe considerarse el impacto radiológico del almacenamiento sobre dicho medio ambiente. En la guía canadiense AECB R-104, se incluye la consideración del impacto derivado de los contaminantes no radiactivos.

- En cuanto a la consideración del *período de tiempo* que debe cubrir la evaluación del comportamiento o de la seguridad:
 - En la normativa de AECB se distinguen dos intervalos de tiempo: los primeros 10^4 años tras la clausura, en los que debe demostrarse cuantitativamente el cumplimiento con los límites, y los tiempos mayores, en los que deben presentarse argumentos razonados de que la liberación de radionucleidos al medio ambiente no aumentará repentinamente.
 - La normativa de SSI no establece un límite temporal para la evaluación, pero distingue los primeros 1.000 años, en los que indica que los requisitos de seguridad deben ser más exigentes. La propuesta de normativa de SKI contempla un *cut-off* temporal de 10^6 años.
 - En los *criterios nórdicos* se recomienda un *cut-off* temporal de 10^6 años.
 - Las recomendaciones de AEC sólo establecen que el análisis de consecuencias debería hacerse para un período de tiempo que incluya el tiempo en el que se da el máximo impacto del almacenamiento sobre las generaciones futuras
- Las normativas consideradas, en algunos casos establecen directrices relativas al desarrollo de escenarios (ver capítulo 5), y hacen referencia a la necesidad de analizar algunos *escenarios*, principalmente, los de intrusión humana o los asociados a sucesos disruptivos, que, dada sus singularidades, requieren consideración aparte:
 - En la Guía R-71 de AECB, se requiere la evaluación de la importancia de una intrusión humana inadvertida en el almacenamiento.

- En la normativa de STUK se requiere el análisis cualitativo y, cuando sea posible, también cuantitativo, de las consecuencias de sucesos disruptivos poco probables.
- En la normativa de SSI se indica que se deberán analizar las consecuencias de una intrusión inadvertida u otras perturbaciones similares sobre el almacenamiento. Además, deberá considerarse un caso de evaluación para el que se mantienen las condiciones actuales de la biosfera teniendo en cuenta la evolución climática esperada.
- En la Guía R-21 suiza, la intrusión humana intencionada y los procesos y sucesos con probabilidad de ocurrencia muy baja o con consecuencias no radiológicas mucho más serias, se eximen de consideración en la evaluación. Además, se indica que para las estimaciones de dosis en el largo plazo deberían asumirse biosferas de referencia y grupos de población con hábitos de vida realistas.
- En las recomendaciones de AEC de Japón se establecen los dos tipos de escenarios que deben analizarse: escenarios de transporte por aguas subterráneas y escenarios en los que el aislamiento físico del residuo se vea impedido debido a actividades humanas o fenómenos naturales. Los cálculos de dosis se realizarán bajo la hipótesis de que se mantienen los hábitos y actividades humanas actuales.
- En los «criterios nórdicos» y en la normativa de SSI se establece que el sistema de almacenamiento debe estar optimizado.
- La normativa canadiense es la única en la que se requiere la asignación de probabilidades a los escenarios considerados.

En la tabla 4 se recogen la normativa y los criterios reguladores considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados.

1.4. Concepto de almacenamiento

En la tabla 5 se presentan de forma sucinta las principales características de los distintos elementos del sistema de almacenamiento (el residuo, el contenedor y las demás barreras de ingeniería, el repositorio, la roca hospedante y el emplazamiento) correspondientes a cada uno de los ejercicios de evaluación analizados.

A continuación se considera cada uno de estos elementos del sistema de almacenamiento por separado.

Residuo

El residuo a almacenar, como se muestra a continuación, depende del tipo de combustible nuclear empleado en las centrales nucleares y de la estrategia y el programa de gestión de los residuos de alta actividad adoptada en cada país, así como del alcance del ejercicio de evaluación, ya que, por ejemplo, la evaluación puede restringirse al almacenamiento de un determinado tipo de combustible:

- En Japón y Suiza, donde se ha optado por el ciclo cerrado para la gestión final del combustible irradiado (CI), el residuo lo constituyen los vidrios de reproceso.
- En SPA se estudia únicamente el almacenamiento de CI, aunque algunos de los países participantes en el proyecto contemplan el reproceso en su programa de gestión (Francia, Alemania). En el ejercicio de GRS en SPA, el residuo considerado es CI tipo PWR, y en el de IPSN, CI PWR de óxidos de uranio y de óxidos mixtos.
- En los ejercicios de Finlandia, Canadá, Suecia y España, países en los que se ha optado por el ciclo abierto, el residuo considerado es CI. En AECL-94, el residuo considerado es CI tipo CANDU y en los demás ejercicios, CI de reactores de agua ligera. Además en SR-97, se incluye una pequeña proporción de combustible PWR de óxidos mixtos.

Adicionalmente, en las evaluaciones de la seguridad, para simplificar los cálculos, se suelen establecer uno

o varios residuos de referencia, con características promedio del tipo o tipos de residuos mayoritarios:

- En AECL-94, el residuo considerado es combustible gastado de uranio natural tipo CANDU, con un grado de quemado de unos 8 MWd/kgU.
- En TVO-92, se considera un EE.CC. tipo de la Central nuclear de Olkiluoto (combustible BWR de 36 MWd/kgU de quemado), y en TILA-96 y TILA-99, el EE.CC. tipo de las centrales nucleares de Olkiluoto considerado en TVO-92 y un EE.CC. tipo de la central de Loviisa (combustible PWR-VVER de 36 MWd/kgU de quemado).
- En H12 se consideran los residuos vitrificados de JNFL, procedentes del reproceso de combustible PWR con un grado de quemado de 45 MWd/kgU.
- En los ejercicios de SKB se considera combustible LWR (PWR en KBS-3; BWR en SKB-91 y SR 97), con un grado de quemado, de 38 MWd/kgU. En SR 97, no se tiene en cuenta en los cálculos de inventario la pequeña cantidad de EE.CC. de óxidos mixtos.
- En Kristallin-1, se asume un residuo de alta actividad vitrificado por GOGEMA (similar al considerado en Gewähr), procedente del reproceso de CI tipo PWR con un grado de quemado de 33 MWd/kgU.
- En Enresa-97 se considera un combustible de referencia PWR con un quemado de 40 MWd/kgU, asumiendo que 3 elementos de combustible BWR equivalen a 1 PWR.
- En el ejercicio de GRS en SPA se evalúa un elemento de combustible gastado de referencia PWR de 45 MWd/kgU, y en el de IPSN se considera combustible tipo PWR de UO_2 con un quemado de 45 MWd/kgU y combustible tipo PWR de óxidos mixtos (MOX) con un quemado de 43,5 MWd/kgU.

Por el contrario, en los ejercicios Project-90 y SITE-94, a la hora de estimar el inventario de radionuclei-

dos existente en el almacenamiento, se busca un mayor realismo, considerando la historia de quemado de cada remesa de combustible cargada en los reactores suecos.

Contenedor

En los ejercicios analizados se consideran básicamente dos tipos de contenedores:

- Contenedores de larga vida, constituidos por materiales resistentes a la corrosión o con una tasa de corrosión muy baja, como el cobre o el titanio:
 - En AECL-94 se considera un contenedor de pared delgada de aleación de titanio.
 - El contenedor considerado en los ejercicios de Finlandia y Suecia consta de una cápsula exterior de cobre que proporciona una alta resistencia a la corrosión, aunque, a lo largo de las sucesivas evaluaciones, se han hecho modificaciones en el diseño.

En TVO-92, la cápsula exterior de cobre contenía una serie de internos (cilindro de acero, bastidor de acero para alojar los elementos y material de relleno granular) que posteriormente (TILA-96, TILA-99) han sido sustituidos por una cápsula interna de hierro con huecos para alojar los elementos combustible, de mayor resistencia mecánica, con atmósfera inerte, para limitar la corrosión interna y de más fácil encapsulado, lo que disminuye la probabilidad de defectos de fabricación.

En los primeros ejercicios suecos (KBS-3, Project-90), para proporcionar la resistencia mecánica, la cápsula exterior de cobre de 10 cm de espesor, se rellena o con plomo fundido o con cobre, atendiendo a dos posibles diseños y métodos de fabricación del contenedor. En SKB-91, se considera un contenedor con una cápsula exterior de cobre de menor espesor (6 cm) relleno de plomo fundido, y en SITE-94 un diseño alternativo en el que la cápsula externa de cobre de 5 cm de espesor, contiene una cápsula interior de ace-

ro, relleno de bolas de vidrio borado. En SR-97, el diseño adoptado coincide con el de los dos últimos ejercicios de Finlandia.

El tiempo de vida esperado de estos contenedores se considera, como mínimo, de 10⁵ años, aunque en los cálculos se utilicen valores más conservadores.

- En H12 se asume un diseño alternativo de contenedor de vida larga, consistente en un contenedor exterior de titanio o cobre resistente a la corrosión y un contenedor interno de acero al carbono.
- Contenedores de menor vida constituidos por materiales que se corroen, como los contenedores de acero masivo utilizados en Gewähr y Kristallin-1 (25 cm de espesor), en el sistema de referencia de H12 (19 cm de espesor) y en Enresa-97 y el ejercicio de GRS en SPA (10 cm de espesor), o el de aleación de hierro de 30 cm de espesor considerado en el ejercicio de IPSN en SPA. El tiempo de vida medio esperado para estos contenedores está en torno a los 1000 años.

Una particularidad del ejercicio de GRS en SPA, es que en éste, el contenedor aloja las varillas de combustible procedentes de la consolidación de los elementos combustibles.

Las demás características de estos contenedores (número, longitud, diámetro, peso total y contenido típico) recogidas en la tabla 5, vienen dadas por las propiedades del residuo que tienen que alojar.

Otras barreras de ingeniería

• Buffer

En todos los ejercicios considerados la base del material del buffer que rodea al contenedor es arcilla, ya que sus características son muy adecuadas para satisfacer las funciones de esta barrera:

- En los ejercicios de Finlandia, de Suecia, de Suiza, en Enresa-97 y en el ejercicio de GRS en SPA el buffer es de bentonita compactada.

- En AECL-94 y H12 el buffer es una mezcla de bentonita y arena con mayor proporción de la primera.
- En el ejercicio de IPSN en SPA el buffer es de arcilla.

En cuanto a las dimensiones del buffer (ver tabla 5), existen mayores diferencias entre ejercicios, que pueden deberse a las distintas propiedades del material empleado como buffer, a la diferente disposición de los bultos de residuo en el almacenamiento, a las características distintas del medio geológico, o a un mayor o menor grado de conservadurismo.

• Material de relleno y sellos

El material de relleno de túneles, galerías y demás cavidades del almacenamiento consiste generalmente en una mezcla de bentonita y roca triturada (AECL-94, TILA-96, TILA-99, H12 y SR 97) o en una mezcla de bentonita y arena (TVO-92, KBS-3, Project-90, SKB-91, Enresa-97 y GRS), considerándose en SITE-94 ambas opciones.

En el ejercicio de IPSN en SPA y en los ejercicios suizos, se emplea como material de relleno el mismo que para el buffer (arcilla en el caso de IPSN y bentonita en los ejercicios suizos). En TILA-99 se plantea el uso de arcilla esméctica natural como material de relleno.

Los sellos que se colocan en los túneles de acceso y otros puntos estratégicos del almacenamiento con el fin de evitar la existencia de caminos preferentes para la migración de los radionucleidos, suelen ser de materiales arcillosos y de hormigón.

Roca hospedante y repositorio

• Roca hospedante

Como el presente informe sólo se ocupa del estudio de evaluaciones de la seguridad en medios cristalinos, la roca hospedante en todos los casos es roca cristalina. Aunque en H12 se han considerado además, distintos tipos de rocas sedimentarias, y en SPA, formaciones arcillosas y salinas.

- Profundidad del sistema de almacenamiento

En general, la profundidad a la que se encuentra el repositorio se ajustará a las características del medio geológico del emplazamiento.

La profundidad del sistema de almacenamiento oscila entre los 500- 600 m considerados en AECL-94, los ejercicios de Finlandia, Suecia, España y Francia (IPSN en SPA) y los 1.200 m considerados en Gewähr, pasando por los 1000 m de H12 y Kristallin-1 y los 900 m del ejercicio de GRS en SPA. Además en KBS-3 y el emplazamiento de Aberg en SR 97, se contempla un almacenamiento en dos niveles separados unos 100 metros.

- Disposición del sistema de almacenamiento

Existen dos disposiciones básicas de los bultos de residuos en el lugar de almacenamiento: en galerías horizontales de deposición (Enresa, Gewähr, Kristallin-1, IPSN en SPA y diseño alternativo en H12) o en perforaciones verticales individuales en el suelo de los túneles horizontales (AECL-94, H12, GRS, ejercicios de Finlandia y Suecia).

Una vez seleccionada la disposición básica del repositorio, el área cubierta por el almacenamiento y las distancias entre los túneles de almacenamiento y entre los contenedores en dichos túneles (ver tabla 5), vendrá determinada principalmente por las características del medio geológico del emplazamiento y por la cantidad y carga térmica del residuo.

- Reversibilidad

En TILA-99 y SR 97 se indica explícitamente que el diseño del sistema de almacenamiento se realizará de modo que sea posible en el futuro la recuperación de los residuos, aunque no se indica como afecta esto al diseño del almacenamiento ni a la seguridad a largo plazo del mismo.

Emplazamiento

Los ejercicios de evaluación analizados correspondientes a fases iniciales de desarrollo del AGP, sue-

len ser estudios genéricos, en los que el almacenamiento se localiza en un emplazamiento con características representativas de las formaciones geológicas contempladas para el almacenamiento en sus respectivos programas:

- En H12 y Gewähr, se emplean datos genéricos representativos de posibles emplazamientos en Japón o Suiza. En Project-90 y en los ejercicios de España y Francia (IPSN en SPA) se consideran emplazamientos genéricos con características típicas del basamento cristalino de Suecia, de formaciones graníticas en España y de la zona granítica del oeste de Francia, respectivamente.

- En AECL-94, se considera un emplazamiento hipotético en el que las características geológicas proceden de datos del área de investigación de Whiteshell, Manitoba, y de datos procedentes de la fase de localización y construcción de un laboratorio subterráneo en esa área.

- En KBS-3, se emplean datos procedentes de distintos lugares en Suecia.

- En Kristallin-1 se considera un emplazamiento en el basamento cristalino del norte de Suiza. En el ejercicio de GRS en SPA se emplean los mismos datos, ya que no se dispone de suficientes datos de medios graníticos en Alemania y las características del emplazamiento son similares a las de las formaciones graníticas existentes en este país.

En aquellos ejercicios, que se enmarcan en fases más avanzadas del programa para la selección de emplazamientos, se han considerado emplazamientos concretos que corresponden a áreas candidatas, o a áreas en las que se han realizado investigaciones de campo y de las que se tienen datos:

- En TVO-92 se consideran cinco emplazamientos de investigación, 3 de los cuales se siguen estudiando en TILA-96 (Kivetty y Romuvaara, en el interior y Olkiluoto, en la costa), que junto al emplazamiento de Håstholmen (en la costa), constituyen los 4 emplazamientos candidatos para el almacenamiento en Finlandia analizados en TILA-99.

- En SKB-91 se consideran datos del área de Finnsjön y en SITE-94 del área y del laboratorio subterráneo de Äspö.
- En SR 97 se consideran 3 emplazamientos hipotéticos: Aberg, Beberg y Ceberg, cuyos datos proce-

den respectivamente de: Gideå, Finnsjön y Äspö. Los tres emplazamientos representan áreas geológicamente estables y están relativamente cerca de la costa (Ceberg es un emplazamiento costero), pero no son candidatos para la ubicación del almacenamiento.

Tabla 2. Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio

País	Organismo Regulador	Agencia residuos	Proceso de desarrollo del AGP: acciones realizadas y actuaciones previstas	Ejercicio	Fase del proceso en el momento de realización del ejercicio
Canadá	CNSC (AECB antes del 2000)	AECL ⁷	- Realización de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) del concepto de almacenamiento de CI en Canadá, revisado por un «Panel» independiente y sometido a información pública entre 1996 y 1997 - A raíz de las conclusiones del informe final del «Panel», el Gobierno establece entre sus objetivos la definición de un proceso de revisión y licenciamiento y la creación de un fondo para financiar completamente la gestión a largo plazo del CI - En 1999, se inicia un proceso de consulta a los agentes implicados en la toma de decisiones en relación con el almacenamiento, para establecer la opción más favorable para el mismo. - Presentación en el 2001 de una propuesta de Ley sobre la gestión a largo plazo del CI, que garantizará la adecuada gestión a largo plazo del CI y por la que se requiere la creación, con fondos de los productores de los residuos, de un organismo independiente de gestión de residuos	AECL-94	Demostración de la idoneidad del concepto de almacenamiento propuesto AECL-94 es una referencia primaria de la EIA y ha servido de base para la revisión del concepto de almacenamiento por parte del Panel de Revisión de la EIA
Finlandia	STUK	POSIVA	- Establecimiento en 1983 de un programa escalonado de investigaciones del lecho rocoso, desarrollando paralelamente planes técnicos para el encapsulado y almacenamiento final del CI, y evaluaciones de la seguridad, con el objetivo de poder seleccionar un emplazamiento en torno al 2000, iniciar la construcción del almacenamiento en el 2010 y la puesta en operación en el 2020 - Realización de estudios preliminares de emplazamiento entre 1987 y 1992, y continuación a partir de 1992 del programa de caracterización en 3 de estos emplazamientos, a los que, posteriormente, se añade un emplazamiento más. - En 1999, POSIVA presenta la solicitud de la «Decisión en Principio» (DiP) del Gobierno sobre la instalación de almacenamiento final del CI en Olkiluoto (Eurajoki), que incluye el estudio de impacto ambiental - En enero del 2000, STUK y el municipio de Eurajoki evaluaron favorablemente la solicitud de DiP. En diciembre del 2000 el Gobierno decidió favorablemente sobre el almacenamiento, y el Parlamento lo ratificó en mayo del 2001 - Inicio de la construcción de un laboratorio subterráneo en Olkiluoto previsto para el 2003-2004	TVO-92 TILA-96 TILA-99	Fase de realización de estudios preliminares de emplazamiento en 5 áreas de estudio (Vietsivaara, Kivetty, Olkiluoto, Romuvaara, Syyri) Revisado por STUK Fase de investigación detallada de emplazamiento en 3 áreas candidatas (Kivetty, Olkiluoto, Romuvaara) Revisado por STUK Investigaciones detalladas en 4 emplazamientos (Hästhölmén, Kivetty, Olkiluoto, Romuvaara) con el fin de proponer uno de ellos a finales del 2000 TILA-99 ha servido de base para la realización del estudio de EIA para los 4 emplazamientos candidatos y para la solicitud de DiP, la cual fue evaluada por STUK y por un grupo de expertos internacionales

⁷ AECL es una corporación federal responsable de la investigación y desarrollo para el AGP, pero está prevista la creación de una agencia dependiente del Gobierno, para que se encargue de la gestión del CI en Canadá.

Tabla 2. Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio (*continuación*)

País	Organismo Regulador	Agencia residuos	Proceso de desarrollo del AGP: acciones realizadas y actuaciones previstas	Ejercicio	Fase del proceso en el momento de realización del ejercicio
Japón	AEC	NUMMO	• Establecimiento por AEC en 1987, de la política básica sobre la gestión de RAA en su programa a largo plazo de I+D, que se revisa cada 5 años • Publicación del primer informe de progresos del programa de I+D, H3, en 1992, y del siguiente, H12, en el 2000 • Aprobación de una Ley relativa al almacenamiento de los RAA, en la que se establece un proceso de selección de emplazamientos en 3 pasos: prospección general a escala nacional; selección de emplazamientos para su caracterización; y selección de un emplazamiento para el almacenamiento final, en el que se construye un laboratorio subterráneo. Se prevé el inicio de la construcción del almacenamiento entre el 2020-2030, y la puesta en operación en torno a los años 2030 – mediados de los 2040 • Creación en el 2000, de la agencia responsable de llevar a cabo el programa para la realización del almacenamiento, NUMO	H12	Demostración de la viabilidad técnica del almacenamiento geológico en Japón, tomando como base de partida el anterior informe de progresos del programa de I+D en Japón, H3 Revisado por parte de AEC y sometido a «Peer review» por parte de un grupo internacional de expertos seleccionado por la NEA
Suecia	SKI y SSI	SKB	• Entre 1977 y 1983, estudio de la viabilidad del almacenamiento final del CI en Suecia por SKB, culminando con el ejercicio KBS-3, en el que se presenta el concepto de almacenamiento sueco • Durante los años 80, SKB continúa las investigaciones de emplazamiento y examen de opciones alternativas al AGP para el almacenamiento a largo plazo del CI • Realización, desde 1993, de estudios de viabilidad para el AGP del CI en 8 municipios, con el fin de poder seleccionar al menos dos municipios en los que llevar a cabo investigaciones detalladas de emplazamiento y poder proponer un emplazamiento para el almacenamiento final del CI en torno al 2008 y comenzar la construcción del almacenamiento durante el período 2010-2020 • El Gobierno requirió la realización de una evaluación de la seguridad actualizada del almacenamiento profundo del CI, antes de comenzar las investigaciones detalladas de emplazamiento • SKB ha propuesto 3 municipios (Öskarshamn, Östhammar y Tierp) para la realización de investigaciones de emplazamiento, que han sido evaluados favorablemente por SKI	KBS-3	Determinación de la viabilidad y seguridad a largo plazo del almacenamiento, como requisito previo para la autorización de operación de los últimos reactores suecos Revisado por SKI
				SKI-90	Preparación para las evaluaciones futuras necesarias en el proceso de licenciamiento, dentro del marco del programa de investigación de SKI
				SKB-91	Revisado por la NEA
				SITE-94	Programa de selección del concepto de almacenamiento y de posibles emplazamientos
					Continuación del trabajo iniciado en Project-90, poniendo más énfasis en el desarrollo de metodologías

Tabla 2. Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio (continuación)

País	Organismo Regulador	Agencia residuos	Proceso de desarrollo del AGP: acciones realizadas y actuaciones previstas	Ejercicio	Fase del proceso en el momento de realización del ejercicio
Suiza	KSA y HSK	NAGRA	En el 2001, el Gobierno se pronuncia favorablemente sobre el programa para la selección de emplazamientos de SKB, por lo que SKB puede comenzar las investigaciones en los emplazamientos propuestos	SR 97	Se finalizan estudios de viabilidad del almacenamiento del CI en 6 municipios, para la posterior selección de 2 municipios en los que realizar investigaciones detalladas Sometido a «Peer review» por parte de un grupo internacional de expertos seleccionado por la NEA y por SKI y SSI
			- En respuesta al requerimiento del Gobierno a las CCNN de demostrar la seguridad y viabilidad del almacenamiento para concederles la prórroga de las licencias más allá de 1985, presentación del proyecto Gewähr por Nagra, en el que se demuestra la viabilidad del almacenamiento de los residuos radiactivos en Suiza en una formación cristalina - Requerimiento del Gobierno de extender el programa de investigación de emplazamientos a formaciones sedimentarias, a raíz de su revisión del proyecto Gewähr. En la actualidad, se consideran dos formaciones para el almacenamiento de los RAA: el basamento cristalino del norte de Aargau y las arcillas Opalinus de Zurcher Weinland. Aunque, en 1997, tras finalizar las investigaciones de campo a escala regional en Aargau, NAGRA decidió no realizar trabajos de campo adicionales - Creación del Grupo de Expertos EKRA para comparar diferentes conceptos de almacenamiento a largo plazo e identificar la opción más favorable - En la actualidad, para la demostración de la existencia de emplazamientos adecuados para el almacenamiento de RAA en Suiza se está realizando un ES de un almacenamiento en las arcillas Opalinus. La construcción del almacenamiento no se prevé antes del 2020.	Gewähr	Demostración de la viabilidad y la seguridad del almacenamiento final de los residuos radiactivos, como requisito previo para la prórroga de licencias de las CCNN más allá de 1985
				Kristallin-1	Finalización de la evaluación de los datos recogidos en el programa de investigación regional en Aargau, marcando el paso de estudios regionales a estudios locales.
España	CSN	Enresa	- Presentación por Enresa en 1986 y aprobación tras informe favorable del CSN en 1987 del 1º Plan General de Residuos Radiactivos (PGRR), del que se han ido realizando revisiones periódicas - Desarrollo de conceptos preliminares de AGP en 3 formaciones (granito, arcilla y sal) y realización de evaluaciones del comportamiento del AGP en granito y en arcilla - En el 4º PGRR, se contempla el plan de selección de emplazamientos hasta 1999, la designación de emplazamiento/s, su caracterización, y la toma de decisión sobre el emplazamiento entre 1999 y el 2015	Enresa-97	Tareas de diseño preliminar y evaluación de comportamiento de un almacenamiento en medio granítico, dentro de la fase de búsqueda de emplazamientos, contemplada en el 4º PGRR

Tabla 2. Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio (*continuación*)

País	Organismo Regulador	Agencia residuos	Proceso de desarrollo del AGP: acciones realizadas y actuaciones previstas	Ejercicio	Fase del proceso en el momento de realización del ejercicio
Unión Europea			- En 1999, cambio en el programa y la estrategia de gestión del CI y los RAA, a raíz del informe de la Ponencia del Senado sobre la problemática de los residuos radiactivos. Así, en el 5º PGR, se pospone cualquier decisión sobre la gestión final del CI y los RAA hasta el año 2010, se establecen dos líneas de actuación: el AGP y la investigación en separación y transmutación. En relación con el AGP se paralizan las actividades de búsqueda de emplazamientos, centrándose hasta el 2003 en la realización de ES genéricos - Dentro del Programa de I+D de la CE se realizan trabajos en el campo de la gestión de residuos radiactivos dedicados al desarrollo de la metodología de evaluación de la seguridad a largo plazo, y a su aplicación a diferentes emplazamientos, conceptos e inventarios de residuos.	SPA	Proyectos anteriores de la CE: PAGIS (1988) para el almacenamiento de RAA, PACOMA (1991) para el almacenamiento de residuos de actividad media y periodo largo y EVEREST (1996) para el almacenamiento de los residuos de media y alta actividad
Alemania	BfS	RSK, SSK	- Decisión de almacenar todos los residuos radiactivos en formaciones geológicas profundas - Realización, desde 1979, de trabajos de investigación en el domo salino de Gorleben - En 1998, acuerdo entre el Gobierno y las empresas eléctricas para el abandono progresivo del uso comercial de la energía nuclear, interrumpiéndose los trabajos de exploración en Gorleben - Creación, en 1999, del grupo de trabajo AKEnd, para la selección de emplazamientos para el almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos, considerando otras formaciones, además de la sal.	Participación de GRS en SPA	En el proyecto SPA, no se hace referencia al proceso de desarrollo del AGP en los países participantes
Francia	ANDRA	DSIN	- En 1987, identificación de cuatro formaciones geológicas (arcilla, sal, granito y esquistos) para el almacenamiento de RAA e inicio de trabajos de investigación en un emplazamiento en cada medio, para establecer un laboratorio subterráneo de investigación en uno o varios de los emplazamientos estudiados - En 1990, por la oposición pública en los emplazamientos candidatos, se paraliza el estudio de emplazamientos para reevaluar la estrategia global de gestión de los residuos radiactivos. - En 1991, se aprueba la Ley de Residuos Radiactivos, que regula la investigación sobre los residuos de alta actividad y periodo largo hasta el año 2006, estableciendo tres líneas de investigación: el almacenamiento a largo plazo en superficie; la separación	Participación de IPSN en SPA	En el proyecto SPA, no se hace referencia al proceso de desarrollo del AGP en los países participantes

Tabla 2. Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio (continuación)

País	Organismo Regulador	Agencia residuos	Proceso de desarrollo del AGP: acciones realizadas y actuaciones previstas	Ejercicio	Fase del proceso en el momento de realización del ejercicio
			ración y transmutación; y el AGP. En el 2006 el Gobierno decidirá sobre la mejor solución para la gestión de dichos residuos. • Para llevar a cabo la investigación sobre el AGP, el Gobierno decide en 1998, la construcción de dos laboratorios subterráneos, uno en granito y otro en arcillas: — En 1999, autorización del laboratorio en arcilla en Bure (Meuse), e inicio de su construcción en el 2000. — Creación de una comisión para seleccionar uno o varios emplazamientos para el laboratorio en granito.		

Tabla 3: Principales objetivos de los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados

Ejercicios	Objetivos
AECL-94	Desarrollar una metodología de evaluación de la seguridad y aplicarla a un sistema de almacenamiento de referencia, para estimar la viabilidad y seguridad del concepto de almacenamiento de CG
TVO-92	- Evaluar si el concepto de almacenamiento y las 5 áreas candidatas para el emplazamiento, satisfacen los requisitos de seguridad - Beneficiarse de los estudios y trabajos relevantes realizados en el ámbito nacional e internacional desde anteriores ejercicios
TILA-96	- Integrar nueva información procedente de los 3 emplazamientos de investigación y de los diseños actualizados de contenedor y almacenamiento - Beneficiarse de los estudios y trabajos relevantes realizados en el ámbito nacional e internacional desde anteriores ejercicios
TILA-99	Evaluar la seguridad a largo plazo del concepto de almacenamiento y de los 4 emplazamientos candidatos
H12	- Evaluar la viabilidad y seguridad del almacenamiento geológico en Japón, considerando un amplio rango de ambientes geológicos - Establecer una metodología de evaluación de la seguridad aplicable a diferentes conceptos de almacenamiento y ambientes geológicos - Proporcionar las bases técnicas para la selección de emplazamientos y para el desarrollo de criterios de seguridad
KBS-3	Demostrar la viabilidad del almacenamiento final del CG en Suecia con el estado del conocimiento y la tecnología del momento, requerido por el Gobierno para autorizar la carga del combustible nuclear en los dos últimos reactores suecos
Project-90	- Orientar el programa de I+D de SKI, que le permita adquirir capacidad de evaluación independiente - Examinar los aspectos importantes de la evaluación de la seguridad de un almacenamiento en el medio geológico típico de Suecia, respecto a la metodología y las bases científicas de la evaluación del comportamiento, al diseño del almacenamiento y a la caracterización del emplazamiento
SKB-91	Mostrar cómo afectan las características del emplazamiento a la seguridad a largo plazo del almacenamiento final del CI
SITE-94	- Determinar el modo de asimilar los datos específicos del emplazamiento en la evaluación del comportamiento, estudiando la influencia en los resultados de las incertidumbres inherentes a la caracterización del emplazamiento - Desarrollar una metodología de evaluación del comportamiento práctica y traceable - Analizar los mecanismos que puedan influir en la integridad del contenedor
SR 97	- Demostrar que es posible encontrar un emplazamiento en Suecia que satisfaga los requisitos de protección radiológica y seguridad establecidos - Probar la metodología de evaluación de la seguridad - Fundamentar la selección de factores en los que basar la selección de áreas par las investigaciones de emplazamiento y el establecimiento de requerimientos sobre la investigación de emplazamientos - Fundamentar la obtención de requisitos funcionales del contenedor y otras barreras del sistema de almacenamiento
Gewähr	Servir de base a la decisión del Gobierno sobre la prórroga de las autorizaciones de operación de las centrales nucleares, mediante la demostración de la viabilidad del almacenamiento de RAA en Suiza con la tecnología del momento, y la disponibilidad de medios geológicos adecuados para satisfacer los criterios de seguridad a largo plazo
Kristallin-1	- Cuantificar el nivel de seguridad de un almacenamiento de RAA en el basamento cristalino del norte de Suiza - Mejorar la comprensión de las barreras de ingeniería y geológicas - Identificar características geológicas claves y establecer rangos deseables de los parámetros asociados, que permitan la identificación de emplazamientos en los que realizar estudios de campo - Desarrollar y probar una metodología de evaluación de la seguridad más completa, así como un conjunto de modelos y herramientas de cálculo

Tabla 3: Principales objetivos de los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados (*continuación*)

Ejercicios	Objetivos
Enresa-97	• Estudiar el comportamiento a largo plazo de las distintas barreras del concepto de almacenamiento de CI en granito • Desarrollar técnicas y metodologías de evaluación, regidas por un alto grado de trazabilidad y flexibilidad • Integración de las bases científicas y tecnológicas de los procesos que rigen el comportamiento del sistema en la evaluación
SPA	• Revisar las políticas de gestión de residuos y los conceptos de almacenamiento del CG en formaciones salinas, cristalinas y arcillosas • Evaluar el comportamiento de sistemas de almacenamiento para distintos conceptos de almacenamiento y en distintas formaciones geológicas, e identificar los aspectos claves que determinan dicho comportamiento • Desarrollar modelos de campo cercano

Tabla 4: Marco regulador y criterios para el almacenamiento de los residuos radiactivos considerados en los ejercicios de seguridad en medios cristalinos analizados

Ejercicio	Normativa referida	Criterios Reguladores
AECL-94	R-71 (AECB-1985) R-104 (AECB-1987a) R-72 (AECB-1987b)	- El riesgo radiológico individual para los individuos del grupo crítico, inferior a 10^{-6} cánceres fatales o efectos genéticos graves al año (R-104). - Demostración del cumplimiento con el límite mediante modelos predictivos matemáticos para 10^4 años. Para tiempos mayores de los 10^4 años se presentarán argumentos razonados de que la liberación de radionucleidos al medio ambiente no aumentará repentinamente (R-104). - Protección del medio ambiente en general, contra el impacto de los contaminantes que tienen su origen en el almacenamiento, incluido el impacto de los contaminantes no radiactivos (R-104). - Evaluación del riesgo de intrusión humana en el sistema de almacenamiento (R-71) y asignación de probabilidades a los escenarios considerados (R-104).
TVO-92	«Criterios Nórdicos»: Recomendaciones conjuntas de las autoridades reguladoras de los países nórdicos sobre el almacenamiento de RAA ⁸	- El sistema de almacenamiento de residuos debe estar optimizado, y su seguridad no dependerá de la vigilancia y controles institucionales en el largo plazo. - Las dosis individuales derivadas de la evolución esperada del sistema de almacenamiento serán menores de 0,1 mSv/a. La probabilidad y consecuencias de sucesos catastróficos poco probables, se discutirá cualitativamente, y cuando sea posible, cuantitativamente respecto al riesgo correspondiente a los 0,1 mSv/a (10^{-6} a⁻¹). - Para tiempos superiores a los 10^4 años, la dosis individual para miembros del grupo crítico puede usarse como un indicador de la seguridad. - Para largos periodos de tiempo, la afluencia de radionucleidos a la biosfera será baja en comparación con la de radionucleidos naturales (límites del flujo de radionucleidos a la biosfera promediado sobre 10.000 años, en el rango de 10-100 kBq/año para los emisores α de vida larga y en el de 100-1000 kBq/año para el resto de los nucleidos de vida larga, por cantidad de residuo generado en el quemado del combustible fabricado con una tonelada de uranio natural)
TILA-96	«Criterios Nórdicos» ⁸	Descritos en el correspondiente apartado de TVO-92
	Revisión por STUK de TVO-92 [54]	- Límites de tasa de actividad liberada a la biosfera promediada sobre 10.000 años para los distintos radionucleidos: — 0,1 GBq/año para los emisores de larga vida. — 1 GBq/año para los nucleidos Cl-36, Se-79, Nb-94, Sn-126, I-129, Cs-135. — 10 GBq/año para los nucleidos C-14, Ni-59, Zr-93, Tc-98, Pd-107. - Cut-off temporal de 10^6 años
TILA-99	Decisión del Gobierno 478/1999 relativa al almacenamiento del CG (pendiente de ser aprobada en la fecha de publicación del ejercicio)	- Dosis anual efectiva del individuo más expuesto inferior a 0,1 mSv y dosis individual promediada para grupos grandes muy baja. Aplicación de estos límites para un tiempo de por lo menos varios miles de años. - A tiempos mayores, la actividad liberada a la biosfera promediada en un tiempo grande, menor que unos límites específicos de cada radionucleido que definirá STUK en una guía YVL, de modo que impacto radiológico del almacenamiento no supere el impacto de los radionucleidos naturales, y, a gran escala, permanezca muy bajo. - Las consecuencias de sucesos catastróficos poco probables serán analizadas cualitativamente, y cuando sea posible también cuantitativamente. - Se discutirá el posible impacto del almacenamiento sobre el medio ambiente.

⁸ Disposal of high level radioactive waste - Consideration of some basic criteria - A consultative document. The Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden. Anónimo, 1992.

Tabla 4: Marco regulador y criterios para el almacenamiento de los residuos radiactivos considerados en los ejercicios de seguridad en medios cristalinos analizados (continuación)

Ejercicio	Normativa referida	Criterios Reguladores
	Revisión por STUK de TVO-92 [54]	Se consideran los límites de actividad liberada a la biosfera, específicos de cada radionucleido propuestos por STUK en la revisión de TVO-92, así como el cut-off temporal.
H12	Recomendaciones de AEC sobre el modo en que deben desarrollarse los programas de I+D	- La dosis individual se considera el indicador principal de la seguridad del sistema de almacenamiento, y se sugiere el uso de indicadores adicionales en el largo plazo. - Uso de metodologías sistemáticas para el desarrollo de escenarios y consideración de dos tipos de escenarios: escenarios de transporte por aguas subterráneas y escenarios de fallo aislado. - Cálculo de dosis bajo la hipótesis de que se mantienen los hábitos y actividades humanas actuales. - Realización del análisis de consecuencias para un período de tiempo que incluya el tiempo del máximo impacto.
KBS-3	No existen criterios específicos para el almacenamiento final	- La contribución esperada del almacenamiento a las dosis para los individuos más expuesto será menor que el límite de los 0,1mSv/año establecido por SSI para las CCNN. - El almacenamiento no alterará, de forma apreciable, el nivel de radiación natural en los alrededores.
SKB-91	«Criterios Nórdicos» ⁸ e IAEA Safety Series N° 99 ⁹	Descritos en el correspondiente apartado de TVO-92
SKI-90	«Criterios Nórdicos» ⁸	Descritos en el correspondiente apartado de TVO-92
SITE-94		
SR 97	SSI FS 1998: 01	- Riesgo radiológico para un individuo representativo del grupo más expuesto inferior a 10⁻⁶/año (equivalente a un límite de dosis de 0,015 mSv/año para una exposición segura). - Límite de riesgo para el individuo más expuesto de 10⁻⁵/año (equivalente a un límite de dosis de 0, 15 mSv/año para una exposición segura). - Debe considerarse el efecto del almacenamiento sobre los ecosistemas y hábitats que puedan verse afectados. - Se exige considerar las consecuencias de una intrusión inadvertida u otras perturbaciones similares en el almacenamiento o en sus proximidades. - Para el período de los primeros 1000 años desde la clausura se necesitan requisitos de seguridad más exigentes, aunque también deberá analizarse el período posterior a estos 1000 años. Se considerará un caso de evaluación que asume que se mantienen las condiciones actuales de la biosfera. - Sistema de almacenamiento optimizado y realizado con la mejor tecnología disponible.
	Borrador de normativa de SK	- Establece el modo en que deben considerarse en la evaluación de la seguridad distintas condiciones internas y externas al almacenamiento, importantes para la seguridad. - La evaluación de la seguridad debe cubrir un intervalo de 10⁶ años desde la clausura del almacenamiento.
Gewähr	Guía R-21 de KSA y HSK (1980)	- La liberación de radionucleidos como consecuencia de procesos y sucesos razonablemente posibles, no dará lugar a dosis individuales superiores a 0,1mSv/año. - El almacenamiento se diseñará de modo que pueda ser clausurado dentro de un intervalo de varios años y que no imponga obligaciones relativas a la seguridad y de vigilancia a las generaciones futuras.

⁹ IAEA Safety Standards. Safety principles and technical criteria for the underground disposal of high level radioactive waste, Safety Series N° 99, Vienna. 1989.

Tabla 4: Marco regulador y criterios para el almacenamiento de los residuos radiactivos considerados en los ejercicios de seguridad en medios cristalinos analizados (*continuación*)

Ejercicio	Normativa referida	Criterios Reguladores
Kristallin-1	HSK Guideline R-21 (HSK & KSA 1993)	Además de los criterios apuntados en Gewähr, se establece que el riesgo radiológico individual derivado del almacenamiento por sucesos y procesos poco probables, no superara los 10^{-6}/año.
Enresa-97	Declaración del CSN sobre el 1 ^{er} PGRR ¹⁰ , IAEA Safety Series N° 99	Riesgo individual inferior a 10^{-6}/año o el riesgo asociado a una dosis efectiva a individuos del grupo crítico inferior a 0,1 mSv/año.

¹⁰ Informe del Consejo de Seguridad Nuclear al Ministerio de Industria sobre el Primer Plan General de Residuos Radiactivos, 1987.

Tabla 5. Principales características del concepto de almacenamiento de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados

Residuo	AECI-94	TVO-92	TILA-96	TILA-99	H12	KBS-3	Project-80	SKB-91	SITE-94	SR 97	Gewähr	Kristallin-1	Enresa-97	GRS (SPA)	IPSN (SPA)
Tipo residuo	CI CANDU	CIBWR	CI BWR y PWR		RAA vitrificado por JNFL	CI PWR	CI LWR	CI BWR y PWR	CI LWR	CI BWR, PWR-JU, y PWR MOX	RAA vitrificado		CI PWR y BWR	CI PWR	CI PWR- UO ₂ y PWR-MOX
Quemado (Mwd/kgU)	~ 8		36		45	38		38		38	33		40	45	45 (UO ₂) y 43,5 (MOX)
Tiempo entriamiento (año)	10		~ 30		~ 50			~ 40			40		45	60	50
Cantidad	162.000 tU	1.840 tU	1.870 tU BWR 740 tU PWR	1850 tU BWR 760 tU PWR	40.000 bultos	4.550 tU BWR 1.450 tU PWR	7.000 tU	7.800 tU	640 tU	~ 8000 tU ¹¹	1.120 m ³ de RAA del reproceso de 7.860 tU de CI LWR	485 m ³ de RAA del reproceso de 3.600 tU de CI LWR	11.600 EEC PWR y 8.400 EECC BWR (~ 6.600 tU) ¹²	6250 tU	15.000 tU PWR UO ₂ 5.000 tU PWR MOX
Contenedor															
Material	Titanio con el interior relleno de esteras de vidrio	Cobre con cilindro interior de acero al carbono, relleno de un material granular	Cobre con cápsula interior de hierro fundido, con atmósfera inerte		Acero al carbono (sist. referencia) exterior cobre o titanio e interior acero (sistema alternativo)	Cobre y el interior relleno de plomo fundido o de cobre	Cobre con el interior relleno de plomo	Cobre con cápsula interior de acero, relleno de bolas de vidrio boradas	Cobre con cápsula interior de hierro		Acero inoxidable	Acero al carbono	Acero inoxidable	Aleación de hierro	
Nº contenedores	118.680	1.150	560 con CI PWR 960 con CI BWR	530 con CI PWR 870 con CI BWR	40.000 bultos	4.400	~ 5.000	~ 5.300	400	~ 4.000	5.895	2.693	3.600 ¹²	3.900	14.440
Longitud (m)		4,5	3,55 (PWR) 4,5 (BWR)	3,6 (PWR) 4,8 (BWR)	1,35	4,5	4,45	4,85	4,83		2		4,54	4,9	5,73
Diámetro ext. (m)		0,8	0,98	1,05	0,59	0,8	0,8	0,88	1,05		0,94		0,9		
Vida media esperada (años)	>1000		>100.000		1000	~100.000			100.000		1.000		1000		
Espesor (m)		0,06 Cu 0,055 acero	0,051 Cu	0,05 Cu	0,19	0,1 Cu	0,06 Cu	0,05 Cu	0,05 Cu	0,05 Cu	0,25		0,1	0,1	0,3
Peso total (t)		14-19	16,5 (PWR) 20,8 (BWR)	18,7 (PWR) 24,5 (BWR)	0,5	18,5-22	22,1	14,48	24,5		8,5	8,9	15	7,95	46
Contenido típico	72 barras de EECC	1,6 tU	1,32 tU (PWR); 1,96 tU (BWR)	1,44 tU (PWR) 2,11 tU (BWR)	0,8 tU	1,4 tU	1,4 tU	1,6 tU	~ 2 tU				1,85 tU (PWR) 2,14 tU (BWR)	1,6 tU	1,38 tU

¹¹ En la mayoría de los cálculos de SR 97 se asume, por simplicidad, que todo el inventario del combustible es del tipo BWR.

¹² Inventario de combustible estimado suponiendo 40 años de vida de las CCNN, aunque en En la participación de Enresa en el proyecto SPA, el inventario considerado es aproximadamente un 30% de éste. el inventario de combustible estimado en España, considerado en Enresa-97.

Tabla 5. Principales características del concepto de almacenamiento de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados (continuación)

	AECI-94	TVO-92	TILA-96	TILA-99	H12	KBS-3	Project-90	SKB-91	SITE-94	SR 97	Gewähr	Kristallin-1	Enressa-97	GRS (SPA)	IPSW (SPA)
Buffer															
Material	Mezcla bentonita y arena		Bentonita		70% bentonita/ 30% arena				Bentonita compactada			Bentonita	Bentonita compactada	Bentonita compactada	Arcilla Fe-Ca
Dimensiones alrededor del contenedor	0,25 m	0,35 m radial	0,35 m radial, 1,5 m por encima y 0,5 m por debajo	0,7 m radial, 1,7 m por encima y 0,7 m por debajo (sist. Ref.)	0,7 m radial y 1,4 m entre contenedores	Mezcla bentonita/ arena	Mezcla bentonita/ arena o bentonita/ roca triturada	Mezcla bentonita/ arena	Mezcla bentonita/ arena o bentonita/ roca triturada	Mezcla 15% bentonita /85% roca triturada	1,38 m radial y 3 m entre contenedores	0,75 m radial, 1 m entre contenedores	0,35 m radial, 1,5 m por encima y 0,5 m por debajo	1,5 m radial, 5 m entre contenedores	
Material relleno	Mezcla arcilla y roca triturada	Mezcla bentonita/ arena	Mezcla bentonita/ roca	Mezcla bentonita/roca triturada o arcilla esméctica	Mezcla bentonita/ roca triturada	Mezcla bentonita/ arena	Mezcla bentonita/ arena o bentonita/ roca triturada	Mezcla bentonita/ arena	Mezcla bentonita/ arena o bentonita/ roca triturada	Mezcla 15% bentonita /85% roca triturada	Bentonita	Mezcla bentonita/ arena (10-20% arcilla)	Mezcla bentonita/ arena		Arcilla
Sellos	Hormigón	Bentonita hornigón			Arcilla y cemento de baja alcalinidad	Bentonita compactada	Bentonita compactada	Bentonita hornigón	Bentonita hornigón	Bentonita compactada		Bentonita compactada			Arcilla
Repositorio															
Disposición	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Túneles horizontales de deposición (TH) o Perforaciones verticales en los túneles (PV)	Túneles horizontales de deposición (TH) o Perforaciones verticales en los túneles (PV)	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Túneles horizontales de deposición	Túneles horizontales de deposición	Túneles horizontales de deposición	Perforaciones verticales individuales en el suelo de galerías horizontales	Galerías Horizontales
Profundidad	500 m	500 m	500 m	500 m	1000 m (roca dura)	500 m	Uno o dos niveles separados 100 m	500 m	500 m	Abreg: 2 niveles a 500m y 600; Beberg: 600m; Ceberg: 500m	1.200 m	1.000 m	500 m	900 m	500 m
Área de almacenamiento	3,2 km ²	0,2 km ²	~0,5 km ²	0,3 km ²		1 nivel: 0,7 km ² 2 niveles: 1 km ²	1 nivel: 0,7 km ² 2 niveles: 1 km ²	1 nivel: 0,7 km ² 2 niveles: 1 km ²	~6 m		2 km ²	0,135 km ²	4,1 km ²	4 km ²	3,7 km ²
Distancia entre agujeros o contenedores	2,1 m	6 m	8 m (Kivetty, Ronuvaara) 7,3 m (Olkiluoto)	8 m (Kivetty, Ronuvaara) 7,5 m (Hälsjöholm, Olkiluoto)	TH: 3,13 m PV: 4,44 m	~6 m				Abreg: 7,5 m Beberg: 6 m Ceberg: 6 m	5 m	1 m	10 m	5 m	
Distancia entre galerías adyacentes			25 m		TH: 13,32 m PV: 10 m	1 nivel: 25 m 2 niveles: 33m	nivel: 25 m niveles: 3 m	25 m	~25 m		40 m	35 m	25 m	25 m	

¹³ Todos los datos numéricos y dimensiones especificadas en la tabla para H12, son para el almacenamiento en roca cristalina.

Tabla 5. Principales características del concepto de almacenamiento de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados (continuación)

	AECI-94	TVO-92	TILA-96	TILA-99	H12	KBS-3	Project-90	SKB-91	SITE-94	SR 97	Gewähr	Kristallin-1	Enresa-97	GRS (SPA)	IPSW (SPA)
Roca hospedante	Roca plutónica del escudo canadiense		Roca cristalina		Rocas cristalinas y sedimentaria ¹³			Roca cristalina			Basamento cristalino	Basamento cristalino, cubierto por una capa sedimentaria	Roca cristalina	Roca cristalina con una cubierta sedimentaria	Roca cristalina
Emplazamiento	Área de investigación de Whiteshell, y datos del laboratorio subterráneo en Lac du Bonnet, Manitoba	5 lugares de investigación: Veisivaara, Romuvaara, Syry, Kivetty, Olkiluoto	3 lugares de investigación: Kivetty, Olkiluoto, Romuvaara	4 áreas: Håstholmen, Kivetty, Olkiluoto, Romuvaara	Datos genéricos basados en datos de Japon	Datos de distintos lugares de Suecia: Fjällveden, Gideå, Kamlunge, y Svartbaberget	Genérico típico del basamento cristalino sueco	Datos del área de Finnsjön	Datos del área de Aspö	3 lugares hipotéticos: Aberg, Beberg, y Ceberg con datos de Gideå, Finnsjön y Aspö respectivamente	Datos genéricos	Datos del área oeste del basamento cristalino del norte de Suiza	Genérico con datos de medios graníticos en España	Los mismos que en Kristallin-1	Genérico con datos de zona granítica al oeste de Francia

2. Análisis por países

2.1. Canadá

2.1.1. Proceso de desarrollo del AGP Aire

En 1978, los gobiernos de Canadá y Ontario establecieron el Programa de Gestión de Combustible Irradiado, en el cual se identifica a la Corporación Federal AECL como responsable de las actividades de investigación para el almacenamiento a largo plazo del combustible irradiado (CI).

Tras llevar a cabo numerosos estudios e investigaciones, incluida la construcción de un laboratorio subterráneo en el Área de Whiteshell, cerca del Lac du Bonnet, Manitoba, AECL desarrolló un concepto para el almacenamiento geológico profundo del CI en la roca plutónica del Escudo Canadiense, (que se describe en el siguiente apartado).

Dicho concepto de almacenamiento fue sometido a revisión mediante una evaluación de impacto ambiental (EIA) y una revisión independiente por un Panel de la Agencia Ambiental canadiense, creado al efecto para proporcionar recomendaciones que ayudasen a los gobiernos de Canadá y Ontario a avanzar en las etapas sucesivas para la gestión a largo plazo del combustible irradiado y servir de base a las decisiones oportunas. AECL presentó en 1994 la documentación de su concepto de almacenamiento [1], entre 1996 y 1997 se celebraron vistas públicas en las que se discutió sobre el concepto de almacenamiento geológico en Canadá, y en 1998 el panel presentó al Gobierno su informe final de recomendaciones y conclusiones [3].

El informe de evaluación post-clausura *AECL-94* [2] analizado en nuestro estudio comparativo, es una referencia primaria de la EIA, y forma parte de la documentación de base para la revisión del concepto de almacenamiento. Tiene como principal objetivo desarrollar una metodología de evaluación de la seguridad de un sistema de almacenamiento de CI, y probarla aplicándola a un sistema de almacenamiento de referencia, para estimar el impacto ambiental y sobre la seguridad del almacenamiento, y comparar

la magnitud del impacto con los criterios de seguridad establecidos.

El panel concluyó que aunque el concepto de almacenamiento era seguro desde el punto de vista técnico, no contaba con la suficiente aceptación social para que se pudiera abordar el proceso de selección de emplazamiento. Además, el panel recomendó la creación de una agencia para la gestión del combustible nuclear de Canadá con fondos de los propietarios y productores de los residuos, sometida a mecanismos de control federal.

A raíz de las conclusiones del Panel, el Ministerio de Recursos Naturales inició durante 1999 un proceso de consulta a las partes implicadas en la toma de decisiones en relación con el almacenamiento, incluidos el público, las autoridades locales y los productores y propietarios de los residuos, que le permitiera identificar las opciones más favorables para poder avanzar en la gestión a largo plazo del combustible nuclear. La vía legislativa se erigió como el mecanismo preferido por el Gobierno canadiense para cumplir sus objetivos en relación con la gestión a largo plazo del combustible gastado.

En el 2001, el Gobierno de Canadá presentó una *Ley sobre la gestión a largo plazo del combustible nuclear* (Bill C-27 [48]) que requiere a los propietarios de éste la creación de una Organización de Gestión de Residuos independiente (WMO) responsable de proponer al Gobierno distintas alternativas para la gestión a largo plazo del combustible gastado y llevar a cabo la que sea seleccionada por el Gobierno, según las recomendaciones del Ministerio de Recursos Naturales, una vez evaluados los estudios de WMO. Además requiere el establecimiento por parte de los propietarios del CI de un fondo aparte para financiar las actividades necesarias para su gestión.

2.1.2. Marco legal y regulador

La *Ley de Energía Nuclear* de 1946 [45] regula la seguridad y protección de la salud pública y el medio ambiente en la gestión a largo plazo del combustible nuclear, y el proceso de licenciamiento de una instalación para el almacenamiento de residuos radiacti-

vos. Además, la *Ley de Evaluación de Impacto Ambiental* [46], establece que junto a la solicitud de construcción de una instalación de almacenamiento de combustible nuclear, debe prepararse una evaluación de impacto ambiental.

En el momento de realización de AECL-94, AECB (Atomic Energy Control Board) era el Organismo Regulador Canadiense. Sin embargo, en mayo del 2000 entró en vigor la nueva *Ley de Control y Seguridad Nuclear* [47], que deroga la antigua Ley Nuclear de 1946, y por ella, AECB pasa a denominarse CNSC (Canadian Nuclear Safety Commission).

Posteriormente, en el 2001, el Gobierno canadiense ha presentado una propuesta de ley relativa a la Gestión a Largo Plazo del Combustible Nuclear (Bill C-27 [48]) que junto con la Ley de Control y Seguridad Nuclear antes referida, garantizará que la gestión a largo plazo del CI se realiza de la forma más adecuada para los intereses de Canadá, de manera integrada, completa y adecuada desde el punto de vista de la seguridad y la protección al medio ambiente.

Esta propuesta de Ley, Bill C-27, contempla la realización por parte de la organización responsable de la gestión del combustible gastado, WMO, de un estudio de alternativas para su gestión a largo plazo, entre las que se deberán considerar el AGP, el almacenamiento en los emplazamientos de las centrales nucleares y el almacenamiento centralizado tanto en profundidad como en superficie. Este estudio incluirá un análisis comparativo del coste, beneficio y riesgo de las distintas alternativas, considerando aspectos éticos, sociales y económicos, así como los resultados de la consulta pública sobre las distintas alternativas que WMO deberá llevar a cabo. El Gobierno seleccionará una de las aproximaciones consideradas en el estudio, según las recomendaciones del Ministerio de Recursos Naturales.

También está en proceso de elaboración una nueva *Ley de Evaluación Ambiental* (Bill C-19).

En cuanto a *normativa reguladora* en relación con el almacenamiento geológico de residuos radiactivos,

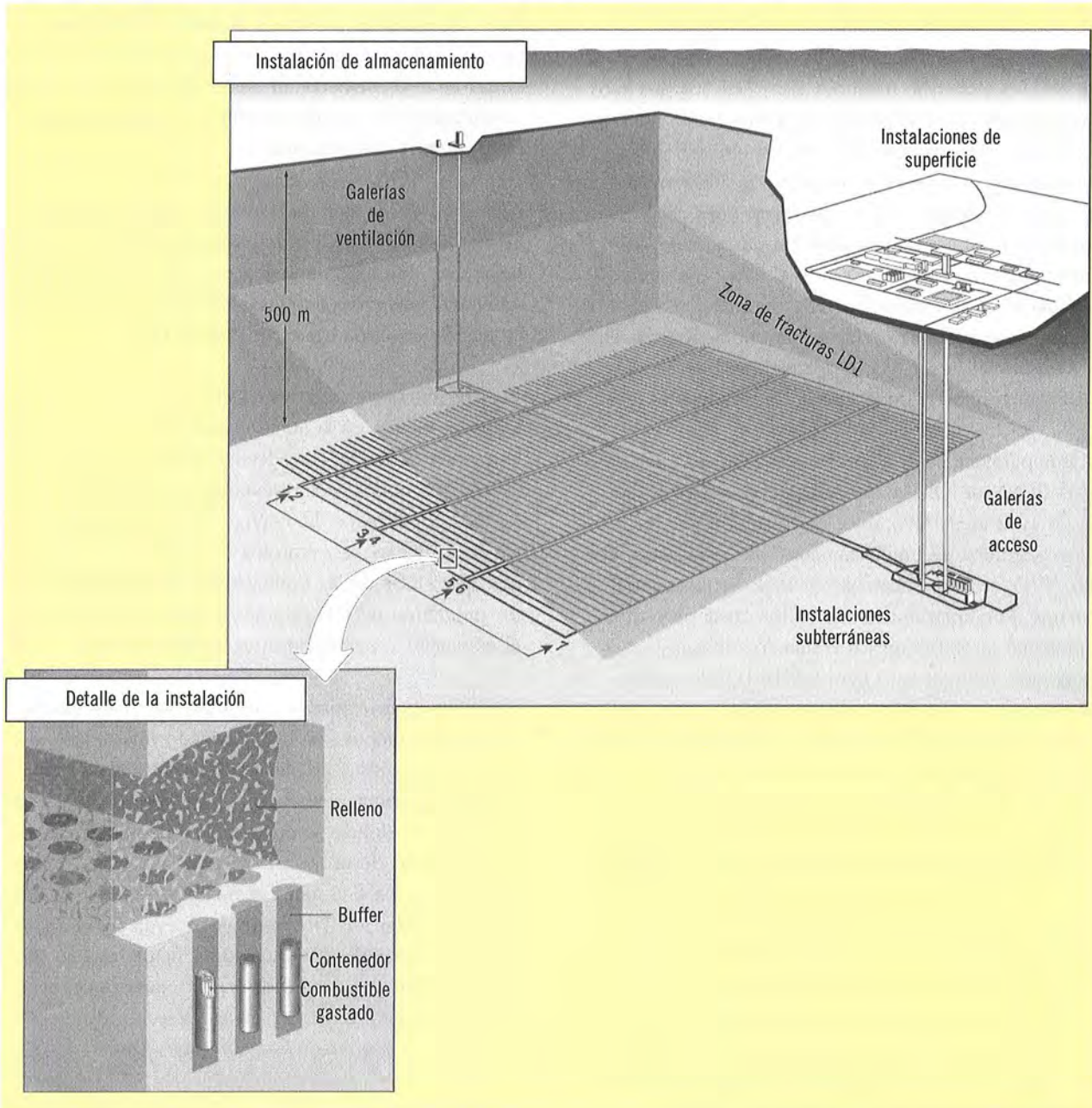
existen tres documentos reguladores publicados por AECB, que han sido considerados en el ejercicio de evaluación de la seguridad canadiense AECL-94:

- *R-71* (AECB 1985) [49] «Almacenamiento Geológico Profundo de Combustible Nuclear: Información Básica y Requisitos Reguladores relativos a la Fase de Evaluación del Concepto» que establece los requisitos generales de AECB para una revisión reguladora del concepto de almacenamiento, y en la que se requiere que la evaluación post-clausura incluya estimaciones de dosis equivalentes efectivas anuales y la evaluación de la importancia de una intrusión humana inadvertida en el almacenamiento.
- *R-104* (AECB 1987a) [51] «Requisitos, Guía y Objetivos Reguladores para el Almacenamiento de Residuos Radiactivos - Aspectos a largo plazo», en la que se establece un límite de riesgo radiológico individual para los miembros del grupo crítico de 10^{-6} cánceres fatales o efectos genéticos graves al año, cuyo cumplimiento deberá demostrarse cuantitativamente hasta los 10^4 años tras la clausura del almacenamiento mediante modelos matemáticos y para tiempos mayores, se presentaran argumentos razonados de que la liberación de radionucleidos al medio ambiente no aumentará repentinamente. También se establece que deberá protegerse el medio ambiente frente al impacto de los contaminantes del almacenamiento, incluido el impacto de los contaminantes no radiactivos y se exige la asignación de probabilidades a los escenarios de exposición considerados.
- *R-72* (AECB 1987b) [50] «Consideraciones Geológicas en el Emplazamiento de un Sistema para el Almacenamiento Subterráneo de Residuos Radiactivos de Alta Actividad» que discute objetivos básicos y requisitos para el emplazamiento de una instalación de almacenamiento de residuos de alta actividad.

2.1.3. Concepto de almacenamiento

El concepto de AGP considerado en AECL-94 consiste en la disposición del combustible irradiado tipo

Figura 8. Sistema de almacenamiento de referencia en el ejercicio AECL-94 (Modificado de AECL-94 [2])



CANDU, a una profundidad de entre 500 m y 1000 m en la roca plutónica del Escudo Canadiense. Dicho combustible se coloca en contenedores de pared delgada de una aleación de titanio, que se rodean de un buffer mezcla de bentonita y arena, y se disponen en agujeros perforadas en el suelo de los túneles horizon-

tales de almacenamiento. Los túneles y galerías se rellenan de una mezcla de arcilla y roca triturada y se sellan.

En la figura 8 se ilustra el sistema de almacenamiento de referencia propuesto en el ejercicio de evaluación de la seguridad AECL-94.

2.2. Finlandia

2.2.1. Proceso de desarrollo del AGP

En 1983, el Gobierno finlandés estableció los objetivos y el programa para la gestión del combustible nuclear. Según éste, debería seleccionarse, en torno al 2000, un emplazamiento para el almacenamiento, mediante un programa escalonado de investigaciones en el lecho rocoso, así como la realización en paralelo de planes técnicos para la gestión y el almacenamiento final del CI y de evaluaciones de seguridad. En el programa, se prevé la construcción del almacenamiento y de la instalación de encapsulado del CI hacia el 2010 y el comienzo de la operación en torno al 2020.

En cumplimiento con el programa, TVO (propietaria de la CCNN de Olkiluoto) debía proponer para finales de 1992 áreas favorables en las que pudieran realizarse estudios de emplazamiento más detallados. Por ello, TVO, realizó, entre 1987 y 1992, estudios preliminares de emplazamiento en cinco áreas de estudio, y presentó al Gobierno los resultados de estas investigaciones preliminares (TVO-1992b) [53], los planes técnicos para la gestión y almacenamiento final del CI (TVO-1992a) [52], así como la evaluación de la seguridad TVO-92 [5], cuyo objetivo era verificar si el concepto de almacenamiento y las cinco áreas de emplazamiento estudiadas, eran adecuados para el almacenamiento y cumplían los requisitos de seguridad.

A partir de las investigaciones preliminares en los cinco emplazamientos estudiados, TVO propuso continuar el programa de caracterización de emplazamientos en 3 de ellos (Kivetty en Äänekoski, Olkiluoto en Eurajoki y Romuvaara en Kuhmo), lo que fue aprobado por la Autoridad de Seguridad Nuclear y Protección Radiológica de Finlandia (STUK) en su revisión de TVO-92 [54].

Por otro lado, el CI procedente de la central nuclear de Loviisa (propiedad de IVO) se enviaba a Rusia para su reproceso sin que se le devolviera ningún residuo a Finlandia, pero en 1994, se modificó la *Ley de Energía Nuclear* de Finlandia [55], estableciéndose que a partir de 1996 todos los residuos generados en Finlandia deberían ser almacenados en el país.

Esta nueva situación llevó, en 1996 a TVO e IVO a establecer una compañía conjunta, POSIVA, que a partir de entonces, asume la función de impulsar el programa de investigación de emplazamientos y otras tareas de I+D asociadas al desarrollo del AGP, y que se encargará de la construcción y operación del sistema de AGP en Finlandia.

Además, STUK recomendó que se proporcionara a las autoridades informes intermedios sobre las investigaciones de emplazamientos, los planes de almacenamiento específicos del emplazamiento y las evaluaciones de seguridad para finales de 1996.

TILA-96 [6] constituye la evaluación de la seguridad intermedia basada en la anterior evaluación TVO-92, con la que se pretendía considerar la información nueva procedente de los 3 emplazamientos investigados y los diseños actualizados del contenedor y del sistema de almacenamiento, así como los resultados y las lecciones aprendidas de las evaluaciones de seguridad y de los programas de I+D llevados a cabo en el país, en el extranjero y por organismos internacionales.

En la siguiente etapa del programa de investigación de emplazamientos, se han realizado investigaciones detalladas en los 3 emplazamientos considerados en *TILA-96* y además, en el emplazamiento de la isla de Håstholmen, donde se encuentra la central de Loviisa, con el fin de proponer uno de ellos como emplazamiento para el almacenamiento del CI a finales del 2000. *TILA-99*, [7] constituye la evaluación de seguridad intermedia continuación y actualización de TVO-92 y *TILA-96*, asociada a esta etapa del programa, que servirá de base para la selección de emplazamiento.

El primer paso en el proceso de licenciamiento de una instalación de almacenamiento de CI, según lo establecido en la Ley de Energía Nuclear [55], es la denominada «Decisión en Principio» (DiP), en la que el Gobierno juzga si el proyecto pretende el beneficio global de la sociedad. La solicitud de la DiP, debe incluir una evaluación del impacto ambiental (EIA) de la instalación. STUK debe evaluar la solicitud de DiP y además, el municipio o municipios candidatos deben aprobar el emplazamiento.

Como paso previo a la iniciación del proceso de licenciamiento, en 1999, POSIVA, presentó al Ministerio de Comercio e Industria el estudio de impacto ambiental para los 4 emplazamientos considerados en TILA-99. Después de una fase de información a distintas organizaciones, autoridades, municipios y particulares, el Ministerio concluyó que el estudio era suficientemente completo y detallado y que cumplía los requisitos establecidos en la ley de EIA [56].

Aunque el estudio de EIA se realizó para los 4 emplazamientos candidatos, POSIVA presentó la solicitud de DiP en mayo de 1999 únicamente para el emplazamiento de Olkiluoto en el municipio de Eurajoki.

En enero de 2000, STUK entregó al Gobierno su evaluación favorable de la solicitud de DiP, en la que se indica cómo el emplazamiento y las instalaciones de almacenamiento satisfacen los criterios de seguridad recogidos en la normativa relativa al almacenamiento del combustible irradiado 948/1999 [59]. Para la realización de esta evaluación, STUK contó con la colaboración de numerosos expertos nacionales y extranjeros, y la evaluación fue revisada por un equipo de 10 expertos internacionales.

También en enero del 2000, el municipio de Eurajoki, aprobó la solicitud de DiP. La decisión del Gobierno se produjo en diciembre del 2000, y fue ratificada por el Parlamento en mayo del 2001.

El siguiente paso previsto en el proceso de desarrollo del AGP en Finlandia, es la construcción de un laboratorio subterráneo en Olkiluoto (denominado ONKALO), que permita evaluar las propiedades y caracterizar el emplazamiento, previo a la solicitud del permiso de construcción.

2.2.2. Marco legal y regulador

En Finlandia, las actividades nucleares, incluida la gestión de los residuos radiactivos, están reguladas por la Ley de Energía Nuclear de 1987 [55], y por el Reglamento de Energía Nuclear de 1988 [57], que se han ido actualizando en años posteriores.

La responsabilidad operacional y financiera de la gestión de los residuos nucleares recae sobre los productores de los mismos, por lo que las dos compañías que operan CC.NN. en Finlandia, crearon la compañía conjunta POSIVA, para llevar a cabo la investigación y desarrollo relacionados con el almacenamiento a largo plazo del CI y la realización de dicho almacenamiento.

El Gobierno es quién licencia las instalaciones nucleares, a través del Ministerio de Comercio e Industria. El Gobierno establece la normativa de seguridad general y la Autoridad de Seguridad Nuclear y Protección Radiológica en Finlandia, STUK, establece la normativa más detallada, como los requisitos de seguridad para la gestión del combustible nuclear y controla el cumplimiento de los mismos.

En 1994, la *Ley de Energía Nuclear* fue modificada, estableciéndose que a partir de 1996 todos los residuos generados en Finlandia deberían ser almacenados en el país, ya que, hasta entonces, el CI se enviaba a Rusia para su reproceso sin que se devolviera ningún residuo a Finlandia.

Esta *Ley de Energía Nuclear* también requiere para la construcción de una instalación nuclear, como es el caso de una instalación de almacenamiento de combustible gastado, una «Decisión en Principio» (DiP) por parte del Gobierno, en la que se juzga si el proyecto pretende el beneficio global de la sociedad, prestando atención, en particular, a la justificación de la instalación, la idoneidad del emplazamiento y al impacto ambiental del almacenamiento.

Además, el Reglamento de Energía Nuclear obliga a que en el licenciamiento del almacenamiento final del CI, se cumpla la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental [56], que requiere la realización de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para las instalaciones cuya construcción puede ocasionar un impacto significativo sobre el medio ambiente. Por ello, la solicitud de la DiP en relación con el almacenamiento del combustible gastado debe incluir una EIA de la instalación de almacenamiento.

En cuanto al proceso de desarrollo de criterios de seguridad y radiológicos, ya en 1989, las autoridades de

seguridad nuclear y protección radiológica de los países nórdicos desarrollaron recomendaciones conjuntas sobre el almacenamiento de residuos radiactivos de alta actividad («criterios nórdicos»), que fueron posteriormente revisadas en 1993 [58]. En estos «criterios nórdicos», que han sido considerados en TVO-92 y TILA-96, se establecen los siguientes objetivos, requisitos generales y principios de protección radiológica:

- La opción de almacenamiento debe elegirse, para que su seguridad no dependa de vigilancia y controles institucionales a largo plazo.
- El sistema de almacenamiento de residuos deberá estar optimizado.
- Las dosis individuales derivadas de la evolución esperada del sistema de almacenamiento dentro de periodos de tiempo razonablemente predecibles, serán menores de 0,1 mSv/año. Además, la probabilidad y consecuencias de sucesos catastróficos poco probables, se discutirá en términos cualitativos y cuando sea posible, en términos cuantitativos, respecto a un límite de riesgo de 10^{-6} /año.
- Aunque para tiempos superiores a los 10.000 años los cálculos de dosis tienen gran incertidumbre, puede seguir usándose la dosis individual para miembros del grupo crítico como un indicador de la seguridad del almacenamiento incluso a tiempos mayores.
- Para periodos de tiempo largos, la afluencia de radionucleidos en la biosfera será baja en comparación con la de radionucleidos naturales. Las liberaciones de actividad, se promediarán sobre periodos grandes (10.000 años o más) y las restricciones en el flujo de nucleidos a la biosfera podrían estar en los rangos:
 - 10 – 100 kBq/a para actínidos de larga vida y
 - 100 – 1000 kBq/a para el resto de nucleidos de larga vida,

por la cantidad de residuo generado por el combustible nuclear fabricado a partir de una tonelada de uranio natural.

Además, en la revisión realizada por STUK del ejercicio TVO-92 [54], se propusieron los siguientes límites de tasa de actividad liberada a la biosfera promediada sobre 10.000 años para los distintos radionucleidos:

- 0,1 GBq/año para los emisores de larga vida.
- 1 GBq/año para los nucleidos Cl-36, Se-79, Nb-94, Sn-126, I-129, Cs-135.
- 10 GBq/año para los nucleidos C-14, Ni-59, Zr-93, Tc-98, Pd-107.

Estos límites propuestos por STUK fueron considerados en TILA-96.

Tomando como referencia los anteriores criterios de las autoridades nórdicas y los desarrollos en materia de regulación de la gestión a largo plazo de los residuos radiactivos, realizados en el ámbito internacional por organismos como IAEA, ICRP y NEA, el Gobierno finlandés aprobó en 1999, su propia normativa general relativa al almacenamiento del CI [59], propuesta por STUK. Dicha normativa incluye requisitos generales y de protección radiológica, requisitos sobre la idoneidad del emplazamiento y el concepto de almacenamiento y requisitos y recomendaciones sobre la evaluación de la seguridad, que se resumen a continuación:

- El almacenamiento consistirá en un sistema multi-barreras que deberá evitar de forma eficiente la liberación de sustancias radiactivas a la formación rocosa durante varios miles de años. La seguridad del almacenamiento no debe depender de la vigilancia o control del mismo.
- Las características geológicas del emplazamiento favorecerán el aislamiento del residuo y el almacenamiento estará a profundidad suficiente, para reducir el impacto de los fenómenos que pueden darse en la superficie y para dificultar la intrusión humana en el mismo. El sistema de almacenamiento se diseñará de modo que sea posible recuperar los contenedores de residuos.
- En un período de tiempo para el que se puedan hacer predicciones razonables sobre la exposición

humana, que abarcará al menos varios miles de años, la dosis anual efectiva del individuo más expuesto debe estar por debajo de los 0,1 mSv y la dosis individual anual promediada para grupos grandes del público debe ser muy baja.

- Para tiempos mayores que el período de tiempo antes referido, las cantidades de sustancias radiactivas liberadas al medio ambiente desde el sistema de almacenamiento, promediadas durante tiempos largos, deben estar por debajo de los límites de tasas de liberación específicos de cada radionucleido que establezca el Organismo Regulador. Estos límites se definirán para que el impacto radiológico debido al almacenamiento no supere el impacto de los radionucleidos naturales, y para que, a gran escala, el impacto radiológico permanezca muy bajo.
- Se discutirá cualitativamente la importancia para la seguridad del almacenamiento de sucesos disruptivos poco probables, y cuando sea posible, se evaluarán cuantitativamente sus consecuencias e impacto radiológico, comparándolos con los límites de dosis y de tasas de liberación antes indicados.

En TILA-99 se considera esta normativa de STUK y los límites de tasa de actividad propuestos en la revisión de TVO-92 [54].

2.2.3. Concepto de almacenamiento

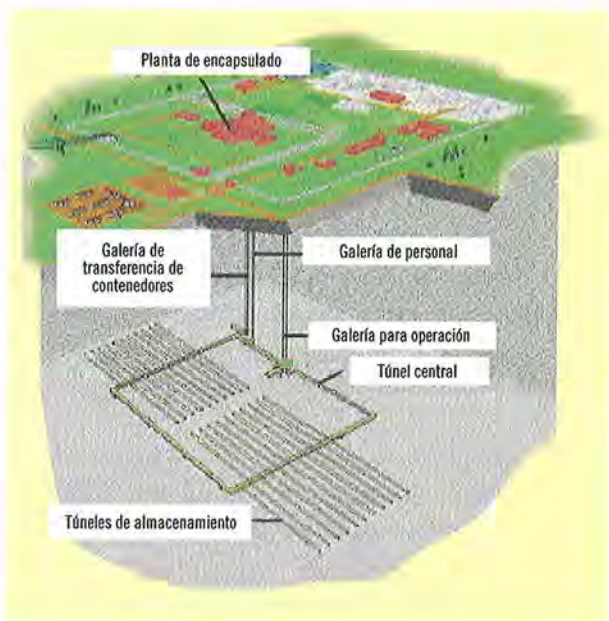
El concepto de almacenamiento considerado en el programa de AGP de Finlandia se basa en el sistema de almacenamiento tipo KBS-3, consistente en la disposición de contenedores de cobre, uno a uno en perforaciones verticales excavadas en el suelo de las galerías de almacenamiento (ver figura 9).

El diseño de contenedor considerado en TVO-92, constaba de una cápsula exterior de cobre con una serie de internos (cilindro de acero, bastidor de acero para alojar los elementos y material de relleno granular) que posteriormente (TILA-96, TILA-99) han sido sustituidos por una cápsula interna de hierro fundido de mayor resistencia mecánica, con cavidades para alojar 12 elementos combustibles, tanto de

la central nuclear de Olkiluoto como de la de Loviisa (por lo que las dimensiones de estos dos tipos de contenedores son diferentes).

Los contenedores se disponen en agujeros verticales perforados en el suelo de las galerías de almacenamiento excavadas a una profundidad de 500 m en el lecho rocoso cristalino, rodeados de una capa de bentonita compactada de 35 cm de espesor. Los túneles y galerías se llenan con una mezcla de bentonita y roca triturada o con arcilla natural de tipo esmeclita y se construyen sellos para bloquear los caminos de transporte de las aguas subterráneas.

Figura 9. Vista general del sistema de almacenamiento del CI propuesto en Finlandia



2.3. Japón

2.3.1. Proceso de desarrollo del AGP

En los años 80, la Comisión de la Energía Atómica de Japón (AEC), sentó las bases para el almacenamiento geológico en Japón, defendiendo un concepto de almacenamiento basado en un sistema multibarrera [60] y estableciendo que debería investigarse un amplio rango de ambientes geológicos, sin limitarse a un tipo de roca concreto [61].

En 1987, AEC delimitó la política básica sobre la gestión de los residuos de alta actividad (RAA) en su documento «Programa a Largo Plazo para la Investigación, el Desarrollo y la Utilización de la Energía Nuclear» [62], que se revisa cada cinco años. Según éste, los residuos de alta actividad solidificados o vitrificados, después de un período de almacenamiento intermedio para su enfriamiento de entre 30 a 50 años, se almacenarán en una formación estable a una profundidad de, como mínimo, varios cientos de metros, en un repositorio basado en un sistema multibarrera.

La Corporación para el desarrollo de las centrales nucleares y el Combustible Nuclear, PNC (ahora Instituto para el Desarrollo del Ciclo Nuclear Japonés: JNC), fue designada como la organización responsable de la promoción de las actividades de I+D relacionadas con el tema, contando con la colaboración de otras organizaciones del país.

En este marco de referencia, PNC publicó en 1992 un primer informe de progresos del programa de I+D en relación con el almacenamiento geológico en Japón, conocido como H3 [63]. En este informe se concluía que es posible encontrar un emplazamiento suficientemente estable para el almacenamiento geológico en Japón, y que se puede garantizar la seguridad a largo plazo del sistema de almacenamiento multibarrera.

El siguiente informe de progresos del programa de I+D asociado al almacenamiento ha sido H12 [8][9][10], que, partiendo de la base establecida por H3 y por la evaluación realizada por AEC de H13 [64], tiene como objetivos, establecer una metodología de evaluación de la seguridad aplicable a varios ambientes geológicos japoneses y a diversos conceptos de almacenamiento, demostrar la viabilidad del almacenamiento geológico en Japón y proporcionar las bases técnicas para la selección de emplazamiento del almacenamiento y para el desarrollo de criterios de seguridad. H12 ha sido también revisado por AEC y sometido a «peer review» por un grupo de expertos de la NEA [67].

A raíz de los resultados de H12, en junio de 2000 se aprobó una Ley relativa al almacenamiento de los RAA [65], en la que se define el programa para la realización del AGP y por la que se decide el estable-

cimiento de una agencia de gestión de los residuos radiactivos responsable de la realización de las actividades necesarias para el almacenamiento a largo plazo de los RAA. Dicha agencia de residuos (Nuclear Waste Management Organization, NUMO), fue creada en octubre de ese mismo año.

Según la ley, el Gobierno (a través del Ministerio de Economía, Industria y Comercio) es el responsable de definir la política básica y de presentar cada cinco años el plan para el almacenamiento final de los residuos para los siguientes 10 años. NUMO tiene que llevar a cabo la selección y caracterización del emplazamiento para el almacenamiento de los RAA, la construcción, operación, mantenimiento y clausura de dicha instalación, así como las actividades de I+D asociadas.

En la ley se requiere que el almacenamiento se encuentre a una profundidad mayor de 300 m y se apunta la importancia de que sea posible recuperar los residuos. El proceso de desarrollo del almacenamiento se abordará «paso a paso» consultando y tratando de obtener la aceptación de los distintos agentes implicados en la toma de decisiones asociadas al AGP y de la sociedad en general. Se pretende que el almacenamiento comience a construirse entre el 2020 y el 2030 y entre en operación en los años 2030, o a lo sumo, a mediados de los 2040.

Además, AEC ha revisado en noviembre del 2000 su Programa a Largo Plazo de I+D, según el cual JNC debe asegurar la viabilidad y fiabilidad de la tecnología necesaria para llevar a cabo el almacenamiento y establecer una metodología de evaluación de la seguridad, a partir de la experiencia de H12, utilizando los laboratorios subterráneos proyectados en Mizunami y Horonobe, y la instalación QUALITY para la adquisición de datos sobre la migración de radionucleidos en Tokai. El proyecto del laboratorio subterráneo de Hononobe ha sido aprobado en noviembre del 2000.

2.3.2. Marco legal y regulador

En la fecha de realización de H12, el *marco legal* para la gestión a largo plazo de los RAA, era el ge-

nérico para la seguridad nuclear y la protección radiológica en las instalaciones nucleares. Como ya se ha indicado, JNC es la organización responsable de la promoción de las actividades de I+D relacionadas con el tema, contando con la colaboración de otras organizaciones y centros de investigación del país.

Actualmente, el marco legal ha cambiado, al aprobarse en junio de 2000 la ley relativa al almacenamiento de los RAA [65], en la que se establece el programa para la realización del AGP, se establece la creación de una agencia independiente para llevar a cabo el almacenamiento de los RAA (NUMO) y se definen las responsabilidades en relación con el AGP del Gobierno, de la agencia NUMO, de la organización para la gestión de los fondos (RWMC) y de los propietarios de las centrales.

Tampoco existían *criterios reguladores* o de diseño específicos para el almacenamiento de RAA en el momento en que se realizó H12, y de hecho, uno de los objetivos del ejercicio es servir de base para la definición de los mismos. Únicamente, en las «directrices para la investigación y desarrollo relativo al almacenamiento de residuos radiactivos de alta actividad en Japón» [66] se hacen algunas consideraciones sobre aspectos que deben ser abordados en H12 y que se han tenido en cuenta en este ejercicio:

- La dosis individual será el indicador principal de la seguridad global del sistema de almacenamiento, y se considera adecuado comparar los resultados del ejercicio con los criterios de seguridad y límites de dosis propuestos en otros países. Además, deberían utilizarse indicadores de seguridad adicionales a la dosis para demostrar que no existe ningún aumento significativo de los niveles de radiación natural a largo plazo.
- Las dosis individuales deberían calcularse bajo la hipótesis de que los hábitos y actividades del hombre en la actualidad se mantienen en el futuro.
- El análisis de consecuencias se realizará para un período de tiempo, que incluya el tiempo de máximo impacto del almacenamiento.

- Se aconseja el uso de metodologías sistemáticas para el desarrollo de escenarios, y se establece la necesidad de considerar dos grupos de escenarios: escenarios de transporte por aguas subterráneas y escenarios de fallo del aislamiento del residuo.
- Se aconseja también el uso de varias opciones de modelización, y de varios valores de los parámetros de entrada a los modelos con el fin de hacer los resultados de la evaluación más robustos y aumentar la confianza en los mismos.

2.3.3. Concepto de almacenamiento

El concepto de almacenamiento en Japón es un sistema multibarrera, en el que se pone más énfasis en el comportamiento de las barreras del campo cercano, que se diseñan con un margen de seguridad grande con el fin de poder cubrir el amplio rango de condiciones geológicas de Japón.

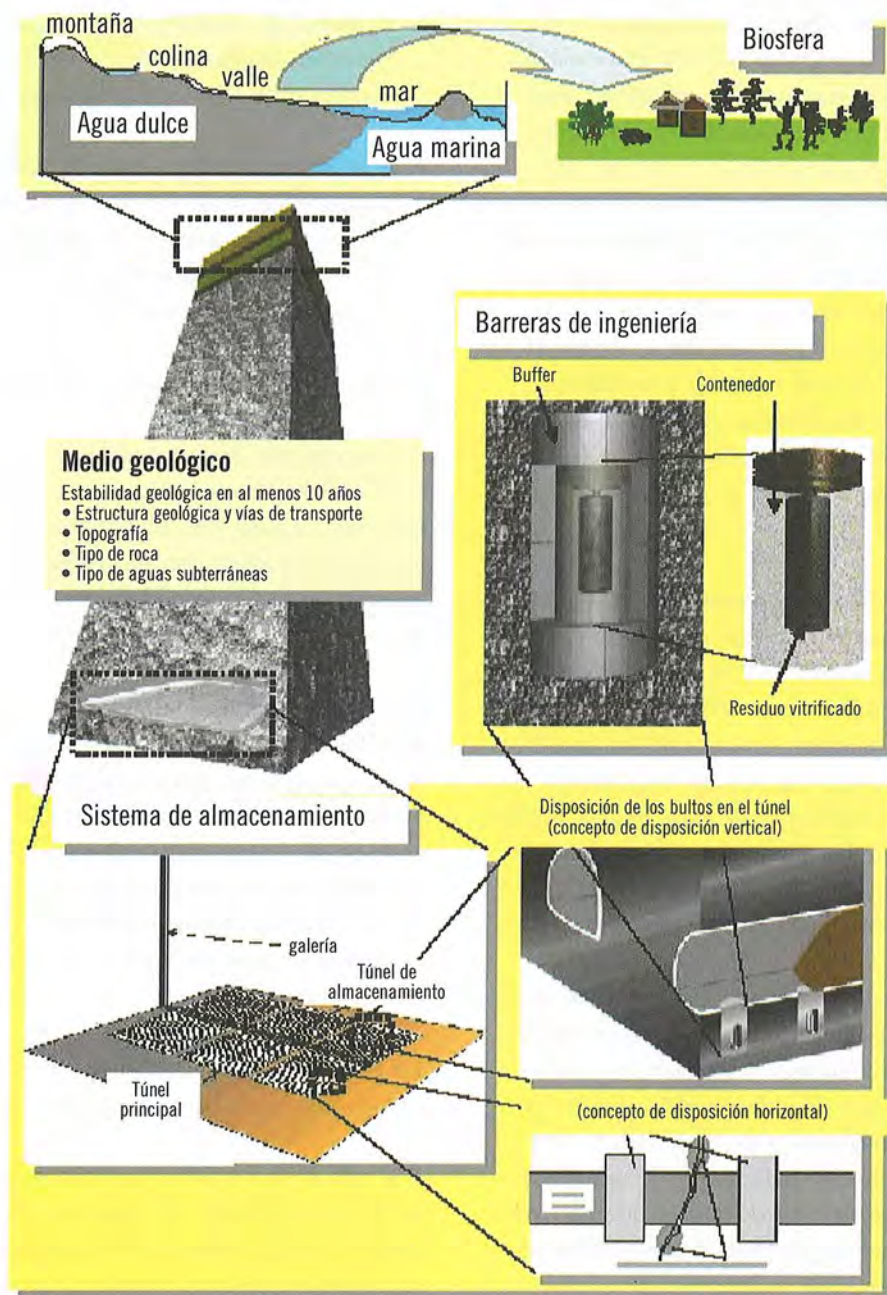
En H12, se establece un sistema de almacenamiento de referencia, y una serie de sistemas alternativos. En el concepto de referencia, el RAA vitrificado, se encierra en una cápsula de acero al carbono de un espesor de 19 cm, con un tiempo de vida mínimo de 1000 años. Se considera además un diseño alternativo con una cápsula compuesta, con una estructura interna de acero al carbono y una cápsula exterior cobre o titanio.

En la figura 10 se ilustra el sistema de almacenamiento geológico considerado en H12.

Los bultos de residuos vitrificados, pueden disponerse en los túneles de almacenamiento horizontalmente o en perforaciones verticales hechas en el suelo de los mismos, rodeados de un buffer mezcla de bentonita y arena. Las zonas de almacenamiento distarán al menos 100 m de fallas conductoras de agua importantes y la distancia mínima entre bultos de residuo está determinada por la condición de que la temperatura máxima en el buffer no supere los 100°C.

Los ambientes geológicos considerados en H12 cubren distintas topografías (montaña, colina, valle),

Figura 10. Representación esquemática del sistema de almacenamiento geológico en Japón (De H12 [9])



varios tipos de aguas subterráneas (agua dulce, agua salina) y distintos tipos de roca (roca cristalina, roca sedimentaria blanda y dura). En el sistema de referencia se asume el almacenamiento en una zona llana, con aguas subterráneas dulces y en roca cristalina.

En los casos de almacenamiento en roca cristalina o roca sedimentaria dura, el sistema de túneles de almacenamiento se construye a una profundidad de 1.000 m, y en el caso de almacenamiento en roca sedimentaria blanda, a una profundidad de 500 m. Las galerías y túneles se rellenan con una mezcla de

bentonita y roca triturada y se sellan con arcilla y cemento de baja alcalinidad.

2.4. Suecia

2.4.1. Proceso de desarrollo del AGP

Entre 1977 y 1983, la Agencia Sueca para la Gestión del combustible nuclear (SKB) publicó una serie de informes que estudiaban la viabilidad del almacenamiento final del combustible irradiado en el lecho rocoso de Suecia, que culminaron con el ejercicio *KBS-3* [11], que fue requerido por el Gobierno como documentación de base en la solicitud del permiso de operación para los dos últimos reactores nucleares licenciados en Suecia en los años 1984-1985. En este informe ya se estableció el concepto de almacenamiento conocido como *KBS-3*, el cual, salvo pequeñas modificaciones, es el sistema actual propuesto por SKB para el almacenamiento del CI en Suecia.

Durante los 80, SKB continuó sus investigaciones de emplazamiento y examinó métodos alternativos para el almacenamiento final del CI. En 1992, publicó el ejercicio *SKB-91* [13], cuyo objetivo era mostrar cómo afectan las características del emplazamiento a la seguridad a largo plazo del almacenamiento final del CI, y, así orientar el programa para la selección de emplazamientos.

Las autoridades reguladoras tendrán que evaluar el proceso de selección de emplazamientos y participar en el licenciamiento de las instalaciones de AGP. Por ello, el Inspectorado para la Energía Nuclear sueco, SKI, está llevando a cabo un extenso programa de investigación y, ha realizado sus propios ejercicios de evaluación de la seguridad *Project-90* [12] y *SITE-94* [14] con el fin de adquirir capacidad de revisión independiente.

El objetivo específico de *Project-90* es examinar los aspectos importantes para la evaluación de la seguridad de un almacenamiento en el medio geológico típico de Suecia, respecto a la metodología y los fundamentos científicos de la evaluación del comportamiento y al diseño del almacenamiento y la caracterización del emplazamiento, así como orientar el

programa de I+D de SKI. Con *SITE-94* se pretendía determinar cómo deberían asimilarse los datos específicos del emplazamiento en la evaluación del comportamiento, estudiando la influencia de las incertidumbres inherentes a la caracterización del emplazamiento en los resultados; desarrollar una metodología de evaluación del comportamiento e identificar y analizar los mecanismos que puedan influir en la integridad del contenedor.

El programa sueco para el desarrollo del AGP contempla el almacenamiento temporal del combustible irradiado (CI) durante un período de 30 a 40 años en la instalación de almacenamiento temporal centralizado de Suecia, CLAB, su posterior encapsulado en contenedores de cobre y, finalmente, su almacenamiento en el lecho cristalino sueco a unos 500m de profundidad.

Desde 1993, SKB ha realizado estudios de viabilidad para el almacenamiento profundo del combustible nuclear irradiado en 8 municipios. El siguiente paso en el programa para el desarrollo del AGP, es la selección de al menos dos municipios para llevar a cabo investigaciones de emplazamiento detalladas y poder proponer un emplazamiento para el almacenamiento profundo del CI en torno al 2008. Por ello, el Gobierno sueco requirió la realización de una evaluación de la seguridad actualizada del almacenamiento profundo del combustible irradiado según el concepto *KBS-3*, antes de comenzar las investigaciones de emplazamiento.

La respuesta a este requerimiento, la constituye el ejercicio *SR 97* [15], con el que se pretende demostrar que es factible encontrar un emplazamiento en el lecho rocoso sueco para el almacenamiento de residuos según el concepto *KBS-3*, que satisfaga los requisitos de protección radiológica y seguridad a largo plazo establecidos (ver apartado 2.4.2), probar la metodología de evaluación de la seguridad y fundamentar la obtención de requisitos sobre la investigación de emplazamientos y de requisitos funcionales preliminares del contenedor y de otras barreras del sistema de almacenamiento.

SR 97 ha sido sometido a revisión («peer-review») por parte de un grupo internacional de expertos seleccio-

nados por la NEA [68], y también ha sido revisado por SKI, que ha pedido la opinión sobre el ejercicio a numerosos científicos, técnicos y consultores.

En su programa de I+D de 1998, SKB propuso tres municipios: Forsmark en Östhammar, Simpevarp en Oskarshamn y Tierp North en Tierp, para la realización de investigaciones de emplazamiento. SKI se pronunció favorablemente sobre la propuesta, aunque considera que los motivos para la selección de Tierp son vagos y que el municipio de Hultsfred, estudiado previamente, no debería excluirse de la selección hasta que se hayan hecho estudios complementarios. Además, SKI propuso que SKB debería presentar una evaluación de la seguridad actualizada (actualización de SR 97) antes de la fase final de las investigaciones de emplazamiento.

En enero de 2000, el Gobierno, en su decisión sobre el Programa de I+D de SKB de 1998, requería a SKB la presentación de un informe en que se ilustraran diferentes métodos alternativos para el almacenamiento final, se presentara de forma integrada los estudios de viabilidad realizados en los 8 municipios y se describiera el programa previsto para la realización de las investigaciones, antes del comienzo de las mismas.

SKB presentó dicho informe [69] en diciembre de 2000, el cual ha sido evaluado por SKI, que, a su vez, lo remitió a los municipios afectados, autoridades, universidades, organizaciones ecologistas, etc., para su revisión y comentarios. A finales del 2001, el Gobierno ha concluido que el informe satisface los requisitos establecidos en su decisión sobre el programa de I+D, y por tanto, no tiene ninguna objeción a que SKB comience las investigaciones en los emplazamientos propuestos.

Para la realización de las actividades encaminadas al desarrollo del AGP, SKB se ha servido, primero, del trabajo desarrollado en el marco de un proyecto internacional de investigación en la mina de Stripa, que finalizó en 1991, y después, de las investigaciones en el laboratorio subterráneo de Äspö, construido junto al emplazamiento de la central de Oskarshamn, que entró en operación en 1995.

2.4.2. Marco legal y regulador

En Suecia, la *Ley de Actividades Nucleares* [70] regula la seguridad y el proceso de autorización de las instalaciones nucleares y la *Ley de Protección frente a la Radiación* [71] especifica los requisitos generales de protección radiológica en dichas instalaciones.

La *Ley de Actividades Nucleares* asigna la responsabilidad de la gestión segura y del almacenamiento a largo plazo del combustible gastado y los residuos radiactivos, a los propietarios de las centrales nucleares y establece como requisito legal para continuar con la operación de las centrales nucleares la realización de un programa de desarrollo e investigación que permitan llevar a cabo el almacenamiento a largo plazo del CI. Así, obliga a presentar a los propietarios de las centrales un programa de I+D para la gestión del CI y los residuos radiactivos cada tres años, que debe ser revisado por la autoridad reguladora SKI, quién después de estudiarlo lo remite al Gobierno, con su opinión al respecto y sus recomendaciones, para que decida en consecuencia.

Además, la *Ley de Financiación de los Costes Futuros del Combustible Gastado* [72], establece, también, que los propietarios de las centrales, deben asignar unos fondos separados para cubrir los gastos futuros del almacenamiento a largo plazo del CI.

Por ello, las compañías propietarias de las centrales nucleares suecas crearon una compañía conjunta, la Agencia Sueca para la Gestión del combustible nuclear (SKB), para que cumpla las obligaciones impuestas por ley en relación con el almacenamiento del combustible nuclear y de los residuos de alta actividad y lleve a cabo las actividades de I+D asociadas.

El Inspectorado para la Energía Nuclear sueco (SKI) y el Instituto de Protección Radiológica sueco (SSI) son los organismos encargados de supervisar la seguridad nuclear y la protección radiológica. Además, el Consejo Nacional para los Residuos Radiactivos de Suecia (KASAM) es un organismo independiente que asesora al Ministerio de Medio Ambiente en temas de gestión de residuos.

Posteriormente, el *Código Medioambiental* que entró en vigor en 1999, requiere que como base para las decisiones relativas a futuras instalaciones nucleares, se lleve a cabo un Estudio de Impacto Ambiental, y en el se indica el contenido de dicho estudio y el proceso de preparación de la documentación, que incluye consulta e información pública.

Esta legislación básica se completa con reglamentos y ordenanzas gubernamentales que la desarrollan, y, por ejemplo, concretan las tareas de SKI y SSI respecto al proceso de licenciamiento.

En cuanto al desarrollo del *marco regulador* para el almacenamiento del CI, los gobiernos nórdicos publicaron las recomendaciones conjuntas sobre el almacenamiento de residuos radiactivos de alta actividad [58] descritas en el apartado 2.2.2 de este capítulo, que han sido considerados en el ejercicio SKB-91 y referidos en los ejercicios de SKI, Project-90 y SITE-94.

SSI ha promulgado recientemente la *Normativa para el almacenamiento final del combustible irradiado* [73], que entró en vigor el 1 de febrero de 1999, y SKI ha distribuido en 1999 un borrador de «Normativa de SKI en relación con la seguridad del almacenamiento final de residuos nucleares». Los borradores de estas normativas se han tenido presentes en SR 97.

La normativa de SSI se aplica a la evaluación a largo plazo de un almacenamiento clausurado y establece, entre otras cosas, que el almacenamiento de residuos se diseñará para que, después de su clausura, no se requieran medidas adicionales para evitar o limitar el escape de sustancias radiactivas del almacenamiento, y sin considerar la posibilidad de que exista control regulador y se conozca la localización del emplazamiento del almacenamiento, en el largo plazo.

Las principales consideraciones en relación con la evaluación de la seguridad del sistema de almacenamiento que se establecen en la normativa de SSI son las siguientes:

- «Un almacenamiento profundo de combustible irradiado (CI) o RAA deberá diseñarse de modo que el riesgo de efectos perjudiciales a un individuo

del grupo expuesto al mayor riesgo después de la clausura del almacenamiento no supere el valor de 10^{-6} año⁻¹» (o un límite de dosis equivalente anual de 0,015 mSv, asociado a una exposición segura).

- «Puede ser aceptable realizar los cálculos para el individuo más expuesto, en lugar de para el individuo representativo del grupo más expuesto». El límite de riesgo establecido para este individuo es de 10^{-5} año⁻¹ (o un límite de dosis equivalente de 0,15 mSv año⁻¹ asociada a una exposición segura).
- «Se tendrá en cuenta el efecto de las radiaciones ionizantes sobre los diferentes hábitats y ecosistemas afectados, atendiendo al conocimiento disponible de los mismos». SSI apunta que la simple sospecha de que se estén produciendo efectos perjudiciales sobre el medio ambiente bastará para intervenir.
- Se deberán considerar las consecuencias de una intrusión inadvertida u otras perturbaciones similares en el almacenamiento o en sus proximidades. SSI evaluará de forma separada las dosis mayores de 1 mSv/año, que pudieran derivarse de la intrusión en el almacenamiento.
- Para los primeros 1.000 años tras la clausura del almacenamiento son necesarios requisitos de seguridad más exigentes (ya que durante este período la radiotoxicidad del residuo es mayor) aunque también se deberán analizar las consecuencias del almacenamiento en el período posterior a estos 1.000 años. SSI recalca la importancia de considerar los distintos tipos de incertidumbre asociada a los datos empleados en el análisis de seguridad en los distintos períodos de tiempo.
- Se considerará un caso de evaluación en el que se asuma que se mantienen las condiciones actuales de la biosfera (incluyendo los cambios climáticos que se prevén partiendo del conocimiento actual).
- El sistema de almacenamiento de CI o RAA deberá estar optimizado y se tendrá en cuenta la mejor tecnología disponible.

Como la normativa de SSI entró en vigor al final de la realización del ejercicio SR 97, no ha sido tomada en cuenta en los modelos de exposición, sin embargo las características de los grupos de exposición considerados en los cálculos de dosis indican que el criterio de riesgo con el que deberían compararse los resultados de SR 97 sería en la mayoría de los casos el de 10^{-5} año⁻¹.

La normativa de SKI, que en 1999 todavía estaba en fase de borrador, establece, entre otras cosas, como deben considerarse en la evaluación de seguridad distintas condiciones internas y externas al almacenamiento importantes para la seguridad. Además, se recalca la importancia del tratamiento sistemático de las incertidumbres y de la demostración de la aplicabilidad de los modelos y datos empleados. Se indica que la evaluación de la seguridad debe cubrir el millón de años desde la clausura del almacenamiento.

2.4.3. Concepto de almacenamiento

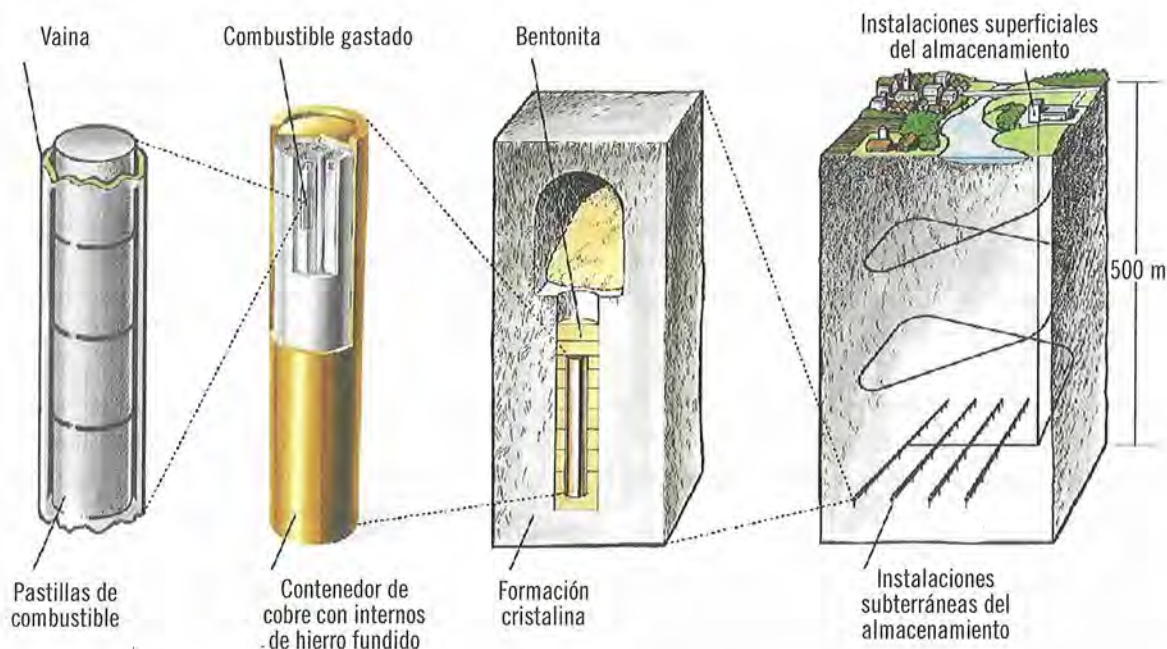
En el concepto de almacenamiento KBS-3, que se ilustra en la figura 11, los elementos de combustible se alojan en contenedores que constan de una cápsula exterior de cobre. Pero, para proporcionar resis-

tencia mecánica, mientras que en los primeros ejercicios suecos (KBS-3, Project-90), la cápsula de cobre de 10 cm de espesor se consideraba rellena o con plomo fundido o con cobre, en SKB-91, se considera una cápsula exterior de cobre de menor espesor (6 cm) rellena de plomo fundido, y en SITE-94 un diseño alternativo en el que la cápsula externa de cobre de 5 cm de espesor, contiene una cápsula interior de acero, rellena de bolas de vidrio borado. El diseño más actual, es el considerado en SR-97, de cápsula exterior de cobre e interior de hierro fundido.

Los contenedores se disponen en agujeros perforados en el suelo de los túneles de almacenamiento a unos 500 m de profundidad en el lecho rocoso de tipo granítico, rodeados de un buffer de bentonita. El espacio de túnel por encima del agujero de deposición y los túneles de acceso se rellena de una mezcla de bentonita y roca triturada.

El sistema se diseña de modo que su seguridad a largo plazo no requiera labores futuras de mantenimiento o vigilancia y que sea posible en el futuro adoptar medidas para modificar el almacenamiento o recuperar los residuos.

Figura 11. Concepto de almacenamiento KBS-3



2.5. Suiza

2.5.1. Proceso de desarrollo del AGP

En Suiza, el combustible irradiado se reprocesa en el extranjero y luego reciben los residuos radiactivos de alta actividad vitrificados resultado de dicho reproceso. Sin embargo, se está considerando como segunda opción el almacenamiento directo del combustible gastado sin reprocesar.

En su *Ley de Energía Nuclear* de 1978 [74], se requiere el almacenamiento final de los residuos radiactivos sin que estos supongan una carga para las generaciones futuras, como requisito previo para el desarrollo futuro de la energía nuclear en el país. Por ello, el Gobierno suizo exigió a las centrales nucleares, como condición anterior a la prorroga de las licencias de operación más allá de 1985, una demostración de la seguridad a largo plazo y de la viabilidad del almacenamiento final de los residuos radiactivos.

A raíz de esto, el organismo responsable de sentar las bases científicas y técnicas para el almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos en Suiza creado en 1972, NAGRA, realizó el proyecto *Gewähr* [19] (proyecto garantía), para demostrar la seguridad y la viabilidad del almacenamiento de todos los tipos de residuos radiactivos en Suiza con la tecnología disponible, y la existencia en el país de medios geológicos adecuados para satisfacer los criterios establecidos de seguridad a largo plazo. En *Gewähr* se considera el almacenamiento profundo de los residuos de vida larga de alta y de media actividad en una formación cristalina estable al norte de Suiza, utilizando datos de las investigaciones regionales comenzadas por NAGRA en 1982.

La revisión del proyecto *Gewähr* por el Gobierno Federal en 1988, concluía que quedaba demostrada la viabilidad del almacenamiento geológico, pero no la existencia de emplazamientos adecuados, por lo que se requería la extensión del programa de investigación de emplazamientos, a formaciones sedimentarias, además de las cristalinas. Así, tras una serie de estudios preliminares, se seleccionaron las arcillas

Opalinus de Zürcher Weinland, en las que se están realizando investigaciones desde 1997.

Además, con el fin de actualizar y completar el proyecto *Gewähr*, se llevó a cabo el proyecto *Kristallin-1*, que incluye una evaluación actualizada de la seguridad post-clausura del almacenamiento de residuos de alta actividad [20], un resumen de la información obtenida en el programa de investigaciones de campo a escala regional en el basamento cristalino del norte de Suiza y una planificación de exploraciones para el futuro. Los principales objetivos de la evaluación de la seguridad *Kristallin-1* son cuantificar el nivel de seguridad que cabe esperar para un almacenamiento de RAA en el basamento cristalino del norte de Suiza, mejorar la comprensión del papel relativo de las barreras geológicas y de ingeniería, tratando de identificar características geológicas claves y establecer rangos deseables de los parámetros y desarrollar y probar una metodología de evaluación de la seguridad más completa.

En 1997, tras la conclusión de las investigaciones de campo a escala regional en el basamento cristalino en Aargau, Nagra decidió suspender la realización de trabajos de campo adicionales en dicha zona, aunque no se ha descartado como roca hospedante para el almacenamiento de los RAA.

En 1998, se creó un grupo de trabajo de «Diálogo sobre la Energía» que analizara los aspectos fundamentales de la gestión de residuos radiactivos, que en su informe de conclusiones recomendaba el acercamiento de las posiciones opuestas de los operadores de las centrales nucleares y las organizaciones medioambientales.

Como las conversaciones sobre el problema de la gestión de los residuos radiactivos establecidas entre el Gobierno Federal, los Cantones en los que existen centrales nucleares, las organizaciones medioambientales y los operadores de dichas centrales no llegaron a ningún resultado satisfactorio, el Departamento Federal de Medio Ambiente, Transporte, Energía y Comunicaciones creó el Grupo de Expertos sobre Conceptos de Almacenamiento de Residuos Radiactivos (EKRA) con la misión de comparar los diferentes

conceptos de almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos, en concreto, el almacenamiento geológico, el almacenamiento vigilado y recuperable y el almacenamiento intermedio, prestando atención a los aspectos de seguridad pasiva/activa, de vigilancia y control y de recuperabilidad.

EKRA ha concluido que el almacenamiento geológico es el único concepto analizado que satisface los requisitos de seguridad a largo plazo y ha desarrollado el concepto de «almacenamiento geológico a largo plazo vigilado», que incorpora el concepto de recuperabilidad. Además ha recomendado un programa de acción para avanzar en la gestión a largo plazo de los residuos radiactivos.

En la actualidad, el programa para el almacenamiento de RAA, está en la fase de demostrar que existen y que pueden identificarse emplazamientos para el almacenamiento en Suiza, para lo que está realizando un Estudio de Seguridad para el almacenamiento de RAA en las arcillas Opalinus. La documentación correspondiente será entregada a las autoridades en torno al 2002, y la realización del almacenamiento no se prevé antes del 2020.

Para la investigación asociada al AGP se ha contado con el laboratorio subterráneo de Grimsel, en granito, y con el de Mont Terri, en arcillas, en los que se han llevado a cabo proyectos y experimentos internacionales.

2.5.2. Marco legal y regulador

La legislación suiza general aplicable al almacenamiento final de los residuos radiactivos consiste básicamente en la Ley de la Energía Atómica de 1959 [75], complementada por la Ley Atómica de 1978 [74], y la Ley de Protección Radiológica de 1991 [76], así como los reglamentos que las desarrollan.

En este *marco legal* la responsabilidad del almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos se asigna a los productores de los mismos y para el licenciamiento de las instalaciones nucleares, se requiere una autorización general, que tiene que ser aprobada por el Parlamento, previa a las autorizaciones de construcción y operación. Se requiere tam-

bién autorización para la realización de investigaciones geológicas (perforaciones, sondeos, galerías de exploración, etc.) en los posibles emplazamientos candidatos para el almacenamiento.

El Gobierno Federal es quién otorga las autorizaciones a las instalaciones nucleares, apoyado en sus decisiones por la Oficina Federal de la Energía, que organiza el proceso de licenciamiento. El Inspectorado de Seguridad Nuclear en Suiza (HSK), que forma parte de la Oficina Federal de la Energía, es el organismo regulador, encargado de establecer los objetivos y criterios de seguridad, de revisar las solicitudes de autorización y de controlar la seguridad en las instalaciones. Además existen numerosas organizaciones consultivas.

Sin embargo, el marco legal actual no trata específicamente el almacenamiento a largo plazo de los RAA, y está algo desfasado, por lo que, en la actualidad, Suiza está en el proceso de elaboración de una Ley Nuclear enteramente nueva.

Los *criterios y principios de seguridad* aplicables al almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos se establecen en la guía de HSK R-21 [77] publicada en 1993. En ella se recogen los siguientes tres criterios de protección:

- La liberación de radionucleidos desde el almacenamiento, como consecuencia de procesos y sucesos razonablemente previsibles, no dará lugar, en ningún tiempo, a dosis individuales superiores a $0,1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$.
- El riesgo radiológico individual derivado del almacenamiento por sucesos y procesos poco probables no considerados en el primer criterio, no superará, en ningún tiempo, los 10^{-6} año^{-1} .
- El almacenamiento se diseñará de modo que pueda ser clausurado dentro de un intervalo de varios años. Tras el sellado del almacenamiento, no serán necesarias medidas adicionales para garantizar su seguridad.

Esta guía HSK-21 se han tenido en cuenta en Kristallin-1 y en Gewähr, una versión anterior de la misma

de 1980, que no incluye el segundo principio de restricción del límite de riesgo.

En la guía HSK-21, en relación con el proceso de licenciamiento del almacenamiento, se indica que el solicitante debe explicar la posible evolución del sistema de almacenamiento en el tiempo y demostrar, mediante un análisis de seguridad que el proyecto satisface los anteriores criterios de protección.

El solicitante debe presentar un análisis de seguridad en cada una de las etapas del proceso de licenciamiento (permiso general, de construcción, de operación y de clausura)

En relación con el análisis de seguridad requerido en el proceso de licenciamiento la guía R-21 indica que:

- Las estimaciones de dosis en el futuro lejano deben interpretarse como indicadores del posible impacto de los radionucleidos liberados a la biosfera desde el almacenamiento y para estos cálculos deberían asumirse biosferas de referencia y grupos de población con hábitos de vida realistas.
- Los procesos y sucesos con probabilidad de ocurrencia muy baja o con consecuencias no radiológicas mucho más serias y la intrusión humana intencionada no tienen porqué ser consideradas en la evaluación de la seguridad.
- Además, en el caso del almacenamiento de RAA, durante el periodo inicial de 1000 años en el que los residuos tienen una mayor actividad, el almacenamiento debería pretender el completo aislamiento de los mismos.

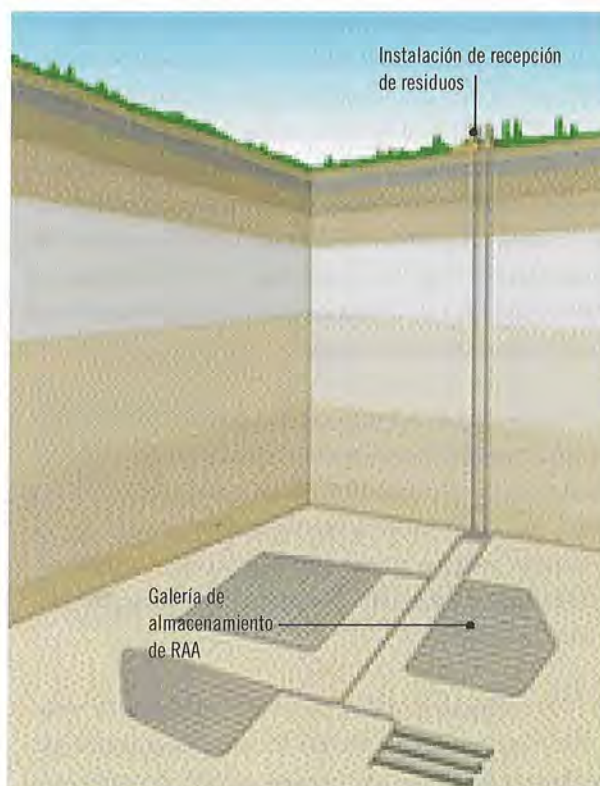
2.5.3. Concepto de almacenamiento

En Suiza se prevé la construcción de un almacenamiento para los RAA y los residuos de actividad media y periodo largo, basado en el concepto multibarrera, con sistemas de túneles separados para la disposición de los dos tipos de residuos (ver figura 12).

Los residuos vitrificados, están encapsulados en un recipiente delgado de acero inoxidable, y cada recipiente

de residuo se coloca en un contenedor de acero inoxidable de 25 cm de espesor, que se espera proporcione un periodo mínimo de contención de 1.000 años.

Figura 12. Concepto del almacenamiento para residuos de alta actividad y residuos de actividad media y vida larga considerado en Suiza



En el concepto de almacenamiento en granito, la parte del almacenamiento para los RAA, consiste en túneles horizontales, en los que se disponen los contenedores rodeados de una capa de bloques de bentonita compactada de más de 1 m de espesor. Los túneles y galerías se rellenan también con bentonita y se colocan sellos de bentonita compactada y sellos de hormigón en túneles de acceso y otros lugares estratégicos para garantizar que el transporte de los radionucleidos desde el almacenamiento tenga lugar sólo a través de zonas de roca de baja permeabilidad.

El basamento cristalino del norte de Aargau, está formado principalmente por granitos y gneises de entre hace 300 y 400 millones y se encuentra debajo de una cobertura de roca sedimentaria.

2.6. España

2.6.1. Proceso de desarrollo del AGP

En España, la gestión de todos los residuos radiactivos generados en el país ha sido encomendada a la empresa pública Enresa, creada por Real Decreto en 1984 [78]. Enresa debe periódicamente elaborar y presentar al Gobierno para su aprobación el Plan General de Residuos Radiactivos, que incluye una revisión de todas las actuaciones necesarias y soluciones técnicas aplicables a las distintas tareas de gestión de los residuos radiactivos, comprendiendo el estudio económico-financiero actualizado del coste de dichas actuaciones. El Primer Plan General de Residuos Radiactivos fue aprobado por el Gobierno en 1987, y desde esta fecha se han ido efectuando revisiones periódicas del mismo.

En el desarrollo del programa del AGP, se seleccionaron conceptos preliminares de referencia para el almacenamiento en tres formaciones geológicas: granitos, arcillas y sal, y se promovieron actividades de I+D para poner a punto las metodologías y herramientas necesarias para los análisis de la seguridad a largo plazo.

En 1997, Enresa publicó su primer ejercicio de evaluación del comportamiento de un almacenamiento geológico profundo en granito, al que denominaremos a partir de ahora *Enresa-97* [4], que tiene como objetivos estudiar el comportamiento a largo plazo de las distintas barreras del almacenamiento de CI en granito y probar una metodología de evaluación. A partir de las bases metodológicas desarrolladas en este ejercicio, Enresa ha realizado también un ejercicio de Evaluación del Comportamiento y la Seguridad de un AGP en un medio arcilloso, publicado en 1999 [88].

En el 4º PGR de 1994, vigente en la fecha de realización de *Enresa-97*, se establecía el almacenamiento definitivo en formaciones geológicas profundas como única opción viable para la gestión final del CI y los RAA, y el programa para el desarrollo del AGP de Enresa incluía tres grandes áreas de actividad: 1) el plan de búsqueda y caracterización de emplazamientos; 2)

el diseño del almacenamiento y la evaluación de su seguridad a largo plazo; y 3) el plan de I+D que da soporte a las actividades anteriores. En cuanto a los plazos previstos, el proceso de búsqueda de emplazamientos se prolongaría hasta el año 1999, y a partir de entonces, se procedería a la designación del emplazamiento o emplazamientos candidatos.

En 1996, se acordó la creación de una ponencia en el Senado para el Estudio de la Problemática Generada por los Residuos Radiactivos, que tras numerosas reuniones de trabajo y entrevistas con expertos extranjeros sobre el tema, presentó su informe en abril de 1998 [81]. En dicho informe, aunque se reconoce que el AGP es la única opción para la gestión a largo plazo de los residuos de alta actividad sobre la que existe consenso internacional, se recomienda promover la investigación en otras alternativas al AGP, como la partición y transmutación de actínidos, de modo paralelo al desarrollo de proyectos de investigación relacionados con el AGP, ambos en el ámbito de una amplia cooperación internacional. A la vista de los continuos avances tecnológicos y de las actividades de investigación, propone re-evaluar las recomendaciones de la ponencia al cabo de 10 años.

Las conclusiones de la ponencia del Senado, se recogieron en el 5º PGR, aprobado en julio de 1999 y vigente en la actualidad, que supone un cambio significativo en el programa y la estrategia de gestión del CI y los RAA, respecto al anterior. En él, se pospone cualquier decisión sobre la gestión final del CI y los RAA hasta el año 2010 y, entretanto, se contemplan dos líneas de actuación: el AGP y la investigación de otras tecnologías de interés creciente como la Separación y Transmutación.

En relación con el AGP, se ha decidido paralizar las actividades de búsqueda de emplazamientos para un futuro AGP en España, mantener la capacidad de evaluación de la seguridad desarrollada, centrándose hasta el año 2003 en la realización de ejercicios genéricos de evaluación, y adecuar las actividades de I+D a los nuevos planteamientos, de acuerdo con los programas internacionales y especialmente, los europeos.

2.6.2. Marco legal y regulador

El *marco legal* para el almacenamiento de residuos radiactivos en el momento de la realización de Enresa-97, está constituido por las leyes generales de seguridad nuclear y protección radiológica, fundamentalmente, la Ley de Energía Nuclear de 1964 [79], con el Reglamento de *Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes* y el de *Instalaciones Nucleares y Radiactivas*, que la desarrollan, y la *Ley de Creación del Consejo de Seguridad Nuclear* de 1980 [80], por el que se establece al CSN, como organismo regulador competente en materia de seguridad nuclear y protección radiológica.

Además, el Real Decreto de 1984 [78], por el que se crea la Empresa Española de Residuos Radiactivos, Enresa, como responsable de la gestión de todos los residuos radiactivos en España, obliga a ésta a elaborar periódicamente y presentar al Gobierno para su aprobación el Plan General de Residuos Radiactivos. La *Ley de Ordenación del Sector Eléctrico* de 1997, incluye la definición de residuo radiactivo, y la legislación de evaluación de impacto ambiental [82] [83], requiere la realización de una evaluación de impacto ambiental de las instalaciones de almacenamiento de residuos.

El proceso de licenciamiento y las autorizaciones requeridas a las instalaciones de almacenamiento de residuos radiactivos se han modificado desde la publicación de Enresa-97, al aprobarse en 1999 el nuevo *Reglamento de Instalaciones Nucleares y Radiactivas* [86], en el que además de autorizaciones de construcción y de operación se exige la autorización previa también para las instalaciones de residuos y regula la fase de desmantelamiento y clausura de las instalaciones nucleares.

Además en la *Ley de Tasas y Precios Públicos* por servicios prestados por el Consejo de Seguridad de 1999 [87], se establece como una de las funciones del CSN, la realización de los estudios, evaluaciones e inspecciones de los planes, programas y proyectos necesarios para todas las fases de la gestión de los residuos radiactivos, en particular, para el almacenamiento definitivo de los residuos de alta actividad.

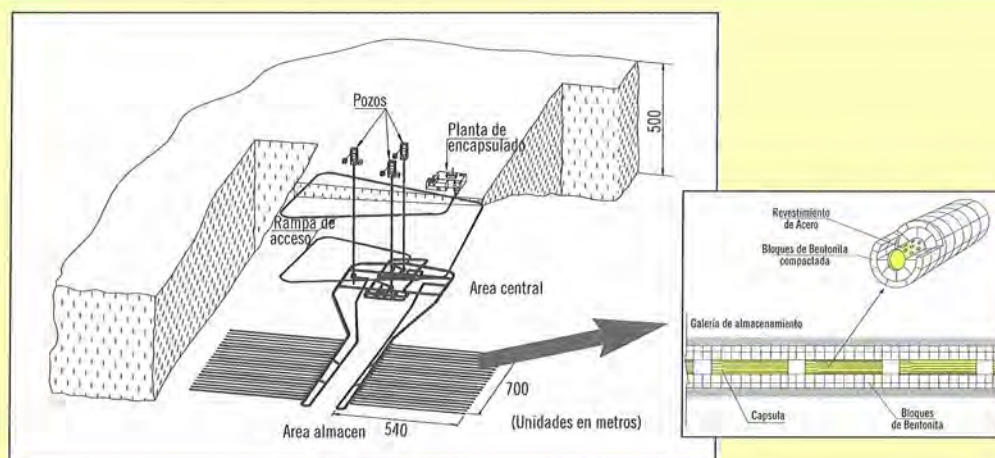
En cuanto a la *regulación* específica existente en relación con la gestión de los residuos radiactivos de larga vida, el CSN ha establecido unos criterios de emplazamiento generales para el almacenamiento geológico de los residuos en España [84], y un criterio de aceptación a aplicar a las instalaciones de almacenamiento definitivo de residuos radiactivos [85], de un riesgo individual inferior a 10^{-6} /año, o el riesgo asociado a una dosis efectiva a individuos del grupo crítico inferior a 0,1 mSv/año, que ha sido considerado en el ejercicio de evaluación del comportamiento Enresa-97.

En cuanto a la *regulación* específica existente en relación con la gestión de los residuos radiactivos de larga vida, el CSN ha establecido unos criterios de emplazamiento generales para el almacenamiento geológico de los residuos en España [84], y un criterio de aceptación a aplicar a las instalaciones de almacenamiento definitivo de residuos radiactivos [85], de un riesgo individual inferior a 10^{-6} /año, o el riesgo asociado a una dosis efectiva a individuos del grupo crítico inferior a 0,1 mSv/año, que ha sido considerado en el ejercicio de evaluación del comportamiento Enresa-97.

2.6.3. Concepto de almacenamiento

En el concepto de almacenamiento de Enresa en granito se considera que los elementos de combustible

Figura 13. Esquema de las instalaciones del sistema de almacenamiento propuesto en Enresa-97 (Modificado de Enresa-97 [4])



tipo PWR y BWR genéricos se alojan en contenedores de acero al carbono de 10 cm de espesor, y se disponen, rodeados de un buffer de bentonita compactada de 0,75 m de espesor y con 1 m de separación entre contenedores, en galerías horizontales perforadas a 500 m de profundidad. Entre los contenedores y los bloques de bentonita se sitúa un revestimiento perforado de acero de 1,5 cm de espesor que permite introducir el contenedor en el receptáculo. Las galerías, túneles y demás cavidades del almacenamiento se rellenan con una mezcla compactada de bentonita y arena, y se disponen sellos de bentonita compactada en los túneles de acceso y otros lugares estratégicos.

2.7. Otros países de la Comunidad Europea

Desde 1982, la Comunidad Europea (CE) se ha propuesto adquirir un conocimiento profundo de los métodos y técnicas aplicables a la evaluación del comportamiento del almacenamiento profundo de los residuos radiactivos.

Con este objetivo, en el ámbito de la CE, se han desarrollado el proyecto *PAGIS* (1988) [89], que trata el almacenamiento de residuos de alta actividad vitrificados, el proyecto *PACOMA* (1991) [90], que se ocupa del almacenamiento de residuos de actividad media y período largo, el proyecto *EVEREST* (1996) [91], que trata el almacenamiento de residuos radiactivos de media y alta actividad y por último, el proyecto *SPA* (1999) [21], que se ocupa de la evaluación integrada del comportamiento del almacenamiento directo del combustible gastado en profundidad en tres formaciones geológicas: arcilla, granito y sal.

En el proyecto SPA han participado los organismos de países miembros de la Unión Europea que se citan a continuación: Enresa (España), GRS (Alemania), IPSN (Francia), NRG (Holanda), SCK-CEN (Bélgica) y VTT (Finlandia).

En este informe solo nos ocuparemos de la parte del proyecto SPA sobre almacenamiento en granito, en la que han participado Enresa (agencia de resi-

duos española), GRS (centro de investigación alemán), IPSN (instituto de apoyo técnico al organismo regulador francés) y VTT (centro de investigación finlandés).

A continuación, se describe el proceso de desarrollo del AGP y el marco legal y regulador en Francia y Alemania, así como el concepto de almacenamiento del CI en formaciones cristalinas considerado por GRS e IPSN en SPA, ya que, en este estudio, no se disponía de otros ejercicios de ES de estos países participantes en el proyecto SPA. Los mismos aspectos relativos a los otros participantes en el proyecto, VTT y Enresa, ya se han descrito en los apartados de los ejercicios de Finlandia y España (apartados 2.2 y 2.6, respectivamente).

2.7.1. Alemania: Participación de GRS en SPA

2.7.1.1. Proceso de desarrollo del AGP

La política de almacenamiento de residuos radiactivos en Alemania se basa en la decisión de que los residuos radiactivos de todo tipo se almacenen en formaciones geológicas profundas.

La *Ley de Energía Nuclear* [92] de Alemania establece que el almacenamiento de residuos radiactivos es responsabilidad del Gobierno Federal, designando al organismo Federal de Protección Radiológica, BfS, como autoridad competente. En la modificación de esta Ley en 1994, se confiere igual peso al reproceso y al almacenamiento directo, frente a la prioridad dada anteriormente al reproceso.

El programa alemán para el almacenamiento de los residuos de alta actividad se ha centrado en rocas salinas y desde 1979, se han llevado a cabo trabajos de investigación en el domo salino de Gorleben. Adicionalmente, en el marco del programa nacional GEISHA, se han identificado posibles emplazamientos graníticos.

Sin embargo, a raíz de los resultados de las elecciones federales de 1998, el programa nuclear alemán sufrió un giro drástico, y en ese año, el nuevo Go-

bierno Federal llegó a un acuerdo con las empresas alemanas de energía para el abandono progresivo del uso comercial de la energía nuclear.

Entre las medidas acordadas para el abandono progresivo de la energía nuclear, se prohíbe el transporte de CI para su reproceso a partir del 2005, por lo que la evacuación del CI queda restringida al almacenamiento directo, y se considera que basta con una única instalación de almacenamiento geológico para la disposición de todos los residuos radiactivos. Además, se decide la interrupción de la exploración y los trabajos de investigación en Gorleben, al cuestionarse lo adecuado del emplazamiento, y con el objeto de definir criterios fundamentados científicamente, para la selección de emplazamientos para el almacenamiento a largo plazo de residuos, considerando otras formaciones geológicas.

Con este fin, el Ministerio de Medio Ambiente formó en 1999 un grupo de trabajo para la selección de emplazamientos posibles para el almacenamiento final de residuos (AkEnd), que está buscando condiciones generales favorables para el almacenamiento definitivo, para diferentes formaciones rocosas.

2.7.1.2. Marco legal y regulador

El marco legal alemán para el almacenamiento a largo plazo de los residuos radiactivos está constituido por la *Ley de Energía Atómica*, enmendada en 1994 [92], el *Reglamento de Protección Radiológica* [93], en el que se establecen los objetivos de seguridad nuclear para la construcción y operación de un almacenamiento de residuos y la *Ley de Minas* [95].

El organismo regulador en los Estados Federales es el Ministerio de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU), que para llevar a cabo su trabajo es asesorado por la «Comisión de Seguridad Nuclear» (RSK) y por la «Comisión de Protección Radiológica» (SSK).

En la Ley Atómica se requiere una única autorización de construcción y operación, en la que se concentra toda la evaluación y el proceso de licenciamiento de

la seguridad de los aspectos ambientales y radiológicos relevantes, y en la que se contempla la participación del público.

En cuanto al *marco regulador*, los Criterios de Seguridad para el Almacenamiento de Residuos Radiactivos en Minas [94] velan por la adecuada protección de las personas y el medio ambiente. En ellos se define un límite de 0,3 mSv/a para la dosis anual individual debida a los radionucleidos que alcanzan la biosfera tras la clausura, y se establecen algunos principios técnicos de seguridad (propiedades mecánicas, tectónicas e hidrogeológicas favorables del emplazamiento, etc.).

En la actualidad, el Gobierno Federal alemán pretende establecer una normativa exhaustiva que regule el abandono de la energía nuclear, que pasa por una enmienda de la Ley Nuclear actual y se están revisando los criterios de seguridad para el almacenamiento de residuos.

Sin embargo, en la participación de GRS en el proyecto SPA, dados los objetivos del proyecto, no se hace referencia al marco legal y regulador en Alemania del almacenamiento de RAA.

2.7.1.3. Concepto de almacenamiento

En el concepto de almacenamiento en granito considerado por GRS, Las barras extraídas de los elementos de combustible tipo PWR se alojan en contenedores de acero inoxidable de 10 cm de espesor (3 elementos consolidados por contenedor). Los contenedores se disponen en agujeros verticales individuales perforados en el suelo de las galerías de almacenamiento a 900 m de profundidad, rodeados de 35 cm de bentonita compactada y el espacio de túnel por encima del agujero de deposición se rellena con una mezcla de bentonita y arena.

2.7.2. Francia: Participación de IPSN en SPA

2.7.2.1. Proceso de desarrollo del AGP

En Francia, se ha optado por el reproceso del CI como principal opción para la gestión del CI, aun-

que en los últimos años se ha adoptado una estrategia parcial de reproceso, en la que la cantidad de CI reprocesado se limita a aquella que proporciona el plutonio que, reciclado para la fabricación de combustible de óxidos mixtos, puede ser quemado en sus reactores nucleares.

La Agencia Nacional para la Gestión de Residuos Radiactivos en Francia, ANDRA, creada en 1979 es la responsable de las actividades de gestión a largo plazo de los residuos radiactivos.

En 1987, ANDRA identificó cuatro formaciones geológicas (arcilla, sal, granito y esquistos) como candidatas para albergar un almacenamiento de residuos de alta actividad (RAA) y comenzó a realizar trabajos de investigación en un emplazamiento en cada medio, con el objeto de establecer un laboratorio subterráneo de investigación en uno o varios de los emplazamientos estudiados. Sin embargo, la importante oposición pública y las protestas en tres de los emplazamientos candidatos, hizo que en 1990, el entonces Primer Ministro, declarará un año de moratoria en las actividades de estudio de emplazamientos para reevaluar la estrategia global francesa para la gestión de los residuos radiactivos, a raíz de lo que se recomendaron cambios importantes en el programa.

En 1991, se aprobó en Francia la *Ley de Residuos Radiactivos* [96], que regula la investigación sobre los residuos radiactivos de alta actividad y periodo largo hasta el año 2006. En ella se establecen tres líneas de investigación: el almacenamiento a largo plazo en superficie de los RAA; la separación y transmutación; y el AGP, con la construcción de laboratorios subterráneos.

En diciembre de 1998, el Gobierno francés, decidió llevar a cabo la construcción de dos laboratorios subterráneos que permitan continuar in situ las investigaciones sobre el almacenamiento definitivo de los RAA, en dos formaciones geológicas diferentes: granito y acillas. La construcción del laboratorio en arcilla fue autorizada en 1999 en Bure (Meuse) y su construcción ha comenzado en el año 2000. En cuanto al laboratorio subterráneo en granito, se ha creado una comisión para seleccionar uno o varios emplazamientos.

En esta misma ley, se establece, que el Gobierno, a la vista de los resultados de las investigaciones, deberá pronunciarse, sobre la mejor solución a desarrollar para la gestión de los RAA y los residuos de larga vida.

2.7.2.2. Marco legal y regulador

Los organismos franceses responsables en materia reguladora son la Agencia para la Seguridad de Instalaciones Nucleares (DSIN) del Ministerio de Industria y la Comisión de la Energía Atómica (CEA), de la que depende el Instituto para la Seguridad y Protección Nuclear (IPSN).

El *marco legal* para la gestión de los residuos radiactivos de alta actividad y los residuos de actividad media y larga vida lo constituye fundamentalmente la *Ley de Diciembre de 1991* [96], citada en el apartado anterior. La adecuada aplicación de esta ley se establece en diversos reglamentos, entre los que se encuentran los siguientes:

- El Reglamento nº 92-1366 de 1992, que define las condiciones de creación de los grupos de interés público que pueden constituirse, según prevé el artículo 12 de la Ley, para facilitar y beneficiar la construcción y operación de cada laboratorio
- El Reglamento nº 92-1391 de 1992, relativo a las funciones de la Agencia Nacional para la Gestión de Residuos Radiactivos (ANDRA).
- El Reglamento de 3 de agosto de 1999, por el que se autoriza la construcción y explotación de un laboratorio subterráneo en el municipio de Bure (Meuse).
- El Reglamento nº 99-686 de 1999, que aplicando el artículo 14 de la Ley, se refiere a la creación de un comité local de información en el emplazamiento de cada laboratorio
- El Reglamento nº 99-687 de 1999, que establece una comisión, con implicación de las autoridades locales y del público de la zona afectada, para seleccionar uno o varios emplazamientos en granito, en los que pueda construirse un laboratorio subterráneo.

En cuanto al *marco regulador*, la principal autoridad reguladora en Francia, DSIN, estableció en 1991, la «Regla de Seguridad Fundamental III.2.f» [97] aplicable al almacenamiento de residuos α y de alta actividad, en la que se requiere lo siguiente:

- El impacto de una instalación de almacenamiento geológico de residuos radiactivos tan bajo como sea razonablemente posible.
- Un límite de 0,25 mSv/a para la dosis individual anual debida a la instalación para sucesos probables.
- La demostración de la estabilidad geológica de las barreras geológicas al menos durante 10.000 años.
- Que los bultos de residuos de alta actividad eviten la liberación de los radionucleidos en ello contenidos durante el periodo de tiempo en el que la radioactividad total está controlada por los radionucleidos de vida media y corta.

Sin embargo, en la participación de IPSN en el proyecto SPA, no se hace referencia al marco legal y regulador para el almacenamiento de los residuos de alta actividad existente en Francia, antes citado.

2.7.2.3. Concepto de almacenamiento

En el concepto de almacenamiento propuesto por IPSN para el almacenamiento de combustible tipo PWR de UO_2 y de combustible tipo PWR de óxidos mixtos de uranio y plutonio (MOX) en granito, los elementos de combustible se disponen en contenedores de aleación de hierro, que tienen capacidad para 3 elementos de combustible de óxidos de uranio, o 2 elementos combustibles de UOX y un elemento combustible MOX. Los contenedores se disponen en galerías de almacenamiento horizontales a unos 500 m de profundidad con una separación entre contenedores de 5 m y se rodean de un buffer de arcilla de 1,5 m de espesor. Las galerías y túneles se rellenan con arcilla y se disponen sellos de arcilla en lugares estratégicos.

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

METODOLOGÍA DE DESARROLLO DE ESCENARIOS EN LOS EJERCICIOS ANALIZADOS



4

Como se indica en el capítulo 2, una vez establecido el contexto general de la evaluación de seguridad, el siguiente paso en la evaluación consiste en la identificación de las potenciales situaciones futuras que puedan afectar el comportamiento a largo plazo del sistema y la selección de un conjunto representativo de ellas, para su posterior modelización y evaluación de sus consecuencias. Esta etapa viene abordándose internacionalmente mediante el denominado «desarrollo de escenarios».

En este capítulo se revisa la metodología de generación de escenarios empleada en los ejercicios de evaluación analizados en el estudio comparativo.

En un primer apartado, se exponen los resultados del estudio comparativo de las aproximaciones metodológicas al desarrollo de escenarios empleadas en los distintos ejercicios, atendiendo a la metodología y etapas consideradas en la generación de escenarios y a los escenarios analizados. Se adjuntan tablas que presentan de forma sucinta esta información.

Como información adicional, en el siguiente apartado, se describe brevemente, el modo en que se ha abordado el desarrollo de escenarios en los ejercicios analizados, agrupados por países.

1. Resultados del estudio comparativo

1.1. Influencia del contexto de evaluación

El desarrollo de escenarios, como parte integrante de la evaluación de seguridad, está influido por el estado del programa para el desarrollo del AGP en el que se enmarca la evaluación, así como por el alcance y los objetivos de ésta.

- En los ejercicios SKB-91 y Kristallin-1, en los que se presta mayor atención al comportamiento de la geosfera, se da mayor peso a esta barrera en la selección de factores que puedan afectar al comportamiento del almacenamiento y en la consideración de escenarios para su análisis posterior.
- En H12, dado su objetivo de establecer el concepto de almacenamiento geológico en un contexto

genérico, considerando diferentes medios geológicos y distintos diseños de almacenamiento, el alcance del desarrollo de escenarios es más amplio que en los ejercicios en los que el desarrollo de escenarios se circunscribe al concepto de almacenamiento seleccionado.

- En Project-90 y Enresa-97, apelando al alcance limitado y a los objetivos de los ejercicios, se analizan solamente una serie de escenarios considerados ilustrativos o de uso extensivo en otros ejercicios, respectivamente.

La normativa reguladora aplicable en los ejercicios de evaluación de la seguridad, también influye sobre el desarrollo de escenarios, ya que puede contener directrices relativas al mismo:

- En la propuesta de normativa de STUK [59], se requiere el análisis cualitativo de la importancia para la seguridad del almacenamiento de sucesos disruptivos poco probables, y cuando sea posible, la evaluación cuantitativa de sus consecuencias.
- En las recomendaciones de AEC en relación con el programa de I+D para el almacenamiento geológico en Japón [66], se aconseja el uso de metodologías sistemáticas para el desarrollo de escenarios y la consideración de dos grupos de escenarios: escenarios de transporte vía aguas subterráneas y escenarios de fallo del aislamiento.
- En AECL-94 y SR-97, se estudia la importancia de una intrusión humana inadvertida en el almacenamiento, porque así se requiere en el documento regulador de AECB R-71 [49] y en la normativa de SSI [73].
- En Kristallin-1 no se estudian los escenarios de intrusión humana intencionada, porque así lo recomienda la guía de HSK R-21 aplicable [77].
- Con el escenario base de SR-97, se satisface el requerimiento en la normativa de SSI [73], de considerar un caso de evaluación en el que se mantengan las condiciones actuales de la biosfera.

- En AECL-94 se asignan probabilidades a los escenarios analizados, como recomienda AECB (ahora CNSC) en su documento R-104 [51]

1.2. Metodología de desarrollo de escenarios

En la tabla 6 se recogen las distintas aproximaciones metodológicas empleadas para el desarrollo de escenarios en los ejercicios de evaluación analizados. Se observa una evolución de la metodología a lo largo del tiempo:

- En los primeros ejercicios (KBS-3 y Gewähr) se emplea el juicio de expertos para la selección de los escenarios a analizar, identificando las situaciones posibles de liberación de radionucleidos más importantes.
- En la mayoría de los ejercicios posteriores (AECL-94, Project-90, SITE-94, Kristallin-1, Enresa-97, IPSN en SPA) se han utilizado aproximaciones más formales, que toman como punto de partida la metodología adoptada por la NEA [98], descrita al comienzo de este capítulo:
 - Los ejercicios SITE-94 y Kristallin-1 son los que más variaciones introducen respecto a la metodología original, especialmente en el procedimiento de construcción de escenarios y en las herramientas utilizadas para aplicar la metodología.
- Sin embargo, en algunos ejercicios, no se ha aplicado un método formal de desarrollo de escenarios.
 - En los ejercicios de Finlandia, sólo se hace referencia a algunos estudios de desarrollo de escenarios realizados en otros países o en el ámbito internacional.
 - En SKB-91, se parte de la lista de FEPs del ejercicio conjunto de desarrollo de escenarios de SKI y SKB.
 - En SR 97, aunque la metodología de evaluación de la seguridad incluye la selección de escenarios,

parten de su experiencia previa en el desarrollo de escenarios, de evaluaciones anteriores.

- En el ejercicio de GRS en SPA, se parte del análisis de escenarios realizado para el ejercicio Kristallin-1.

1.3. Terminología

La terminología empleada en el desarrollo de escenarios presenta diferencias entre ejercicios:

- Para designar el conjunto de características, sucesos o procesos del sistema que pueden influir directa o indirectamente en la liberación y transporte de radionucleidos y en sus consecuencias, se habla de sucesos (KBS-3), de sucesos y procesos (Gewähr, Kristallin-1), de «factores» (AECL-94, Enresa-97, SPA) o, en terminología anglosajona, de «FEPs» (TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12, Project-90, SKB-91, SITE-94, SR-97), aunque no se definen.
- El término «escenario» tampoco se define explícitamente en todos los ejercicios, y en su definición no se da la unanimidad vista para los FEPs, existiendo algunos matices que introducen diferencias:

Aunque, en general, se entiende el término escenario como una representación de una situación futura posible del sistema de almacenamiento, en algunos ejercicios (TVO-92, TILA-96, TILA-99, SR 97, GRS en SPA), el escenario tiene un carácter más concreto, al incluir las hipótesis, los datos y los modelos que se emplean para su análisis. En H12, se utiliza el término caso de cálculo con esta segunda acepción, y en TILA-99, se indica que sus escenarios podrían denominarse también casos de cálculo o variantes.

- En la denominación de los distintos tipos de escenarios es donde surge una mayor variedad («caso base», «escenario base», «escenarios de referencia», «escenarios de evolución alterada», «escenarios alternativos» o «suplementarios», «escenario central» en SITE-94, «escenarios de transporte vía aguas subterráneas» y «escenarios de fallo del aislamiento» en H12; «escenario robusto» en Kristallin-1 y H12;

escenarios «y si» en TILA-99) empleándose a veces el mismo término para designar escenarios muy distintos. Por ejemplo, el «caso base» de los ejercicios finlandeses o el «escenario base» de SR-97, que representan situaciones en la que se da el aislamiento de los radionucleidos durante grandes períodos de tiempo, difieren sobremanera del «escenario base» de H12 o del «caso base» de Gewähr, que son escenarios de liberación y transporte de nucleidos.

1.4. Completitud y suficiencia

En general, existe gran confianza en la suficiencia de las listas de FEPs elaboradas. En algunos ejercicios (H12, SITE-94, Kristallin-1) se indica que la identificación y clasificación de los FEPs mediante un procedimiento sistemático, con las herramientas asociadas para su aplicación y la auditoría frente a otras listas, constituyen la mejor manera de asegurarse de que todos los FEPs importantes han sido considerados. En esta tarea, la lista internacional de FEPs de la NEA [106], ha sido una herramienta de gran ayuda en los ejercicios posteriores a su publicación, empleándose tanto como base de partida para la elaboración de listas de FEPs, como para verificar dichas listas.

- En SITE-94 se sugiere la aplicación repetida de la metodología en evaluaciones iterativas, contando con un amplio rango de grupos de expertos.
- En SR-97, se propone el uso de procedimientos de documentación sistemática de los procesos importantes para la evolución del sistema y de las decisiones e información importante, la comparación con otras listas de FEPs, y la gran capacidad técnica de los expertos con los que se cuenta.
- Además, en varios ejercicios (TILA-96, TILA-99, Kristallin-1, SR 97) se indica que no se espera que en futuras revisiones y comparaciones con otras listas de FEPs, se identifiquen nuevos FEPs importantes.

En cuanto a la «suficiencia» de los escenarios analizados, no se considera tan fácil de demostrar.

- En Project-90, se indica que la metodología propuesta para la construcción de escenarios podría no ser la adecuada en el caso de una evaluación de seguridad rigurosa.
- En SR 97, se propone para lograr la «suficiencia» de los escenarios determinar, para cada proceso del sistema, si puede verse influido por el estado inicial o el medio exterior al sistema; estimar, para cada variable, si la incertidumbre en su valor inicial requiere la formulación de escenarios o casos específicos, documentar sistemáticamente las condiciones ambientales importantes para la evolución del sistema y comparar con escenarios y otras bases de datos empleados en otros proyectos o ejercicios.

En los ejercicios de Finlandia, se insiste en que, para justificar la «completitud» y solidez de la evaluación, más importante que la existencia de un modo específico para la construcción de escenarios, es la consideración de forma conjunta de los escenarios a analizar, y las hipótesis, los modelos y los datos empleados en el análisis de sus consecuencias, presentando de forma cuidadosa y transparente su conexión.

1.5. Traceabilidad y transparencia

El uso de aproximaciones sistemáticas, en las que se registran toda la información y las decisiones importantes (listas de FEPs, descripción de FEPs, su tratamiento en la evaluación, razones de su eliminación, referencias, etc.) favorece la traceabilidad y la transparencia del análisis realizado. En concreto, contribuyen al aumento de dichas características:

- El uso de diagramas de influencia para representar de forma gráfica el impacto de los procesos y sucesos sobre la seguridad del almacenamiento (H12, SITE-94, Kristallin-1) o la presentación estructurada de la descripción del sistema mediante los diagramas THMC (SR 97).
- La descripción de los procesos identificados y la manera en qué estos procesos pueden tratarse en los distintos escenarios considerados, mediante un «Informe de Procesos» (SR-97).

- El uso de software para el registro de las decisiones tomadas (H12).

1.6. Análisis de FEPs y generación de escenarios

En la tabla 6 se recogen las principales características del proceso de identificación, clasificación y cribado de FEPs (también conocido como análisis de FEPs) y el procedimiento de construcción de los escenarios a partir de los mismos, en los ES analizados.

El proceso de análisis de FEPs, no se ha realizado en KBS-3, al ser el ejercicio más antiguo, anterior a la definición de la metodología de desarrollo de escenarios. Tampoco se realiza en los ejercicios finlandeses, en los que se definen los escenarios y se comprueba la consideración en los ejercicios, de los FEPs de las listas internacionales y de otros países. En TILA-99 se apunta que lo fundamental es la conexión entre los escenarios, los datos, las hipótesis y los modelos empleados en el cálculo de consecuencias, que, a veces, en aproximaciones formales demasiado teóricas no se aborda en suficiente profundidad.

La elaboración de una lista de FEPs o factores importantes para la evaluación, constituye el primer paso en la metodología de desarrollo de escenarios recogida por la NEA [98] [44]. Esta tarea conlleva un amplio uso de juicio de expertos, aunque, en algunos ejercicios, se han empleado herramientas adicionales:

- En SR-97, se parte de la experiencia anterior de SKB en el uso de la metodología RES (Rock Engineering Systems) de matrices de interacción, para identificar los procesos importantes para la evolución del almacenamiento. En TILA-96 se emplean también las matrices de interacción, en la identificación de FEPs para el análisis del campo cercano.
- En H12 se utilizan las «matrices jerárquicas de FEPs», para identificar y agrupar FEPs con distinto grado de detalle.
- En los ejercicios más recientes (H12, SITE-94, Kristallin-1, Enresa-97) se utilizan listas de

factores/FEPs de ejercicios nacionales e internacionales anteriores.

Los criterios más comunes de clasificación de los FEPs han sido: el origen del factor (AECL-94, Project-90, Gewähr, Kristallin-1), o la categoría de los fenómenos para los que son importantes (H12, SR-97), la parte del almacenamiento afectada (AECL-94, H12, Project-90, SITE-94, Kristallin-1), el tipo de factor (AECL-94, Enresa-97) y el intervalo temporal en el que ocurre el FEP (Project-90, Gewähr).

Otra forma de clasificar los FEPs, es distinguiendo entre FEPs del «sistema de procesos» (Project-90, SKB-91, SITE-94) o del escenario de referencia (AECL-94, H12, Enresa) y los externos a estos. En los ejercicios en los que se construyen «Diagramas de Influencia de Procesos» (PID), los FEPs se agrupan según las regiones o partes del almacenamiento que se consideran en el PID (H12, SITE-94, Kristallin-1).

El criterio de cribado más empleado es el de falta de aplicabilidad al emplazamiento o concepto de almacenamiento del ejercicio. Además se detecta la dependencia de los criterios de cribado con el contexto de la evaluación, así como con el estado del conocimiento y los medios disponibles. Por ejemplo:

- En AECL-94, se eliminan los sucesos y procesos que no tienen lugar de forma apreciable en los 10^4 años tras la clausura del almacenamiento, teniendo en cuenta el documento AECB R-104 [51].
- En Project-90, se eliminan los FEPs que no están bien definidos y presentan ambigüedades.
- En Kristallin-1, se introducen los conceptos de «FEPs de reserva» como aquellos factores que tienen un efecto beneficioso sobre la seguridad pero que no se incorporan, en aras de un mayor conservadurismo y «cuestiones abiertas» como aquellos que podrían tener efectos adversos sobre la seguridad del almacenamiento, pero que no se han considerado por falta de datos o modelos adecuados.

- En algunos ejercicios (Project-90, SITE-94, Enresa-97) no se han considerado los FEPs relativos a la biosfera, por estar fuera del alcance del ejercicio.
- En H12, al no estar establecido todavía el concepto del almacenamiento en Japón, se descartan los FEPs que podrían evitarse con una elección del medio geológico y con un diseño y construcción del sistema de almacenamiento adecuados.

El número inicial de FEPs en las listas de partida presenta grandes diferencias (1200 FEPs en SITE-94 y 156 en el ejercicio conjunto de SKI/SKB), pero tras el proceso de cribado varía entre los 100 de Enresa-97 y los 240 de Kristallin-1. Parece ser que una lista con este rango de 100-200 FEPs, tiene un nivel de detalle adecuado: ni tan general que no sean de utilidad, ni tan detallado que dificulte su manejo y estructuración posterior.

La fase de *construcción de los escenarios* a partir de los FEPs, constituye la fase crítica en la metodología de desarrollo de escenarios. Aunque en los ejercicios en los que se han utilizado aproximaciones más formales, se recoge la metodología de desarrollo de escenarios completa, sólo en AECL-94, H12 y Kristallin-1 se aplica por completo y, en SITE-94 sólo se aplica al Escenario Central.

En la mayoría de los ejercicios se define un «Sistema de Procesos» (Project-90, SITE-9) o un «escenario de referencia» (AECL-94, H12, Kristallin-1, Enresa-97, IPSN en SPA) en los que se trata de incluir el mayor número de FEPs. A partir de los «factores residuales» (AECL-94) o FEPs externos (H12, Project-90, SITE-94, Enresa-97) no incluidos en el Escenario de Referencia, se forman los escenarios restantes.

- En AECL-94, se consigue incluir en el Escenario Central todos los factores menos dos, que se combinan mediante una aproximación «bottom-up», para formar los escenarios alternativos, tras una fase de selección de escenarios. Sin embargo, en Project-90 los FEPs externos (EFEPs) son 10, en SITE-94 son 81 y en Enresa-97 son 40, por lo que no se pueden analizar todas las combinaciones

posibles de estos EFEPs sobre el almacenamiento. Para solucionar este problema:

En SITE-94, se propone incorporar todos los EFEPs relativos al cambio climático en un «Escenario Central» y el resto de EFEPs, tras aplicar unos criterios de selección, se agrupan para la construcción de escenarios alternativos de modo que constituyan una envolvente de las situaciones futuras posibles.

En Enresa-97, se representa el conjunto de factores externos en un diagrama de consecuencias, que permite agruparlos en factores externos con consecuencias similares para el estado final del almacenamiento, y establecer 3 tipos de escenarios: escenario de evolución normal, escenarios alterativos (en los que se combinan factores externos que dan lugar a estados alterados del almacenamiento) y escenarios derivativos (en los que existe derivación de alguna de las barreras del almacenamiento).

En el ejercicio de IPSN en SPA, se identifica un escenario representativo de cada familia de escenarios con consecuencias similares, que, generalmente, es el de mayores consecuencias.

- En Kristallin-1, para la construcción de escenarios, se recopilan todas las hipótesis establecidas en la construcción del Escenario de Referencia, y se identifican los FEPs relevantes y su consideración en el escenario. Se reconsideran las hipótesis, juzgándose la confianza en su validez, y se postulan hipótesis alternativas, que sirven de base para la definición de escenarios con una probabilidad razonable y un posible impacto lo suficientemente importante como para justificar su evaluación cuantitativa.

Un aspecto que se destaca como clave en el desarrollo de escenarios es la *conexión entre los FEPs, los escenarios, y los modelos empleados para el análisis de consecuencias*. Este asunto se aborda sólo en unos pocos ejercicios:

- En Finlandia, se ha realizado una auditoría [105] de las evaluaciones de la seguridad TVO-92 y

TILA-96 frente a la base de datos de FEPs de la NEA, para discutir cómo se han considerado estos FEPs en los ejercicios citados.

- En H12, para el caso de referencia, se establecen los datos y las hipótesis empleados en los modelos, y en un diagrama de flujo de los modelos, se recogen las hipótesis acerca de los procesos importantes para la seguridad del almacenamiento.
- En SITE-94, los FEPs y las influencias entre ellos incluidos en cada escenario, representadas en el correspondiente diagrama de influencias, se transponen al «Diagrama de Flujo de los Modelos de Evaluación» (AMF).
- En SR-97, se aborda la conexión FEPs- escenarios, a través de la descripción en su «Informe de Procesos» de cómo se consideran los procesos importantes en los escenarios seleccionados.

Además de la posibilidad de que el análisis de escenarios sirva para identificar la necesidad de desarrollar nuevos modelos, si los existentes no son adecuados para representar los procesos y sucesos incorporados en los escenarios, en los ejercicios se detecta la *influencia de los modelos existentes sobre el desarrollo de escenarios*:

- En AECL-94 se apunta que las características del Escenario de Referencia dependerán de los modelos y datos disponibles para las fases posteriores de la evaluación.
- En Gewähr los escenarios se dividen entre los que pueden tratarse con el modelo empleado para el Escenario de Referencia y los que no.
- En Kristallin-1, se definen como «cuestiones abiertas», no incluidas en la construcción de escenarios, los factores que no pueden considerarse por la falta de datos o modelos adecuados.

1.7. Escenarios analizados

En la tabla 7 se muestran los distintos tipos de escenarios considerados en cada uno de los ejercicios analizados.

Aunque en algunos ejercicios (AECL-94, H12, SITE-94, Kristallin-1), los escenarios que se analizan cuantitativamente resultan de la aplicación de la metodología adoptada, en otros muchos (TVO-92, TILA-96, TILA-99, SKB-91 y SR-97), no se justifica la selección de los escenarios a analizar. En otros ejercicios, los criterios de selección de los escenarios que se analizarán cuantitativamente reflejan la fase del programa del almacenamiento y los objetivos del ejercicio:

- En KBS-3, se indica que los escenarios se han elegido de modo que determinen límites superiores de los posibles efectos derivados del almacenamiento final, y en Project-90 se consideran algunos escenarios importantes o representativos.
- En Enresa-97, se justifica la elección de los escenarios estudiados por su amplia utilización en otros ejercicios.
- En el proyecto SPA, se indica que, dado el alcance limitado del proyecto, se analizan sólo un número reducido de escenarios considerados de interés, por su impacto sobre el almacenamiento, o porque se han realizado pocos análisis cuantitativos de los mismos.

En general, en los ejercicios analizados se define un *escenario/ escenarios de evolución normal*, más o menos conservador, que se toma como base de partida del análisis cuantitativo y que sirve de referencia en la comparación con el resto de los escenarios.

En los ejercicios de Finlandia y Suecia, el concepto de almacenamiento con un contenedor de cobre de vida muy larga, hace que, para poder realizar cálculos de transporte de radionucleidos, se postula un escenario de evolución normal conservador de fallo inicial de contenedor (KBS-3, Project-90, SKB-91, y SITE-94), o se consideran dos tipos de escenarios de «evolución normal» (TVO-92, TILA-96, TILA-99, SR-97):

- el «escenario o caso base», o escenario de evolución normal para un contenedor sin defecto inicial, en el que se asume que los contenedores mantienen su integridad durante tiempos muy

grandes, y no hay una liberación significativa de sustancias radiactivas, y

- un escenario de evolución normal que permite analizar el transporte de sustancias radiactivas, como los «escenarios de referencia» de los ejercicios finlandeses, en los que se asume que el contenedor presenta un defecto inicial o desaparece a los 10⁴ años, y el «escenario de contenedor defectuoso» de SR 97, en el que se considera que aproximadamente el 0,1% de los contenedores tienen un pequeño defecto.

Adicionalmente, para estos escenarios de evolución normal o de referencia, se suelen definir una serie de *casos de cálculo o variantes para los análisis de sensibilidad*, que suponen modificaciones de los datos de entrada y/o de las hipótesis de los modelos, respecto a los del escenario de evolución normal. En H12, dado su objetivo y alcance, además de casos de cálculo para el análisis de las incertidumbres en los datos y en los modelos, se postulan una serie de casos de cálculo que asumen medios geológicos y diseños del sistema de almacenamiento alternativos a los del «caso de referencia».

Además de estos escenarios de evolución normal, se consideran una serie de *escenarios alternativos*, a veces también denominados de *evolución alterada*, que analizan situaciones menos probables. Dentro de estos escenarios podemos distinguir:

- Escenarios de funcionamiento anormal de las barreras de ingeniería como son:

El escenario de perturbación de H12 de sellado defectuoso del contenedor.

El escenario tipo «y si» de TILA-99 de comportamiento pobre de la bentonita.

El escenario de perforación abierta de AECL-94, los de sellos degradados o sellado defectuoso de H12, Enresa-97, Project-90 y Kristallin-1, y el escenario de transporte a través de zonas alteradas por la excavación del ejercicio de GRS en SPA.

El escenario de fallo de las barreras de ingeniería del ejercicio de IPSN en SPA.

- Escenarios relacionados con fenómenos naturales, como son:

El escenario de fallas post-glaciares de TILA-99, y el de fallas de Project-90.

El escenario de H12 de levantamiento y erosión del terreno, quedando los residuos prácticamente en la superficie.

El escenario de continuación de la orogenia alpina de Kristallin-1.

El escenario de terremoto de SR 97.

Los escenarios asociados con el clima como los escenarios de cambio climático de H12, SR 97, Gewähr y Kristallin-1, el escenario de glaciación de SKB-91 y el escenario central de SITE-94.

- Escenarios de intrusión humana (AECL-94, H12, SR 97, Gewähr, Kristallin-1, Enresa-97, GRS en SPA, IPSN en SPA).
- Otro tipo de escenarios como: el escenario de capa de cobertura sedimentaria del ejercicio de GRS en SPA o los escenarios robustos de Kristallin-1 y H12, que ignoran el retardo y la retención en la geosfera.

En relación con la consideración de la *intrusión humana* en los ejercicios analizados, la intrusión humana intencionada no se ha analizado, por considerarse responsabilidad de las generaciones que decidan llevarla a cabo. En SR-97, se hace referencia a la recomendación en el mismo sentido, recogida en el documento de la NEA sobre la Evaluación de Acciones Humanas Futuras en Emplazamientos de Residuos Radiactivos [115].

La intrusión humana inadvertida, se ha abordado de diferentes maneras en los ejercicios analizados:

- No se ha analizado en Project-90 y SKB-91, por estar fuera del alcance y objetivos de los ejercicios,

ni en SITE-94, aduciendo a la singularidad de su naturaleza, que hace necesario desarrollos futuros.

- En TVO-92 (en TILA-96 no se realizan nuevos análisis de intrusión humana), KBS-3, Gewähr y Kristallin-1, se discute la probabilidad de ocurrencia y las consecuencias de una serie de actividades humanas futuras inadvertidas, concluyéndose que muchos de estas situaciones pueden descartarse con una adecuada selección del lugar y profundidad del almacenamiento.
- En TILA-99, como en TVO-92, la intrusión humana se considera un «riesgo residual» del almacenamiento, que no requiere análisis cuantitativo, y se propone el establecimiento de directrices sobre su tratamiento, por parte de los organismos reguladores, y la definición de escenarios «simplificados» («stylised») en el marco de proyectos internacionales.
- En SR 97 se ha empleado una aproximación sistemática para el desarrollo de este tipo de escenario, que permite la selección de escenarios representativos ilustrativos de la influencia de las acciones humanas sobre el almacenamiento.
- El escenario más común de intrusión humana es el de perforación de un pozo profundo (H12, Gewähr, Kristallin-1, Enresa-97, GRS en SPA, IPSN en SPA), aunque en algunos ejercicios (AECL-94, SR 97, H12) se ha considerado la intrusión humana directa a través de un escenario de penetración del contenedor por actividades de perforación o minería en la zona del almacenamiento. En el análisis de este tipo de escenarios se asume que la tecnología disponible coincide con la actual (como se recomienda en el documento de la NEA [115]).

En cuanto al tratamiento de la *probabilidad* asociada a los escenarios seleccionados:

- En AECL-94 se han asignado probabilidades a los escenarios, porque AECB así lo requiere [51].
- En H12, únicamente se considera la probabilidad de ocurrencia de los escenarios de fallo del aislamiento, mediante una metodología de árboles de sucesos, empleando juicio de expertos y datos históricos.
- En SR 97, se propone la realización del cálculo de consecuencias con una metodología probabilista, para considerar la probabilidad de los escenarios, pero no se ha adoptado de forma completa.
- En los demás ejercicios, no se ha intentado evaluar la probabilidad de ocurrencia de los escenarios, y se tratan todos como escenarios del tipo «Y sí». Además, en SITE-94, se apunta que los escenarios se han considerado como un modo de ilustrar el comportamiento futuro del sistema, sin que signifique que los escenarios elegidos sean más probables que otros futuros alternativos.

En Project-90, se cuestiona la aplicabilidad de la aproximación «bottom-up» para la generación de escenarios, ya que la probabilidad y consecuencias de los FEPs dependen en gran medida del tiempo y del orden de ocurrencia. A raíz de esto, en SITE-94 se considera la secuencia temporal y el momento de ocurrencia de los EFEPs seleccionados respecto al Escenario Central, para poder aplicarlos al PID. En el resto de los ejercicios no se hace referencia a esta cuestión.

Tabla 6. Metodología de desarrollo de escenarios: tratamiento del denominado análisis de FEPs y de la construcción de escenarios en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados

Ejercicio	Metodología de desarrollo de escenarios	Análisis de FEPs	Generación de escenarios
AECL-94	Aproximación sistemática «bottom-up»	300 factores genéricos clasificados según el tipo de factor, la parte del sistema de almacenamiento afectada, las causas y el mecanismo de acción principal - Cribado basado en la aplicabilidad al emplazamiento o concepto del almacenamiento, probabilidad $< 10^{-3}$, ocurrencia más allá de los 10⁴ años desde la clausura → ~150 factores - Descripción e indicación de la importancia de cada FEP y de su tratamiento en el ejercicio	- Inclusión de todos los factores salvo 2 en el Escenario Central - Combinación de los 2 factores para construir un conjunto de escenarios alternativos, agrupando varios escenarios en uno y descartando escenarios que no tienen un impacto significativo sobre el riesgo total - Se requiere la asignación de probabilidades a los escenarios
TVO-92	No se ha llevado a cabo una aproximación formal	No se realiza	Identificación de escenarios tipo «Y si» sin el uso de ninguna aproximación formal
TILA-96		Aplicación de la metodología RES de matrices de interacción, a la identificación de FEPs para el análisis del campo cercano	
TILA-99		Revisión de la consideración de los FEPs específicos de proyectos de la Base de Datos de la NEA en TVO-92 y TILA-96	
H12	Aproximación sistemática Uso de diagramas de influencia y diagramas de flujo	- Elaboración de una lista inicial de FEPs relevantes para el almacenamiento en Japón, mediante juicio de expertos y la revisión de la Base de Datos de FEPs genéricos de la NEA y otras listas nacionales e internacionales - Clasificación de los FEPs según la parte del sistema a la que afectan y a la categoría de los fenómenos para los que son importantes - Cribado de FEPs según criterios de: adecuada elección del medio geológico, adecuado diseño y construcción del almacenamiento, y baja probabilidad. Solo quedan FEPs asociados a los escenarios de transporte vía aguas subterráneas	- Definición del Escenario Base (EB) - Agrupación de los FEPs de acuerdo a su impacto sobre las funciones de seguridad del sistema, según una aproximación «top-down» - Construcción de escenarios de perturbación, aplicando los FEPs externos al sistema sobre éste - Realización de diagramas de influencia para los escenarios y diagramas de flujo de los modelos
KBS-3	Juicio de expertos	No se realiza	Elección de los escenarios de modo que determinen límites superiores de los posibles efectos derivados del almacenamiento, sin ninguna aproximación formal
Project-90	Metodología conjunta de desarrollo de escenarios de SKI/SKB [103] Aproximación «top-down» a la generación de escenarios	150 FEPs relativos al campo cercano y la geosfera, clasificados principalmente según la parte del almacenamiento afectada - Cribado de FEPs, por su baja probabilidad, efecto despreciable, no razonables desde el punto de vista físico, relativos a la biosfera, por razones administrativas, etc. - Asignación de FEPs al «Sistema de Procesos» (PS) y agrupamiento de FEPs similares → identificación de 10 FEPs externos al PS	- Evaluación de los FEPs externos, discutiéndose sus consecuencias sobre las barreras del almacenamiento y definición de escenarios, mediante una aproximación «top-down» - Los escenarios con efectos dominantes similares se analizan conjuntamente y los de poca relevancia para el ejercicio se rechazan

Tabla 6. Metodología de desarrollo de escenarios: tratamiento del denominado análisis de FEPs y de la construcción de escenarios en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados
(continuación)

Ejercicio	Metodología de desarrollo de escenarios	Análisis de FEPs	Generación de escenarios
SKB-91	Uso de la lista de FEPs de la metodología de SKI/SKB [103]	- Creación de una base de datos de FEPs, que incluye, para cada FEP, causas, efectos, motivación para su selección y referencias - Clasificación de los FEPs de la lista de SKI/SKB, en FEPs relacionados con el emplazamiento y otros (aunque la lista y la clasificación no aparecen en el ejercicio) - Revisión de las definiciones de los FEPs del PS y de las razones para su inclusión/exclusión en los modelos existentes	No se indica
SITE-94	Metodología sistemática propia: Desarrollo de «Diagramas de influencia de Procesos» (PID) y de «Diagramas de flujo de los modelos de evaluación» (AMF)	- Elaboración de la lista de FEPs partiendo de las listas publicadas en otros ejercicios - Clasificación de los FEPs en FEPs del PS y FEPs externos (EFEPs) - División del sistema en 5 regiones, a las que se asocian los FEPs del PS y representación de la influencia entre los FEPs en el PID de cada escenario - Creación de una base de datos de FEPs en la que se incluyen descripción, causa, efectos y referencias de cada uno	- Incorporación de todos los EFEPs relativos al cambio climático en un Escenario Central, cribado del resto de EFEPs por no ser relevante para el concepto/emplazamiento del almacenamiento, o relativos a la biosfera o a la intrusión humana - Agrupación del resto de EFEPs en escenarios alternativos, que constituyan una envolvente de las posibles situaciones futuras - Realización de PIDs para cada escenario y construcción del AMF para describir la conexión entre escenarios y modelos
SR 97	Aproximación basada en la descripción del sistema y en la experiencia anterior con el uso de matrices RES de interacción	- Identificación de los procesos importantes, a partir de un trabajo previo de SKB con matrices de interacción - Descripción del sistema, mediante su división en subsistemas y división de los procesos importantes y de las influencias entre subsistemas en 5 categorías (relacionados con la radiación, térmicos, hidrológicos, mecánicos y químicos) - Presentación de la descripción del sistema mediante diagramas THMC - Documentación en el «Informe de Procesos» de los procesos identificados	Basada en la descripción del sistema y en la experiencia anterior en la evaluación de la seguridad
Gewähr	Juicio de expertos	- Elaboración de una lista de sucesos y procesos que puedan afectar la liberación y transporte de los radionucleidos, divididos en naturales (rápidos o lentos), causados por el hombre y derivados del almacenamiento - Se distingue entre los sucesos y procesos que ocurren hasta los 10⁴ años y los que se dan entre los 10⁴ y los 10⁶ años	Para la evaluación final de la importancia relativa de los escenarios se han considerado sus probabilidades de ocurrencia y sus efectos sobre la seguridad a largo plazo del almacenamiento

Tabla 6. Metodología de desarrollo de escenarios: tratamiento del denominado análisis de FEPs y de la construcción de escenarios en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados (continuación)

Ejercicio	Metodología de desarrollo de escenarios	Análisis de FEPs	Generación de escenarios
Kristallin-1	Aproximación sistemática propia Uso de diagramas de influencia	- Elaboración de una lista de FEPs a partir de listas nacionales e internacionales, y auditoría frente a una lista de FEPs identificados en otros ejercicios - Cribado de FEPs atendiendo a criterios basados en el concepto/ emplazamiento de almacenamiento y en las bases de la evaluación - Clasificación de los FEPs en FEPs de reserva, cuestiones abiertas o FEPs a incluir en los cálculos - Catálogo final de FEPs con ~240 FEPs clasificados según las principales características del almacenamiento y las principales influencias externas. Inclusión de una breve descripción de cada FEP, su tratamiento en la evaluación y referencias	- Recopilación de las hipótesis establecidas para la construcción del Escenario de Referencia (ER), identificando los FEPs relevantes y juzgando su consideración en el ER - Formulación de hipótesis alternativas a las del ER e identificación de casos creíbles que podrían dar lugar a un comportamiento diferente al del ER - Definición de escenarios alternativos con una probabilidad de ocurrencia razonable y un posible impacto, que justifique su evaluación cuantitativa
Enresa-97	Aproximación sistemática «top-down»	- Factores relativos al campo cercano y geosfera, clasificados según su tipo y probabilidad de ocurrencia (seguro/probable) - Cribado atendiendo a baja probabilidad de ocurrencia, consecuencias despreciables, no aplicable al emplazamiento → 100 factores - Clasificación en 60 factores seguros, que constituyen el Sistema de Referencia y 40 posibles, externos al sistema	- Representación gráfica de los factores externos, situando cada factor en función de su potencial de alteración de las barreras del campo cercano y lejano, y agrupando familias de factores con un potencial de alteración similar - Selección de los escenarios a analizar por su amplia consideración en ejercicios similares
IPSN en SPA	Metodología basada en el uso de sucesos iniciadores independientes (IIE)	- Elaboración de una lista de sucesos iniciadores e independientes (IIE) que pueden afectar al almacenamiento, asociados al propio almacenamiento o a sucesos externos - Clasificación y eliminación de sucesos, considerando su probabilidad, consecuencias y su relevancia para el emplazamiento/ concepto de almacenamiento y el alcance de la evaluación de seguridad	- Construcción de escenarios a partir de un IIE o de una combinación de estos, si la probabilidad asociada no es muy baja - Selección de familias de escenarios e identificación de un escenario representativo de cada familia (generalmente el de mayores consecuencias)
GRS en SPA	Metodología empleada en Kristallin-1	De la lista de FEPs de Kristallin-1, se eliminan los FEPs no aplicables al concepto de almacenamiento y al emplazamiento del programa alemán	

Tabla 7. Escenarios considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados

Ejercicio	Escenarios analizados
AECL-94	• Escenario Central o escenarios SYVAC, que incluyen los procesos mediados por aguas subterráneas que se espera que tengan lugar (probabilidad 1) • Escenarios de perforación abierta, en los que se considera la existencia de una o más perforaciones abiertas cerca del lugar de deposición del combustible nuclear • Escenarios de intrusión humana inadvertida producida por actividades de perforación y minería (probabilidad 5×10^{-6}) considerándose distintas situaciones de exposición
TVO-92	• Caso Base: condiciones del almacenamiento similares a las actuales y los contenedores conservan su integridad durante más de 1 millón de años • Escenarios de Referencia (ER), en el que el contenedor desaparece a los 10^5 años, y escenarios de contenedor con defecto inicial de distinto tamaño (un agujero inicial pequeño de 5 mm²; un agujero inicial grande de 1 cm²)
TILA-96	• Escenarios para los análisis de sensibilidad con variaciones de las hipótesis y datos del ER (tiempo de fallo del contenedor, condiciones oxidantes, flujo y química de las aguas,...) • Evaluación cualitativa de la intrusión humana (TVO-92), transporte por coloides, terremotos,...
TILA-99	• Básicamente los mismos que en TVO-92 y TILA-96, y además: — Escenarios para los análisis de sensibilidad y del tipo «y si» con variaciones de las hipótesis y datos del ER (tiempo de fallo del contenedor, modelo de término fuente, solubilidades, condiciones oxidantes en todo el campo cercano, flujo y química de las aguas, comportamiento pobre de la bentonita, generación de gas, fallas post-glaciares,...) Análisis cualitativo del transporte por coloides, microorganismos, presencia de hormigón, evolución dependiente del tiempo, fallo múltiple de contenedores, etc. No se analiza la intrusión humana.
H12	• Escenarios de transporte vía aguas subterráneas: Escenario Base (EB): se mantienen las condiciones actuales del medio geológico y del ambiente superficial, comportamiento de las barreras de ingeniería según diseño: • Caso de Referencia (CR): fallo del contenedor no antes de los 1000 años, transporte de los radionucleidos hasta las aguas superficiales de la biosfera • Casos alternativos al CR para el análisis de la incertidumbre en los datos, la incertidumbre en los modelos, medios geológicos diferentes, y diseños del sistema alternativos Escenarios de perturbación (EP): • EP asociados a fenómenos naturales: levantamiento y erosión del terreno; cambios climáticos y en el nivel del mar • EP de defectos de construcción/instalación: sellado defectuoso del contenedor; sellado inadecuado de túneles • EP de intrusión humana por perforación de un pozo profundo Casos de cálculo para el análisis del comportamiento global del sistema • Análisis cualitativo del tipo «y si» de «escenarios de fallo del aislamiento»: excavación en el almacenamiento; levantamiento/erosión del terreno; sismicidad y fallas; actividad volcánica
KBS-3	• Escenario Central, en el que los contenedores van fallando durante un periodo entre 10^5 y 10^6 años • Daño inicial del contenedor, en el que el contenedor «falla» a los 60 años • Escenarios derivados del escenario central por modificación de ciertas propiedades (condiciones oxidantes, transporte por coloides, biosfera tipo pantano) Discusión cualitativa de la probabilidad y consecuencias de las actividades humanas y los escenarios disruptivos de origen natural
Project-90	• Caso Base o escenario de evolución natural que describe el comportamiento del sistema sin que ocurran sucesos externos • Variantes del campo cercano y la geosfera respecto del caso de referencia

Tabla 7. Escenarios considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados (continuación)

Ejercicio	Escenarios analizados
	• Escenarios alternativos que se analizan cuantitativamente (fallas, cambios inducidos por el hombre en la hidrología/química del medio, perforaciones abiertas, fallo temprano/tardío de contenedores) o cualitativamente (glaciación, permafrost, variaciones en el nivel del mar)
SKB-91	• Escenarios de referencia (ER) condiciones ambientales y del almacenamiento similares a las actuales y una probabilidad de 10^{-3} de un defecto en la cobertura de cobre del contenedor • Variantes del ER mediante la modificación de varias condiciones geológicas (flujo de aguas subterráneas, propagación del frente redox,...) • Escenario de glaciación, en el que se evalúa el impacto de la glaciación sobre las aguas subterráneas y sobre el riesgo de desplazamientos de las rocas en el almacenamiento
SITE-94	• Caso de referencia: representa la evolución interna del almacenamiento cuando no está sometido a influencias externas • Escenario central: describe el impacto sobre la evolución del almacenamiento de una secuencia probable de sucesos climáticos • Escenarios suplementarios interesantes e ilustrativos: evolución climática alternativa, sismicidad, sello inadecuado de galerías, inyección de residuos líquidos en una zona de grietas próxima y en una galería mal sellada, impacto humano sobre la superficie y la recarga de aguas subterráneas. Estos escenarios no se analizan cuantitativamente
SR 97	• Escenario base (EB): se mantienen las condiciones climáticas y la biosfera actuales, construcción de las barreras de ingeniería según diseño, contenedores sin defectos iniciales que conservan su integridad durante mucho tiempo • Escenario de defecto inicial del contenedor: EB con un 0,1% de contenedores con defectos de fabricación de 1 mm² y transporte de radionucleidos hasta la biosfera • Escenario climático: considera las condiciones ambientales esperadas para el futuro derivadas de cambios en el clima y su efecto sobre el comportamiento de las barreras, el transporte de radionucleidos y la biosfera • Escenario de terremoto: EB con la ocurrencia de un terremoto en el área, considerando su efecto sobre la integridad de los contenedores • Escenarios de acciones humanas futuras: perforación accidental de un contenedor, analizando su efecto sobre el personal de excavación y sobre una familia que habita en la zona
Gewähr	• Caso base: «fallo» simultáneo de los contenedores a los 1000 años y liberación y transporte de los radionucleidos hasta la biosfera por medio de las aguas subterráneas • Escenarios de liberación alternativos como escenarios de cambio climático o de perforación de un pozo profundo Algunos escenarios (actividad volcánica, impacto de meteorito) se descartan por considerarse muy improbables y con un impacto directo mucho mayor al asociado a la presencia del almacenamiento. Los escenarios de intrusión humana pueden descartarse con una adecuada selección del lugar y profundidad del almacenamiento
Kristallin-1	• Escenario de referencia: corrosión y fallo del contenedor no antes de los 1000 años desde la clausura. • Escenarios alternativos: transporte en túneles/ galerías por fallo de los sellos; perforación de pozo profundo para la extracción de agua de bebida; liberación a un pequeño valle; continuación de la orogenia alpina; escenarios relacionados con el clima • Escenario robusto: se asume que las barreras de ingeniería evolucionan de acuerdo con sus funciones de diseño y se desprecia cualquier retardo debido a las barreras geológicas Discusión cualitativa de una serie de actividades humanas inadvertidas
Enresa-97	• Escenario de referencia o de evolución normal, y 6 variantes (modelo conservador de liberación de radionucleidos; mayor vida de la cápsula; disminución de espesor de la bentonita; disminución de retardo en la geosfera; variación en el tiempo de tránsito) • Escenario de pozo profundo perforación de un pozo profundo, cuya agua se usa como agua de bebida • Escenario de almacenamiento con sellos degradados

Tabla 7. Escenarios considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados (continuación)

Ejercicio	Escenarios analizados
GRS en SPA	• Escenario de referencia: fallo de los contenedores a los 1000 años, transporte de los radionucleidos hasta la biosfera, a través de un pozo superficial • Escenario de transporte a través de zonas alteradas por la excavación: transporte de nucleidos en la geosfera, por 500 m de un medio poroso de mayor conductividad que la roca sin alterar • Escenario de pozo profundo: perforación de un pozo profundo, cuya agua se usa sólo como agua de bebida • Escenario de capa de cobertura sedimentaria, para estudiar el efecto sobre el transporte de los radionucleidos de la presencia de una cobertura sedimentaria sobre la formación granítica
IPSN en SPA	• Escenario de referencia: fallo de los contenedores, transporte de los radionucleidos y descarga a la biosfera a través de un río • Escenario de perforación de un pozo profundo en un área de fracturas en la proximidad del almacenamiento • Escenario de fallo de las barreras de ingeniería y cortocircuito de la barrera geológica

2. Análisis de la metodología de desarrollo de escenarios en los ejercicios analizados

En este apartado, se describe la metodología de desarrollo de escenarios empleada y los escenarios considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados, agrupados por países.

2.1. Canadá: AECL-94

2.1.1. Metodología de desarrollo de escenarios

El desarrollo de escenarios del ejercicio AECL-94 se ha limitado, en todas sus etapas, al concepto de almacenamiento de referencia de Canadá y ha considerado los documentos reguladores R-71 [49] y R-104 [51] de AECB aplicables que, en relación con el desarrollo de escenarios, requieren el análisis cuantitativo de los factores que puedan afectar al almacenamiento en los 10^4 años siguientes a su clausura y el análisis cualitativo de los que pudieran hacerlo más allá de este periodo de tiempo, la consideración de una intrusión humana inadvertida en el almacenamiento y la asignación de probabilidades a los escenarios considerados.

La aproximación al análisis de escenarios adoptada consiste en una aproximación «bottom-up», basada en la metodología desarrollada por los laboratorios SANDIA [99] [100] con las etapas descritas al principio del capítulo.

De este modo, en AECL-94, tras la *identificación de todos los factores* que podrían influir sobre el comportamiento del sistema de almacenamiento, se ha obtenido una lista de unos 300 factores genéricos, para cada uno de los cuales, se incluye una breve descripción y un comentario sobre su importancia y tratamiento en el ejercicio.

La *clasificación* de los factores se realiza según el tipo (característica, suceso, proceso), la parte del sistema de almacenamiento que se ve afectada principalmente, su origen y el mecanismo de acción. En la *selección o cribado de los factores*, se han eliminado los que no son aplicables al concepto de almacenamiento de Canadá, los que tienen una probabilidad de ocurrencia menor de 10^{-8} a^{-1} , y los que no ocurren, al menos de forma apreciable, después de los primeros 10^4 años tras la clausura del almacenamiento. Tras esta fase de cribado, de los 300 factores iniciales, quedan aproximadamente la mitad.

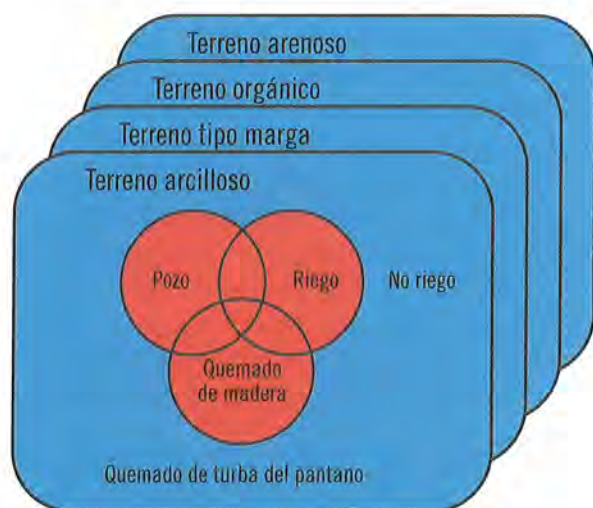
Para la *construcción y selección de escenarios*, se ha incluido el mayor número posible de factores en el denominado «Escenario Central», quedando fuera de este escenario únicamente dos factores residuales (sellado deficiente del almacenamiento; intrusión humana), que se combinan para construir escenarios alternativos. Cuando ha sido posible, se han agrupado varios escenarios en uno y se han descartado los es-

cenarios alternativos que, tras un análisis preliminar, se estima que no tienen un impacto significativo.

El análisis probabilista empleado en AECL-94, permite la combinación de varios escenarios simples en un escenario compuesto mediante el uso de parámetros «interruptores» que controlan la selección de opciones mutuamente excluyentes (si el agua de bebida del grupo crítico procede del pozo o el lago, si se emplean o no sedimentos del lago como tierra para el jardín, etc.), como se representa en la figura 14.

De acuerdo con las recomendaciones de AECL, se han asignado probabilidades de ocurrencia a los escenarios seleccionados.

Figura 14. Combinación de escenarios usando parámetros «interruptores» en AECL-94: Se representan 3 parámetros que definen opciones mutuamente excluyentes (agua del pozo o del lago para el uso doméstico; riego o no del jardín; uso de madera o turba para la producción de calor) y 4 opciones excluyentes del parámetro tipo de terreno, en los rectángulos. Los 32 escenarios posibles obtenidos se analizan conjuntamente con el código SYVAC-CC3 (Traducido de AECL-94 [2])



2.1.2. Escenarios analizados

Tras la aplicación de la metodología antes descrita, los escenarios analizados en AECL-94 son los siguientes:

- *Escenario Central* (escenarios SYVAC¹⁴), que es en realidad un conjunto de varios escenarios, que representan procesos de transporte vía subterráneas, a los que se les asigna una probabilidad 1 en la estimación de riesgos.
- *Escenarios de perforación abierta*, en los que se considera la existencia de una o más perforaciones abiertas cerca del lugar de deposición del combustible nuclear, proporcionando vías importantes para el transporte de los contaminantes en el almacenamiento. Se espera que mediante la aplicación de procedimientos de garantía de calidad, las probabilidades de ocurrencia de dichos escenarios sean muy bajas, y, por tanto, el riesgo asociado sea muy pequeño.
- *Escenarios de intrusión humana inadvertida* debida a actividades de perforación, minería o voladura en las proximidades del almacenamiento, postulándose dos escenarios de exposición al residuo sin dispersar (exposición de los trabajadores de la perforación y de un técnico de laboratorio, al preparar y examinar los testigos de la perforación) y dos escenarios de exposición al residuo extraído en la perforación y dispersado en el emplazamiento (exposición de un trabajador de la construcción en la zona de la perforación, y de una persona que vive en un edificio construido sobre el residuo dispersado). Para asignar probabilidades a cada escenario de intrusión, se emplea una metodología de árboles de sucesos.

2.2. Finlandia: TVO-92, TILA-96, TILA-99

2.2.1. Metodología de desarrollo de escenarios

En los ejercicios de evaluación finlandeses considerados, TVO-92, TILA-96 y TILA-99, no se ha aplicado una aproximación formal de desarrollo de escenarios, y sólo se hace referencia a algunos estudios de desarrollo de escenarios realizados en el ámbito internacional:

¹⁴ Nombre del código empleado en AECL-94 para la evaluación de impacto de dichos escenarios.

- En *TVO-92*, se citan las metodologías de los laboratorios SANDIA [99] [100] y de AECL [101] y la aproximación de simulación ambiental desarrollada en el Reino Unido [102], y se describe el proyecto conjunto de desarrollo de escenarios de SKI/SKB [103], en cuyo grupo de trabajo internacional participaron VTT y TVO. Únicamente, una vez definido un conjunto de escenarios, se discute cómo se consideran los FEPs externos al sistema del proyecto de SKI/SKB, en los escenarios de *TVO-92*.

- En *TILA-96*, se citan las metodologías para el análisis de FEPs desarrolladas después de *TVO-92*, como las matrices de interacción de la metodología RES (Rock Engineering System) desarrollada por SKB, el diagrama de influencia de procesos (PID) empleado en *SITE-94*, el concepto de FEPs de reserva introducido por NAGRA y la base de datos de FEPs de la NEA, entonces en fase de elaboración.

Se aplica la metodología RES a la identificación de FEPs para el análisis del campo cercano [104], con el fin de probarla y comparar los resultados obtenidos con los de SKB, concluyéndose que aunque las listas de TVO y SKB no son iguales y los FEPs tienen distintos nombres y alcance, comprenden básicamente los mismos factores.

- En *TILA-99*, se hace referencia a la auditoría de *TVO-92* y *TILA-96* frente a la base de datos de FEPs de la NEA [105], en la que los 1261 FEPs específicos de proyectos incluidos en la base de FEPs de la NEA, se examinaron y se agruparon en 14 categorías («escenario», «modelo», «datos primarios», «discutido», «excluido por probabilidad muy baja», etc.) de acuerdo a cómo habían sido considerados en *TVO-92* y *TILA-96*. Se concluye que, dicha auditoría, no revela nada substancialmente nuevo que no hubiera sido identificado en los ejercicios de evaluación de la seguridad o en sus revisiones.

Los criterios propuestos por las autoridades reguladoras nórdicas [58], considerados en *TVO-92* y *TILA-96*, no hacen referencia al desarrollo de escenarios, pero en la propuesta de normativa de STUK para el alma-

cenamiento del combustible irradiado [59], considerada en *TILA-99*, se indica que debe discutirse, al menos cualitativamente, la importancia para la seguridad de sucesos disruptivos poco probables, y cuando sea posible, evaluarse cuantitativamente sus consecuencias, comparándolas con los límites establecidos.

Además, en *TILA-96* se trata explícitamente la cuestión de la completitud, indicándose que la identificación y clasificación de FEPs mediante un procedimiento sistemático y la auditoría de la lista de FEPs obtenida frente a otras listas, ayuda a garantizar que se han identificado todos los FEPs significativos.

Sin embargo, en *TILA-99* se apunta que sólo puede lograrse una evaluación del comportamiento «completa» y «robusta» considerando conjuntamente, los escenarios a analizar y las hipótesis, los modelos y los datos empleados en el análisis de consecuencia, y se critica que, a menudo, estas aproximaciones formales son demasiado teóricas y no están muy conectadas con las demás etapas de la evaluación de la seguridad.

2.2.2. Escenarios analizados

Los escenarios analizados son básicamente los mismos en los tres ejercicios (un caso base, unos escenarios de referencia y unos escenarios para los análisis de sensibilidad e incertidumbre), aunque en *TILA-99*, se consideran más escenarios para los análisis de sensibilidad y escenarios del tipo «y si», que evalúan aspectos importantes identificados en los ejercicios anteriores y en sus revisiones reguladoras:

- «Caso base»: en el que se asume que las condiciones en las proximidades del almacenamiento son similares a las que se dan en la actualidad en los emplazamientos candidatos a una profundidad de 500m, que los contenedores y las demás barreras de ingeniería se comportan según diseño, de modo que los contenedores permanecen intactos durante millones de años y no se produce una liberación significativa de sustancias radiactivas.
- Un conjunto de «escenarios de referencia» en los que, teniendo en cuenta datos específicos de los emplazamientos, se asume que un contenedor pre-

senta un defecto inicial de distinto tamaño (un agujero inicial pequeño de 5 mm² (SH); un agujero inicial grande de 1 cm² (LH)) o que el contenedor «desaparece» a los 10.000 años (DC).

- Un gran número de *escenarios* para los *análisis de sensibilidad*, en los que se estudia la influencia de numerosos factores (el tiempo de fallo del contenedor, el modelo de término fuente, el flujo y las condiciones químicas de las aguas subterráneas; condiciones oxidantes en todo el campo cercano, la profundidad de difusión en la matriz, la dispersión en el campo lejano, datos más realistas de parámetros del campo cercano y del campo lejano, diferentes biosferas y factores de paso a dosis; un desplazamiento de roca en la zona del almacenamiento, el transporte a lo largo de la sección del túnel de almacenamiento hasta la roca, etc.)
- En TILA-99 se consideran además escenarios especiales del tipo «y si» en los que se estudian los efectos de:
 - Una combinación de un flujo muy grande típico de aguas subterráneas no salinas, con una química salina.
 - Comportamiento muy pobre de la bentonita.
 - El desplazamiento del agua contaminada fuera del contenedor, debido a la generación de gas.
 - Flujos muy grandes de aguas subterráneas y condiciones oxidantes en el buffer, el material de relleno y la geosfera.
 - Ocurrencia de fallas tras la glaciación, a los 30.000 años, que producen ruptura del contenedor, desplazamiento de la bentonita, aumento del flujo y condiciones oxidantes en el campo cercano y la geosfera.

Además se analizan las consecuencias del fallo múltiple de contenedores a partir de los resultados de los análisis para un solo contenedor, y se discuten cualitativamente los FEPs potencialmente relevantes que

no se han incluido explícitamente en los modelos (coloides, microorganismos, hormigón y plumas de alta alcalinidad, salmueras, evolución dependiente del tiempo y burbujas de gas).

En cuanto a los escenarios de *intrusión humana*, se indica que la intrusión humana intencionada es responsabilidad de las generaciones que la lleven a cabo y que la intrusión humana inadvertida es muy improbable y puede considerarse como un riesgo residual independiente del almacenamiento, para el que no se requiere un análisis cuantitativo. En TILA-99, se añade que si las autoridades reguladoras estiman necesario el análisis cuantitativo de este tipo de escenarios deberían dar alguna orientación al respecto y se sugiere que se aborde en el marco de proyectos internacionales la definición y análisis de escenarios «simplificados» de intrusión humana.

En ninguno de los ejercicios se hace referencia a la probabilidad de los escenarios analizados.

2.3. *Japón: H12*

2.3.1. Metodología de desarrollo de escenarios

En las recomendaciones de AEC relativas al desarrollo de los programas de I+D para el AGP [66], consideradas en H12, se aconseja el uso de metodologías sistemáticas para el desarrollo de escenarios y la consideración de dos grupos de escenarios (de transporte por aguas subterráneas y de fallo del aislamiento).

El desarrollo de escenarios en H12, se ha abordado mediante el uso de la metodología propuesta por la NEA [98] que comprende las etapas ya citadas.

La *identificación y clasificación de los FEPs* relevantes para el contexto del almacenamiento geológico en Japón se ha realizado mediante la revisión de otros estudios de evaluación de la seguridad como Kristallin-1 [20], listas de FEPs genéricas como las de la NEA [21] [106] y la lista de FEPs para el AGP en Japón [107], así como mediante el uso del conocimiento científico y la opinión de expertos.

Estos FEPs se clasifican según los componentes del sistema de almacenamiento a los que afectan (residuo; contenedor; buffer, material de relleno y sellos; roca hospedante) y la categoría de los fenómenos para los que son importantes (térmicos, hidrológicos, mecánicos, químicos; radiológicos; de transporte de masa; perturbación).

La lista final de FEPs se presenta en la denominada «matriz jerárquica de FEPs», que permite agrupar e identificar FEPs con distinto grado de detalle. Además, se describe cada uno de los FEPs, indicándose su importancia para las funciones de seguridad del almacenamiento.

En la selección y preparación de una lista final de FEPs, se han eliminado aquellos FEPs: 1) que pueden evitarse con una elección adecuada del medio geológico; 2) que pueden evitarse con un diseño y una construcción del almacenamiento adecuados; 3) que tienen una probabilidad de ocurrencia muy baja; o 4) que producen un impacto insignificante sobre el sistema. Los FEPs eliminados, junto con las razones de su eliminación, quedan registrados.

Los FEPs asociados a los *escenarios de fallo del aislamiento* pueden excluirse del análisis cuantitativo, de acuerdo con los tres primeros criterios anteriores, por lo que los FEPs que permanecen tras el cribado se utilizan para la construcción de los escenarios de transporte vía aguas subterráneas.

Los FEPs seleccionados y las interacciones importantes entre ellos, se representan mediante diagramas de influencia. Se toma como partida un *escenario base*, y los fenómenos geológicos naturales y climáticos, las deficiencias iniciales en los componentes del almacenamiento y las actividades humanas futuras, se consideran como sucesos y procesos externos a dicho escenario base, a partir de los cuales se construye un conjunto de escenarios alternativos o *escenarios de perturbación*.

Además, las hipótesis realizadas en los modelos relativas a los procesos importantes para la seguridad del almacenamiento, se recogen en un diagrama de flujo de los modelos.

2.3.2. Escenarios analizados

En H12 se analizan cuantitativamente sólo los *escenarios de transporte vía aguas subterráneas*, dentro de los que pueden distinguirse el *escenario base* y los *escenarios de perturbación*.

- Dentro del *escenario base*, en el que se asume que las condiciones actuales del medio geológico y del ambiente superficial se mantienen indefinidamente y que las barreras de ingeniería se comportan según diseño, se formulan los siguientes casos de cálculo:

- Caso de Referencia (CR), en el que se asume corrosión del contenedor y fallo del mismo no antes de 1000 años.
- Casos de cálculo alternativos al CR, que se clasifican según la componente del sistema de almacenamiento en la que se centran (las barreras de ingeniería, la geosfera, y la biosfera). A su vez, se dividen en: casos para el análisis de incertidumbres de los datos; casos para el análisis de incertidumbres en los modelos; y casos que contemplan diseños del sistema de almacenamiento o medios geológicos alternativos a los del CR.

- Los *escenarios de perturbación*, se dividen, atendiendo al tipo de factor causa de la perturbación exterior, en:

- Escenarios de perturbación asociados a fenómenos naturales, analizándose dos casos de cálculo: de levantamiento y erosión del terreno, y de cambios climáticos y en el nivel del mar.
- Escenarios de defectos en la construcción e instalación de las barreras de ingeniería, que incluyen un caso de fallo de todos los contenedores a los 100 años por defectos de sellado, y un caso de relleno o sellado inadecuado de los túneles de almacenamiento y de acceso.
- Escenarios asociados a la intrusión humana, en los que se considera la perforación de un pozo profundo en las proximidades del almacenamiento y la extracción de agua del mismo.

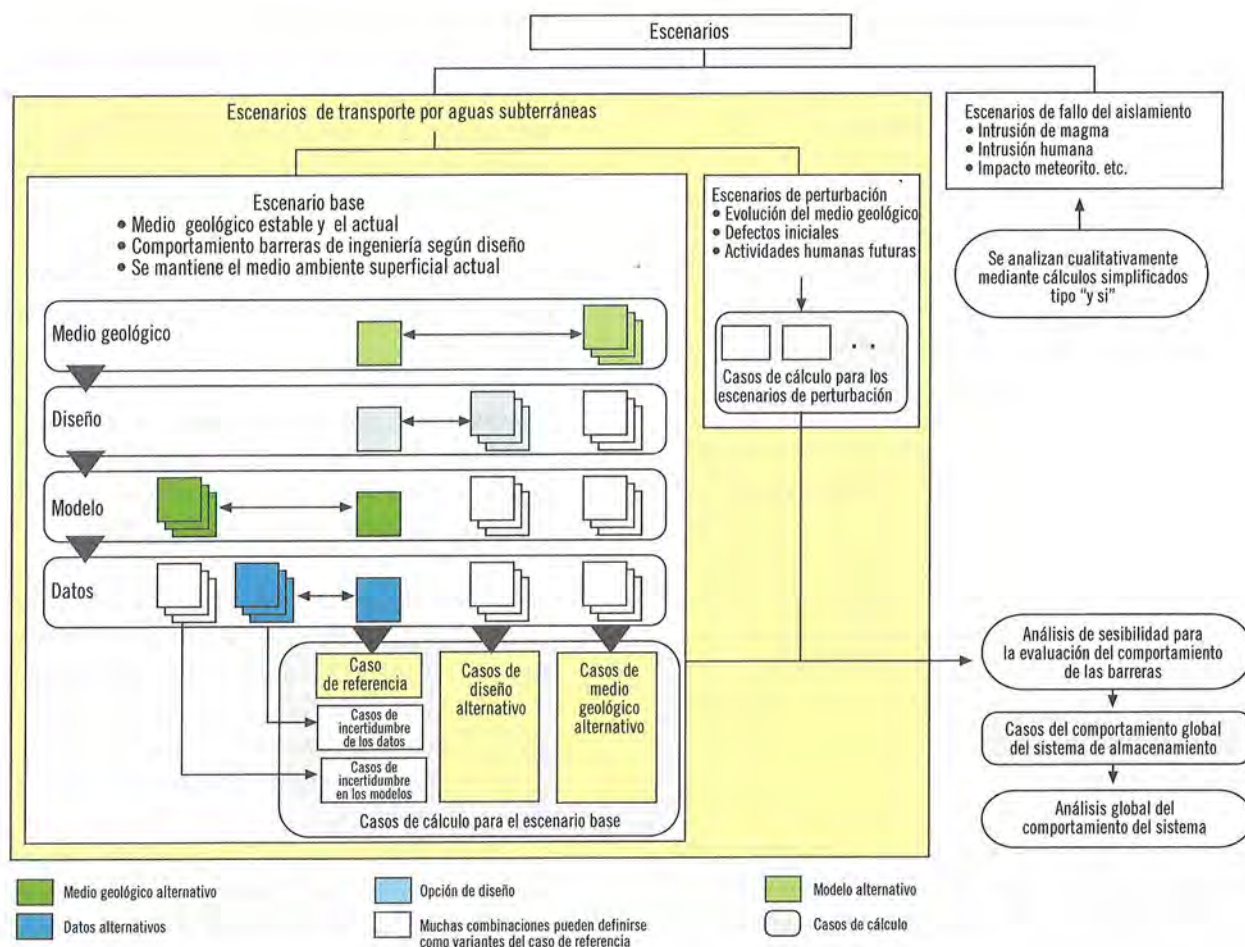
A partir de los resultados del análisis del caso de referencia y de los casos de los análisis de sensibilidad, se han definido una serie de casos de cálculo que ilustran el comportamiento global del sistema de almacenamiento, que comprenden casos en los que se combinan diferentes medios geológicos, interfases geosfera-biosfera, tipos de aguas subterráneas y topografías, casos que analizan simultáneamente incertidumbres en los datos y en los modelos y escenarios de perturbación y un caso hipotético «robusto» en el que se asume que los radionucleidos liberados alcanzan la biosfera sin retardo o retención en la geosfera.

Además, se analizan cualitativamente mediante cálculos simplificados del tipo «y si» una serie de esce-

narios de «fallo del aislamiento» (perforación accidental en el almacenamiento y su efecto sobre el personal de excavación; levantamiento/erosión del terreno y exposición del almacenamiento al medio superficial sismicidad y movimiento de fallas en las proximidades del almacenamiento; y actividad volcánica). Se indica que debe considerarse la probabilidad de ocurrencia de los sucesos que dan lugar a estos escenarios, lo cual, se ha abordado en H12, mediante el juicio de expertos y a partir de datos históricos.

En la figura 15 se muestra la clasificación de los casos de cálculo en la evaluación de la seguridad de H12.

Figura 15. Clasificación de los casos de cálculo del ejercicio H12 (De H12 [9])



2.4. Suecia: KBS-3, Project-90, SKB-91, SITE-94 y SR 97

2.4.1. Metodología de desarrollo de escenarios

De la normativa considerada en los ejercicios suecos analizados, sólo en la *Normativa para el almacenamiento final del combustible irradiado* de SSI [73], considerada en SR-97, se hace alusión a los escenarios que deben analizarse, estableciéndose que deben considerarse las consecuencias de una intrusión inadvertida en el almacenamiento y un caso de evaluación en el que se asuma que las condiciones de la biosfera que prevalecen en la actualidad se mantienen.

El ejercicio KBS-3, data de 1983, y es anterior al uso de metodologías más sistemáticas para el desarrollo de escenarios, surgidas a raíz del trabajo realizado por los laboratorios Sandia a principios de los 80. Por ello, en este ejercicio, mediante el uso del juicio de expertos, se describe la secuencia más probable de sucesos tras el sellado del repositorio, se definen las posibles situaciones de liberación y se postulan los escenarios de dispersión considerando hipótesis desfavorables, de modo que dichos escenarios determinen un límite superior de las consecuencias que podrían derivarse del almacenamiento.

En los ejercicios Project-90 y SKB-91, la selección de escenarios toma como partida la metodología descrita en el *ejercicio conjunto de desarrollo de escenarios de SKI/SKB* [103], que se basa en la metodología de los laboratorios Sandia.

En este ejercicio conjunto de SKI/SKB se introduce el concepto de *Sistema de Procesos* (PS), definido como el conjunto organizado de todos los fenómenos (FEPs) requeridos para describir el comportamiento de los radionucleidos, de las barreras del almacenamiento y de su interacción con el medio ambiente. Así, el sistema de almacenamiento se describe como un sistema integrado completo (PS) y los «sucesos externos» al mismo actúan sobre éste, dando lugar a los escenarios.

La metodología del ejercicio conjunto de SKI/SKB comprende las siguientes etapas:

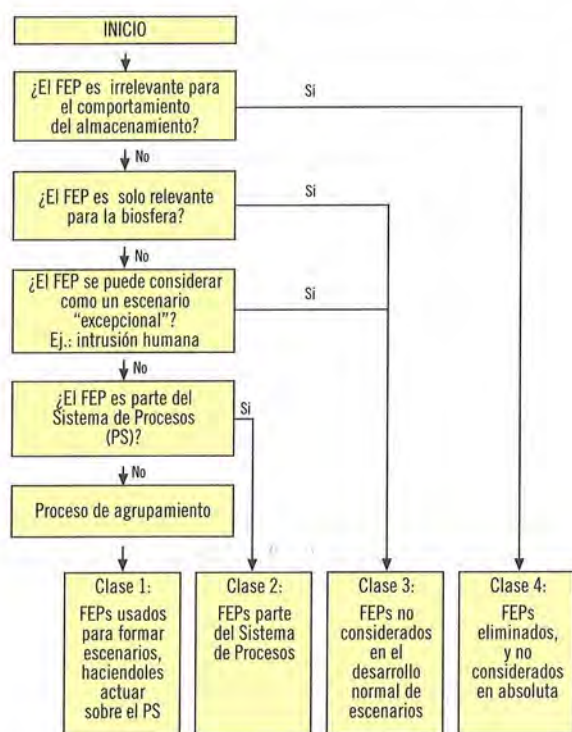
- *Identificación y clasificación de todos los FEPs posibles* que pueden influir sobre la evolución del almacenamiento, que se agrupan en cuatro clases mutuamente excluyentes, como se indica en la figura 16:
 - *Clase 1:* FEPs externos al PS, que dan lugar a la iniciación de determinados procesos o a la alteración del PS.
 - *Clase 2:* FEPs pertenecientes al PS.
 - *Clase 3:* FEPs no considerados en el proceso normal de desarrollo de escenarios, pero que deben ser estudiados (Ej.: intrusión humana).
 - *Clase 4:* FEPs eliminados del desarrollo de escenarios por no afectar significativamente al comportamiento del almacenamiento.

Se ha elaborado una base de datos con todos los FEPs identificados (unos 150) que incluye un breve comentario sobre cada FEP, indicando sus causas, efectos, motivación para su selección y referencias.

- *Selección de FEPs*, eliminándose aquellos FEPs con baja probabilidad de ocurrencia ($<10^{-8}$ /año) o de consecuencias despreciables, FEPs no razonables desde el punto de vista físico, FEPs responsabilidad de las generaciones futuras, FEPs relativos a la biosfera y FEPs no definidos con claridad, o que generan entradas múltiples.

Agrupando FEPs que tienen un origen común o que producen efectos parecidos, quedan al final *10 FEPs externos* (Clase 1): glaciación; fallas; permafrost; cambios en el nivel del mar; alteración humana de la recarga de las aguas subterráneas; alteración humana de la química de las aguas superficiales; emplazamiento defectuoso de los materiales de relleno; perforaciones y/o galerías sin sellar; inclusión inadvertida de materiales extraños; defectos aleatorios del contenedor/ control de calidad.

Figura 16. Representación esquemática del proceso de selección de FEPs realizado en el ejercicio conjunto de desarrollo de escenarios de SKI y SKB, que da lugar a la clasificación de los mismos en cuatro clases mutuamente excluyentes (Modificado de Project-90 [12])



- *Formación de escenarios* mediante la combinación de los FEPs considerados y *selección de un conjunto final de escenarios*, aunque en el ejercicio de SKI/SKB no se llevó a cabo.

En *Project-90*, dados sus objetivos y su carácter de ejercicio de investigación, se ha realizado una evaluación preliminar de un número limitado de escenarios, sin pretender que dicho conjunto de escenarios fuera completo, adoptando una aproximación «top-down» que considera las consecuencias de los FEPs externos identificados, sobre las barreras de almacenamiento (ver Figura 17).

En *SKB-91*, los FEPs identificados en el proyecto conjunto de SKI/SKB, se agrupan en FEPs relacionados con el emplazamiento (características primarias) y otros (procesos y sucesos). Estas características primarias específicas del emplazamiento se han estudiado generalmente como variaciones en el modelo de

campo lejano, y se ha llevado a cabo una revisión de las definiciones de los procesos y sucesos en el SP y de las razones para su inclusión/ exclusión en los modelos existentes [108].

Figura 17. Representación de las consecuencias sobre las barreras del almacenamiento de varios FEPs considerados en el ejercicio conjunto de SKI/SKB (Modificado de: Project-90)

FEPs considerados	Estado de las barreras		
	Contenedor	Campo cercano	Campo lejano
Fallas	CC*	ME	CC*
Deficiencias en el campo cercano	N	ME	N
Perforaciones sin sellar	N	N	CC*
Levantamiento/ subsidencia	N	N	ME
Glaciación	CC*	ME	CC*
Alteración humana de la composición y flujo de las aguas subterráneas	N	N	ME

Estados de las barreras: N: normal
 CC: corto circuitado
 ME: menor eficiencia
 *: para sólo una parte del almacenamiento

En *SITE-94*, se ha desarrollado una metodología de evaluación del comportamiento que comprende 4 etapas, estando las dos primeras (identificación del sistema e identificación de escenarios) relacionadas con el desarrollo de escenarios.

La etapa de *identificación del Sistema*, comienza por localizar los FEPs importantes para la evaluación de seguridad. En el ejercicio se tomaron como partida las listas de FEPs procedentes de diferentes ejercicios nacionales e internacionales (AECL-94 [101]; IAEA, 1981 [113]; Gewähr, 1985 [19]; SKI/SKB [103]; Sandia [100] U.K. Nirex [110]; U.K. DoE [109] [111] y NEA, 1992 [21]), y todos estos FEPs se recogieron en una base de datos con unas 1200 entradas [114].

Después de excluir las entradas duplicadas, y eliminar aquellos FEPs irrelevantes para el concepto de almacenamiento o el emplazamiento de SITE-94, se aplicaron unos criterios de cribado basados en los empleados por Nagra [114], obteniéndose una lista de FEPs, que tras ser revisada y auditada frente a la lista original, contenía *161 FEPs del Sistema de Procesos* y *81 FEPs externos* o EFEPs (External FEPs).

En la metodología de SITE-94 se introduce el *Diagrama de Influencia de Procesos*, en adelante PID (Process Influence Diagram), que representa las influencias entre los diferentes FEPs del PS. Para ello, el sistema se divide en 5 regiones según se muestra en la figura 18 (combustible y contenedor, relleno de bentonita, sellado del túnel, roca del campo cercano y roca del campo lejano), los FEPs seleccionados se representan mediante cajas en la región correspondiente del PID, y las influencias entre FEPs, mediante flechas que unen las cajas de los FEPs, mostrando la dirección de la influencia. Sustentando el PID existe una base de datos de FEPs, que incluye la descripción, causa, efectos y referencias de cada FEP.

Así, para cada escenario pueden construirse varios PID's, que incorporan las influencias relevantes hasta un cierto grado de importancia o creencia « I_L » (un entero entre 0 y 10 en orden creciente de importancia). En la figura 19 se representa parcialmente el PID del escenario de referencia, considerando distintos grados de creencia « I_L ».

Además, se introduce el *Diagrama de Flujo de los Modelos* (Assessment Model Flowchart = AMF) que organiza toda la información empleada en la evaluación y muestra como se incorpora en los modelos. Así, los FEPs y las influencias de los PID para cada escenario se representan sobre el AMF, proporcionando la conexión FEPs-escenarios- modelos y favoreciendo la trazabilidad de la información.

La siguiente fase de metodología propuesta en SITE-94, es la de *identificación de los escenarios*, que consiste en hacer actuar sobre el Sistema de Procesos los sucesos futuros o condiciones externas (EFEPs) que podrían tener un impacto relevante sobre el mismo.

Figura 18. Situación de las distintas regiones del almacenamiento y de los factores dentro de cada región del PID en SITE-94. (De Enresa 10/97 [4])

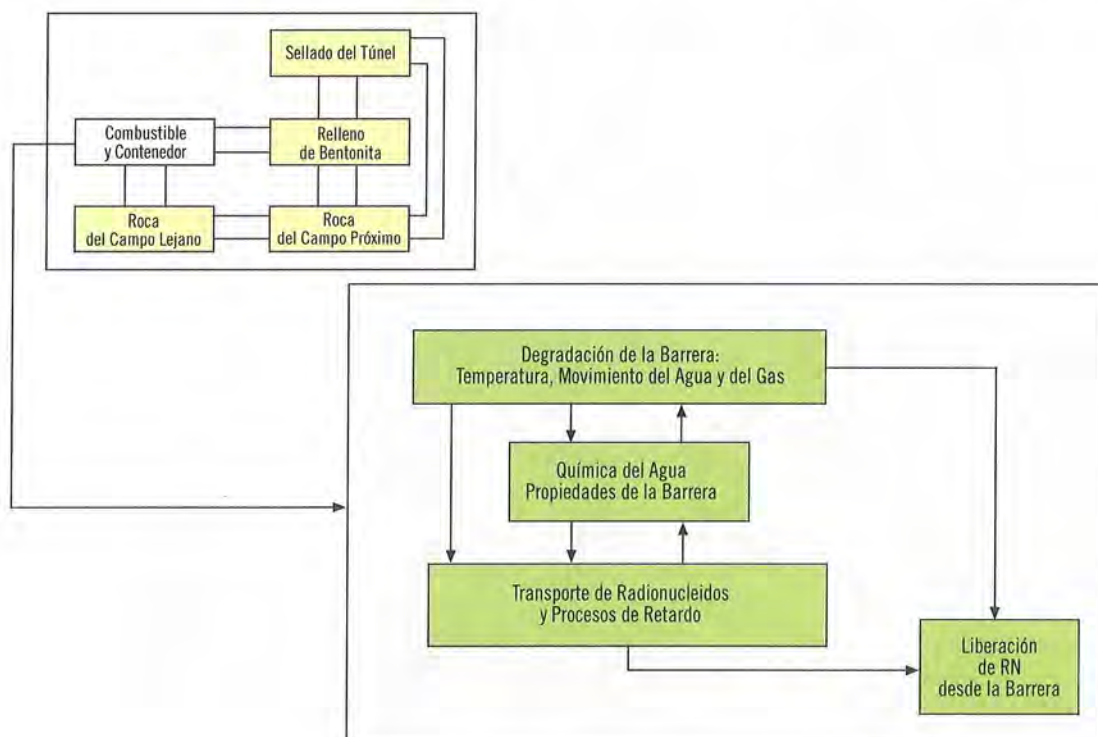
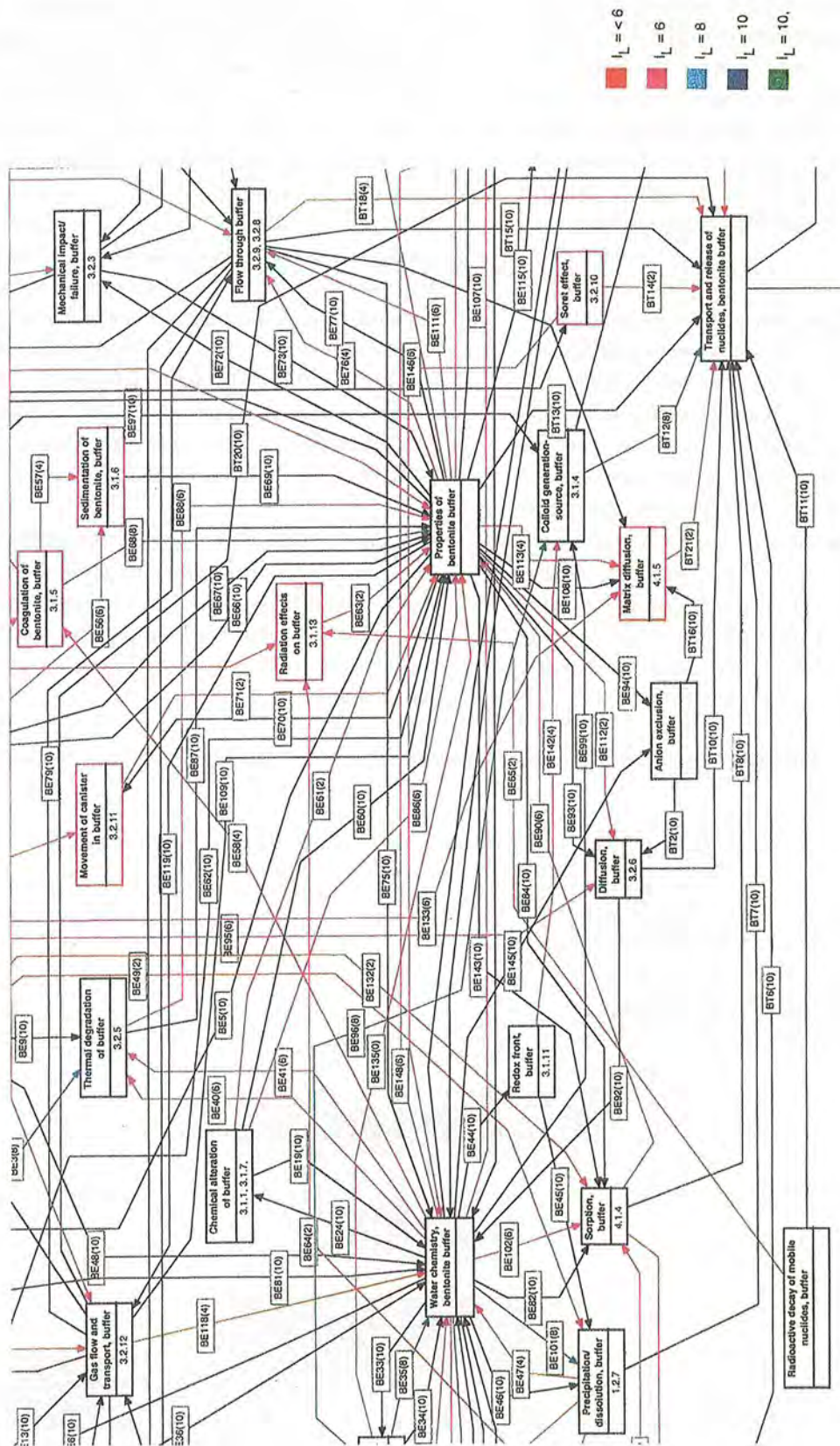


Figura 19. Representación parcial del Diagrama de Influencia de Procesos (PID) considerando las influencias con distintos niveles de importancia (De SITE-94 [14])



Sin embargo, dada la imposibilidad de analizar todas las combinaciones posibles de los 81 EFEPs identificados y de considerar la secuencia temporal de la ocurrencia de los EFEPs, se llevó a cabo otro modo de selección y combinación de los mismos, que se explica a continuación:

- Se define un *caso de referencia*, que representa la situación hipotética de ausencia de cambios de las influencias externas sobre el Sistema de Procesos y equivale a la evolución interna del almacenamiento en el futuro
- Se decide considerar todos los EFEPs relativos al cambio climático predicho en Suecia para los próximos 100.000 años (permafrost, glaciación, cambios en el nivel del mar, etc.), incorporándolos al denominado *Escenario Central*.
- De los EFEPs no considerados en el Escenario Central se eliminaron los relativos a la intrusión humana, (ya que se estima que su naturaleza es radicalmente distinta y que requieren futuros desarrollos), los EFEPs que no son relevantes para el concepto de almacenamiento o para el emplazamiento de Äspö, y los relacionados con la biosfera (no analizada en SITE-94).
- Los EFEPs restantes se seleccionaron y agruparon de modo que el conjunto de escenarios resultante constituyera una envolvente de las situaciones futuras posibles, que pongan a prueba cada una de las partes del sistema de almacenamiento, y que incluyan tanto EFEPs individuales como combinaciones de los mismos. Los EFEPs resultantes se aplican sobre el Escenario Central, dando lugar a escenarios alternativos.

La metodología completa de desarrollo de escenarios presentada en SITE-94 solo se ha aplicado al Escenario Central.

En SR 97, no se ha llevado a cabo un proceso formal y sistemático de desarrollo de escenarios, ni existe una justificación de los escenarios elegidos para el análisis de consecuencias, indicándose que la selección de los mismos se pretende realizar como

parte integrada de la evaluación de la seguridad, y que se basa en la descripción del sistema y en su experiencia de anteriores evaluaciones, en las que se ha trabajado con matrices de interacción y bases de datos de FEPs.

En la metodología de evaluación de la seguridad empleada en SR 97, las primeras tres etapas (descripción del sistema de almacenamiento, especificación del estado inicial de dicho sistema, selección de escenarios) están relacionadas con el desarrollo de escenarios.

Se indica que los escenarios de SR 97 y la base de datos de FEPs de SKB se han comparado con los escenarios de las evaluaciones de la seguridad TVO-92 [5] y TILA-96 [6] de Finlandia, SITE-94 [14] de Suecia, Kristallin-1 [20] de Suiza y el análisis de escenarios realizado recientemente por NIREX en el Reino Unido [122] así como con la Base de Datos de FEPs de la NEA [106], pero no se ha llevado a cabo una verificación formal de la inclusión en SR 97 de los FEPs analizados en los estudios citados.

La *descripción del sistema*, o descripción estructurada de todos los procesos internos al sistema, las relaciones entre ellos y las propiedades del almacenamiento que se ven influidas por cada proceso particular, requiere, en primer lugar, establecer los límites de dicho sistema. De este modo, el sistema de almacenamiento se ha dividido en 4 subsistemas (combustible; contenedor; buffer y material de relleno; geosfera próxima) y la geosfera más alejada y la biosfera constituyen el medio exterior al sistema.

A partir del trabajo previo realizado por SKB con las matrices de interacción [123], se han identificado los procesos importantes para la evolución del sistema de almacenamiento dentro de cada subsistema, los cuales se han dividido en las siguientes 5 categorías: relacionados con la radiación (R), térmicos (T), hidrológicos (H), mecánicos (M) y químicos (C).

Todos los procesos y las variables identificados para cada subsistema y las dependencias entre subsistemas

se presentan mediante los denominados *diagramas THMC* (acrónimo del inglés Thermal Hydrological Mechanical Chemical, aunque también se incluyen los procesos relacionados con la radiación). En la figura 20 se ilustra el diagrama THMC para el escenario base de SR 97. Sus columnas corresponden a cada uno de los subsistemas del almacenamiento y al medio circundante, y las filas a las cinco categorías de procesos antes citadas.

Una novedad en SR 97, es la documentación del conocimiento sobre cada uno de los procesos identificados (breve descripción, referencias de su estudio, incertidumbres, consideración en los modelos, etc.) a través del «Informe de Procesos» [17].

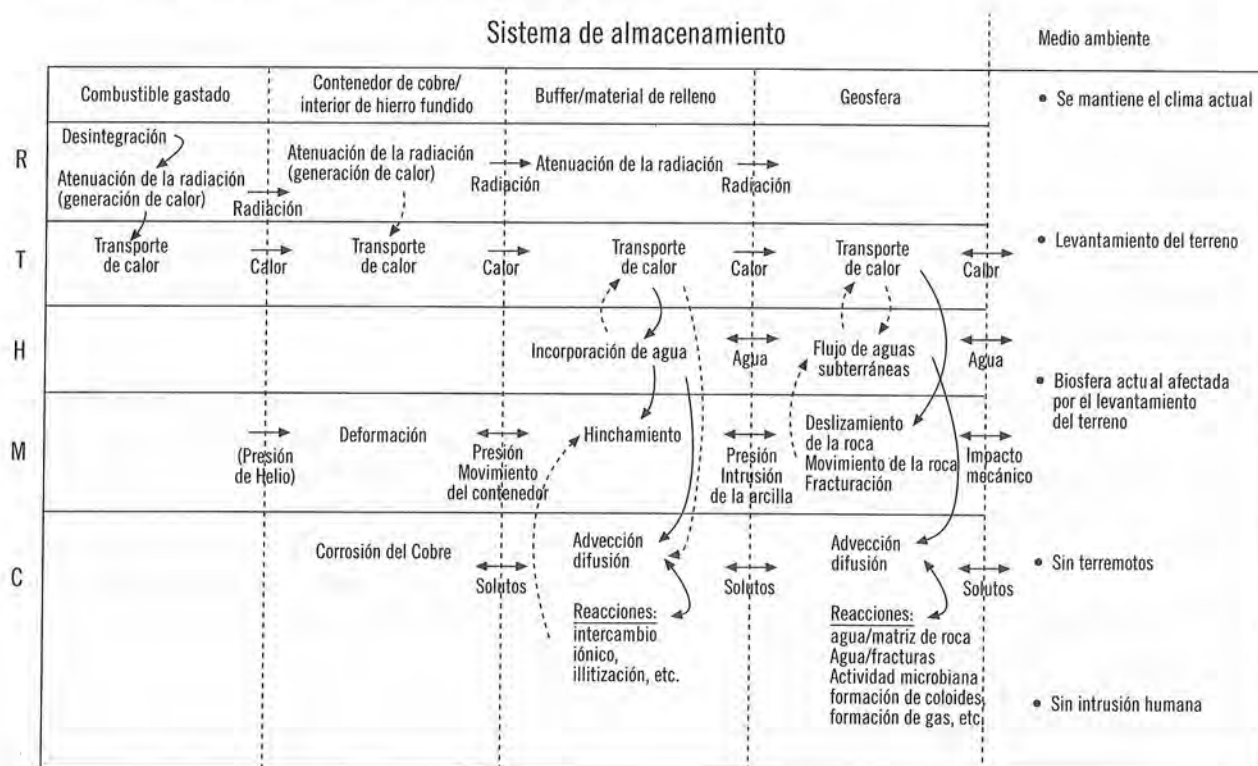
Una vez descritas las condiciones iniciales del sistema de almacenamiento, el siguiente paso en la metodología para el desarrollo de escenarios, es la *selección de los escenarios* a considerar en la evaluación, a partir del estado inicial del sistema y las condicio-

nes existentes en el medio exterior próximo al almacenamiento.

Sin embargo, en SR 97 la descripción del sistema no se ha empleado para llevar a cabo una selección sistematizada de escenarios.

Para conseguir la *completitud* de los escenarios seleccionados (entendida como confianza suficiente en que los escenarios elegidos, en su conjunto, cubren razonablemente las posibles evoluciones que puede sufrir el sistema de almacenamiento y su medio circundante) se propone determinar cómo puede influir sobre cada proceso del sistema el estado inicial o el medio exterior al mismo, estimar para cada variable la necesidad o no de formular escenarios específicos o variantes asociados, documentar sistemáticamente las condiciones ambientales consideradas importantes para la evolución del sistema y comparar con bases de datos desarrolladas por otras organizaciones o en proyectos internacionales.

Figura 20. Diagrama THMC para el escenario base de SR 97 (De SR 97 [15])



2.4.2. Escenarios analizados

Los escenarios considerados en *KBS-3* son los siguientes:

- *Escenario central (EC)*, en el que se asume que los contenedores van fallando sucesivamente durante un periodo entre 10^5 y 10^6 años, y los datos se han elegido de modo que representen las condiciones más desfavorables en los lugares de estudio.
- *Daño inicial del contenedor*, en el que se supone que el contenedor pierde su capacidad de confinamiento a los 60 años tras el sellado.
- *Escenarios derivados del escenario central* en los que se modifican varias hipótesis o datos respecto a los del EC, tales como la vida del contenedor, los mecanismos de transporte o la biosfera. Algunos de estos escenarios son: el de condiciones oxidantes a lo largo de todo el camino de transporte, el de transporte por coloides, el de biosfera consistente en un pantano cuyo terreno se utiliza para el acondicionamiento de suelos, etc.

Además, se ha discutido cualitativamente la probabilidad y consecuencias de otros escenarios disruptivos de origen natural (un terremoto, el desplazamiento de la roca, el impacto de un meteorito o la criticidad) o derivados de actividades humanas (actos de guerra y sabotaje, intrusión humana).

En *KBS-3*, la «intrusión humana intencionada» se asume responsabilidad de las generaciones que la acometan, y la intrusión humana inadvertida es considerada poco probable dada la profundidad del almacenamiento, la ausencia de minerales valiosos en el área y el escaso flujo de aguas subterráneas en el medio.

Los escenarios analizados en *Project-90* han sido los siguientes:

- Un *caso de referencia*, en el que se asume el fallo del contenedor a los 10.000 años tras la clausura del almacenamiento.

- *Una serie de variantes para los análisis de incertidumbre* que presentan hipótesis o valores de los parámetros distintos a los del caso de referencia. Algunos de los parámetros modificados son: el tiempo de fallo del contenedor; el flujo de aguas subterráneas; la apertura de las grietas; el área efectiva de roca disponible para la sorción; la proporción de oxidantes disponibles para la alteración del combustible; los coeficientes de sorción y solubilidades; la ausencia de buffer; o la consideración de condiciones oxidantes en todo el almacenamiento.

En *Project-90*, además del caso de referencia, se analizan cualitativamente los 10 escenarios identificados en el ejercicio de SKI/SKB, y para algunos de ellos (fallas, alteración humana de la hidrología/química del medio, sellado defectuoso de túneles, galerías o perforaciones, fallo temprano de contenedores, fallo tardío de contenedores) se formulan casos de cálculo.

En *SKB-91*, el objetivo de mostrar como afectan las características específicas del emplazamiento a la seguridad a largo plazo del almacenamiento, condiciona en gran medida el desarrollo de escenarios. Así, el número de escenarios relacionados con el campo cercano y la biosfera se limita, para que la incertidumbre en los mismos no enmascare la importancia de las características del emplazamiento. Igualmente, no se discuten los escenarios de intrusión humana, pues no se espera que su probabilidad de ocurrencia varíe de un emplazamiento candidato a otro. Los escenarios considerados en *SKB-91* son:

- *Escenario de referencia*, en el que se asume que se mantienen indefinidamente las condiciones del almacenamiento y del medio circundante actuales y que cada contenedor tiene una probabilidad de 10^{-3} de tener un defecto de 5 mm^2 en la cápsula de cobre.
- *Variantes* del escenario de referencia en las que se modifican determinadas características o parámetros de la geosfera, con el fin de cuantificar su importancia relativa para la seguridad. Algunos de los factores modificados son los siguientes: flujo de aguas subterráneas; tiempo de viaje del agua

desde el contenedor a la superficie; dispersión; área de roca disponible para la sorción; influencia de la salinidad sobre la circulación de las aguas; profundidad del almacenamiento; zona de exclusión entre el almacenamiento y la zona de grietas; zona de roca alterada por la excavación; masas de agua receptoras del flujo de aguas subterráneas en la biosfera.

- Escenario de *glaciación*, presentándose una evaluación general de su impacto sobre las aguas subterráneas y sobre el riesgo de desplazamientos de las rocas en el almacenamiento.

Además, se ha discutido cualitativamente la importancia de la variación de la química del agua y de la temperatura del contenedor para la seguridad del almacenamiento.

Los escenarios identificados en *SITE-94* son los siguientes:

- *Caso de referencia*, en el que se supone que el almacenamiento se ha construido según diseño, que las condiciones climáticas y el ambiente superficial del momento se mantienen indefinidamente y que no hay interferencia del hombre en el sistema.
- *Escenario central*, que describe el impacto sobre la evolución del sistema de almacenamiento, de una secuencia probable de sucesos climáticos. Para cada estado de la secuencia climática seleccionada, se establece el medio ambiente superficial en el emplazamiento y su efecto sobre el sistema de almacenamiento.
- *Escenarios alternativos* interesantes e ilustrativos:

Evolución climática alternativa (clima húmedo, templado).

Sismicidad inducida por movimientos tectónicos a gran escala.

Una gran mina o un pozo de agua en las proximidades del almacenamiento.

Sellado inadecuado de galerías.

Inyección de residuos líquidos en una zona de grietas próxima al almacenamiento.

Inyección de residuos líquidos en una galería mal sellada combinado con el bombeo de aguas desde un pozo o mina.

Alteración humana de la superficie y la recarga de aguas subterráneas.

Impacto de trabajos de minería sobre la superficie y la recarga de aguas subterráneas.

No se realiza análisis de consecuencias, para los escenarios alternativos.

En *SR 97* se han considerado 5 escenarios para el análisis de consecuencias:

- *Escenario base*, con el se pretende estudiar la función de aislamiento del contenedor. Se asume que el almacenamiento se construye según las bases de diseño, los contenedores no presentan ningún defecto de fabricación y permanecen las condiciones climáticas y la biosfera actuales, por lo que se espera que los contenedores se mantendrán intactos durante tiempos muy grandes.
- *Escenario de defecto inicial del contenedor*, en el que se postula que unos pocos contenedores (un contenedor en el caso realista y cinco contenedores en el caso pesimista) presentan defectos de fabricación de 1 mm², poniendo el énfasis en la evolución de los contenedores dañados, y en el transporte de los radionucleídos desde dichos contenedores hasta la biosfera.
- *Escenario climático*, en el que se consideran las condiciones ambientales predichas para los próximos 150.000 años. Se postulan tres dominios climáticos (templado, permafrost y glaciár), que a su vez se dividen en regímenes climáticos, y la evolución del clima se representa mediante la variación de los dominios y regímenes climáticos en el tiempo y en el espacio.

Dentro de este escenario se analizan un caso de cálculo que asume todos los contenedores inicialmente intactos, y otro caso en el que se parte del estado inicial del escenario de defecto inicial de los contenedores.

- *Escenario de terremoto*, en el que partiendo de las mismas premisas que en el «escenario base», se asume además la ocurrencia de un terremoto en el área. Con él, se pretende analizar el efecto del terremoto sobre la integridad de los contenedores.
- *Escenarios de acciones humanas futuras en el lugar del almacenamiento*, en los que se han tenido en cuenta únicamente acciones humanas inadvertidas (siguiendo las recomendaciones de la NEA [115]).

Tras la aplicación de una aproximación sistemática para el estudio de este tipo de escenarios, se justifica el cálculo de consecuencias, únicamente para un escenario de penetración del contenedor por actividades de perforación, considerando la exposición tanto del personal de excavación como de una familia que vive en la zona. Se asume que se dispone de la tecnología actual, y se estima una probabilidad de perforación del contenedor de 10^{-7} .

En SR 97 se propone la adopción de una metodología probabilista de análisis de consecuencias para considerar la probabilidad de los escenarios, ya que el criterio para la seguridad del almacenamiento está formulado en términos de riesgo. Sin embargo, sólo se han podido asignar funciones de densidad de probabilidad a un número reducido de parámetros, y para el resto se ha propuesto un valor realista y otro pesimista a los que se asignan probabilidades que sobrestiman el riesgo.

2.5. Suiza: Gewähr y Kristallin-1

2.5.1. Metodología de desarrollo de escenarios

El primero de los ejercicios de evaluación de seguridad suizos considerados, Gewähr, data de 1985, siendo anterior a la publicación del documento sobre desarrollo de escenarios de la NEA[21], por lo que la selección de escenarios se ha realizado mediante un procedimiento no sistematizado basado en el *juicio*

de expertos, que ha consistido en la discusión con los expertos de las condiciones en las que puede darse la liberación de radionucleidos desde el almacenamiento.

En el siguiente ejercicio suizo, Kristallin-1, se ha empleado una metodología sistemática de desarrollo de escenarios, que introduce conceptos novedosos como los *FEPs de reserva*, las *cuestiones abiertas* y el *escenario robusto*.

En relación con el desarrollo de escenarios, la guía de HSK R-21 [77] aplicable, recomienda la exclusión del análisis de los escenarios de intrusión humana intencionada.

El procedimiento seguido para la definición de escenarios en Gewähr ha consistido en:

- La identificación a de todos los procesos y sucesos que pueden influir sobre el comportamiento del sistema de almacenamiento, los cuales se dividen en tres categorías: 1) procesos y sucesos naturales que a su vez se han dividido en sucesos rápidos y procesos que ocurren lentamente; 2) procesos y sucesos derivados de la existencia del almacenamiento; y 3) procesos y sucesos causados por el hombre.
- La selección, atendiendo a la probabilidad de ocurrencia y al efecto sobre la seguridad a largo plazo del almacenamiento, de los sucesos y procesos que deben ser analizados cuantitativa o cualitativamente, considerando dos periodos de tiempo (hasta 10^4 años y entre 10^4 y 10^6 años). Se decide que los sucesos y procesos de probabilidad alta y consecuencias no muy graves, y los de probabilidad baja y consecuencias importantes se analizarán cuantitativamente.
- La definición del escenario denominado «Caso Base», que representa el transporte por aguas subterráneas, con una probabilidad de ocurrencia alta, y de unos escenarios alternativos menos probables.

La metodología de desarrollo de escenarios empleada en Kristallin-1, recogida en un informe específico [117], consta de los siguientes pasos:

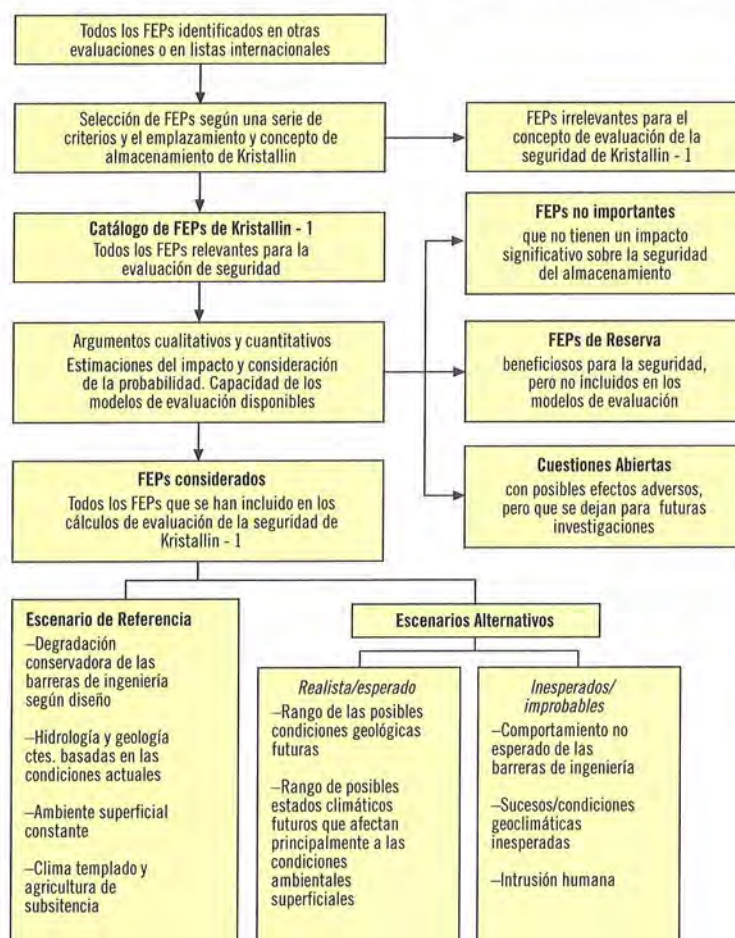
- La documentación de la comprensión del sistema de almacenamiento y de los procesos relevantes para su comportamiento, así como la identificación de las características básicas que se espera garanticen la seguridad a largo plazo.
- La elaboración de un catálogo de todas las características, sucesos y procesos (FEPs) potencialmente relevantes, y la auditoría de dicho catálogo frente a la experiencia internacional.
- Identificación de FEPs, a partir de los FEPs determinados en el propio ejercicio, los recogidos en ejercicios anteriores y los de las listas internacionales. Se constituye un catálogo de 240 FEPs relevantes, agrupados bajo encabezamientos que se refieren a las principales características del almacenamiento y a las principales influencias externas, y se describe brevemente cada FEP, indicándose el tratamiento que se le ha dado en la evaluación y sus referencias.
- *Cribado de FEPs*, atendiendo a unos criterios de selección previamente establecidos, eliminándose los FEPs irrelevantes para el emplazamiento y el concepto de almacenamiento considerados y los FEPs que quedan fuera del alcance de la evaluación. El resto de FEPs se ha evaluado de acuerdo con argumentos cuantitativos y cualitativos, y se han clasificado en las siguientes categorías:
 - *FEPs de reserva*, que tienen un efecto beneficioso sobre la seguridad del almacenamiento, pero que no se han incorporado a los modelos de evaluación, para ser más conservadores (ejemplo: coprecipitación y absorción de radionucleidos).
 - *Cuestiones abiertas*, o FEPs de los que se reconoce que podrían tener efectos adversos sobre el almacenamiento, pero que no se han considerado en la evaluación de seguridad, ya sea por su baja probabilidad o por la falta de datos o modelos adecuados. (Ejemplo: producción de hidrógeno, permafrost).
 - *FEPs incluidos en los cálculos* de evaluación ya sea en el escenario de referencia o en los escenarios alternativos.
- Auditoría frente a la experiencia internacional, mediante la comparación del catálogo de FEPs frente a una lista de 1.000 FEPs identificados en otras evaluaciones o ejercicios de desarrollo de escenarios.
- El desarrollo del *Concepto del Sistema* que se define como el modelo conceptual global del comportamiento del almacenamiento y del medio circundante, indicándose todos los FEPs relevantes y las interacciones entre ellos, mediante diagramas de influencia.
- El desarrollo del *Concepto de Evaluación de la seguridad* que consiste en la elaboración del modelo conceptual con todos los FEPs que serán considerados en el cálculo de consecuencias, identificándose los FEPs que no pueden analizarse con los modelos de evaluación disponibles. Posteriormente se definen el *escenario de referencia* y los escenarios alternativos a considerar en los cálculos:

En el *escenario de referencia* (ER) se considera un comportamiento y una degradación conservadores de las barreras de ingeniería, asumiendo que se mantienen las condiciones ambientales actuales.

Para la identificación de escenarios alternativos, se recopilan todas las hipótesis establecidas para la definición del ER, para cada hipótesis se identifican los FEPs relevantes y su consideración en el ER (incluido, juzgado no importante...), se reconsideran las hipótesis, juzgándose la confianza en su validez, y, si es posible, se postulan hipótesis alternativas, estableciéndose casos creíbles que podría dar lugar a un comportamiento significativamente diferente al del ER.
- El desarrollo del *Concepto de Evaluación Robusta de la Seguridad* que incluye solamente los FEPs que con certeza contribuirán a aumentar la seguridad, y todos los FEPs que tienen o pueden tener efectos negativos sobre la seguridad.

Como resultado de este proceso, se establecen los escenarios con una probabilidad de ocurrencia razo-

Figura 21. Esquema del procedimiento de desarrollo de escenarios en Kristallin-1 (Traducido de Kristallin-1 [20])



nable y con un impacto importante sobre el comportamiento del almacenamiento, que justifican su evaluación cuantitativa.

En la figura 21 se ilustra el método de desarrollo de escenarios abordado en Kristallin-1.

2.5.2. Escenarios analizados

Los escenarios analizados en *Gewähr* son los siguientes:

- El *caso base*, en el que se asume un tiempo de vida de los contenedores de 1.000 años, a partir de los cuales fallan todos simultáneamente y se considera la fuga, disolución y transporte de los radionucleidos hasta la biosfera por las aguas subterráneas.

- Los *escenarios de liberación alternativos*, menos probables, que se han dividido, en escenarios que pueden analizarse mediante variación de parámetros en el caso base y escenarios que requieren el uso de modelos distintos a los empleados para el caso base. Del análisis realizado, se concluye que la mayoría de los escenarios pueden tratarse como variaciones del escenario base, mediante la modificación de algunos parámetros.

El *caso base*, el «escenario de perforación de un pozo» y los «escenarios de cambio climático» (clima templado y tundra), tratados como escenarios biosféricos puros, se analizaron cuantitativamente. Otros escenarios (actividad volcánica, terremoto, impacto de meteorito) no se han analizado en detalle, por considerarse extremadamente improba-

bles o con un impacto directo que excede con mucho al asociado a la presencia del almacenamiento.

Los escenarios relacionados con la intrusión humana (perforación directa en el almacenamiento para la extracción de agua de bebida, minerales u obtención de energía geotérmica) se considera que pueden descartarse con una adecuada selección del lugar y la profundidad del emplazamiento.

En *Kristallin-1* se han analizado los siguientes escenarios:

- El *Escenario de Referencia* (ER), en el que se asume el fallo del contenedor no antes de los 1000 años desde la clausura, la liberación y transporte de los radionucleidos en el campo cercano y la geosfera y la descarga de los mismos a los acuíferos del valle del Rin, que desde allí se distribuyen en la biosfera.
- Los *escenarios alternativos* analizados cuantitativamente son los siguientes:
 - Transporte en túneles y/o galerías por fallos o falta de efectividad de los sellos.
 - Pozo profundo para la extracción de agua, considerándose como única vía de exposición la ingestión de agua de bebida.
 - Liberación a un pequeño valle, que afectará a la disolución inicial en la biosfera.
 - Continuación de la orogenia Alpina, que puede conducir a cambios en la hidrogeología.
 - Escenarios relacionados con el clima que afectan a las condiciones biosféricas, como clima seco, clima húmedo o la descarga directa al Rin.

De estos escenarios alternativos, sólo los dos primeros han requerido alguna modificación en la cadena de modelos empleada para el análisis de consecuencias del escenario de referencia.

- El *Escenario Robusto*, en el que se asume que las barreras de ingeniería evolucionan de acuerdo con sus funciones de diseño y se desprecia cualquier retardo debido a las barreras geológicas, de modo que constituye, en cierta medida, una cuantificación del nivel mínimo de seguridad que puede esperarse.

Además, en *Kristallin-1* se discuten una serie de *actividades humanas futuras inadvertidas*: contaminación de las aguas y el terreno superficial y de las aguas subterráneas; perforación de pozos profundos para la extracción de agua; perforaciones de minería; y explotación geotérmica.

No se ha intentado evaluar la probabilidad de ocurrencia o el grado de creencia de los distintos escenarios, con lo que todos los resultados se han presentado como si la probabilidad de ocurrencia de cada escenario fuera 1.

2.6. España: Enresa-97

2.6.1. Metodología de desarrollo de escenarios

En Enresa-97 se ha aplicado una metodología sistemática basada en una aproximación *top-down*, para la formación de escenarios a partir de una serie de factores seleccionados, que comprende las siguientes etapas:

- *Identificación de factores*, tomando como partida la lista de factores del ejercicio conjunto de desarrollo de escenarios de SKI y SKB [103], la metodología PROSA [118] (basada en otras listas generales: NEA [21] WIPP [119], PSE [120]) y el ejercicio preliminar de Enresa en granito del año 92 [121]. Se eliminan los factores repetidos, los correspondientes a la biosfera y los que no son relevantes para el emplazamiento y el concepto de almacenamiento elegidos y se establece una lista preliminar de factores.
- *Selección y clasificación de los factores* identificados en la lista preliminar, eliminando aquellos de probabilidad de ocurrencia insignificante, consecuencias despreciables, descartables por el plan

de selección de emplazamiento y los que se consideran responsabilidad de las generaciones futuras.

De los 277 factores de la lista preliminar, quedaron 100, que se agruparon atendiendo a su clase (característica; suceso; proceso) y a su probabilidad (60 factores seguros, y 40 factores posibles). Los 60 factores seguros constituyen el Sistema de Referencia (SR) y los 40 factores posibles se consideran externos al mismo.

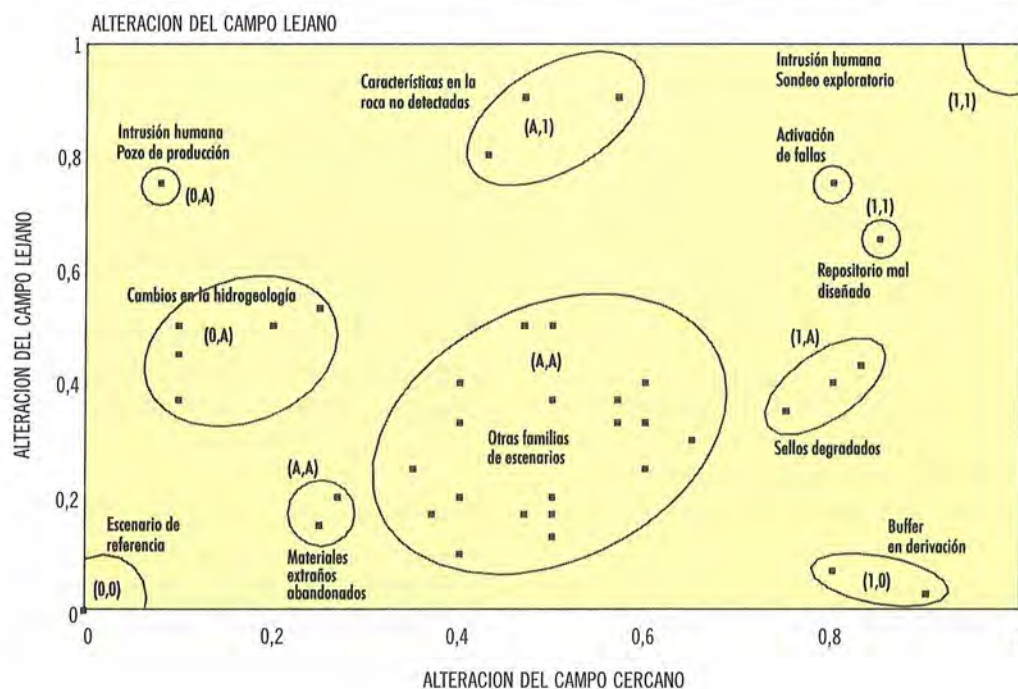
- *Definición de los estados del almacenamiento:* Para cada uno de los dos compartimentos (campo cercano y campo lejano), en los que se ha dividido el almacenamiento, se definen tres estados: ordinario, alterado y derivado, según que un determinado factor externo pueda conducir a una influencia insignificante en las barreras, a la alteración en mayor o menor grado de las barreras o a anular la función de barrera de los compartimentos, respectivamente.

- *Representación del conjunto total de factores externos,* situando cada factor, según su potencial de alteración de las barreras del campo cercano y lejano, en un diagrama XY de consecuencias como se ilustra en la figura 22, agrupando factores próximos entre sí en conjuntos o familias de factores, con un potencial de alteración similar.

- *Construcción de escenarios,* a partir de las familias de escenarios identificadas en el gráfico de consecuencias, constituidas por factores externos de consecuencias finales similares, lo cual permite agrupar todos los escenarios previsibles en alguno de los tres tipos:

- Escenario de referencia, que representa la evolución normal del SR, en el que los compartimentos campo cercano y campo lejano evolucionan sin alteraciones externas.
- Escenarios alternativos, formados como consecuencia de la actuación de uno o más facto-

Figura 22. Representación gráfica de los factores externos y de las familias de escenarios de Enresa-97 [4]



res externos sobre el sistema de referencia, dando lugar a estados alterados del almacenamiento.

- Escenarios derivativos, que representan un caso extremo de los escenarios alternativos, en los que se considera la derivación (cortocircuito) de alguna de las barreras del sistema de almacenamiento.

2.6.2. Escenarios analizados

Dado el alcance limitado del ejercicio Enresa-97, únicamente se han analizado, aparte del Escenario de Referencia, un escenario de intrusión humana (pozo de producción) y un escenario de almacenamiento con sellos degradados, por su amplia consideración en ejercicios similares:

- *Escenario de referencia* o de evolución normal, representado por el conjunto de FEPs seguros que debidamente interrelacionados explican los procesos por los que los radionucleidos pueden alcanzar la biosfera. En este escenario de referencia se analizan seis variantes (modelo conservador de liberación de radionucleidos; mayor vida de la cápsula; disminución del espesor de bentonita; disminución del retardo en la geosfera; variación en el tiempo de tránsito en la geosfera).
- *Escenario de intrusión humana o de pozo profundo*, en el que se considera la extracción de agua mediante bombeo para consumo doméstico, a través de un sondeo profundo en una fractura conductiva subvertical situada aguas abajo del almacenamiento.
- *Escenario de almacenamiento con sellos degradados*, en el que se consideran defectos en el sellado de accesos (rampa y pozos), galerías en dirección del almacenamiento y galerías de almacenamiento.

El ejercicio de participación de Enresa en el proyecto SPA, parte del desarrollo de escenarios realizado en Enresa-97.

2.7. Alemania: Participación de GRS en SPA

2.7.1. Metodología de desarrollo de escenarios

La evaluación post-clausura de un almacenamiento en medio cristalino en Alemania realizado dentro del proyecto SPA, constituye el primer ejercicio de evaluación alemán en esta formación, por ello se han empleado los datos utilizados en Kristallin-1, y también la metodología de desarrollo de escenarios aplicada en dicho ejercicio. Únicamente, de la lista de FEPs elaborada en Kristallin-1, se eliminan los FEPs no aplicables al concepto de almacenamiento y al emplazamiento del programa alemán, propuesto en el ejercicio nacional GEISHA.

2.7.2. Escenarios analizados

En el ejercicio de GRS en granito dentro del proyecto SPA, los escenarios postulados son los siguientes:

- El *escenario de referencia*, en el que se asume la saturación instantánea de la bentonita tras la clausura, el fallo de los contenedores a los 1.000 años, transporte difusivo en la bentonita, advección a través de las características conductoras de agua, y la dilución en un acuífero. El 25% de los contenedores están conectados con la vía de transporte en el campo lejano.
- Tres situaciones adicionales denominadas *escenarios alternativos*:
 - *Escenario de transporte* de radionucleidos a través de zonas alteradas por la excavación conectadas, de modo que el transporte en el campo lejano tiene lugar a través de 500m de un medio poroso de mayor conductividad hidráulica que la zona de roca sin alterar.
 - *«Escenario de pozo profundo»* (WELL 97), que asume la perforación de un pozo a una profundidad relativamente grande, con una dilución menor que en el escenario de referencia y el uso de este agua únicamente como agua de bebida.

- *Escenario de capa de cobertura sedimentaria*, que constituye una variante del escenario de referencia, con el que se pretende estudiar el efecto sobre el transporte de los radionucleidos de la presencia de una cobertura sedimentaria sobre la formación granítica seleccionada.

2.8. Francia: Participación de IPSN en SPA

2.8.1. Metodología de desarrollo de escenarios

En el ejercicio de IPSN dentro del proyecto SPA, se indica que con el desarrollo de escenarios se pretende identificar un número limitado de situaciones representativas de las diferentes familias o secuencias de sucesos que pueden afectar al comportamiento del sistema de almacenamiento, y que dicho desarrollo de escenarios se complementa con los análisis de incertidumbre realizados para cada escenario.

La metodología de desarrollo de escenarios aplicada, se basa en el concepto de *sucesos iniciadores independientes* (IIE) y comprende cuatro etapas:

- La elaboración de una lista lo más completa posible de sucesos iniciadores e independientes que pueden afectar al almacenamiento, asociados al propio almacenamiento o a sucesos externos de origen natural o acciones humanas.
- Clasificación y eliminación de algunos sucesos, considerando su probabilidad, consecuencias y su relevancia dado el emplazamiento, el diseño del sistema de almacenamiento y el alcance de la evaluación de seguridad.
- Construcción de escenarios a partir de un IIE, o de una combinación de estos, si la probabilidad asociada no es muy baja. Se distingue entre el escenario de referencia, que considera la evolución normal del almacenamiento y del emplazamiento y los escenarios de evolución alterada, que representan desviaciones de la situación de referencia asociados a sucesos iniciadores.
- Selección de familias de escenarios e identificación de un escenario representativo de cada familia, correspondiente, generalmente, al escenario de mayores consecuencias.

2.8.2. Escenarios analizados

Los escenarios considerados en el ejercicio de IPSN en SPA son:

- *Escenario de referencia*, en el que se asume fuga desde los contenedores, y transporte de los radionucleidos a través de las barreras de ingeniería y del medio geológico hasta un río. Como variante de este escenario, se considera el caso en el que la pluma de contaminantes es interceptada por un pozo localizado en un acuífero de fácil explotación.
- *Escenario de pozo profundo*, en el que se perfora un pozo profundo en un área de fracturas en la proximidad del almacenamiento.
- *Escenario en el que se considera el fallo de las barreras de ingeniería*, y algún cortocircuito de la barrera geológica.

METODOLOGÍAS DE MODELIZACIÓN EN
LOS EJERCICIOS ANALIZADOS



5

En este capítulo se describen las metodologías y herramientas de modelización empleadas en los ES analizados en el estudio comparativo.

En un primer apartado se presenta el estudio comparativo de las metodologías de modelización, por áreas de modelización, con la ayuda de tablas.

En un segundo apartado se presentan los modelos empleado en cada uno de los ejercicios analizados, agrupados por países.

Este capítulo está relacionado con el proyecto «Modelización» del ARAA para el estudio del «estado del arte» en la modelización aplicable a la evaluación de la seguridad del AGP, también incluido en el Plan de In-

vestigación del CSN, en el que se analizan en detalle los modelos aquí descritos considerados más relevantes y que servirá de base para la elaboración de la estrategia de actuación futura del CSN en este campo.

1. Resultados del estudio comparativo

En la tabla 8 se indican los principales códigos empleados en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados, indicándose los componentes, subsistemas y procesos que modelizan y los ejercicios en los que se ha empleado cada uno de ellos.

En los apartados siguientes se describe el tratamiento de las distintas áreas de modelización en los ejercicios analizados.

Tabla 8. Clasificación, según las áreas de modelización, de los códigos empleados en los ES en medios cristalinos analizados

Área o procesos modelizados	Código	Ejercicios en los que se emplea
Inventario de radionucleidos	CASMO CESAR 4 KORIGEN ORIGEN 2 ORIGEN 2.1 ORIGEN S	TVO-92, TILA-99, KBS-3, SKB-91, SR 97 IPSN en SPA GRS en SPA KBS-3, SKB-91, Gewähr, Kristallin-1 TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12, Enresa-97 AECL-94, SR 97
Liberación y transporte en el campo cercano	«Vault Model» de CC3 CALIBRE COMP23 GRAPOS LCHCAL MESHNOTE REPCOM Modelo campo cercano de Enresa STRENG Modelo de resistencias acopladas TROUGH	AECL-94 Project-90, SITE-94 SR 97 GRS en SPA Cálculos probabilistas de Project-90 H12 TVO-92, TILA-96, TILA-99 Enresa-97 Kristallin-1 SKB-91 Gewähr
Geoquímica	CRACKER EQ3/6 EQ3NR MINEQL/ EIR PHREEQE PHREEQEC PHREEQM	SITE-94 SITE-94 SR 97 Gewähr H12, Project-90, SITE-94, Enresa-97 H12 Enresa-97
Procesos térmicos y termomecánicos	FTNAS ANSYS 5.0A TRAD	H12 Enresa-97 Gewähr

Tabla 8. Clasificación, según las áreas de modelización, de los códigos empleados en los ES en medios cristalinos analizados (continuación)

Área o procesos modelizados	Código	Ejercicios en los que se emplea
Geosfera / campo lejano	CRYSTAL EMOS/ CHETMAD 1.01 FARF31 FTRANS GEONET (modelo campo lejano de AECL-94) MATDIF MATRICS NUCDIF RANCH RANCHMD RANCHN REDLIM Modelo geosfera de Enresa	Project-90, SITE-94 GRS en SPA SKB-91, SR 97 TVO-92, TILA-96, TILA-99 AECL-94 TVO-92 H12 Cálculos probabilistas de Project-90 Gewähr Gewähr, Kristallin-1 Gewähr Cálculos probabilistas de Project-90 Enresa-97
Flujo de aguas subterráneas	CHAN3D DISCFRAC FEFLOW FEM301 FEFTRA FracMan/MAFIC/PAWorks FracMan/MAFIC/PAWorks/LTG HYDRASTAR Modelo discreto de fracturas y modelo continuo estocástico Modelo mixto y modelos discreto de fracturas MOTIF NAMMU PHOENICS SUTRA	SR 97 Project-90, SITE-94 TVO-92, TILA-96 Gewähr TILA-99 SKB-91, SR 97, Enresa-97 H12 SKB-91, SR 97 SITE-94 Kristallin-1 AECL-94 Project-90, SKB-91, SR 97 TVO-92, SKB-91 SITE-94
Biosfera	AMBER BIOPATH BIOTRAC (modelo de biosfera de AECL-94) RAM Modelo de biosfera de Enresa TAME	H12 KBS-3, SKB-91, SR 97, Gewähr AECL-94 Project-90 Enresa-97 Kristallin-1
Modelos globales/ integrados	EMOS MELODIE PROPER RIP SYVAC-CC3	GRS en SPA IPSN en SPA SKB-91, SR 97 Enresa-97 AECL-94

1.1. Modelos de inventario de radionucleidos

Como ya se indicó en el capítulo 3, para los cálculos de consecuencias realizados en los ES analizados, en todos los ejercicios, salvo los de SKI, se ha considerado un residuo de referencia, característico del tipo o tipos de residuos mayoritarios.

En el caso de AECL-94, el residuo considerado es combustible gastado de uranio natural tipo CANDU, con un grado de quemado de unos 8 MWd/kgU. En el resto de los ejercicios en los que el residuo es CI, éste es del tipo LWR, con un grado de quemado que oscila entre los 36-38 MWd/kgU en los ejercicios de Finlandia y SKB, y los 40-45 MWd/kgU en los ejerci-

cios de Enresa, GRS en SPA e IPSN en SPA. Además, en el ejercicio francés se considera también un elemento combustible PWR de referencia de óxidos mixtos.

En los ejercicios de evaluación de la seguridad de un almacenamiento de residuos vitrificados, el residuo de referencia lo constituyen los vidrios de reproceso procedentes, en H12 del reproceso por JNFL de combustible PWR con un grado de quemado de 45 MWd/kgU, y en Gewähr y Kristallin-1, del reproceso de CI tipo PWR con un grado de quemado de unos 33 MWd/kgU.

En los ejercicios de SKI (Project-90 y SITE-94) se obtienen las actividades medias de los distintos radionucleidos por tonelada de metal pesado, a partir de la historia de quemado de cada remesa de combustible fresco cargado en los reactores suecos.

Para calcular el contenido y actividad de los radionucleidos, la generación de calor y otras propiedades radiactivas del residuo, el código más utilizado ha sido ORIGEN en sus diferentes versiones:

- *ORIGEN 2* [138] en los ejercicios TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12, KBS-3, SKB-91, Gewähr, Kristallin-1 y Enresa-97;
- *ORIGEN-S*, empleado en AECL-94, y en SR-97 (incorporado en el código SCALE [211])
- *KORIGEN* [257] en el ejercicio de GRS en SPA

En el ejercicio de IPSN en SPA se emplea el código *CESAR4* [261], y en TVO-92, TILA-99 y los ejercicios de SKB, se ha utilizado el código *CASMO* [153] para comparar y verificar los resultados.

Además, el inventario de radionucleidos presente en el almacenamiento depende, debido a la desintegración/ crecimiento radiactivo, del tiempo de enfriamiento de los EECC desde que son descargados del reactor supuesto en cada ejercicio, que oscila entre los 30 años de los ejercicios de Finlandia y los 60 del ejercicio de Alemania en SPA. En AECL-94, el tiempo de enfriamiento considerado es de 10 años,

dada la mucho menor generación térmica de este tipo de combustible de uranio natural.

En algunos ejercicios, el inventario de referencia considerado en la evaluación, se limita a unos radionucleidos seleccionados a partir de unos criterios establecidos:

- En H12, se consideran los radionucleidos cuya concentración a los 1000 años en el agua de un pozo al que se liberan los radionucleidos, es mayor de la que proporcionaría una dosis de 10^{-6} Sv/año. Los radionucleidos hijos cuya vida media es menor de un año se consideran en equilibrio con sus progenitores y se excluyen de los cálculos.
- En Kristallin-1, los radionucleidos cuya dosis asociada realizando unos cálculos simplificados y conservadores es superior a 10^{-4} mSv/año, se seleccionan para ser considerados en mayor detalle en la evaluación.
- En los ejercicios de Enresa no se consideran:
 - Los radionucleidos con un inventario radiactivo despreciable a los 50 años tras la descarga y hasta el millón de años;
 - los nucleidos con un período menor de un día;
 - los radionucleidos que desde los 200 años hasta el millón de años dan lugar a una dosis menor de 10^{-6} Sv/año, y los que usando cálculos simplificados y conservadores dan lugar a dosis menores de 10^{-11} Sv/año.
- En el ejercicio de GRS en SPA no se consideran: los productos de fisión y activación con inventario despreciable a los 1000 años, que es cuando se asume que podrían alcanzar la biosfera; los radionucleidos padre de las cadenas de desintegración de período corto y fracción de masa relativa a su radionucleido hijo menor del 1%; y los radionucleidos intermedios y finales de las cadenas de desintegración con períodos menores de un año y 25 años, respectivamente.

- En el ejercicio de IPSN en SPA los criterios hacen referencia al inventario radiactivo en el tiempo al que comienza la lixiviación del residuo (1.000 años) y al inventario radiotóxico. No se consideran los nucleidos de vida media menor que el tiempo de tránsito hasta la biosfera más corto (1.000 años).

En los casos en los que el residuo considerado es el vidrio de reproceso, en el inventario de referencia no hay I-129, Cl-36 o C-14, que están entre los radionucleidos que más contribuyen a la dosis en el caso del combustible irradiado.

Cuando se compara el inventario en los casos en los que el residuo es CI, las mayores diferencias surgen en el inventario de los productos de activación asociados a elementos traza en la pastilla de combustible (C-14, Cl-36, Ni-59, Nb-94) y de los productos de activación en vainas y partes estructurales, debido, en parte, a los diferentes contenidos de impurezas en la pastilla de combustible y a las diferentes cantidades y composiciones de los materiales de los EECC.

1.2. Modelo de comportamiento del contenedor

El comportamiento del contenedor se ha considerado, analizando los posibles mecanismos de fallo del mismo (fallo inicial del contenedor, corrosión generalizada, corrosión por picaduras, sobrecarga mecánica) y, a partir de este análisis, estableciendo un tiempo de vida del contenedor (o una distribución en los casos probabilistas) durante el cual, se puede garantizar la integridad del mismo y, por tanto, el aislamiento del residuo.

A excepción de los escenarios de contenedor con defecto inicial postulados en los ejercicios TILA-96, TILA-99, SKB-91, Project-90, SITE-94 y SR-97, con un diseño de contenedor de vida larga, en los que se tiene en cuenta la resistencia al transporte de radionucleidos proporcionada por el contenedor defectuoso, en los restantes ejercicios, se asume que el contenedor mantiene totalmente su integridad durante un tiempo, pero una

vez que falla, no ofrece ninguna resistencia al transporte.

- En AECL-94 se considera el fallo del contenedor por defectos iniciales de fabricación, agrietamiento por corrosión (en contenedores sometidos a altas temperaturas) y rotura retardada por hidruración (en contenedores que se enfrían rápidamente) y se define una función de distribución de probabilidad para la tasa de fallos del contenedor frente al tiempo, que varía en los distintos sectores en los que se ha dividido el campo cercano, al ser los mecanismos de fallo función de la temperatura. En los cálculos, prácticamente todos los contenedores fallan entre los 10^3 y los 10^4 años.
- En TVO-92 se analiza la corrosión del contenedor debido a la presencia de sulfuros en las aguas subterráneas, por corrosión generalizada y corrosión localizada (factor de picadura 5), obteniéndose un tiempo de vida del contenedor de $18 \cdot 10^6$ años. En TILA-96 y TILA-99 se hace referencia a estos cálculos, a los estudios de corrosión realizados por SKB, SKI y AECL y a los datos de análogos naturales, para concluir que el tiempo de vida del contenedor en las condiciones de almacenamiento es muy largo, por lo que en los casos de cálculo se postulan escenarios de «desaparición» de contenedor al cabo de 10.000 años, y escenarios de contenedor con defecto inicial grande y pequeño (1 cm^2 y 5 mm^2 , respectivamente).
- En H12 se realizan cálculos conservadores que suponen la corrosión generalizada del contenedor de acero por oxidación con el oxígeno presente en la bentonita y en el agua intersticial y por hidruración, obteniéndose una tasa de corrosión de $0,01 \text{ mm/año}$. Estos cálculos, junto con los resultados de experimentos y los datos de análogos naturales y arqueológicos, indican que el tiempo de vida del contenedor de 1.000 años considerado en el caso base es un valor muy conservador.
- En KBS-3, a partir de estimaciones de tasas de corrosión del contenedor por el oxígeno y los sulfuros presentes en el agua, se asume, de modo conservador, que los contenedores fallan a tasa

constante entre los 10^5 y los 10^6 años. En SKB-91, además del fallo por corrosión, se considera el fallo por sobrecarga mecánica interior debida al helio generado por desintegración α y por defecto inicial. Se deduce que el mecanismo más probable es el fallo inicial de contenedor, estableciéndose para el caso de referencia una probabilidad de 0,1% de que un contenedor tenga un defecto de 5 mm².

- En Project-90 y SITE-94 se discuten posibles modos de fallo del contenedor (debido a tensiones externas, a presión interna debida al He y por defectos de fabricación y el fallo por corrosión del cobre en presencia de sulfuros). Dados los largos tiempos de vida del contenedor estimados en los cálculos, se considera que la hipótesis de KBS-3 es muy poco realista, y se analiza el fallo de un único contenedor a distintos tiempos entre 10^3 y 10^6 .
- En SR 97 se considera el fallo del contenedor por defecto inicial y se modeliza su evolución hidromecánica, evaluándose la entrada de agua al contenedor, la difusión del agua, las tensiones mecánicas debidas a los productos de corrosión y la generación y transporte de gas a través del buffer.
- Se postula las secuencias de sucesos posibles para el contenedor con un agujero inicial de 1 mm², para una tasa estimada de corrosión de los internos de hierro del contenedor de 0,1 $\mu\text{m/año}$. Un parámetro considerado es el tiempo en el que el agujero pequeño inicial del contenedor tarda en convertirse en un defecto grande, para el que se estima un valor razonable de $2 \cdot 10^5$ años.
- En Gewähr se estudia la corrosión generalizada por reacción con el oxígeno atrapado durante la fase operacional, el agua y sulfuros. En Kristallin-1 se analiza, además, la corrosión bajo tensión.
- En Enresa-97, considerando la corrosión del contenedor de acero al carbono por exposición al oxígeno atrapado durante la fase operacional, al agua y a sulfatos y sulfuros, se asume una tasa de corrosión dependiente exponencialmente de la temperatura, a partir de la que se establece una distri-

bución uniforme para el tiempo de vida del contenedor entre el $\pm 10\%$ de la vida media de 2.800 años.

- En la participación de IPSN en SPA, se ha utilizado un modelo determinista conservador con corrosión aeróbica durante 30 años y anaeróbica después, del contenedor de aleación de hierro para el que en los cálculos se asume una vida de 1.000 años. En el ejercicio de GRS en SPA, se considera un tiempo de vida de los contenedores de acero masivo de 500 años.

1.3. Modelos de liberación de radionucleidos

La modelización empleada para simular los mecanismos de la liberación de los radionucleidos depende del tipo de residuo que se vaya a almacenar:

- La modelización de la liberación de radionucleidos desde un elemento de combustible gastado, comprende la liberación desde la matriz de combustible, desde el huelgo vaina-pastilla, desde los límites de grano y desde las vainas y otras partes metálicas estructurales.
- En el caso de residuo vitrificado, únicamente hay que considerar la liberación desde la matriz del residuo vitrificado, que en H12 y en los ejercicios suizos (Gewähr y Kristallin-1) se asume congruente con la disolución del vidrio.

La comparación de los modelos empleados en los distintos ejercicios para simular la liberación de los radionucleidos desde un *elemento de combustible gastado* conduce a las siguientes conclusiones:

- En todos los modelos se considera que el inventario existente en el huelgo pastilla-vaina se libera instantáneamente.
- En muchos de los ejercicios (AECL-94, TILA-99, KBS-3, SKB-91, SR 97, Enresa-97, modelo común de SPA) se asume también la liberación instantánea del inventario en los límites de grano. En los restantes ejercicios se considera la liberación del inventario en los límites de grano a tasa constante

durante 10^3 años en el ejercicio de IPSN en SPA, durante 10^4 años, en TVO-92, TILA-96, y a una tasa de liberación de $3,65 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ en Project-90 y SITE-94.

- En el modelo de Enresa, se considera que el 0,55% del inventario total de productos de activación se encuentra en los depósitos de CRUD sobre el combustible, y se asume que se liberan instantáneamente.
- En KBS-3, SKB-91 y Project-90, no se contempla la liberación desde las vainas y partes estructurales del EE.CC. En Enresa-97 el inventario presente en estas partes del elemento se asocia a la matriz de combustible, incorporándose a la liberación desde la misma, y en SR 97, se asume que se libera instantáneamente.

En el resto de los ejercicios se considera que el inventario existente en las vainas y partes metálicas del elemento se corroe a tasa constante. En el modelo común de término fuente de SPA y en el modelo de IPSN se considera un tiempo de liberación de 10^3 años, igual para las vainas y las demás partes estructurales. En los ejercicios de Finlandia y en SITE-94 se asumen tiempos de liberación distintos para las vainas (10^4 años en TVO-92, TILA-99 y SITE-94 y 10^5 años en TILA-96) y para las partes estructurales (10^3 años). En AECL-94, como el residuo es combustible CANDU de uranio natural, la tasa de liberación es muy baja y en 10^5 años sólo se ha disuelto una parte muy pequeña de la matriz de material.

- Las fracciones de liberación instantánea (IRFs) para el yodo (que es uno de los principales contribuyentes a la dosis) son mayores en los modelos de TVO-92, TILA-96, KBS-3, SKB-91, Project-90, SITE-94 y Enresa-97 (10%) y en AECL-94 (8,1%) que en los ejercicios más recientes TILA-99 (6%), modelo común de SPA y modelo de IPSN (5%) y SR 97 (3%).
- La mayor parte de la actividad está asociada a la matriz de combustible, y el inventario de radionucleidos se asume distribuido homogéneamente en la misma:

- En los ejercicios de Finlandia, KBS-3, SKB-91, Project-90, SITE-94 e IPSN en SPA, se considera la oxidación radiolítica de la matriz de combustible, siendo la tasa de liberación proporcional a la tasa de actividad α en el combustible. Los valores del coeficiente cinético encontrados (ejercicios Finlandia y Francia), son del mismo orden ($10^{-19} \text{ tHM} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)
- En SR 97 se asume un modelo de liberación más complejo en el que se considera la radiolisis α y β en una capa de agua (0,1 mm) entre la pastilla de combustible y la vaina y las reacciones químicas con el hidrogeno y los oxidantes presentes (H_2O_2 , O_2), a partir del que se estima una tasa de disolución constante de 10^{-8} a^{-1} .
- En el modelo de Enresa, la tasa de disolución se considera como la mayor entre la tasa debida a radiolisis α y la debida a la disolución del UO_2 en condiciones reductoras.
- En el modelo de SPA se asume una tasa de disolución constante de 10^{-6} a^{-1} .
- En AECL-94, dada la menor actividad específica de la matriz de combustible de uranio natural, no se considera oxidación radiolítica y la tasa de liberación es tan baja que en 10^5 años sólo el $6,2 \cdot 10^{-9}$ del inventario de UO_2 se ha disuelto.
- En SPA se apunta que las diferencias entre los modelos de término fuente responden a diferencias en el grado de simplificación y conservadurismo aplicados y en la interpretación de los mecanismos que gobiernan la liberación desde los distintos componentes del elemento combustible.
- La cinética de la liberación de radionucleidos tiene poca influencia sobre los radionucleidos cuya liberación está controlada por sus límites de solubilidad. La mayor influencia se espera para los radionucleidos solubles, que sufren poca sorción y cuyo inventario está distribuido en las diferentes partes del elemento combustible (C, Cl, I y Cs).

En la modelización de la liberación de radionucleidos desde el *residuo vitrificado* en H12 y en los ejercicios suizos, se asume que, una vez que el agua entra en contacto con el residuo, los radionucleidos, supuestos distribuidos homogéneamente en el residuo vitrificado, se van liberando a medida que se va disolviendo el vidrio de reproceso (disolución congruente). En los ejercicios suizo se considera una geometría simplificada en la que el residuo se representa por esferas con un volumen en conjunto igual al del inventario de residuo.

La tasa de disolución del vidrio en los tres ejercicios está en torno a los $3,65 \cdot 10^{-4} \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, equivalente a un tiempo de disolución total del residuo vitrificado de unos 10^5 años.

En la tabla 9 se describen las principales características de los modelos de liberación de radionucleidos utilizados en los ejercicios de evaluación analizados.

1.4. Modelos de transporte en el campo cercano

En la modelización del transporte de radionucleidos en el campo cercano, se representa el movimiento de los radionucleidos presentes en las aguas subterráneas a través de los componentes del campo cercano, considerando fundamentalmente procesos de difusión, fenómenos de retención por sorción física y química, así como la desintegración radiactiva.

Sin embargo, dependiendo de la representación del campo cercano y de las hipótesis realizadas, mientras en algunos ejercicios se representa el transporte desde el buffer y/o desde el material de relleno hasta la zona de roca alterada que constituye la interfase campo cercano- campo lejano (AECL-94, ejercicios de Finlandia y de Suiza, Enresa-97), en otros ejercicios, se incluye también en el análisis del campo cercano, el transporte en la zona de roca alterada (H12, SKB-91, SR 97, GRS en SPA) y en la roca del campo cercano hasta alcanzar las características conductoras de agua (KBS-3, Project-90, SKB-91, SITE-94, SR 97).

En general, en los cálculos de transporte se asume que el campo cercano está saturado. En algunos

ejercicios (AECL-94, KBS-3, Project-90, SITE-94), se considera la formación de un frente redox, constituido por los oxidantes generados por la radiolisis α del agua y su efecto sobre el transporte en el campo cercano (sobre la solubilidad y las propiedades de sorción de cada radionucleido). En el resto de los ejercicios se suponen condiciones reductoras en todo el campo cercano salvo en la superficie del combustible.

Salvo en el ejercicio de IPSN en SPA, en el que se simula todo el conjunto de galerías y túneles del almacenamiento en 3D, con una discretización detallada del campo cercano, en el resto de ejercicios se representa una posición de almacenamiento, dividida en una serie de regiones o compartimentos.

En AECL-94, Project-90, SITE-94, Gewähr, Kristallin-1 y los ejercicios de Enresa y GRS en SPA, los cálculos de transporte en el campo cercano se realizan en una dimensión.

En TILA-96, TILA-99, KBS-3, SKB-91 y SR 97, se resuelven las ecuaciones correspondientes a los procesos postulados para cada compartimento, se consideran los distintos caminos de transporte de los radionucleidos desde el campo cercano a la geosfera y se establecen coeficientes de transferencia o flujos equivalentes para cada uno de estos caminos. Las liberaciones de radionucleidos a través de cada uno de estas vías, se suman para obtener la liberación total del campo cercano a la geosfera.

En TILA-96 y TILA-99, el número de compartimentos considerado es distinto para el escenario de «desaparición» del contenedor que en el de contenedor con defecto inicial.

En el ejercicio de IPSN en SPA se calcula el transporte de radionucleidos desde el residuo hasta la biosfera en 3 dimensiones, considerando difusión y advección en un medio poroso equivalente (modelo de porosidad simple). Se utiliza el código MELODIE que integra el transporte en el campo cercano, en el campo lejano y el flujo de aguas subterráneas.

En la mayoría de los ejercicios, los límites de solubilidad se aplican en la región llena de agua en un volumen de disolución o en el interior del contenedor cuyo volumen oscila entre los 0,3 m³ de GRS en SPA y 1 m³ en Enresa-97, pero no durante el transporte a través del campo cercano. En AECL-94, H12 y el ejercicio de IPSN en SPA, sí se considera la precipitación en el buffer. En algunos casos, de modo conservador, los límites de solubilidad de un elemento, no se comparten entre los distintos radionucleidos.

En general, se asume equilibrio de sorción, dado que los tiempos de reacción son mucho menores que los de transporte, considerándose sorción instantánea, lineal y reversible.

En los ejercicios con un diseño de contenedor de muy larga vida se analiza la liberación y transporte desde un contenedor con un defecto inicial (TILA-96, TILA-99, Project-90, SKB-91, SITE-94, y SR 97), y en este caso, la principal resistencia al transporte se debe al pequeño tamaño del agujero.

En SR 97, se introduce el concepto de «tiempo de retardo», definido como el tiempo que tarda en establecerse una vía continua de agua que permita la migración de los radionucleidos desde el combustible al exterior del contenedor. Este «tiempo de retardo», al que se le asigna un valor razonable de $2 \cdot 10^5$ años, determina el comienzo de la liberación.

En la tabla 10 se indican los principales códigos para la modelización de la liberación y transporte de radionucleidos desde el campo cercano empleados en los ejercicios analizados, indicándose, siempre que es posible a partir de la información disponible en los ejercicios de evaluación, los procesos que se modelizan, la geometría considerada, las ecuaciones matemáticas que resuelven, el algoritmo numérico empleado para resolverlas, y los datos de entrada y las variables de salida a los modelos.

1.5. Modelos de transporte en el campo lejano

La modelización del transporte de radionucleidos a través de la geosfera supone la identificación de las posi-

bles vías de transporte, con la cuantificación de sus propiedades hidráulicas y la identificación de los procesos de retardo o retención de los radionucleidos, cuantificando los parámetros que controlan dichos procesos.

Salvo en los ejercicios de AECL e IPSN en SPA, en los que se considera la aproximación de medio poroso equivalente y el transporte en la geosfera se modeliza en tres dimensiones, en el resto de los ejercicios, la modelización del transporte en la geosfera se aborda mediante el empleo del concepto de camino de migración, considerando el transporte en una dimensión con difusión en la matriz rocosa. Las características de los posibles caminos de transporte desde el almacenamiento a la biosfera, las proporcionan los modelos de flujo de aguas subterráneas.

- En TVO-92, TILA-96, TILA-99, la complejidad de la modelización hidráulica se reduce con la elección de un camino preferencial, para el que el tiempo de transporte hasta la biosfera es más corto.
- En Gewähr, Kristallin-1 y el ejercicio de GRS en SPA, en el dominio de baja permeabilidad, que es el único que se tiene en cuenta para el transporte de radionucleidos, se consideran características conductoras de agua de tres tipos.
- En H12, se considera el transporte a través de la masa rocosa en fracturas plano- paralelas, teniendo en cuenta la heterogeneidad de la roca con un modelo simple, al representar cada fractura un conjunto de canales de transmisividad similar. También se representa el transporte en una falla principal conductiva (MWCF).
- En KBS-3, Project-90 y SITE-94, el transporte en la geosfera de los radionucleidos se asume a través de un único camino. En SKB-91 y SR 97, se consideran distintos caminos de flujo obtenidos en la modelización hidrogeológica, en los que se resuelven las ecuaciones de transporte.
- En los ejercicios de Enresa, el transporte de los radionucleidos tiene lugar en los tubos de flujo proporcionados por el código PAWorks [147] en la modelización hidrogeológica. En estos ejercicios

no se simula explícitamente la cinética de la difusión/adsorción en la matriz rocosa sino que se tienen en cuenta sus efectos de retención mediante factores de retardo para los distintos radionucleidos, asignados a cada camino de PAWorks.

Los principales procesos considerados en los modelos de transporte en el campo lejano son advección, sorción y difusión en la matriz rocosa. En la mayoría de los ejercicios se considera también dispersión longitudinal, aunque en los ejercicios de Finlandia, al haberse elegido un camino de transporte muy rápido, con unas características advectivas representativas de esta situación desfavorable, no se considera adecuado «suavizar» estas peores condiciones con un término dispersivo.

A continuación se indican los modelos de cálculos y códigos empleados en la modelización de la geosfera en los ejercicios analizados.

- En AECL-94, a partir de la modelización continua con el código de hidrogeología MOTIF, con el modelo de geosfera [125] se genera una red de segmentos a las que se les asigna una serie de propiedades (velocidades de Darcy, dispersividades, coeficientes de difusión, tortuosidad, salinidad, mineralogía), con las que se calcula la dispersión, difusión y la sorción de los contaminantes sobre los minerales presentes en cada segmento.
- En el ejercicio de IPSN en SPA, se emplea el modelo de porosidad simple MELODIE [263], en el que se considera advección, difusión, dispersión, sorción reversible lineal e instantánea, disolución/precipitación y desintegración radiactiva. Los fenómenos de sorción, asumiendo que se deben principalmente a la sorción en los minerales arcillosos que rellenan las grietas, se consideran mediante factores de retardo.
- En los ejercicios de Finlandia, se emplea el modelo de doble porosidad FTRANS [158], [159]. El parámetro básico en la modelización es la denominada «resistencia al transporte», WL/Q , donde WL es el área de fractura «mojada» por el flujo, y Q la tasa de flujo a lo largo del camino de migración.
- En Gewähr y Kristallin-1, la modelización del transporte de radionucleidos en la geosfera se resuelve con el código RANCHMD [1] y en el ejercicio de GRS en SPA con el código CHETMAD [259]. El parámetro relevante es también en estos casos la resistencia al transporte WL/Q .
- En KBS-3 se emplea un modelo de diferencias finitas integrado y en Project-90 y SITE-94, el código CRYSTAL [202] desarrollado por SKI. En SKB-91 y SR 97, la modelización se realiza con el código FARF31 [210]. El parámetro básico en estos códigos es el factor $F = a_r \cdot L/q$, donde a_r es la superficie «mojada» por el flujo por unidad de volumen de roca, L la longitud del camino de migración y q la velocidad de Darcy.
- En los ejercicios de Enresa, los cálculos de transporte de radionucleidos se han realizado con el modelo de geosfera de Enresa [252] y el código integrado RIP [246], resolviendo la ecuación de advección-dispersión para cada tubo de flujo.

En la tabla 11, se recogen las principales características de los modelos antes citados más significativos o de los que se dispone de información suficiente.

En ninguno de los casos de referencia de los ejercicios analizados se considera el transporte por coloides en la geosfera. En Project-90 y SKB-91, se analiza el efecto de los coloides sobre el transporte en la geosfera, aunque no se considera en el cálculo de consecuencias, y en SR 97 se indica que la concentración de coloides a la profundidad del almacenamiento en el lecho rocoso sueco es baja, y por tanto, no es necesario analizar su efecto.

En algunos ejercicios no se ha considerado la sorción en la superficie de las grietas de la roca (H12, Gewähr, Kristallin-1, Enresa-97, GRS en SPA) que podría mejorar el retardo y dispersión de los radionucleidos lo que tiene un efecto a favor de la seguridad. La sorción sobre los materiales de relleno de las grietas se considera en el ejercicio de IPSN en SPA.

1.6. Modelos de procesos geoquímicos y termomecánicos

El transporte de los radionucleidos a través de los distintos componentes del almacenamiento dependerá en gran medida de la especiación química y de las solubilidades de los mismos, por lo que es esencial modelizar el comportamiento químico de los radioelementos, mediante los códigos geoquímicos que evalúan las concentraciones disueltas en agua de los diferentes elementos y los compuestos que éstos forman y que requieren grandes ficheros o bases de datos en los que se recogen los parámetros físico que intervienen en las ecuaciones y leyes planteadas.

Algunos de los modelos geoquímicos empleados se incluyen en la tabla 8.

El incremento de temperatura debido al calor generado por los residuos de alta actividad puede determinar efectos termomecánicos en el macizo rocoso, como tensiones y desplazamientos y puede afectar al movimiento de las aguas subterráneas en el medio, por lo que puede ser necesario considerar estos efectos mediante códigos acoplados termomecánicos o hidro- termo-mecánicos (T-H-M).

En algunos ejercicios se han empleado códigos térmicos y termomecánicos para analizar el efecto mecánico de los cambios de temperatura sobre principalmente la roca del campo cercano (código ANSYS en Enresa-97 y TRAD en Gewähr) y alguno de los modelos de flujo de aguas subterráneas empleados simulan de forma acoplada la transferencia de calor (FEFLOW, FEFTRA).

1.7. Modelos de flujo de aguas subterráneas

El transporte de contaminantes disueltos o suspendidos en las aguas subterráneas es la vía fundamental de acceso de los mismos a la biosfera, por lo que es necesario modelizar el flujo de aguas subterráneas a distintas escalas.

La modelización hidrogeológica en medios fracturados se puede abordar mediante diferentes aproximaciones [137]:

- Medio continuo equivalente, en el que se considera que el medio (incluidas las fracturas) se puede aproximar de forma adecuada mediante un medio poroso con las ecuaciones clásicas de flujo y transporte.
- Modelos discretos de fracturas, en los que se considera que el flujo de agua a través de la matriz rocosa es despreciable comparado con el flujo en las fracturas, y se representan únicamente las fracturas y se analiza el flujo en las mismas. Para ello, es necesario definir la geometría de la red de fracturas.
- Modelos mixtos, en los se representan de forma explícita las fracturas dominantes, y por otro lado, la matriz y las fracturas menores que hay entre ellas, se representan con un medio poroso.
- Modelos de red de canales, que se basan en asumir que el flujo tiene lugar preferentemente a través de una porción relativamente pequeña del plano de las fracturas.

Estos modelos pueden ser, a su vez, deterministas o estocásticos.

Como ya se ha indicado, la modelización del flujo de aguas subterráneas mediante la aproximación de redes de fracturas requiere la caracterización estructural, hidrogeológica y geomecánica de las mismas. Es necesario determinar la localización en el medio geológico de la red de fracturas, cuales son las características que conducen agua y en qué grado lo hacen. Por ello, los modelos geológicos del sistema de fracturas son parte esencial del proceso de construcción del modelo de flujo.

Las diferentes aproximaciones a la descripción de los sistemas de fracturas y a la geología del medio en cada ejercicio, son las siguientes:

- En los ejercicios de Finlandia, se ha empleado un modelo de red de fracturas, representándose las zonas de fracturas como elementos 2D, embebidos en una malla 3D.
- En H12, se han generado, mediante el código FracMan, redes de fracturas planas junto con las

distribuciones de probabilidad de la localización, orientación, tamaño y transmisividad de dichas fracturas.

- En SKB-91, SITE-94, SR 97, se han generado estocásticamente redes de fracturas para los emplazamientos considerados.
- En el modelo geoestructural de Enresa, se genera una red representativa de fracturas en 3D con el código FracMan [145]. Las estructuras de primer y segundo orden se representan por rectángulos y las de tercer orden y las juntas se consideran poligonales y se modelizan estocásticamente.
- En Gewähr, Kristallin-1 y el ejercicio de GRS en SPA, se consideran unas características conductoras de agua de tres tipos en el dominio de baja permeabilidad, que es el único que se tiene en cuenta para el transporte de radionucleidos. Las características conductoras de agua comprenden un conjunto de canales plano-paralelos o cilíndricos.
- En el ejercicio de IPSN en SPA, las unidades geológicas consideradas son: nueve fallas principales representadas como planos continuos de cinco metros de espesor; los corredores de fracturación asociados a las fallas, y la masa de roca alejada de fallas y corredores de fracturación.

La modelización del flujo de aguas subterráneas se realiza a distintas escalas (regional, emplazamiento, contenedor) empleándose los resultados de los cálculos a escala mayor como condiciones de contorno para los modelos a escala menor.

Las *aproximaciones a la modelización* consideradas son las siguientes:

- En AECL-94, se emplea el código hidrogeológico MOTIF [125], que, con la aproximación de medio poroso continuo equivalente, representa las características geológicas del emplazamiento mediante el uso de zonas y capas homogéneas con una porosidad y unas permeabilidades anisótropas dadas.
- En TVO-92 y TILA-96 se emplea el modelo de elementos finitos en tres dimensiones FEFLOW [163] [164] [166] [176], y en TILA-99, la versión mejorada FEFTRA [177], que se basan en la aproximación de medio poroso, y en los que las zonas de grietas se describen mediante elementos en dos dimensiones entre los elementos tridimensionales que representan la matriz porosa (modelo de doble porosidad).
- En KBS-3 el flujo de aguas subterráneas se representa con un modelo continuo de elementos finitos. En Project-90 se calcula el flujo de aguas subterráneas en tres dimensiones con el código NAMMU [149] [213] que es también un modelo continuo de elementos finitos, al que se superponen fracturas como elementos de alta conductividad.
- A escala regional, en SKB-91, se emplea el código NAMMU, en SITE-94 un modelo continuo en dos dimensiones y, en SR 97, un modelo de doble porosidad, en el que la roca se representa mediante un dominio rocoso atravesado por un dominio conductor (zonas de fracturas).
- En SKB-91 y SR 97 la simulación del flujo a escala más detallada se realiza con el modelo estocástico continuo implementado con el código HYDRAS-TAR, en el que se simula el campo de conductividad hidráulica con un método de interpolación estadística condicionada. En SKB-91 se ha empleado además el código de fracturas discretas FracMan/MAFIC, para proporcionar una descripción alternativa del flujo de aguas subterráneas. En SR 97, dentro del proyecto de modelos alternativos para el análisis de la incertidumbre en el modelo conceptual, se comparan los códigos HYDRAS-TAR, FracMan/MAFIC, y el código de red de canales CHAND3D [220] y también se emplea NAMMU en cálculos suplementarios.
- En SITE-94, para la modelización del flujo a escala emplazamiento se han empleado dos modelos: uno discreto de fracturas [199] [200], y otro modelo continuo estocástico [201].
- En Gewähr y Kristallin-1, a escala local se ha utilizado un modelo mixto en el que la matriz rocosa

se representa por un medio poroso equivalente con fallas conductivas superpuestas. A menor escala, el transporte en la masa rocosa tiene lugar en tres tipos de características conductoras de agua.

- En el ejercicio de IPSN en SPA, el flujo de aguas subterráneas, al igual que el transporte en el campo cercano y en la geosfera, se ha modelizado con el código en 3D MELODIE [263] basado en la aproximación continua.
- En H12 y en los ejercicios de Enresa, la ecuación de flujo estacionario en 3D se resuelve con el código MAFIC [146], que utiliza el método de elementos finitos. A partir de la modelización del flujo de aguas subterráneas en tres dimensiones, utilizando el código PAWorks [147], que forma parte del paquete FracMan [145], se obtienen las características y tiempos de viaje en los caminos de flujo unidimensionales que se emplean en los cálculos de transporte en la geosfera.

Los *tiempos de viaje* obtenidos en los distintos cálculos varían mucho entre ejercicios:

- En los ejercicios en los que para los cálculos de transporte en la geosfera sólo se han considerado los caminos de transporte desde la geosfera a la biosfera más rápidos (ejercicios de Finlandia, GRS en SPA) los tiempos de viaje son considerablemente menores (48 años en el ejercicio alemán, cinco años en TVO-92, 10 años en TILA-96, y entre 2, 5 y 25 años en los escenarios considerados en TILA-99).
- En SR 97, se observan importantes diferencias entre los tiempos de viaje obtenidos para los tres emplazamientos. Mientras que en Beberg los tiempos de viajes son del orden de la decena de años (valores razonables y pesimista de los tiempos de viaje de 60 y 3,3 años, respectivamente) y en Aberg incluso menores (valor razonable de 10 años y pesimista de 0,8 años), en Ceberg, los tiempos son mucho mayores (valor razonable de 2.000 años y valor pesimista de 400 años).
- En el resto de los ejercicios los tiempos de viaje son mucho mayores:

- En AECL-94, los tiempos de viaje hasta la biosfera están dominados por el transporte difusivo en la zona de exclusión, y son muy grandes.
- En el escenario de referencia de los ejercicios de Enresa, el tiempo de tránsito está alrededor de los 5.000 años.
- En el ejercicio de IPSN en SPA, oscilan entre los miles y los millones de años, con un valor medio en torno a los 20.000 años.

En general los cálculos del flujo de aguas subterráneas son estacionarios. Sin embargo, en TILA-99 y SR 97 se han realizado también análisis transitorios sobre la evolución del flujo. En concreto en TILA-99 se consideran los efectos del levantamiento del terreno y la salinidad de las aguas subterráneas en los próximos 10.000 años para los emplazamientos de Hästholmen y Olkiluoto, a raíz de los cuales se consideran 2 casos de cálculo para estos emplazamientos, uno que representa las condiciones actuales con aguas salinas o salmueras, y otro, en el que se representan las condiciones futuras, con agua dulce a la profundidad del almacenamiento.

En la tabla 12 se describen las principales características de los códigos de flujo de aguas subterráneas empleados en los ejercicios analizados.

1.8. Modelos de biosfera

La simulación de la transferencia de los contaminantes en la biosfera es imprescindible para determinar el impacto radiológico del almacenamiento de residuos.

La modelización de la biosfera implica la descripción de los escenarios biosféricos postulados, estableciendo las propiedades y parámetros principales de los medios en los que va a tener lugar la dispersión de los contaminantes, la simulación del transporte de estos contaminantes, obteniendo su distribución en las distintas partes de la biosfera consideradas y el cálculo de la exposición a la radiación de los organismos vivos (personas u otros biota), para lo que es necesario identificar las vías de exposición y el

modo de incorporación de los radionucleidos a los seres vivos.

Sin embargo, la biosfera es un medio muy heterogéneo y variable, y es difícil realizar una descripción exhaustiva de los procesos en la biosfera y de su evolución en el tiempo, dada la relativa rapidez con la que se ve modificada y la dificultad de predecir los hábitos humanos en el futuro.

Por ello, la modelización de la biosfera ha sido objeto de estudios en el ámbito internacional, como el proyecto BIOMOVs [130] [131], para evaluar la incertidumbre en los modelos de biosfera y el proyecto BIOMASS [150] [151] del OIEA, en el que se está abordando la justificación y definición de biosferas de referencia para su uso en la evaluación de la seguridad de los sistemas de almacenamiento. Estos estudios han constituido una referencia en los ES posteriores, así, en algunos ejercicios (TILA-99, H12) se ha aplicado la metodología de «biosferas de referencia» (la biosfera simplificada WELL-97 de TILA-99, es uno de los casos de biosfera analizados en BIOMASS).

En la mayoría de los ejercicios, la biosfera considerada consiste en un pozo perforado en el lugar del almacenamiento y un río o lago cercano, a los que llegan los radionucleidos liberados desde el almacenamiento. A excepción de TILA-96 y TILA-99, en los que la ingestión de agua de bebida es la única vía de exposición considerada, en el resto de los ejercicios se asumen una variedad de vías de exposición (ingestión de agua y productos vegetales y animales contaminados, exposición externa e inhalación), y el cálculo de dosis se realiza para un individuo o grupo crítico con una dieta y hábitos típicos y se asume una economía en la que el agua y la mayor parte de los productos agrícolas y animales consumidos proceden de la zona.

- En TILA-96 y TILA-99, el tratamiento de la biosfera es muy simplificado: se considera solamente un pozo, en el que se establece una tasa de dilución de las aguas subterráneas de $10^5 \text{ m}^3/\text{a}$ y la ingestión de agua de bebida es la única vía de exposición considerada ($500 \text{ L/persona} \cdot \text{año}$). En

TVO-92, no se modeliza la biosfera de forma independiente, sino que se adaptan los resultados de la modelización de SKB-91, teniendo en cuenta las características distintas del almacenamiento.

- En AECL-94, se considera una biosfera representativa de la parte central del escudo canadiense (lago con un flujo de $3 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$, pozo con caudal de extracción de $1.330 \text{ m}^3/\text{a}$) y una gran variedad de condiciones ambientales, usos de los recursos locales y vías de exposición asociadas. Además, AECL-94 es el único ejercicio en el que se evalúa el impacto radiológico a otros organismos distintos del hombre y el impacto de contaminantes no radiactivos.
- En H12, se establecen distintas interfases geosfera-biosfera (pozo, río, zona costera) para distintas combinaciones de topografía y tipo de aguas subterráneas del almacenamiento y distintos grupos de exposición para cada interfase: un grupo de granjeros que vive de la agricultura local y de sus productos ganaderos, un grupo de pescadores de agua dulce y un grupo de pescadores en el mar para las que la pesca es la base de su alimentación.
- En KBS-3, Project-90 y SKB-91, se considera la biosfera constituida por un pozo y un lago con distintas vías de exposición asociadas. Sin embargo, los valores de la tasa de extracción del pozo difiere entre ejercicios (del orden de $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ en Project-90 y SKB-91, y de $5 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$ en KBS-3). En el escenario de referencia de SKB-91, se asume que el 1% de los radionucleidos que alcanzan la biosfera van al pozo y el 99% al lago, aunque se analizan dos variantes en las que todos los nucleidos van al pozo o al mar.
- En SITE-94 se consideran un pozo con una tasa de extracción de $10^4 \text{ m}^3/\text{a}$ y las aguas marinas que rodean la isla de Åspö. En SR 97 se han establecido unos ecosistemas básicos (pozo, lago, cursos de agua, zona pantanosa, terreno agrícola, zona costera) con unas vías de exposición asociadas y, cada emplazamiento, se ha dividido en una serie

de áreas clasificadas atendiendo a dichos ecosistemas.

En ambos ejercicios, además de la biosfera estacionaria para el escenario de referencia, se considera una biosfera de evolución climática dependiente del tiempo, para el escenario central.

- En Gewähr la interfase geosfera- biosfera la constituye un acuífero con un flujo de agua de $3,3 \cdot 10^6$ m³/a y un pozo en un pequeño valle con un caudal de extracción de $2,6 \cdot 10^5$ m³/a. En Kristallin-1, se considera un acuífero y un río con flujos de agua de $5,5 \cdot 10^6$ m³/a y $3,2 \cdot 10^{10}$ m³/a, respectivamente.

También se analizan un escenario de pozo profundo (Kristallin-1) y escenarios climáticos alternativos, en los que se modifican las hipótesis sobre los usos del agua y se consideran vías de exposición distintas (cadena alimentaria liquen- renopersona, en el escenario de tundra).

- En los ejercicios de Enresa y GRS en SPA, se considera un pozo cerca de la superficie con diluciones de $4,3 \cdot 10^5$ m³/a y $8 \cdot 10^6$ m³/a, respectivamente. Las vías de exposición asociadas son la ingestión de agua y alimentos contaminados, inhalación y exposición externa, y, en el ejercicio de GRS en SPA, la ingestión de pescado criado en agua del pozo. En los ejercicios de Enresa se considera también un pozo profundo que se emplea sólo para obtener agua de bebida.
- En el ejercicio de IPSN en SPA, la biosfera comprende un pozo y un río (flujo de agua de 10^8 m³/a), y las vías de exposición asociadas son la irradiación externa, la inhalación y la ingestión de agua y alimentos contaminados (incluido pescado contaminado en el caso del río).

Para la modelización del transporte de contaminantes en las biosferas postuladas, se han empleado modelos compartimentales, con la biosfera dividida en unos compartimentos en los que los radionucleidos se consideran distribuidos homogéneamente. La transferencia

de los contaminantes entre compartimentos se describe mediante coeficientes de transferencia K_{ij} (que representan la fracción de concentración/ actividad en un compartimento i que pasa a otro compartimento j , en la unidad de tiempo) y se plantean ecuaciones diferenciales cuya solución proporciona el inventario dependiente del tiempo en cada compartimento.

En muchos casos se asume el comportamiento cuasi-estático de los compartimentos biosféricos, de modo que, en cada paso temporal de los cálculos, se considera que se ha alcanzado el equilibrio y, por tanto, la presencia de contaminantes es independiente de la historia y de las liberaciones anteriores. Esta aproximación permite desacoplar en el tiempo la geosfera de la biosfera, empleando factores de paso a dosis para convertir directamente los resultados de la liberación desde la geosfera a valores de dosis. Esta aproximación puede considerarse adecuada si las variaciones a la entrada son lentas en comparación con el tiempo de equilibrio de cada compartimento.

En todos los ejercicios, salvo el de Enresa, se ha utilizado la aproximación cuasi-estática, en la que los factores de paso a dosis se obtienen suponiendo una entrada de actividad unitaria (1 Bq/a) constante durante el tiempo necesario para que se alcance la situación estacionaria en la biosfera.

En los ejercicios de Enresa, no se asume equilibrio a priori, y se adopta un acoplamiento real entre los modelos de geosfera y biosfera, para considerar la respuesta dinámica de la contaminación en la biosfera a una variación en la salida desde la geosfera.

En cuanto a los códigos de cálculo empleados para la modelización de la biosfera:

- En AECL-94 se emplea el modelo BIOTRAC [126], que consta de cuatro submodelos acoplados: de agua superficial, de terreno, de atmósfera y de cadena alimentaria.
- En H12, se emplea el código AMBER [152], para simular los procesos de transferencia entre compartimentos y calcular las concentraciones de radionucleidos en cada compartimento y las dosis

para cada radionucleido y grupo de exposición, por unidad de actividad.

- En Project-90, se utiliza el código RAM [228] y en SITE-94, un modelo simplificado desarrollado por SSI y SKI [229].
- En Kristallin-1 se ha empleado el modelo Terrestrial-Aquatic Model of the Environment TAME [240], desarrollado para simular un amplio rango de escenarios de biosfera representativos de las posibles condiciones de exposición derivadas de un AGP en Suiza.
- En Gewähr, KBS-3, SKB-91 y SR 97, se ha empleado el código BIOPATH [227].
- El modelo de biosfera de Enresa [254], comprende los submodelos dinámicos de pozo superficial y de suelo.
- En la documentación disponible del proyecto SPA, no se describen los modelos empleados para la modelización de la biosfera.

En la tabla 13 se apuntan las principales características de los códigos de cálculo empleados para la modelización de la biosfera más importantes o de los que se dispone de información suficiente.

- En general, los datos empleados en los modelos de biosfera son datos genéricos tomados de la bibliografía o representativos de las condiciones biosféricas actuales en el país. Sin embargo, en las evaluaciones de seguridad con un emplazamiento específico, algunos datos, como la localización de las zonas de descarga o la tasa de extracción de los pozos, se basan en los datos del emplazamiento. En AECL-94, la descripción de la biosfera trata de reproducir un amplio rango de las condiciones ambientales de la región del emplazamiento.

1.9. Modelos globales o integrados

Los modelos globales o integrados para la evaluación del comportamiento total del sistema de almacenamiento

consisten básicamente en una serie de modelos matemáticos de los procesos, componentes o subsistemas del sistema de almacenamiento que describen dicho sistema y un código que controla la administración y conexión de estos modelos.

En los ejercicios analizados se han empleado los siguientes modelos globales:

- En AECL-94 (Canadá) se ha empleado el código probabilista SYVAC3-CC3, que consta del código SYVAC3 que controla el muestreo de parámetros y la simulación y CC3 que comprende los modelos de los componentes del sistema de almacenamiento.
- En SKB-91 y SR 97 se ha utilizado el modelo de control PROPER [203], que puede emplearse tanto para cálculos probabilistas como deterministas, para acoplar los modelos de los diferentes procesos, componentes y subsistemas del sistema de almacenamiento.
- En Enresa-97, se emplea el código probabilista integrado RIP [245] [246] que constituye una herramienta de cálculo con la que se acoplan los modelos de los procesos y componentes del sistema de almacenamiento, los cuales proporcionan básicamente una serie de funciones simplificadas que relacionan los parámetros del sistema.
- En el ejercicio francés de participación de IPSN en SPA se ha utilizado el código integrado de evaluación del comportamiento MELODIE [263], basado en la aproximación del medio poroso equivalente, que empleando un método de elementos finitos, modeliza el transporte de radionucleidos en 3D en todo el conjunto de galerías y túneles del sistema de almacenamiento.
- En la participación de GRS (Alemania) en SPA, se cita el código integrado EMOS [260], del que forma parte el modelo de transporte en el campo lejano CHETMAD. [259]

Tabla 9. Modelos de liberación de radionucleidos en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinios analizados

	Matriz de combustible	Vainas y partes metálicas estructurales	Huelgo	Límites de grano	CRUD
AECL-94	Tasa de disolución constante muy baja	Tasa de disolución constante	Fracciones de liberación instantánea (IRF): 8,1% de Cs-135, I-29, Se-79 y Sn-126, 13% de C-14, y 6% de Tc-99		
TVO-92	Modelo de disolución por oxidación debida a radiólisis α : $r(t) = k_{ox} \cdot R_{\alpha}(t)$ $k_{ox} = 2,88 \cdot 10^{-10} \text{ a}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$ $r(t)_{\max} = 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ (t = 50 años tras la descarga del reactor)	Liberación a tasa constante: $t_{\text{liberación vainas}} = 10^4$ años; $t_{\text{liberación partes estructurales}} = 10^3$ años	Fracciones de liberación instantánea (IRF): 10% de I, 5% de Cs y 1% de C	Liberación a tasa cte durante 10^4 años: 100% de Tc y Pd y 10% de I, Cs y C	
TILA-96	$k_{ox} = 2,65 \cdot 10^{-10} \text{ a}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$ $r(t)_{\max} = 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ (t = 30 años tras la descarga del reactor)	$t_{\text{liberación vainas}} = 10^5$ años; $t_{\text{liberación partes estructurales}} = 10^3$ años		Liberación a tasa cte durante 10^4 años: 10% de I, Cs, C, Tc y Pd	
TILA-99	$k_{ox} = 2,65 \cdot 10^{-10} \text{ a}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$ $r(t)_{\max} = 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ ($t_{\text{enfriamiento}} = 30$ años) y $r(t)_{\min} = 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ Tiempo de vida de la matriz de combustible: 855.000 años. Modelo alternativo con tasa de disolución cte: $r(t) = 10^{-4} \text{ a}^{-1}$	$t_{\text{liberación vainas}} = 10^4$ años; $t_{\text{liberación partes estructurales}} = 10^3$ años	Fracciones de liberación instantánea (IRF): 10% de C; 12% de Cl; 6% de Se, I y Cs; 4% de Sr; y 1% de Tc y Pd		
KBS-3					
SKB-91	Modelo de disolución por oxidación debida a radiólisis α Tiempo de vida de la matriz de combustible: 7×10^6 años		Fracciones de liberación instantánea (IRF): 10 % de I y Cs y el 100% de los gases nobles		
Project-90			Fracciones de liberación instantánea (IRF): 100% de C, 10% de I y Cl y el 5% de Cs		
SITE-94	Modelo de liberación congruente con la disolución/oxidación por radiólisis α de la matriz de combustible	Liberación a tasa constante: $t_{\text{liberación vainas}} = 10^4$ años; $t_{\text{liberación partes estructurales}} = 10^3$ años	Liberación instantánea: 1% de Tc y 10% de I, Cs y C	Tasa de liberación cte: $3,65 \cdot 10^{-5} \text{ año}^{-1}$ 100% de Sr, 10% de Tc y 90% de I, Cs y C	
SR 97	Código MACKSIMA-CHEMIST, que considera: — Disolución por oxidación debida a radiólisis α y β en una capa de 0,1 mm entre pastilla y vaina. — Disolución por reacciones con los productos de radiólisis, hidrógeno y oxidantes. A partir de los cálculos con el modelo se propone: $r(t)_{\max} = 10^{-8} \text{ a}^{-1}$	Fracciones de liberación instantánea (IRF): 100% de los productos de activación Ni-59, Ni-63, Nb-94, Ag-108m 15% de C-14; 6% de Cl-36; 3% de Se-79, Cd-113m, I-129, Cs-135, Cs-137; 2% de Kr-85, Sn-126; 0,25% de Sr-90; y 0,2% de Tc-99 y Pd-107			

Tabla 9. Modelos de liberación de radionucleidos en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados (continuación)

	Matriz de combustible	Vainas y partes metálicas estructurales	Huelgo	Límites de grano	CRUD
<i>Modelo común de término fuente de SPA</i>	Modelo de tasa de disolución constante: $r(t) = 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ Tiempo de vida de la matriz de combustible: 10^6 años Análisis de sensibilidad: tiempo de vida máximo de 10^7 años y mínimo de 10^4 años	100% de los productos de activación en vainas y partes metálicas. Liberación a tasa constante en un tiempo de 10^3 años	Fraciones de liberación instantánea 5% de Cl, Cs, I, Rb y Zr; 2% de Tc, Pd, Sn, C; 1% de Se, Sm; 0,5% de actínidos, Ni, Mo, Nb (inventario en la superficie de la vaina)		
<i>ENRESA-97</i>	Modelo que asume la tasa de disolución como la más rápida entre las debidas a la oxidación por radiólisis α y la disolución del UO_2 en condiciones reductoras: $r(t) = \max(r(t)_{\alpha}, r(t)_{\text{red}})$	Incluido en la liberación desde la matriz de combustible	Fraciones de liberación instantáneas: 10% del inventario total de C, Cl, Se, Sr, Tc, Pd, Sn, I, Cs Distribución uniforme entre 1% y 19%		IRF: 0,55% de los productos de fisión y activación totales Distribución uniforme entre 0,1% y 1%
<i>IPSN (SPA)</i>	Modelo de disolución por oxidación debida a radiólisis α : $r(t) = k_{\alpha} \cdot R_{\alpha}(t)$ $k_{\alpha} = 1,5 \cdot 10^{-10} \text{ a}^{-1} \cdot \text{tHM/GBq}$	Liberación a tasa constante durante 10^3 años	IRF: 5% de Cs, Cl, I y C	Liberación a tasa cte durante 10^3 años de 5% de Cs, Cl, I y C del inventario en las pastillas de combustible	
<i>H12</i>	Modelo de disolución congruente del vidrio de reproceso: Tasa de disolución: $3,65 \cdot 10^{-4} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ Área de disolución: $17 \text{ m}^2/\text{contenedor}$	No aplica, al tratarse de vidrios de reproceso			
<i>Gewähr</i>	Liberación congruente con la disolución del vidrio de reproceso	No aplica, al tratarse de vidrios de reproceso			
<i>Kristallin-1</i>	Geometría simplificada: residuo vitrificado representado por esferas de 2,1 cm de radio Tasa de disolución: $3,65 \cdot 10^{-4} \text{ kg} \cdot \mu\text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (Gewähr) y $3,8 \cdot 10^{-4} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (Kristallin-1) Tiempo de disolución total del vidrio de $1,5 \cdot 10^5$ años	No aplica, al tratarse de vidrios de reproceso			

Tabla 10. Principales códigos de liberación y transporte en el campo cercano utilizados en los ejercicios de evaluación de seguridad en medios cristalinizos analizados

	«Vault model» (AECI-84)	REPCOM (TVO-92, TILA-96, TILA-99)	MESHNOTE (H12)	CALIBRE (SKI-90, SITE-94)	M. de resistencias acopladas (SIB 91)	COMP23 (SR 97)	STRENG (Kristallin-1)	M. campo cercano de Enresa	GRAPOS (GRS en SPA)	MELODIE (IPSN en SPA)
<i>Procesos considerados</i>	Liberación desde matriz, partes estructurales, huecos y límites de grano, corrosión del contenedor Adevección, difusión, dispersión y sorción Precipitación en buffer.	Difusión y sorción en la bentonita. Límites de solubilidad aplicados en un volumen de disolución Cadenas de desintegración simplificadas	Disolución congruente del residuo. Difusión y sorción en el buffer. Disolución/ precipitación en todo el campo cercano	Oxidación del combustible, formación del frente redox y liberación de radionucleidos. Difusión y sorción en la bentonita, adevección en las grietas. Límites de solubilidad en un volumen de disolución	Fallo del contenedor, liberación desde el combustible y difusión en condiciones estacionarias, mediante una red de resistencias al transporte en cada compartimento, acopladas como en un circuito eléctrico	Liberación desde el contenedor, defectuoso. Difusión a través del agujero del contenedor y en el buffer, sorción en la bentonita. Límites de solubilidad aplicados al compartimento del contenedor	Corrosión del vidrio a tasa cte. Difusión y sorción en la bentonita. Límites de solubilidad aplicados en un volumen de disolución	Difusión radial y sorción en la bentonita. Límites de solubilidad aplicados en un volumen de disolución	Difusión y sorción en la bentonita. Límites de solubilidad aplicados en un volumen de disolución	Difusión y adevección en un medio poroso equivalente (modelo de porosidad simple) Precipitación en el buffer
<i>Principales variables estimadas</i>	Flujo de contaminantes desde el buffer y el material de relleno, para cada sector considerado	Liberación de radionucleidos desde los límites del campo cercano	Tasa de liberación de radionucleidos a la roca	Tasas de liberación de radionucleidos al campo cercano	Tasa de liberación de radionucleidos al campo lejano	Liberación de radionucleidos al campo lejano	Flujo de radionucleidos al campo lejano	Flujo de radionucleidos al campo lejano	Flujo de radionucleidos a la roca	Concentraciones de nucleidos en función de la posición y el tiempo
<i>Otras variables</i>	Coefficientes de transferencia de masa, flujo de contaminantes desde el combustible y desde el contenedor. Tasa de fallos de los contenedores	Inventario de actividad en los compartimentos y flujo entre ellos, frente al tiempo	Concentración de nucleidos en fase líquida, sorbidos sobre sólidos y precipitados en los compartimentos	Tiempo al que cada malla se hace oxidante Concentración de nucleidos en fase líquida, sorbidos y precipitados en los compartimentos	Concentración y flujo de radionucleidos entre compartimentos	Flujos equivalentes para las 4 vías de salida del campo cercano a la geostera		Inventario de nucleidos en cada compartimento		
<i>Geometría</i>	Contenedor, buffer y relleno representados por capas planas de 1 D, divididos en sectores	Buffer y material de relleno dividido en compartimentos	Regiones de modelización: residuo vitificado, espacio de agua alrededor del contenedor, buffer y EDZ	Contenedor cilíndrico de longitud infinita rodeado de bentonita. Grietas plano-paralelas equidistantes perpendiculares al eje del contenedor		Compartimentos formados por un solo material y 4 vías de salida de los nucleidos desde el campo cercano a la geostera	Residuo vitificado representado por esferas en los cálculos de lixiviación Bultos de residuo unidos por sus bases formando un cilindro continuo	Contenedor de longitud infinita y buffer dividido en 5 cilindros concéntricos	3 regiones: residuo y contenedor; bentonita; y EDZ	Representación de todo el conjunto de galerías, la EDZ y barreras de ingeniería en 3 dimensiones
<i>Ecuaciones resueltas</i>	Ecuación de advección- dispersión en 1 D con difusión en el buffer y material de relleno y sorción	Ecuaciones diferenciales en cada compartimento, empleando tasas de flujo equivalentes para las distintas vías de liberación	Ecuaciones de difusión radial, con sorción lineal en el buffer, precipitación/ disolución	Ecuaciones de difusión en el buffer y la roca acopladas a las de balance de masa Ecuaciones de adevección en las grietas	Ecuaciones de difusión para transporte estacionario en 2 D	Ecuaciones diferenciales en cada compartimento, empleando tasas de flujo equivalentes para las distintas vías de liberación	Ecuación de transporte difusivo en la dirección radial acoplada a las ecuaciones de balance de masa en el residuo vitificado y volumen de disolución	Ecuación de balance de masa en cada compartimento del buffer, con los procesos antes citados	Ecuaciones de difusión radial en 1D con sorción	Ecuación de advección- dispersión con difusión y sorción en 3D

Tabla 10. Principales códigos de liberación y transporte en el campo cercano utilizados en los ejercicios de evaluación de seguridad en medios cristalinos analizados (continuación)

	«Vault model» (AECI-94)	REPCOM (TVO-92, TILA-96, TILA-99)	MESHNOTE (H12)	CALIBRE (SKI-90, SITE-94)	M. de resistencias acopladas (SKB 91)	COMP23 (SR 97)	STRENG (Kristallin-1)	M. campo cercano de Enresa	GRAPOS (GRS en SPA)	MELODIE (IPSN en SPA)
Método de análisis/ algoritmo numérico	Soluciones analíticas mediante el uso de transformadas de Laplace	Matriz exponencial	Diferencias finitas	Resolución analítica de las ecuaciones de desintegración desacopladas de las de transporte, que se resuelven por diferencias finitas	Resolución analítica	Diferencias finitas integrado	Discretización con diferencias finitas Resolución en el tiempo con el método de Runge-Kutta o la regla del punto medio	Diferencias finitas («backwards difference»)	Diferencias finitas	Elementos finitos
Estudios de validación	Comparación cualitativa con el código americano AREST	Verificado frente a modelos analíticos	Comparación con soluciones analíticas, con otros códigos y con datos de experimentos			Probado frente a resultados experimentales y usado en el análogo de Pocos de Caldas				
Datos empleados	Datos de propiedades de la roca y velocidades de las aguas basadas en los estudios de investigación en el área de Whiteshell Coeficientes de difusión, distribución y solubilidades	Coeficientes de solubilidad para los tipos de aguas de referencia. Coeficientes de distribución, porosidad y coeficientes de difusión en el buffer y el relleno Flujo de aguas subterráneas	Datos de la composición y flujo de las aguas subterráneas Solubilidades y coeficientes de difusión y distribución	Ceficientes de distribución y difusión, flujo de aguas subterráneas, solubilidades para referencia (Project-90) y para las aguas típicas de Äspö (SITE-94)	Solubilidades para un agua de referencia, coeficientes de difusión	Datos de disolución del combustible, del defecto inicial, «tiempo de retardo» Coeficientes de distribución y difusión y solubilidades para aguas de referencia en los 3 emplazamientos	Coeficientes de distribución, límites de solubilidad, coeficientes de difusión	Coeficientes de distribución, límites de solubilidad, coeficientes de difusión efectiva	Coeficientes de distribución y solubilidades tomadas de Kristallin-1	Tensor de difusión- dispersión Coeficientes de retardo Velocidad de Darcy

Tabla 11. Principales códigos de transporte en la geosfera utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados

	GEONET (AECL-94)	FTRANS (ejerc. de Finlandia)	MATRICES (H12)	CRYSTAL (SKI-90, SITE-94)	FARF31	RANCHWD (Gewähr, Kristallin-1)	Modelo geosfera de Enresa	CHETMAD (GRS en SPA)	MELODIE (IPSN en SPA)
<i>Procesos considerados</i>	Advección, dispersión y difusión Adsorción sobre los minerales presentes Efectos del bombeo de agua desde un pozo profundo	Advección, difusión en la matriz rocosa, sorción en la matriz rocosa y sobre la superficie de las grietas	Difusión en la matriz rocosa y sorción lineal en los caminos de migración	Advección, dispersión, difusión en la matriz rocosa. Sorción en la superficie de las grietas o en la matriz rocosa	Advección, dispersión, difusión y sorción sobre los minerales en la matriz rocosa en cada segmento del camino de flujo	Advección, dispersión, difusión y sorción lineal en la matriz rocosa. En Kristallin-1, sorción no lineal para el CS- 135	Advección, dispersión a lo largo del camino de flujo, difusión y sorción en la matriz rocosa	Advección, dispersión, difusión y sorción en la matriz rocosa y dilución al entrar en zonas de mayor transporte advectivo	Difusión y advección en un medio poroso equivalente (modelo de porosidad simple)
<i>Principales variables estimadas</i>	Flujo de radionucleidos a la biosfera y lugares en los que se produce la liberación	Tasas de liberación de nucleidos desde los caminos de migración	Tasas de liberación de nucleidos desde la masa rocosa a la falla principal y desde la falla principal	Tasas de liberación de radionucleidos a la geosfera tomando como entrada una función tipo delta	Flujo de radionucleidos a la biosfera y lugares en los que se produce la liberación	Flujo de radionucleidos a la biosfera	Tasas de liberación de radionucleidos desde cada camino geosférico	Flujo de radionucleidos desde la geosfera	Flujos de nucleidos desde la geosfera
<i>Otras variables</i>	Velocidad de las aguas en los segmentos de transporte		Libraciones desde cada camino, ponderada luego por la probabilidad de la transmisividad del mismo				Curva de llegada de los radionucleidos para cada camino	Concentración de radionucleidos en el agua	Concentraciones de nucleidos en función de la posición y el tiempo
<i>Geometría</i>	Red de segmentos o tubos de flujo	Caminos de migración, embebidos en una matriz rocosa porosa homogénea	Caminos de migración en la masa rocosa, que, a su vez, representan una red de canales con transmisividad dentro de un rango. Una falla principal conductiva	Un conjunto de fracturas paralelas perpendiculares al eje del contenedor	Caminos de migración en tubos de flujo de aguas subterráneas, compuestos de segmentos	Características conductoras de agua con canales representados por conductos cilíndricos o de paredes paralelas.	División del repositorio en tantas regiones como caminos geosféricos, con grupos de contenedores asociados a cada camino	Características conductoras de agua con canales representados por conductos cilíndricos o de paredes paralelas	Representación explícita del contenedor y las barreras de ingeniería en 3D
<i>Ecuaciones resueltas</i>	Ecuación de transporte en 1 D, con difusión transversal en la matriz rocosa y sorción lineal	Modelo de doble porosidad: Ecuación de advección sin dispersión acoplada a la de difusión en 1D en la matriz rocosa	Ecuación de advección-dispersión en cada camino unidimensional con difusión transversal en la matriz rocosa y sorción lineal	Ecuación de advección-dispersión acoplada a la de difusión en la matriz rocosa	Ecuaciones de advección-dispersión acopladas a las de difusión en la matriz rocosa en 1D (modelo de doble porosidad)	Ecuaciones de advección-dispersión acopladas a la ecuación de difusión y sorción. Permite la consideración de sorción no lineal. (modelo de doble porosidad)	Ecuaciones de advección-dispersión en cada camino geosférico en 1 D y difusión y sorción consideradas mediante factores de retardo	Ecuación de advección-dispersión acoplada a la ecuación de difusión en la matriz rocosa en 1D	Ecuación de advección-dispersión con difusión en 3D, con sorción representada por factores de retardo
<i>Método de análisis/ algoritmo numérico</i>	Resolución mediante transformadas de Laplace e integrales de convolución	Elementos finitos	Modelo semi-analítico	Resolución mediante transformadas de Laplace y uso del algoritmo de Talbot para la inversión al dominio del tiempo.		Discretización espacial de la ecuación de transporte por diferencias finitas de distinto orden y resolución temporal mediante una variante del método de Gear	Resolución mediante la superposición de pulsos de flujo uniforme	Diferencias finitas	Elementos finitos

Tabla 11. Principales códigos de transporte en la geosfera utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados (continuación)

	GEONET (AECIL-94)	FTRANS (ejerc. de Finlandia)	MATRICES (H12)	CRYSTAL (SKI-90, SITE-94)	FARF31	RANCHMID (Gewähr, Kristallin-1)	Modelo geosfera de Enresa	CHETMAD (GRS en SPA)	MELODIE (IPSN en SPA)
<i>Estudios de validación</i>	Calibrado frente a MOTIF, e incluido en INTRACON	Verificado en los proyectos INTRAVAL e INTRACON y frente a modelos analíticos		Verificado en el proyecto INTRACON	Verificado en INTRAVAL y usado para describir tests de trazadores (Stripa, Áspö)	Versiones anteriores (RANCH, RANCHN) verificadas frente a modelos analíticos Comparado con otros códigos en el proyecto INTRACON			
<i>Datos empleados</i>	Velocidades de las aguas, coeficientes de dispersión Características geoquímicas e hidrogeológicas basadas en los estudios de investigación en el área de Whiteshell	Coeficientes de distribución y de difusión efectiva elegidos de forma conservadora Geometría del camino y tasa de flujo de aguas en el camino	Distribución de transmisividades de las grietas en la roca, coeficientes de distribución y de difusión efectiva, gradiente hidráulico	Velocidad del agua, superficie mojada por unidad de volumen de la zona conductora de agua, coeficientes de dispersión, difusión y distribución, datos de las características de las fracturas En SKI- 90, datos bibliográficos genéricos y en SITE- 94, de la base de datos GEOTAB	Tiempos de viaje adectivo en los caminos, superficie específica disponible para la difusión en la matriz rocosa, factor F, porosidad, coeficientes de difusión, dispersión, distribución	Coeficiente de dispersión, velocidad del agua, superficie mojada por unidad de volumen de la zona conductora de agua, porosidad, constantes de sorción Datos geológicos, hidrogeológicos e hidroquímicos del basamento cristalino del norte de Suiza	Flujo y tiempos de viaje en los caminos geosféricos, factores de retardo Datos genéricos representativos de las formaciones graníticas en España	Datos tomados del ejercicio suizo Kristallin-1	Tensor de difusión- dispersión, coeficientes de retardo, velocidad de Darcy Datos representativos de áreas graníticas

Tabla 12. Principales códigos hidrogeológicos utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados

	FEFLOW (TVO-92, TILA-96)	FEETRA (TILA-99)	FracMan/MAFIC/PAWorks (H12, SKB-91, SR 97, ENRESA)	NAMMU (Project-80, SKB-91, SR 97)	HYDRASTAR (SKB-91, SR 97)	Modelo hidrogeológico de GRS en SPA	MELODIE (PSN en SPA)
<i>Procesos considerados</i>	Flujo de aguas subterráneas en un medio anisótropo, heterogéneo y saturado, en condiciones estacionarias y transitorias En TILA-96, una versión mejorada con transporte acoplado de agua, solutos y calor	Flujo de aguas subterráneas en situación estacionaria y transitorios, acoplado al flujo de calor, soluto y difusión en la matriz.	Flujo de aguas subterráneas y transporte de contaminantes mediante la aproximación de fracturas discretas	Flujo estacionario de aguas subterráneas en 3D en un medio poroso homogéneo, aunque se pueden incluir elementos especiales para fracturas; flujo y transporte con sorción lineal; flujo dependiente de la densidad	Modelo continuo estocástico de flujo de aguas subterráneas en 3D y transporte advectivo Conductividad hidráulica representada como una propiedad continua estocástica correlacionada espacialmente	Flujo de aguas subterráneas en medio saturado	
<i>Principales variables estimadas</i>	Tasas de flujo, coeficientes de transferencia y resistencia al transporte en los caminos de viaje	Tasas de flujo, coeficientes de transferencia del campo cercano al campo lejano y resistencia al transporte en los caminos	FracMan: Red de fracturas discretas en 3D (localización, tamaño, orientación y transmisividad) MAFIC: Flujos de aguas subterráneas PAWorks: Caminos geosféricos 1D y tiempos de viaje	Campo de presiones, alturas piezométricas, velocidad de Darcy.	Campos de velocidad de Darcy, de alturas piezométricas y de conductividades Coordenadas de salida de las aguas subterráneas a la superficie	Velocidad de Darcy, resistencia al transporte	Escala regional: Sistemas de flujo regionales y lugares de salida de contaminantes Escala local: flujo de aguas subterráneas y velocidades de Darcy
<i>Otras variables</i>	Caminos de flujo y tiempos de viaje asociados	Caminos de flujo y tiempos de viaje asociados			Caminos de transporte y tiempos de viaje de las aguas subterráneas	Tiempos de viaje	
<i>Geometría</i>	Las zonas de grietas se representan como elementos en 2D y los túneles y perforaciones en 1D	Las zonas de grietas se representan como elementos en 2D y los túneles y perforaciones en 1D	FracMan: Representación de las fracturas discretas con polígonos 3D MAFIC: representación de la red de grietas discretas en 2D y de la masa rocosa en 3D	En Project-90: representación de la roca como un medio poroso en 3D, y las zonas de fracturas, como elementos de alta conductividad, superpuestas	Características conductoras de agua en el dominio de baja permeabilidad de 3 tipos Un solo camino de flujo dividido en regiones	Se representa el conjunto completo de galerías y túneles en 3D Unidades geológicas: fallas principales (2D); corredores de fracturación (2D) y masa de roca (3D)	
<i>Ecuaciones resueltas</i>	Ecuaciones de flujo, basadas en la aproximación de medio poroso continuo	Ecuaciones de flujo, basadas en la aproximación de medio poroso continuo	Ecuación de flujo estacionario en 3D para una red de fracturas y ecuaciones de transporte	Ecuaciones de flujo estacionario y transporte acopladas	Ecuación hidrológica estocástica	Ecuación de flujo estacionaria con la aproximación de medio poroso equivalente	
<i>Método de análisis/ algoritmo numérico</i>	Elementos finitos de Garlekin en 3D	Resolución de las ecuaciones mediante elementos finitos de Garlekin en 3D y discretización temporal con el método de diferencias finitas	PAWorks: elementos finitos de Garlekin para la discretización espacial y la técnica de la transformada de Laplace para la evolución temporal MAFIC: Método de elementos finitos.	Método de elementos finitos de Garlekin para la discretización espacial y el método de Gear para la discretización temporal	Método geostatístico de descripción de la conductividad hidráulica como un proceso correlacionado espacialmente La ecuación hidrológica se resuelve mediante diferencias finitas.	Elementos finitos	

Tabla 12. Principales códigos hidrogeológicos utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados (continuación)

	FEFLOW (TVO-92, TILA-96)	FEFTRA (TILA-99)	FracMan/MAFIC/PAWorks (H12, SKB-91, SR 97, ENRESA)	NAMMU (Project-90, SKB-91, SR 97)	HYDRASTAR (SKB-91, SR 97)	Modelo hidrogeológico de BRS en SPA	MELODIE (PSH en SPA)
<i>Estudios de validación</i>	Verificado dentro del programa HYDROCOIN		Empleado en la simulación de flujo y transporte de trazadores en la mina de Stripa	Verificado dentro del proyecto HYDROCOIN, e incluido en el proyecto de validación INTRAVAL	Verificado en HYDROCOIN y sus resultados comparados con soluciones analíticas		
<i>Datos empleados</i>	En TVO-92: datos de estudios geológicos, geofísicos e hidrogeológicos de Vettisvaara En TILA-96: análisis de flujo adicionales para los demás emplazamientos	Datos hidrogeológicos de los emplazamientos estudiados	H12: datos bibliográficos, estudios de campo y experimentos en la mina de Kamaishi y de sondeos superficiales y minas en Japón SR 97: Datos de fracturas del programa de caracterización de emplazamientos y de la base de datos SICADA de SKB. ENRESA: Datos geoestructurales e hidrogeológicos genéricos	- En Project-90: datos genéricos - En SKB-91: datos del área de Finnsjön - En SR 97: datos del programa de caracterización de emplazamientos y de la base de datos SICADA de SKB	- En SKB-91: datos de geología e hidrogeología del área de Finnsjön. - En SR 97: datos del programa de caracterización de emplazamientos y de la base de datos SICADA de SKB	Datos empleados en el ejercicio suizo Kristallin-1	Gradientes hidráulicos

Tabla 13. Principales códigos para la modelización de la biosfera empleados en los ejercicios de seguridad analizados

	BIOTRAC (AECL-9)	AMBER (H12)	TAME (Kristallin-1)	BIOPATH (KBS-3, SKB-91, SR 97, Gewähr)
<i>Procesos considerados</i>	Transporte de contaminantes en las distintas partes de la biosfera y dosis derivadas	Transporte de contaminantes en la biosfera	Transporte de radionucleidos en la biosfera y dosis derivadas	Intercambio de contaminantes entre compartimentos biosféricos y exposición derivada a las personas
<i>Principales variables estimadas</i>	Dosis equivalente efectiva individual a los miembros del grupo crítico y dosis a otros biota Concentraciones de productos químicos tóxicos en la biosfera	Factores de conversión a dosis para los 3 grupos de exposición	Dosis equivalente anual individual a los miembros del grupo crítico	Factores de conversión a dosis (distribuciones estadísticas) específicos del núcleo y el ecosistema Dosis equivalente efectiva anual a miembros del grupo crítico
<i>Otras variables</i>	Concentración de contaminantes en los compartimentos del lago, pozo, terreno y aire, en función del tiempo y a otros biota principales contribuyentes a la dosis y vías principales de transporte.	Concentración de los radionucleidos en cada compartimento Contribución de cada vía de exposición a la dosis	Concentración de los radionucleidos en los compartimentos	Inventario y distribución de radionucleidos en los compartimentos de los ecosistemas tipo
<i>Escenarios biosféricos</i>	Submodelos acoplados de agua superficial, de terreno, de atmósfera, de pozo y el de la cadena alimentaria y dosis	Interfases geosfera-biosfera para combinaciones de topografía (montaña, colina, llano) y tipos de aguas subterráneas (aguas de interior y marinas). En el CR, la interfase geosfera-biosfera es un río, en otros casos un pozo o el mar. Compartimentos: terreno, zona de saturación variable, agua del río, sedimentos de río, agua marina y sedimentos marinos	Compartimentos: acuífero local, terreno superficial, terreno profundo, agua del río y sedimentos del río	- En KBS-3: pozo y lago - En SKB-91: pozo, lago y mar - En SR 97: Ecosistemas típicos (pozo, lago, área costera, ríos, zonas pantanosas y terreno agrícola) y división de estos en compartimentos y emplazamientos divididos en áreas clasificadas según los ecosistemas - En Gewähr: acuífero de gravas fluviales y un pozo
<i>Grupos críticos y vías de exposición</i>	Grupo crítico constituido por adultos Ingestión de agua y alimentos contaminados, inhalación e irradiación externa	Granjeros que viven de la agricultura local y de sus productos ganaderos (grupo crítico para todos los radionucleidos salvo Po-210); pescadores de agua dulce (grupo crítico para Po-210); pescadores en el mar Ingestión de agua o alimentos contaminados, inhalación e irradiación externa	Comunidad agrícola de subsistencia con hábitos y dieta representativos de la zona Ingestión de agua y alimentos contaminados, inhalación y exposición externa (suelo y sedimentos)	Personas que consumen básicamente alimentos producidos localmente. SR 97: grupo crítico función del ecosistema considerado. Gewähr: individuo adulto con hábitos y dieta representativos del lugar del almacenamiento. Ingestión de agua o alimentos contaminados, inhalación e irradiación externa
<i>Ecuaciones resueltas</i>	Ecuaciones diferenciales del modelo compartimental con coeficientes de transferencia Realimentación del modelo de biosfera al de geosfera	Ecuaciones diferenciales del modelo compartimental dinámico con coeficientes de transferencia. El usuario establece sus propios parámetros y las ecuaciones algebraicas de los procesos de transferencia considerados	Ecuaciones diferenciales del modelo compartimental dinámico con coeficientes de transferencia	Ecuaciones diferenciales del modelo compartimental con coeficientes de transferencia
<i>Algoritmo numérico</i>	Transformada de Laplace	Dos métodos de solución: 1) Semianalítico de inversión numérica de transformadas de Laplace con el método de Talbot; 2) solución de las ecuaciones lineales con una aproximación basada en pasos de tiempo		Diferentes métodos de resolución de las ecuaciones diferenciales
<i>Estudios de validación</i>	Verificado usando ejemplos tipo y soluciones analíticas. Comparado con otros modelos en el programa BIOMOVs	Verificado por comparación con otros códigos y en el proyecto BIOMOVs	Incluido en el proyecto BIOMOVs II	Se ha comparado con otros modelos y verificado en el proyecto BIOMOVs
<i>Datos empleados</i>	Datos genéricos (literatura, estudios de campo y de laboratorio) y datos del área de Whiteshell (localización de zonas de descarga y concentración de I y C en las aguas subterráneas)	Datos estadísticos sobre el modo de vida en Japón y datos de las evaluaciones realizadas en otros países	Datos genéricos	SR 97: datos específicos del emplazamiento y datos genéricos obtenidos de la bibliografía Gewähr: datos de la biosfera actual y valores de los parámetros realistas-conservadores

2. Análisis por países

2.1. Canadá: AECL-94

Aunque AECL-94 se encuadra en la fase del programa de AGP de evaluación del concepto de almacenamiento, en dicho ejercicio se han utilizado modelos y datos lo más realistas posible, basados en datos del área de Whiteshell en Manitoba. Cuando no se ha contado con suficientes datos o ha sido necesario ahorrar detalles, se han realizado hipótesis simplificadoras y conservadoras. Además, se han realizado cálculos probabilistas, para lo que se han definido funciones de densidad de probabilidad de los parámetros de entrada a los modelos.

La modelización del comportamiento del sistema de almacenamiento para los escenarios SYVAC o de referencia se realiza mediante un *modelo integrado* constituido por una cadena secuencial de modelos matemáticos que describen el comportamiento del campo cercano, la geosfera y la biosfera del sistema de almacenamiento.

Los modelos de campo cercano (denominado «Vault Model» en el ejercicio), de geosfera y de biosfera se integran en el código SYVAC3-CC3 que, además, controla el muestreo de los parámetros de entrada a los modelos anteriores, rige la simulación y proporciona los resultados.

A continuación se describen brevemente los modelos y códigos antes citados.

2.1.1. Modelo de campo cercano (*vault model*)

El modelo de campo cercano [124] incluye el inventario de contaminantes en la matriz del combustible y en las vainas de zircaloy, los procesos de corrosión del contenedor, la lixiviación del residuo, la liberación de los contaminantes desde la matriz del combustible a través del contenedor fallado y el transporte de dichos contaminantes disueltos en las aguas a través del buffer, el material de relleno y la roca circundante al lugar de deposición, así como la desintegración radiactiva.

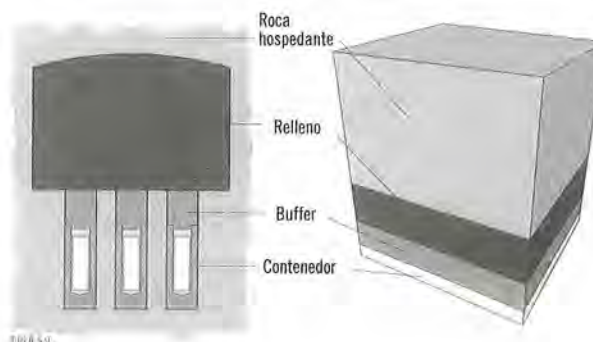
El campo cercano se representa de forma simplificada como capas planas: contenedor, buffer y material de relleno (ver figura 23) y se simula el transporte de los contaminantes en la dirección perpendicular a los planos, utilizando coeficientes de transferencia de masa. El área del campo cercano se divide en una serie de sectores (12 en la mayoría de los cálculos), en los que las propiedades de la roca adyacente se consideran uniformes.

En el modelo se asume la saturación inmediata del almacenamiento tras la clausura, la liberación instantánea, inmediatamente después del fallo del contenedor, de los contaminantes presentes en el huelgo combustible- vaina y en los límites de grano, y la liberación por disolución congruente de la matriz de UO_2 de los contaminantes presentes en la matriz del residuo.

En los cálculos deterministas (en los que los parámetros toman el valor correspondiente al percentil 50 o mediana, de sus distribuciones de probabilidad) se han considerado unas fracciones de liberación instantáneas del 8,1% de Cs-135, I-129, Se-79 y Sn-126, 13% de C-14, y 6% de Tc-99, y unas tasas de disolución de la matriz de combustible y de las vainas de zircaloy muy bajas (en 10^5 años sólo el $6,2 \cdot 10^{-9}$ del inventario de UO_2 , se ha disuelto). Se considera que el inventario de Cl-36 presente en el combustible CANDU es muy pequeño, y no se ha incluido en el inventario de radionucleidos de partida para los cálculos.

El «vault model» también incluye una función que describe la tasa de fallos del contenedor frente al

Figura 23. Geometría simplificada empleada para representar el campo cercano en AECL-94 (De AECL-94 [2])



tiempo, incorporando modos de fallo producidos por defectos iniciales de fabricación, agrietamiento por corrosión (en contenedores sometidos a altas temperaturas) y rotura retardada por hidruración (en contenedores que se enfrían rápidamente). Como estos mecanismos de fallo son función de la temperatura, las tasas de fallo varían entre los distintos sectores en los que se ha dividido el campo cercano.

Además el modelo considera el transporte por difusión de los radionucleidos liberados desde el contenedor, en el buffer y el material de relleno y los procesos de sorción que retardan el movimiento de dichos contaminantes, así como la precipitación y la redisolución de los contaminantes cuando se mueven a través del buffer. Para algunos radionucleidos (U, Pu, Th, Tc, Np) se calculan los límites de solubilidad al potencial electroquímico de la superficie del contenedor y al del buffer, eligiéndose el menor.

Se ha realizado una comparación cualitativa (ya que los códigos describen diferentes opciones de almacenamiento) entre el «Vault Model» de SYVAC3-CC3 y el código AREST desarrollado para el programa de gestión de residuos radiactivos en Estados Unidos.

2.1.2. Modelo de Geosfera

En el almacenamiento de referencia, se asume que el lugar de deposición está localizado cerca de una zona de fracturas que atraviesa el plano del almacenamiento. El sistema del río Winnipeg, que rodea la zona, junto con las zonas de grietas conectadas y la topografía, controlan el modelo de movimiento de las aguas subterráneas en el área. Además, los detalles hidrogeológicos, geológicos y geoquímicos del modelo se basan en datos del área de investigación de Whiteshell, para asegurar que los datos sean realistas y consistentes.

El modelo de la geosfera [125] representa el movimiento de aguas subterráneas a través de la roca circundante al lugar de almacenamiento, los caminos preferenciales en las zonas de fracturas, los efectos del bombeo de agua desde un pozo, el movimiento de los contaminantes en la geosfera y su liberación a un pozo y a las zonas de descarga superficial en la biosfera.

En la geosfera se consideran cuatro zonas principales:

- La zona de roca inferior, en la que la velocidad de las aguas subterráneas es muy pequeña y domina el transporte por difusión.
- Zonas de grietas, en particular, la zona denominada LD1, que atraviesa el plano del almacenamiento (se considera una distancia de exclusión de 50m) con velocidades de las aguas subterráneas relativamente altas. La sorción por los minerales presentes en las zonas de fracturas es también importante.
- Una zona de roca superior, en la que el transporte advectivo también es más importante que la difusión y que es atravesada por fracturas subverticales, que dan lugar al transporte ascendente de los radionucleidos.
- Una capa de cobertura superficial, justo debajo del terreno y los sedimentos del lago, en la que las velocidades de las aguas no son muy altas y, como tiene una gran cantidad de arcillas, la sorción es importante.

A la escala del Área de investigación de Whiteshell, el movimiento de aguas subterráneas se modeliza mediante el código de transporte hidrogeológico *MOTIF* [125] que representa las características geológicas del emplazamiento mediante el uso de zonas y capas homogéneas con una porosidad y unas permeabilidades anisótropas dadas. Así, el granito a la profundidad del almacenamiento se representa por un medio poroso de porosidad 0,003 y permeabilidad isotropa de 10^{-19} m^2 y la zona de grietas como un medio plano homogéneo de 0,1 de porosidad, y permeabilidad anisótropa de 10^{-19} m^2 .

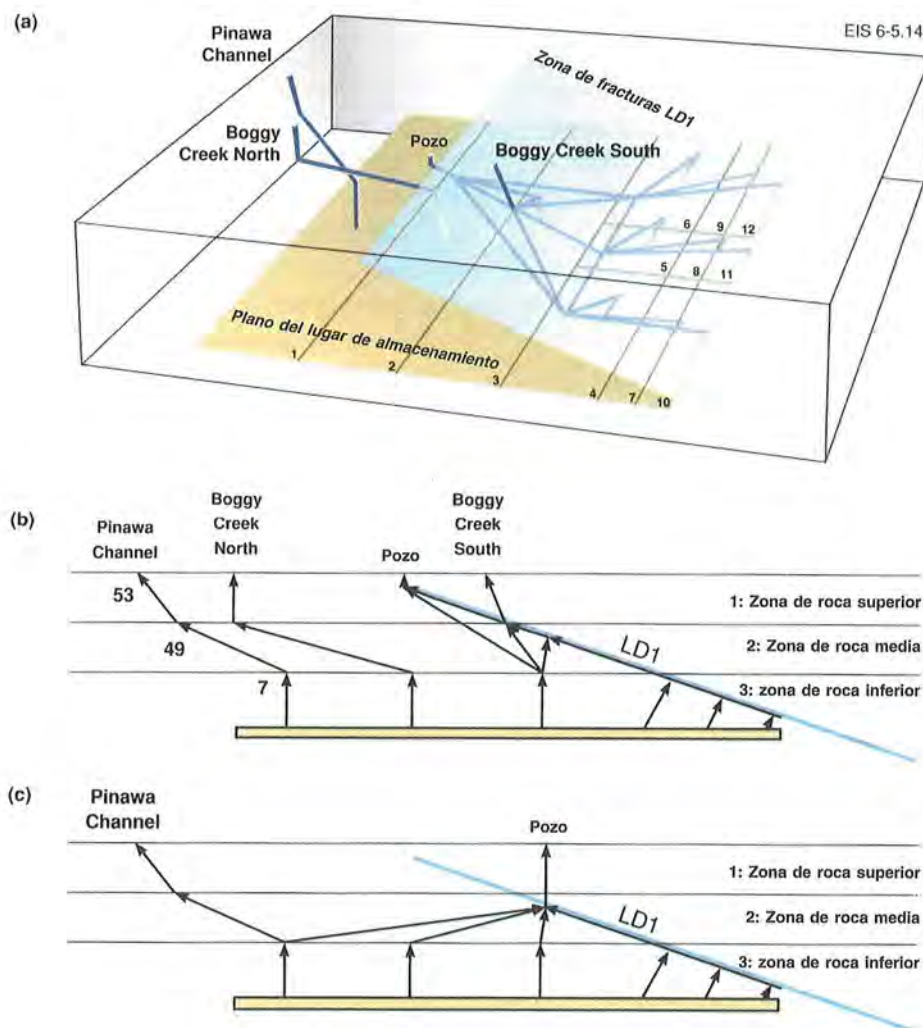
A la escala de la región próxima al almacenamiento, se utiliza el código *GEONET* [125], que usa los resultados generados por *MOTIF* para describir el movimiento de las aguas en una red de segmentos o tubos de flujo en la geosfera, considerando la dispersión, la difusión y la sorción de los contaminantes sobre los minerales presentes en cada segmento, así como la desintegración radiactiva.

En el modelo existen 46 segmentos, de los cuales 12 conectan con el campo cercano y cuatro con las zonas de descarga a la biosfera. Se asignan una serie de propiedades a cada segmento (porosidad, permeabilidad, tortuosidad, dispersividad, salinidad de las aguas, tipos y cantidades de minerales que afectan la sorción de radionucleidos) y a las conexiones entre segmentos o nodos (coordenadas, niveles piezométricos). Con las permeabilidades, porosidades y niveles piezométricos se calculan, mediante la ley de Darcy, las velocidades de las aguas subterráneas en cada segmento. Con las velocidades, las dispersividades, los coeficientes de difusión y las tortuosidades se calculan los coeficientes de dispersión. Las salinidades y la mineralogía se emplean en el cálculo de los factores de retardo.

El tiempo de viaje de los contaminantes hasta la biosfera está dominado por el transporte difusivo en la zona de exclusión, y la contribución a la dosis se debe principalmente a las zonas del almacenamiento próximas a la zona de fracturas LD1. Una vez que alcanzan la zona de fracturas LD1, el transporte es más rápido y los radionucleidos que no sufren sorción como el I-129, recorren la zona de grietas en unos 1.000 años. Las zonas de descarga a la biosfera importantes son las que están conectadas con esta zona de grietas.

En la figura 24 se representa la red de segmentos empleada en el modelo GEONET. Las partes a) y b) se aplican al caso de tasas de extracción de agua

Figura 24. Red de segmentos aplicada en GEONET (De AECL-94 [2])



pequeñas o moderadas desde un pozo poco profundo y la parte c) al caso limitante de tasas de extracción elevadas desde un pozo profundo. La parte a) representa los segmentos que van desde los 12 sectores del almacenamiento a cuatro puntos de descarga en la biosfera. Las partes b) y c) son secciones transversales de la red de transporte, indicando las flechas, la dirección del transporte de contaminantes.

En los cálculos deterministas, el pozo corta a la zona de fracturas LD1 a 37 m de profundidad, y se considera la reducción en el nivel piezométrico debido a la extracción de agua del pozo. Se obtiene que las aguas subterráneas que ascienden a través de la zona de fracturas LD1 transportan el 31% de los contaminantes, y el 69% restante descarga a la biosfera después de atravesar la zona de roca superior, 3,8 m de zona de cobertura y 3,7 m de sedimentos orgánicos.

GEONET se ha calibrado con MOTIF y se ha incluido en el estudio internacional de intercomparación de códigos de transporte de radionucleidos INTRACON [242] [243].

2.1.3. Modelo de biosfera

La biosfera de referencia considerada en AECL-94 es la representativa de la parte central del escudo cana-

diense y se asume que los miembros del grupo crítico pasan toda la vida en la zona.

El modelo de biosfera [126] describe el movimiento de los contaminantes a través del terreno, plantas y animales, el agua y los sedimentos de un lago y en la atmósfera cerca de las zonas de descarga a la biosfera. Estima la concentración de contaminantes en el aire, en el terreno cultivado y natural, en el agua del lago y del pozo y la dosis anual a los individuos del grupo crítico y a biota no humanos representados por cuatro tipos de organismos genéricos (aves, mamíferos, peces y plantas), debida a las distintas vías de exposición. La desintegración radiactiva de los radionucleidos también se tiene en cuenta.

El modelo de biosfera consta de cuatro submodelos acoplados: de agua superficial, de terreno, de atmósfera y de cadena alimentaria y dosis.

En el *submodelo de agua superficial*, se describe el transporte de contaminantes en el agua del lago y en los sedimentos mezclados del fondo (ver figura 25) mediante el uso de ecuaciones diferenciales ordinarias. Simplificando la simulación, aunque sobrestimando el impacto, se asume que todos los contaminantes liberados desde la geosfera alcanzan las aguas del lago. Algunos parámetros necesarios son la tasa de salida de agua del lago, la tasa de desgasificación de

Figura 25. Procesos considerados en el modelo del lago y sus sedimentos en AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2])



EIS 6-5.19

contaminantes volátiles y la tasa de paso de contaminantes a los sedimentos. En los cálculos deterministas, se considera que el lago tiene una superficie de 8 ha y 5 m de profundidad, y una tasa de salida de agua del lago de $3 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$.

El *submodelo del terreno*, simula el transporte de contaminantes en un jardín, un campo de pastos para animales domésticos y salvajes, un bosque y una turbera (ver figura 26).

El terreno se modeliza con cuatro capas sucesivas, siendo las dos superiores las zonas de raíces de las plantas, otra una capa intermedia y la otra una capa profunda en contacto con la capa freática. El modelo usa unas ecuaciones que sintetizan los resultados de un modelo de terreno más detallado denominado SCEMR1 [127]. Algunos parámetros importantes son el tipo y profundidad del terreno, el área de los cuatro tipos de terreno, el volumen de agua de riego, la precipitación meteórica efectiva y la sorción de los contaminantes sobre los sólidos del terreno.

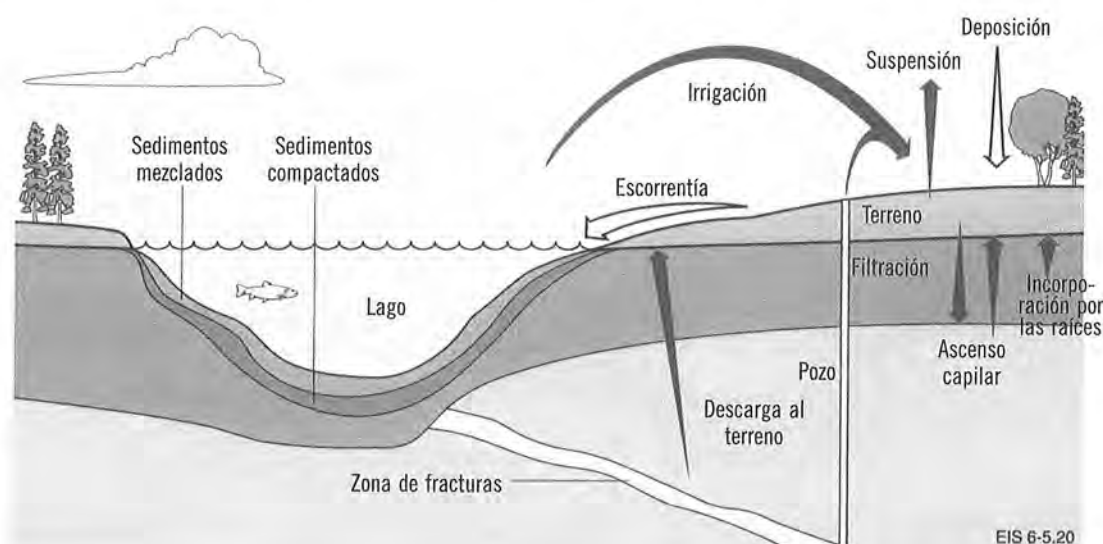
El *submodelo de la atmósfera* (ver figura 27), considera que los gases nobles se descargan directamente de la geosfera a la atmósfera y que todos los contaminantes que alcanzan la atmósfera acaban depositándose sobre el área en la que se originaron (super-

ficie del terreno o del lago). Son parámetros importantes las tasas a las que los contaminantes volátiles o en forma de partículas alcanzan el aire desde el suelo y desde el lago, la frecuencia y tasa de emisión de contaminantes en los incendios, y la dispersión de los contaminantes en la atmósfera.

El *submodelo de la cadena alimentaria y de dosis*, partiendo de la concentración de radionucleidos en el lago, pozo, suelo y atmósfera y de las tasas de deposición y de irrigación, estima el grado de contaminación de plantas y animales y las dosis equivalentes efectivas al grupo crítico teniendo en cuenta las diferentes vías de exposición, los factores de paso a dosis y los coeficientes de transferencia terreno- plantas, plantas- animales, agua- pescado, etc.

El *submodelo del pozo* forma parte de la conexión entre el modelo de geosfera y el de biosfera. En cada simulación de la biosfera se asume que el agua para usos domésticos, para el ganado y para el jardín proviene del pozo o del lago, siendo estas opciones, caracterizadas por sus distribuciones de probabilidad, mutuamente excluyentes. Si el agua procede del pozo, el modelo calcula el volumen de agua del pozo que se requiere en función del tamaño del grupo crítico y de la cantidad de ganado y de agua de riego necesitada. En los cálculos

Figura 26. Procesos considerados en el modelo del terreno de AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2])



deterministas, la tasa de extracción del pozo es de $1.330 \text{ m}^3/\text{a}$.

El grupo crítico lo constituye una comunidad granjera que se autoabastece, formada, en los cálculos deterministas, por tres adultos. Su dieta incluye productos de la huerta, productos lácteos y de los animales que se alimentan del forraje de la zona, y peces pescados en el lago cercano. Además consumen bayas y caza de los alrededores.

Los datos utilizados en el modelo son, en su mayoría datos genéricos representativos de las características del escudo central de Canadá, tomados de la bibliografía y de una serie de estudios de campo y de laboratorio. Sólo las localizaciones de las zonas de descarga y las concentraciones de yodo y carbono en las aguas subterráneas se basan en datos del área de investigación de Whiteshell.

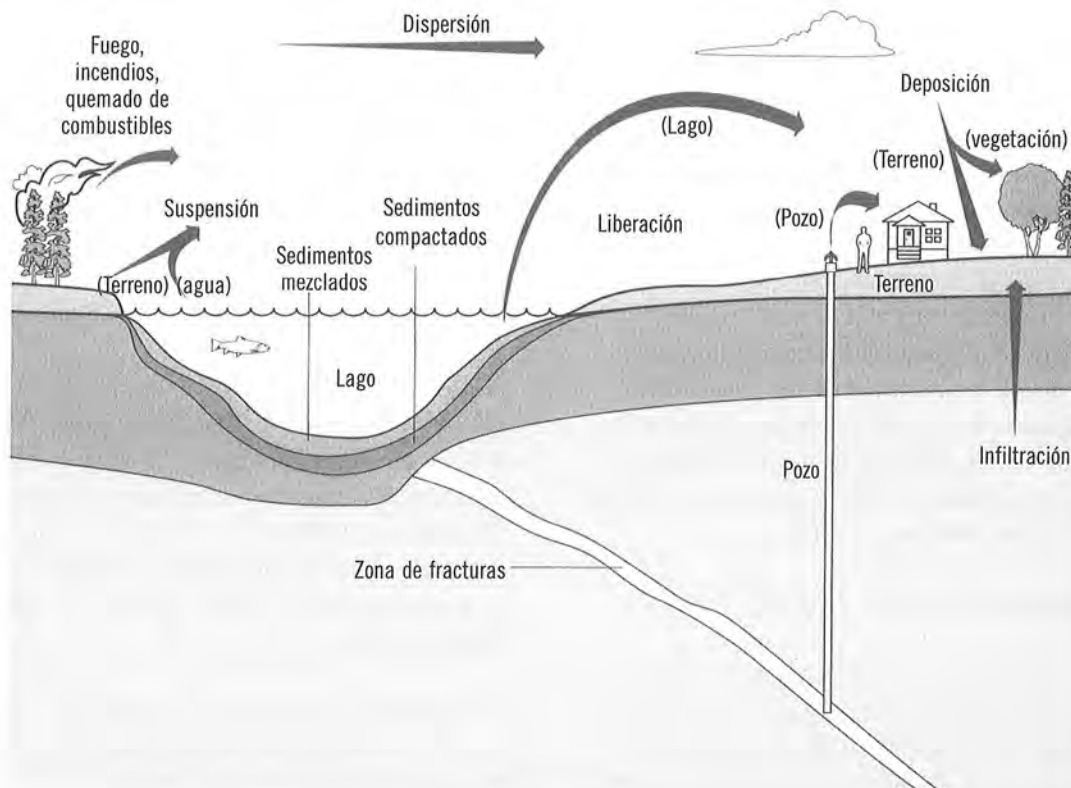
El periodo durante el cual el modelo se considera aplicable abarca hasta el comienzo de la próxima glaciación.

El modelo de biosfera se ha comparado con otros modelos de biosfera en el proyecto BIOMOVs [131].

2.1.4. Código integrado SYVAC3-CC3

Para poder manejar el complejo modelo del sistema de referencia que se ha descrito anteriormente, se ha desarrollado el código SYVAC3 [132] que se encarga de controlar el muestreo de parámetros y la simulación, proporcionando un conjunto de estimaciones del impacto. Sin embargo, SYVAC3 no es un código completo y debe acoplarse a un modelo matemático (en nuestro caso CC3, constituido por los modelos de campo cercano, de geosfera y de biosfera) que describa el sistema a analizar, constituyendo el conjunto el código SYVAC3-CC3.

Figura 27. Procesos considerados en el modelo de la atmósfera de AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2])



SYVAC3-CC3 emplea más de 7000 parámetros, pero como los radionucleidos principales se dividen en 11 grupos que se simulan por separado, para cada grupo se requieren solo unos 4000 parámetros, de los que unos 2600 toman valores constantes, con lo que de una simulación a otra varían unos 1.400 parámetros.

La asignación de las funciones de densidad de probabilidad a cada parámetro, la han realizado expertos, teniendo en cuenta la variabilidad espacial y temporal y las incertidumbres derivadas de las grandes escalas de tiempo consideradas y de la falta de datos precisos y completos.

SYVAC-CC3 proporciona estimaciones de las dosis individuales anuales a miembros del grupo crítico y a otros organismos y de las concentraciones de contaminantes no radiactivos en la biosfera, de acuerdo con la normativa reguladora aplicable.

El código, programado en FORTRAN, resuelve los sistemas de ecuaciones diferenciales y parciales que se emplean en los modelos, y se ha ejecutado principalmente en máquinas tipo VAX.

El desarrollo, aplicación y uso de SYVAC3-CC3 se ha logrado a partir de la experiencia obtenida de 2 generaciones de códigos anteriores. El modelo y los datos utilizados en la evaluación representan el estado del conocimiento del sistema de almacenamiento de referencia a finales de 1992.

SYVAC3 se ha usado en estudios de comparación con el código UTAP desarrollado por el Programa Nacional Canadiense de Residuos de Minería del Uranio. También se ha incluido en los ejercicios de comparación del Grupo de Usuarios de Códigos de Evaluación de Sistemas Probabilistas PSAC [133] [134] [135] [136], patrocinado por la NEA.

2.2. Finlandia: TVO-92, TILA-96, TILA-99

Como se ha indicado en el capítulo 4, de los tres ejercicios de evaluación de la seguridad realizados en Finlandia TVO-92 [5], TILA-96 [6] y TILA-99 [7], los dos últimos son evaluaciones intermedias conti-

nuación y actualización de las evaluaciones anteriores, correspondientes a etapas sucesivas del programa de investigación de emplazamientos en Finlandia. Los tres ejercicios presentan la misma estructura, y se hacen continuas comparaciones y alusiones a los ejercicios anteriores. Por ello, las metodologías y técnicas de modelización aplicadas en estos ejercicios pueden considerarse conjuntamente, indicándose las modificaciones introducidas en los ejercicios sucesivos, cuando proceda.

En los tres ejercicios de evaluación se han utilizado datos, modelos e hipótesis conservadoras y se han empleado modelos deterministas. En los análisis de liberación y transporte se asumen condiciones estacionarias, sin evolución temporal de las condiciones del emplazamiento. Esto significa, que no se han tenido en cuenta explícitamente, los efectos de la re-saturación, generación de gas, alteración gradual de las barreras del emplazamiento y otras posibles evoluciones del sistema de almacenamiento. Por ello, se indica que el conjunto de datos, hipótesis y modelos debe elegirse de modo que cubra, con un alto grado de certidumbre, todas las posibles consecuencias de la evolución temporal del sistema de almacenamiento.

Las características específicas de los emplazamientos se introducen en los modelos de la disposición del almacenamiento, la masa rocosa, el flujo de aguas subterráneas y una geoquímica representada por varios tipos de aguas de referencia.

2.2.1. Modelo de inventario de radionucleidos

En los tres ejercicios, se ha empleado el código *ORIGEN 2.1* [138] para calcular el inventario de actividad, la generación de calor y otras propiedades radiactivas del EECC de referencia considerado en TVO-92 (tipo BWR de 36 MWd/kgU de quemado), y de los dos EECC de referencia considerados en TILA-96 y TILA-99 (BWR y PWR-VVER de 36 MWd/kgU de quemado).

Para verificar su exactitud, los resultados de los cálculos de ORIGEN, se han comparado en TVO-92 y TILA-99, con los del código de quemado CASMO

[153], y en TILA-96, con los resultados de varios estudios de la Comisión de Residuos Nucleares de las Compañías Eléctricas de Finlandia [154][155].

2.2.2. Modelo de corrosión del contenedor

En TVO-92, para el caso base, se analiza la corrosión del contenedor debido a la presencia de sulfuros en las aguas subterráneas, por corrosión generalizada y corrosión localizada (factor de picadura 5), considerando una tasa de flujo de las aguas en la roca del almacenamiento de $0,1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, y se obtiene un tiempo de vida del contenedor de $18 \cdot 10^6$ años.

En TILA-96 y TILA-99, atendiendo a los cálculos realizados en TVO-92, a los estudios de corrosión de cobre realizados por SKB, SKI y AECL y a los datos de análogos naturales, se concluye que el tiempo de vida del contenedor en las condiciones de almacenamiento es muy grande.

2.2.3. Modelo de liberación de radionucleidos

En TVO-92 y TILA-96, se consideran la liberación instantánea inmediatamente después del fallo del contenedor de los radionucleidos en el huelgo y en las grietas de las pastillas de combustible (10% de I, 5% de Cs y 1% de C), y la liberación desde los límites de grano a tasa constante durante 10^4 años. Sin embargo, el inventario liberado desde dichos límites de grano es un poco menos conservador en TILA-96 (100% de Tc y Pd y 10% de I, Cs y C en TVO-92, y 10% de I, Cs, C, Tc y Pd en TILA-96). Además, se asume la liberación a tasa constante de los productos de activación en las vainas en 10^4 años (TVO-92) o 10^5 años (TILA-96) y de los productos de activación en otras partes estructurales del EECC en 10^3 años.

En TILA-99, el modelo de liberación de radionucleidos desde los elementos de combustible irradiado al interior del contenedor es más simple y conservador que los de los ejercicios anteriores. En él se consideran fracciones de liberación instantánea (IRFs), que incluyen la liberación, tras el fallo del contenedor, desde el huelgo, desde las grietas de la pastilla de combustible y desde los límites de grano de la matriz de combustible. Estas fracciones de liberación,

revisadas en 1997, son: 10% de C; 12% de Cl; 6% de Se, I y Cs; 4% de Sn; y 1% de Sr, Tc y Pd. Además, se asume que los productos de activación en la vaina y en otras partes metálicas del EECC, se liberan a tasa constante en 10^4 y 10^3 años, respectivamente (como en TVO-92).

En cuanto a la liberación de los radionucleidos contenidos en la matriz de combustible, a la que está asociada la mayor parte de la actividad, en los tres ejercicios se considera la disolución de la matriz de combustible por oxidación debida a la radiolisis α , y se postula:

$$r(t) = k_{\alpha} \cdot R_{\alpha}(t) \quad \text{donde:}$$

$r(t)$ es la tasa de degradación de la matriz de combustible expresada como una fracción de la cantidad inicial de combustible (año^{-1})

$R_{\alpha}(t)$ es la actividad α del combustible (GBq/tU)

k_{α} es el coeficiente de proporcionalidad ($\text{año}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$)

t es el tiempo (años)

En TVO-92, el coeficiente de proporcionalidad k_{α} se ajusta para obtener una tasa inicial de degradación, $r(0)$, de 10^{-4} a^{-1} para un elemento de combustible con un período de enfriamiento previo a su almacenamiento de 50 años ($k_{\alpha} = 2,88 \cdot 10^{-10} \cdot \text{año}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$). En TILA-96 y TILA-99, k_{α} se ajusta para conseguir la misma tasa de oxidación pero para un período de enfriamiento previo de 30 años, ($k_{\alpha} = 2,65 \cdot 10^{-10} \cdot \text{año}^{-1} \cdot \text{tU} \cdot \text{GBq}^{-1}$).

Además, en TILA-99, se establece un límite inferior de la tasa de oxidación de 10^{-6} a^{-1} que, considerando los resultados de estudios de laboratorio y de análogos naturales, tiene en cuenta las incertidumbres existentes.

2.2.4. Modelo de campo cercano

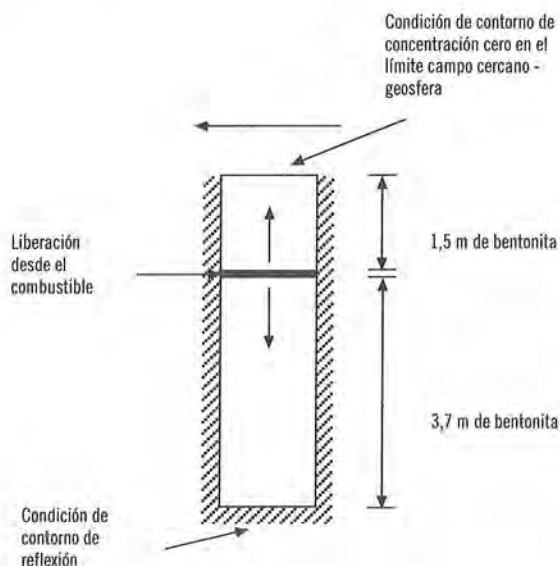
En los tres ejercicios, para la modelización de la liberación y transporte en el campo cercano se asume que el contenedor «desaparece» a los 10.000 años, y

que existen condiciones reductoras en todo el campo cercano, excepto en la superficie del combustible, donde se asumen condiciones oxidantes, debido a la radiolisis α . La bentonita, el material de relleno y la roca en torno al almacenamiento se suponen saturadas y el espacio vacío dentro del contenedor defectuoso, considerado en TILA-96 y TILA-99, lleno de agua.

En TVO-92, el modelo conceptual del transporte en el campo cercano para el escenario de referencia es conservador y bastante simplificado (ver figura 28). Las principales hipótesis son:

- La liberación de los radionucleidos desde las distintas partes del EECC directamente a una capa delgada de bentonita al nivel de la parte superior de la cápsula (compartimento fuente). Los límites de solubilidad se aplican sólo en este compartimento.
- La difusión de los radionucleidos desde el compartimento fuente, en la bentonita por encima (1,5 m) o por debajo (3,7 m). La interfase campo cercano-campo lejano se sitúa en la parte superior de la bentonita.

Figura 28. Modelo conceptual de transporte en el campo cercano para el escenario de referencia de TVO-92 (Traducido de TVO-92 [5])



- Condiciones de contorno reflejado en el extremo inferior de la bentonita, y concentración cero en la interfase campo cercano – campo lejano, con lo que los radionucleidos pasan sin resistencia alguna a las aguas subterráneas que fluyen en la zona de roca alterada debajo del túnel.

En el análisis del transporte en el campo cercano de TVO-92 se han empleado cuatro modelos:

- Dos son cálculos simplificados de tipo envolvente que permiten obtener límites superiores de las tasas de liberación: WASTE, que solo considera la liberación desde el residuo, y SIMP, que tiene en cuenta además el límite de solubilidad y en el que se elige como tasa de actividad liberada el mínimo entre la liberada desde el residuo y la asociada al límite de solubilidad del elemento. No se considera la desintegración radiactiva durante el transporte, por lo que proporcionan tasas de liberación demasiado bajas para radionucleidos hijos y en los casos en los que cantidades considerables de radionucleidos precursores de nucleidos de vida corta precipiten en el campo cercano.
- Un modelo analítico de difusión en una dimensión en la bentonita, que proporciona el perfil de concentración en la bentonita debido a la liberación instantánea de cada radionucleido soluble estable.
- El código REPCOM [156], desarrollado por VTT para el análisis del campo cercano de los almacenamientos de combustible irradiado o de residuos radiactivos de media y baja actividad, que constituye el método de análisis principal.

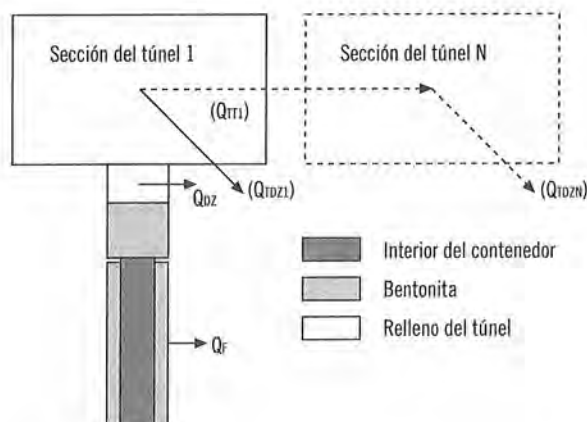
El código compartimental, mediante el método de exponente matricial, resuelve un sistema de ecuaciones diferenciales lineales y proporciona los inventarios de actividad en los distintos compartimentos y el flujo de actividad entre ellos en función del tiempo. REPCOM ha sido verificado comparando sus resultados frente a soluciones analíticas, y con los resultados del modelo analítico.

En TILA-96 y TILA-99 se realiza una modelización más realista de los volúmenes del campo cercano y del flujo de radionucleidos que en TVO-92.

Para la modelización del transporte en el campo cercano, en el *escenario de referencia de «desaparición» del contenedor* (DC), se consideran cinco volúmenes principales, que se ilustran en la figura 29:

- El volumen de agua en el interior del contenedor ($0,425 \text{ m}^3$ en los contenedores de Loviisa y $0,7 \text{ m}^3$ en los de Olkiluoto), en el que se aplican los límites de solubilidad.

Figura 29. Modelo de transporte en el campo cercano para el escenario de desaparición del contenedor de TILA-96 y TILA-99 (Traducido de TILA-96 [6])



- La capa de bentonita alrededor del contenedor, de 35 cm de espesor, subdividida radialmente en 22 compartimentos.
- La capa de bentonita sobre el contenedor, de 1,5 m de altura, subdividida verticalmente en 20 capas.
- El material de relleno de roca triturada y bentonita, en lo alto del agujero de deposición.
- El material de relleno en el túnel.

Los radionucleidos se liberan desde el residuo al agua en el interior del contenedor, y de ahí, son

transportados por difusión en la bentonita. Las 3 vías de paso del campo cercano a la geosfera son:

desde la bentonita que rodea el contenedor a las grietas que atraviesan el lugar de deposición,

desde el relleno en lo alto del agujero a la zona de roca alterada por debajo del suelo del túnel, y

desde el túnel a la roca o a la zona alterada alrededor del túnel.

Aunque también podría considerarse el transporte de los radionucleidos a lo largo del túnel, se asume conservadoramente que los radionucleidos se liberan desde el primer compartimento del túnel directamente a la geosfera. Las liberaciones desde cada una de las tres vías se suman para obtener la liberación total desde el campo cercano a la geosfera.

El transporte desde las partes más externas del campo cercano a la geosfera se representa mediante el uso de *coeficientes de transferencia*. La capa más externa de la bentonita alrededor del contenedor, el material de relleno en lo alto del agujero de deposición y la sección de túnel por encima de dicho agujero, se modelizan como compartimentos «tanques de mezcla», y los coeficientes de transferencia asociados (Q_F , Q_{DZ} y Q_{TDZ1} , respectivamente) representan las tasas de flujo equivalente de aguas subterráneas a su través, que se entienden como las tasas de flujo ideales que multiplicadas por las concentraciones en los compartimentos «tanques de mezcla», proporcionarían la transferencia de masa.

El modelo de transporte en el campo cercano, para el *escenario de contenedor con defecto inicial* se simplifica, incluyendo solamente tres compartimentos, como muestra la figura 30:

- El volumen de agua en el interior del contenedor.
- El agujero en la pared del contenedor.
- La bentonita entre el contenedor y la roca, de la que se considera únicamente una semiesfera de ra-

dio 35 cm. Este volumen se subdivide en 48 compartimentos de tipo casquete esférico.

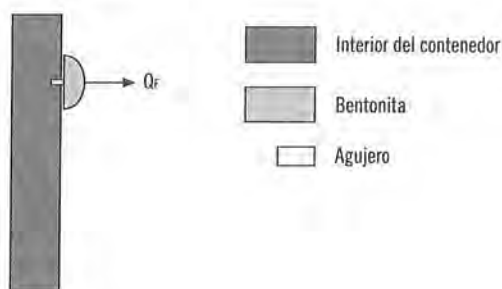
En este caso, la resistencia al flujo de masa debe considerar la difusión a través del agujero, proporcional al área del agujero, y la difusión en la bentonita a la salida del agujero, proporcional al radio del mismo.

La transferencia de radionucleidos desde el campo cercano al campo lejano se basa también en el uso de tres coeficientes de transferencia. El coeficiente de transferencia desde el compartimento más externo de la bentonita a la roca, es el mismo que en el caso DC, lo que equivale a asumir que todo el flujo de aguas subterráneas en los alrededores del lugar de deposición tiene lugar a través de una grieta enfrente del agujero del contenedor.

No se ha considerado la sorción sobre el contenedor y los productos de corrosión del mismo.

Para los análisis de transporte en el campo cercano en TILA-96 y TILA-99, se ha empleado el código REPCOM [156] antes descrito.

Figura 30. Modelo de transporte en el campo cercano para el escenario de contenedor con defecto inicial de TILA-96 y TILA-99 (Traducido de TILA-96 [6])



Datos del campo cercano

Los datos necesarios para el análisis de transporte en el campo cercano incluyen datos del término fuente (apartados 2.2.1 y 2.2.3), de solubilidades y datos para el transporte en el buffer y en el material de relleno.

En TVO-92, las *solubilidades* de los elementos en el campo cercano, se han definido para cinco aguas de referencia (tres que representaban aguas no salinas, salmueras y salinas de los lugares de investigación y dos aguas sintéticas representando agua granítica y agua bentonítica). El límite de solubilidad de cada elemento se divide entre sus isótopos según su abundancia isotópica. En el escenario de referencia, para cada elemento se ha tomado la máxima de las solubilidades en las aguas de referencia para condiciones reductoras.

En TILA-96, se han utilizado los mismos límites de solubilidad, salvo para el uranio, cuya solubilidad se ha reducido un orden de magnitud, teniendo en cuenta los resultados de experimentos posteriores y los valores empleados en otras evaluaciones de seguridad más recientes.

Las *solubilidades* empleadas en TILA-99, se reducen a cinco grupos: dos grupos de solubilidades conservadoras para aguas no salinas, y condiciones reductoras y oxidantes; dos grupos de solubilidades conservadoras para aguas salinas, y condiciones reductoras y oxidantes; y un grupo de solubilidades muy conservadoras, tanto para aguas salinas como no salinas, y condiciones reductoras.

Los valores de los *coeficientes de distribución* (K_d), y los *coeficientes de difusión efectiva* (D_e) en el buffer y en el material de relleno empleados en TVO-92 se basan en unas recomendaciones conservadoras para condiciones reductoras [157]. No se tiene en cuenta la exclusión aniónica y se establece una *porosidad efectiva* de 0,43 para todas las especies.

En TILA-96 y TILA-99, se han empleado los mismos valores de K_d , ϵ y D_e en el buffer y el material de relleno, que presentan algunas diferencias respecto a los de TVO-92. Se ha considerado la exclusión aniónica en el campo cercano, por lo que los valores de ϵ y D_e se definen para especies aniónicas, catiónicas y neutras. Los valores de D_e del material de relleno son ligeramente mayores que los de TVO-92.

En los tres ejercicios, las *cadena de desintegración* se han simplificado en la modelización para facilitar el

tratamiento de los radionucleidos que aparecen en dos o más cadenas y optimizar los recursos de computación. De este modo, la contribución de los radionucleidos padres de vida relativamente corta se añade a los inventarios de los hijos, y todos los isótopos de plutonio se modelizan en una sola realización del código. El transporte de los primeros radionucleidos de las cadenas de desintegración se calcula por separado.

2.2.5. Modelo de transporte en el campo lejano

La modelización del transporte de radionucleidos a través de la geosfera se basa en el concepto de camino de migración.

La matriz rocosa se considera como un medio poroso y se tiene en cuenta la sorción asociada a la difusión en la matriz rocosa y la sorción sobre la superficie de las grietas, pero no se incluye en el modelo un término de dispersión, ya que en la evaluación de la seguridad se está interesado principalmente en los caminos de transporte entre geosfera y biosfera más rápidos, que se eligen con unas características advectivas representativas de esta situación desfavorable, y no se considera adecuado «suavizar» estas peores condiciones con un término dispersivo.

Las características de la ruta de transporte se describen por medio de un solo parámetro « u », que tiene en cuenta la distribución del flujo de aguas subterráneas en el sistema de grietas y los efectos de la difusión en la matriz.

Si se asume que prevalece una concentración en fase acuosa constante C_0 de las especies estables a la entrada de la grieta en $t = 0$, la concentración en fase acuosa a una distancia L en la grieta viene dada por:

$$C_f(L, t) = C_0 \cdot \text{erfc}(u \cdot t^{-1/2})$$

$$u = (\epsilon_p \cdot D_e \cdot R_p)^{1/2} \cdot \frac{W \cdot L}{Q}$$

donde:

- ϵ_p porosidad de la matriz rocosa,
 D_e coeficiente de difusión efectivo desde la grieta a la matriz de roca (m^2/s),

- R_p coeficiente de retardo del nucleido en la matriz rocosa,
 W anchura del canal de flujo (m),
 L distancia de transporte en el canal de flujo (m),
 Q tasa de flujo en el canal (m^3/a)
 t tiempo (años)
 erfc : función error complementario:

$$\text{erfc}(x) = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-\xi^2} d\xi$$

El primer factor del parámetro u está relacionado con la difusión en la matriz rocosa. Para especies que no sufren sorción $R_p = 1$ y para especies con sorción moderada o grande $R_p = K_d \cdot \rho_s / \epsilon_p$, así el parámetro u se expresa:

$$\begin{cases} u_{\text{no-sorción}} = (\epsilon_p \cdot D_e)^{1/2} \cdot \frac{W \cdot L}{Q} \\ u_{\text{sorción}} = (D_e \cdot K_d \cdot \rho_s)^{1/2} \cdot \frac{W \cdot L}{Q} \end{cases} \quad \text{donde:}$$

K_d es el coeficiente de distribución del nucleido (m^3/kg), y

ρ_s es la densidad de la roca (kg/m^3)

Al segundo factor del parámetro u , WL/Q , se le denomina «resistencia al transporte», y puede expresarse en función del tiempo de viaje de las aguas subterráneas, t_w , y la apertura de las grietas, $2 \cdot b_v$, siendo v la velocidad de las aguas subterráneas que fluyen en la grieta:

$$R_T = \frac{W \cdot L}{Q} = \frac{W \cdot L}{v \cdot W \cdot 2 \cdot b_v} = \frac{t_w}{2 \cdot b_v}$$

La matriz rocosa adyacente a las fracturas conductoras de agua se modeliza con dos zonas: una primera capa (0 – 1 cm) que representa la roca alterada, y una segunda capa (> 1 cm) que representa la matriz rocosa sin alterar, con coeficientes de difusión 10 veces menores y porosidades cinco veces menores. La máxima profundidad de penetración de la difusión

en la matriz se limita a 1 m en TILA-96 y a 10 cm en TILA-99.

En el modelo de migración, conservadoramente, se han despreciado algunos fenómenos que podrían mejorar el retardo y dispersión de los radionucleidos, como la sorción por los minerales que rellenan las grietas, la difusión desde los canales de flujo a cavidades estancas en las grietas y la difusión superficial.

En los tres ejercicios se ha utilizado el código *FTRANS* [158], [159] para la modelización de la migración en la geosfera.

FTRANS es un modelo de doble porosidad, que describe la advección en la fractura mediante parámetros convencionales (longitud del camino de migración, velocidad de las aguas que fluyen en la fractura, y apertura de la fractura), los cuales se fijan para dar el valor elegido de resistencia al transporte WL/Q . El código tiene en cuenta también las cadenas de desintegración y la heterogeneidad de la matriz rocosa.

El modelo ha sido verificado en los proyectos *INTRAVAL* [162] e *INTRACON* [242] [243] y en *TVO-92* [5] se verificó frente a los modelos analíticos.

Aunque *FTRANS* ha sido la herramienta principal de cálculo en *TVO-92*, para los análisis de sensibilidad y para verificar los resultados obtenidos con *FTRANS*, también se ha utilizado el modelo analítico *MATDIF* [160] basado en las ecuaciones antes citadas.

MATDIF sólo permite analizar la migración de radionucleidos aislados y asume que la roca alrededor de las grietas es homogénea. En él se considera que el transporte de los radionucleidos altamente absorbidos está controlada por las propiedades de la matriz rocosa próxima a la fractura (zona de roca alterada) y el de los radionucleidos débilmente absorbidos por las propiedades de la roca más allá de la zona alterada.

Datos del campo lejano

La *densidad* de la roca se asume de 2.700 kg/m^3 .

En *TVO-92*, los valores de la *porosidad* y los *coeficientes de distribución* (K_d) en la matriz rocosa se basan en recomendaciones para agua dulce y condiciones reductoras, que constituyen valores conservadores respecto a los de los cinco emplazamientos analizados. En *TILA-96*, estos valores se basan en las mismas recomendaciones, aunque con algunas excepciones. Así, en *TILA-96* se han incluido los K_d para 3 elementos no considerados en *TVO-92* (es-troncio, samario y curio) y se han modificado los de otros, a la vista de nuevas medidas.

En *TILA-99* se establecen los valores de los K_d en la roca para cinco conjuntos de condiciones: valores conservadores para condiciones reductoras y aguas salinas y no salinas (que son las empleadas en los escenarios de referencia); valores realistas para condiciones reductoras en aguas salinas y no salinas; y valores conservadores para condiciones oxidantes y aguas no salinas (empleados en los escenarios de glaciación).

En *TVO-92* y *TILA-96*, al considerarse la exclusión aniónica en el transporte en la geosfera, los valores de la *porosidad* y de los *coeficientes de difusión efectiva* se establecen para aniones y especies no aniónicas en las dos zonas definidas de la matriz rocosa.

En *TILA-99*, la *porosidad* y los K_d en la roca se establecen para especies no aniónicas (asignando los mismos valores para aguas salinas y no salinas); para aniones en aguas salinas; y para aniones en aguas no salinas.

2.2.6. Modelo de flujo de aguas subterráneas

En todos los ejercicios, para la modelización del flujo de aguas subterráneas, se han utilizado modelos anidados a distintas escalas, en los que los resultados de los modelos a escala mayor, proporcionan las condiciones de contorno a los de menor escala.

Aunque en las investigaciones de emplazamientos, se habían realizado análisis detallados del flujo de aguas subterráneas en los cinco emplazamientos considerados, en los cálculos del flujo de aguas subterráneas realizados en *TVO-92*, se considera que el almacenamiento se sitúa en el emplazamiento de Veitsivaara, por ser uno de los emplazamientos en los que las investigaciones estaban más avanzadas y por la geometría compleja de sus zonas de fracturas, que suponía un mayor reto de modelización.

Para la modelización del flujo de aguas subterráneas se ha contado con un modelo del lecho rocoso del emplazamiento de Veitsivaara, que incluye las estructuras hidrológicamente más significativas detectadas.

En la generación y modificación de las mallas de elementos se ha empleado el código comercial *PATRAN* [172] y VTT ha desarrollado nuevas herramientas para crear y modificar mallas para geometrías complicadas.

En el escenario de referencia de *TVO-92*, se asume que los túneles de almacenamiento están rodeados de una zona de roca alterada de gran conductividad hidráulica y que el almacenamiento es interceptado por dos zonas de grietas (flujo en U). Se concluye que el flujo está dominado por la topografía y por las propiedades hidráulicas de las zonas de fracturas.

En *TILA-96*, no se han realizado análisis adicionales desde *TVO-92* de flujo de aguas subterráneas para los emplazamientos de Kivetti y Romuvaara. Para Olkiluoto se han realizado simulaciones de flujo que tienen en cuenta su localización costera, la salinidad cambiante de las aguas, el levantamiento del terreno, así como el efecto del almacenamiento y la generación de calor del combustible irradiado.

La evolución del flujo y la salinidad en el emplazamiento de Olkiluoto, sin considerar el efecto del almacenamiento, se ha analizado mediante dos aproximaciones: una de equivalente continuo, y una aproximación de doble porosidad. Los parámetros de

los modelos se han calibrado con medidas de presión y salinidad.

A partir de estos análisis en condiciones de flujo natural, se han realizado estudios preliminares de la evolución del flujo y la salinidad en Olkiluoto, teniendo en cuenta el efecto del almacenamiento. Los resultados de los transitorios simulados, indican que el almacenamiento afecta sólo localmente a la evolución del flujo y la salinidad, y que si el almacenamiento se encuentra en una zona de aguas subterráneas salinas, dichas condiciones permanecerán al menos varios miles de años.

Además, en *TILA-96*, para estudiar el efecto del calor generado por el combustible irradiado, se ha analizado un caso de prueba en el que, empleando los datos del emplazamiento de Veitsivaara utilizados en la modelización del flujo de aguas subterránea de *TVO-92*, se ha considerado la existencia de una fuente de calor dependiente del tiempo dispuesta en el plano del almacenamiento. Los resultados de los cálculos muestran que la generación de calor provoca un flujo ascendente de las aguas subterráneas, aunque este efecto es mucho menor que el debido a los gradientes topográficos.

En *TILA-99*, se han realizado análisis de flujo de aguas subterráneas en los cuatro emplazamientos candidatos, a escala regional- emplazamiento y a escala emplazamiento- contenedor (ver figura 31).

El modelo a *escala regional- emplazamiento*, incluye, para cada emplazamiento, unas 30 zonas de fracturas hidráulicamente significativas, cuyas transmisividades, junto con la de la roca intacta, se han estimado a partir de medidas hidráulicas y otros estudios de campo.

Para los emplazamientos en la costa de Hästholmen y Olkiluoto se han realizado análisis transitorios dependientes del tiempo, que consideran el efecto sobre la evolución del flujo y la salinidad de las aguas subterráneas en los próximos 10.000 años del levantamiento del terreno predicho. Los resultados de estos análisis muestran que las aguas subterráneas salinas o salmueras pueden ser reemplazadas gradualmente por

agua dulce. Por ello, en los análisis de flujo y transporte en estos emplazamientos se consideran dos casos, uno que representa las condiciones actuales con aguas salinas o salmueras, y otro, en el que se representan las condiciones futuras, con agua dulce a la profundidad del almacenamiento.

En los emplazamientos de interior de Kivetty y Romuvaara, se han realizado análisis de flujo estacionarios basados en las condiciones actuales de agua dulce.

En TVO-92, el análisis del flujo de aguas subterráneas se ha realizado con el modelo *FEFLOW* [163] [164][165][166], desarrollado por VTT y verificado dentro del proyecto internacional HYDROCOIN [168][169][170].

FEFLOW es un modelo de elementos finitos en 3D basado en la aproximación de medio poroso continuo capaz de simular el flujo de aguas subterráneas en un medio anisótropo, heterogéneo y saturado en

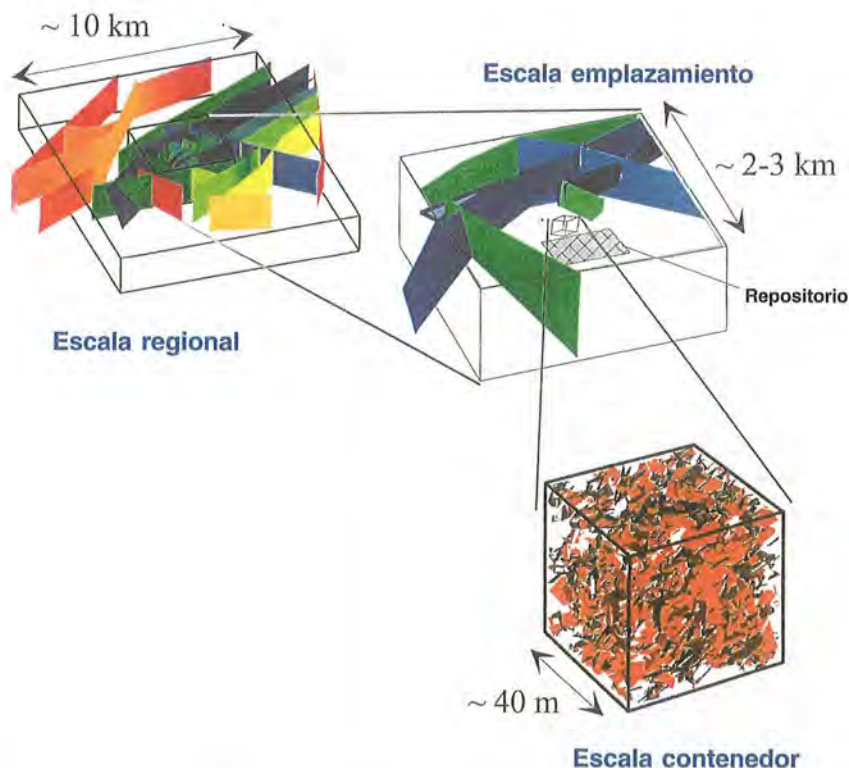
situación estacionaria y en transitorios. Las zonas de grietas se describen mediante elementos de dos dimensiones entre los elementos tridimensionales que representan la matriz rocosa. Los túneles y perforaciones como elementos de una dimensión.

También se ha utilizado el código *FracMan* [173][174] en las simulaciones de redes de fracturas en las investigaciones de emplazamiento y el *PHOENICS* [175] en un estudio preliminar del flujo de aguas subterráneas con salinidad cambiante.

En TILA-96, el código *FEFLOW*, utilizado en TVO-92, ha sido mejorado para simular de forma acoplada el flujo de aguas subterráneas, la transferencia de calor y el transporte de soluto [176].

En TILA-99, el flujo de aguas subterráneas a escala regional – emplazamiento se modeliza con el código *FEFTRA* [177] (Finite Element Flow and TRANsport /TRANsfer), desarrollado por VTT.

Figura 31. Representación de los análisis del flujo de aguas subterráneas a escala regional-emplazamiento y a escala emplazamiento-contenedor (Traducido de TILA-99 [7])



FEFTRA es un modelo de elementos finitos en 3D que puede simular de forma acoplada el flujo de fluidos, el transporte de soluto y la transferencia de calor. Sin embargo, en el ejercicio, no se ha considerado el transporte de calor, por estimarse de menor importancia en relación con las fuerzas conductoras asociadas a gradientes topográficos, variaciones de salinidad y al levantamiento del terreno. Tampoco se considera la influencia de la fase operacional y se asume que el almacenamiento se satura completamente inmediatamente después de su sellado.

A partir de los análisis de flujo a escala regional se determinan los *caminos de migración* representativos para cada emplazamiento, de los que sólo se han analizado los caminos cortos ascendentes.

A escala emplazamiento – contenedor, las tasas de flujo en la roca intacta se han estimado empleando diferentes modelos, que van desde modelos simples de fracturas infinitas y redes de fracturas - resistencias, hasta la modelización estocástica de redes de fracturas con datos específicos de cada emplazamiento. Los caminos de transporte constan de secciones de roca intacta, zonas alteradas por la excavación (EDZ) y zonas de fracturas. En la figura 32 se ilustra un camino de flujo en el campo cercano.

Figura 32 Representación de un camino de migración desde la posición de almacenamiento, en la zona alterada por la excavación, en TILA-99 [7]



Datos proporcionados por el modelo de flujo de aguas subterráneas

Los análisis de flujo de aguas subterráneas, proporcionan los datos de flujo y transporte necesarios para los análisis de migración en el campo cercano y en el campo lejano, entre los que se incluyen los coeficientes de transferencia del campo cercano al campo lejano y las resistencias al transporte (WL/Q) de los caminos de migración desde el almacenamiento a la biosfera.

En TILA-96, la tasa de flujo de aguas subterráneas en la roca próxima a la posición de almacenamiento se asume de $1 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$.

En TILA-99, se predice que la mitad o más de los lugares de deposición se encuentran en posiciones en las que la tasa de flujo en la roca intacta (sin incluir la EDZ) es a lo sumo de $0,5 \text{ L/a}$. Las estimaciones del «percentil 95» de las tasas de flujo (considerando pseudo-estadísticamente las medidas de conductividades hidráulicas en perforaciones) varían desde los cinco L/a para las condiciones actuales en Olkiluoto, hasta los 50 L/a en Kivetty y en el futuro en Häs-tholmen. También se analizan casos en los que los agujeros de deposición se encuentran en posiciones con tasas de flujo altas.

En cuanto a los datos de flujo en el campo cercano:

- En TVO-92, se calcula la tasa de flujo equivalente desde la superficie del contenedor a las grietas que cortan el agujero de almacenamiento ($Q_{\text{eq},f}$) para diferentes valores del flujo de aguas subterráneas y de espaciado de grietas por contenedor en la roca alrededor del agujero. Los valores de $Q_{\text{eq},f}$ varían entre $0,1 \text{ L/a}$ y 4 L/a , y para el caso de referencia se asume $Q_{\text{eq},f} = 3,7 \text{ L/a}$. Además, se considera un flujo desde el extremo superior del contenedor al túnel y a la zona de roca alterada (hasta 1 m por debajo del suelo del túnel), de unos 2 L/a y 4 L/a , respectivamente.
- En TILA-96 y TILA-99, los *coeficientes de transferencia desde la bentonita a las grietas de la roca que atraviesan el agujero de almacenamiento* (Q_r) se asumen iguales para los dos tipos de contene-

dores considerados en el diseño, para los casos de referencia de: «desaparición» del contenedor y de contenedor con defecto inicial, y para todas las especies químicas, aunque Q_r debería ser algo mayor para cationes y algo menor para aniones, respecto al valor de las especies neutras, ya que depende del coeficiente de difusión efectiva en la bentonita, D_e .

En la siguiente tabla se indican los valores de los *coeficientes de transferencia desde la bentonita a las grietas de la roca* (Q_r), *desde lo alto del agujero de deposición* (Q_{dz}) y *desde la sección de túnel encima del agujero de deposición* (Q_{tdz}) a la geosfera empleados en los escenarios de referencia de TILA-96 y los valores de dichos parámetros promediados para los distintos emplazamientos en TILA-99.

	TILA-96	TILA-99
Q_r (L/a)	0,5	0,2
Q_{dz} (L/a)	10	2
Q_{tdz} (L/a)	1.000	100

En cuanto a los datos de la geosfera:

- En la tabla que se adjunta a continuación se recogen los valores de la resistencia al transporte del camino de flujo hasta la biosfera (WL/Q) y

de los correspondientes tiempos de tránsito (t_w) para los valores de los parámetros longitud del camino (L), anchura del canal (W), tasa de flujo en el canal (Q), apertura de las grietas ($2 \times b_c$) y velocidad del agua en las grietas (v) considerados en los escenarios de referencia de TVO-92 y TILA-96.

- En TILA-96, se han estimado las resistencias al transporte para diferentes caminos de transporte y diferentes valores del área «mojada» de la roca intacta y las zonas de fracturas, obteniéndose resistencias al transporte en los rangos de $5 \cdot 10^4$ - $3 \cdot 10^5$ año/m y $4 \cdot 10^4$ - $5 \cdot 10^5$ año/m para los emplazamientos de Kivetty y Romuvaara, respectivamente.

En TILA-99, se han calculado las *resistencias al transporte* para distintos caminos de migración en los diferentes emplazamientos, considerando pseudo-estadísticamente las medidas de conductividad hidráulica en perforaciones. Se observa que no existen diferencias sistemáticas entre emplazamientos, y que las diferencias entre los valores de WL/Q están más relacionadas con los detalles de la disposición del almacenamiento consideradas, que con las propiedades del lecho rocoso. En la siguiente tabla, se recogen los valores de WL/Q considerados en distintos casos de cálculo de TILA-99, teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas a la modelización del flujo y transporte, especialmente en la EDZ.

Valores de la resistencia al transporte (WL/Q), tiempos de tránsito (t_w) y de los parámetros del camino de migración para los escenarios de referencia de TVO-92 y TILA-96 y para distintos casos de cálculo considerados en TILA-99

		WL/Q (a/m)	t_w (a)	$2 \cdot b_c$ (m)	L (m)	W (m)	Q (L/a)	v (m/s)
TVO-92	Escenario de referencia	10^4	5	5×10^{-4}	400	—	—	80
TILA-96	Escenario de referencia	2×10^4	10	5×10^{-4}	600	—	—	60
TILA-99	Valor medio para todos los emplazamientos	5×10^4	25	5×10^{-4}	600	0,1	1,2	24
	Percentil 95 para todos los emplazamientos	2×10^4	10	5×10^{-4}	600	0,1	3	60
	Flujos muy altos y aguas salinas	10^4	5	5×10^{-4}	600	0,1	6	120
	Flujos muy altos y aguas no salinas	5×10^3	2,5	5×10^{-4}	600	0,1	12	240

En TILA-99, se identifican como características conservadoras, las pequeñas diferencias en los resultados de flujo y transporte entre almacenamientos en zona de agua dulce o en zona de aguas salinas (en contradicción con las evidencias geoquímicas en Olkiluoto) y la contribución importante en casos de radionucleidos de larga vida y de cationes con coeficientes de difusión grandes en el buffer y el material de relleno, de la liberación a través del material de relleno en la parte superior del agujero de deposición y en el túnel, y de ahí directamente a la geosfera (que no se observan en los experimentos ZEDUX realizados en el laboratorio subterráneo de Äspö).

2.2.7. Modelo de biosfera

El tratamiento de la biosfera en los ejercicios finlandeses ha consistido en el establecimiento de unos factores de paso que permiten convertir las tasas de actividad de radionucleidos liberadas a la biosfera a tasas de dosis individuales.

En TVO-92 no se realiza modelización propia de la biosfera, sino que se adopta la de SKB-91, en la que se asume que se perfora un pozo profundo en el lugar del almacenamiento y que un 1% de la actividad descargada a la biosfera acaba en el pozo y el resto se libera directamente al agua de un lago cercano. La tasa de extracción del pozo ($1,6 \times 10^3$ m³/a) cubre las necesidades de consumo de un grupo de 25 personas y del ganado y permite el riego de los jardines. En el lago se pesca y su agua se emplea para regar pastos y campos.

En TVO-92 se han realizado algunas modificaciones para considerar el menor tamaño del almacenamiento (el factor de dilución es la mitad del de SKB 91, con lo que el 2% de la actividad descargada a la biosfera acaba en el pozo) y se han tenido en cuenta los límites de ingestión de radionucleidos para trabajadores de las recomendaciones de ICRP 61 [180]. Como la ingestión es la vía de exposición dominante, los factores de conversión a dosis se han calculado, multiplicando los factores de conversión a dosis de SKB-91 por dos y por el cociente entre los coeficientes de ingestión considerados en TVO-92 y los de SKB-91.

Además, en TVO-92 se postula un escenario de «liberación directamente al pozo» con factores de paso 50 veces mayores que los del escenario de referencia para la mayoría de los radionucleidos, y otro escenario de «biosfera marina» con factores de paso a dosis hasta una milésima de los de referencia.

En TILA-96, se considera el escenario WELL-96. En este escenario se asume que las liberaciones anuales desde el almacenamiento a la biosfera se diluyen en un volumen de 10^5 m³ de agua (equivalente, por ejemplo, a suponer que el 1% de la liberación total desde el almacenamiento a la biosfera termina en un pozo en el que la dilución es de 10^5 m³/a), que la ingestión de agua de bebida es la única vía de exposición y que un individuo bebe 500 litros de agua contaminada al año. De este modo, los factores de paso a dosis en este escenario son 5×10^6 veces los coeficientes de dosis por ingestión, tomados de ICRP 68 [181].

Estos factores de paso a dosis obtenidos con WELL-96 se han comparado con los de TVO-92 (basados en la biosfera de referencia de SKB-91) corrigiendo las diferencias en las tasas de ingestión, a la vista de las nuevas recomendaciones de ICRP-68. Se observa un gran acuerdo entre los resultados de WELL-96 y los de SKB-91, debido a que los volúmenes de dilución (10^5 m³/a en WELL-96 y $1,6 \times 10^5$ m³/a en SKB 91) y las fracciones de ingestión de radionucleidos liberados con el agua de bebida (5×10^{-6} en WELL-96 y $3,8 \times 10^{-6}$ en SKB 91) son muy similares, y a que la ingestión de agua de bebida es también en SKB-91 la vía de exposición dominante para la mayoría de los nucleidos. Así, los factores de conversión a dosis de WELL-96 son típicamente dos o tres veces más bajos que los de TVO-92 y difieren a lo sumo en un factor cinco.

En TILA-99, se hace referencia al proyecto internacional del OIEA BIOMASS [150], [151], en el que se están desarrollando una serie de biosferas simplificadas o de referencia. El primer caso considerado en este proyecto, es una biosfera consistente en un pozo cuya agua se emplea sólo para bebida, basada en el escenario WELL-97 postulado en TILA-99.

WELL-97, es una actualización del escenario WELL-96 de TILA-96, en el se hacen básicamente las mismas

hipótesis, pero se incorporan los coeficientes de dosis para miembros del público de ICRP 72 [182]. De este modo, los factores de paso a dosis, son 5×10^{-6} veces los coeficientes de dosis por ingestión de ICRP 72 [182].

En WELL-97, además de los radionucleidos de larga vida, se consideran todos los descendientes con períodos mayores de un día y los radionucleidos hijos de vida corta se consideran en equilibrio con sus progenitores.

Además, en TILA-99, respondiendo al requerimiento de STUK, en su revisión de TILA-96, de completar el escenario WELL-96 con una biosfera marina en Olkiluoto y Håstholmen, y con el análisis de una biosfera simplificada tipo granja autosuficiente, se ha comparado WELL-97 con la biosfera de SITE-94 [14], consistente en un pozo, con 4 vías de exposición asociadas (ingestión de agua de bebida, riego del terreno agrícola con agua del pozo, inhalación de polvo contaminado e ingestión de terreno y verduras contaminadas).

Después de corregir las diferencias en los coeficientes de dosis por ingestión, se ha visto que excepto para el Nb-94, los factores de paso a dosis de WELL-

97 son algo menores del 10% de los de SITE 94, ya que en SITE-94 la ingestión de agua de bebida es la vía de exposición dominante para todos los radionucleidos, excepto para el Nb-94, y aunque en ambos casos se considera la misma tasa de ingestión de agua de bebida, el volumen de dilución de SITE-94 es 10 veces menor.

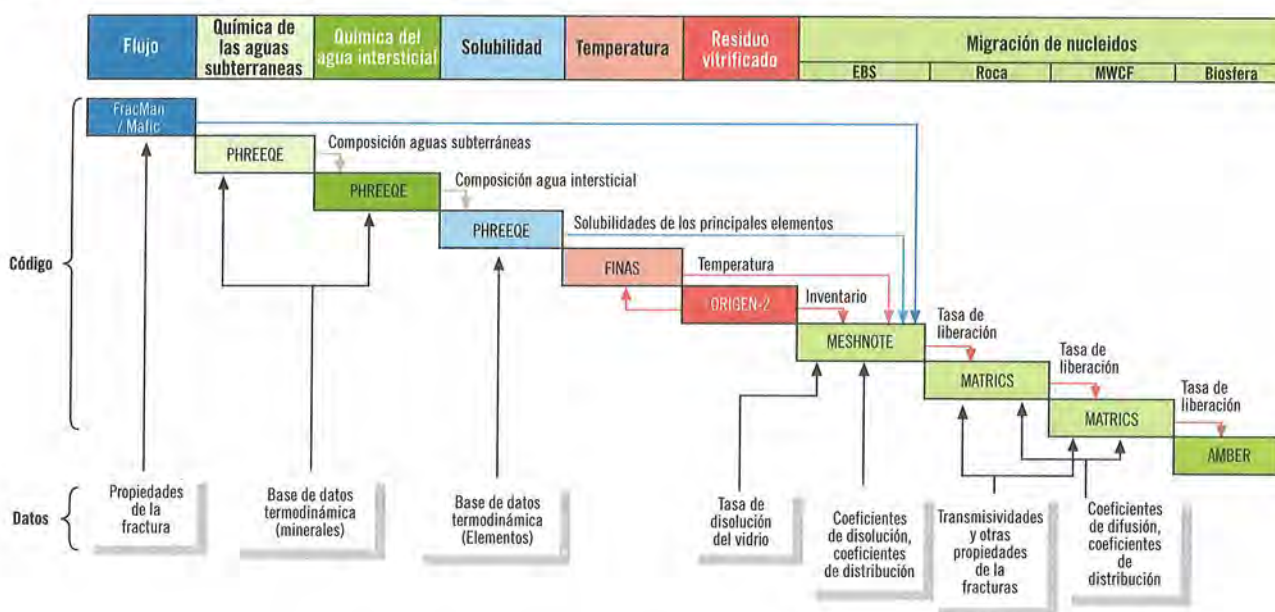
2.3. Japón: H12

En el ejercicio japonés H12 [8] [9], se ha adoptado una aproximación determinista al cálculo de consecuencias. Se han aplicado datos y modelos del campo cercano relativamente realistas, ya que es la parte del almacenamiento que se puede caracterizar mejor, y para la geosfera, dada la mayor incertidumbre, se ha elegido una estrategia de modelización más conservadora.

En la figura 33 se ilustra la cadena de modelos directamente utilizados en la evaluación de la seguridad, y los empleados para establecer valores de algunos parámetros o para justificar la aplicación de modelos más simples.

A continuación, se describen los modelos empleados para el análisis del Caso de Referencia.

Figura 33. Cadena de modelos empleados en H12 y flujo de información entre ellos (De H12 [9])



2.3.1. Modelo de inventario de radionucleidos

En H12, se ha empleado el código *ORIGEN 2.1* [138] para calcular el inventario de radionucleidos para los cuatro tipos de residuos vitrificados que podrían darse en Japón (procedentes de las plantas de reproceso JNFL y TVF de Japón, COGEMA de Francia y BNFL de Inglaterra). Como no existen grandes diferencias en las propiedades de estos cuatro tipos de residuo, en la evaluación de seguridad se han empleado los datos del residuo reprocesado en Japón por JNFL.

2.3.2. Modelo de liberación de radionucleidos

El modelo de liberación de radionucleidos desde el residuo vitrificado empleado en H12 considera, que una vez que el agua entra en contacto con el mismo, los radionucleidos, que se suponen distribuidos homogéneamente en el residuo vitrificado, se van liberando a medida que se va disolviendo el vidrio de reproceso (disolución congruente).

La superficie del residuo vitrificado se considera mayor que su superficie geométrica, debido a su agrietamiento en el proceso de enfriamiento y por corrosión. La disminución de la superficie del vidrio con el tiempo, debida a su disolución, no se considera. De este modo, se define un área de disolución de $17 \text{ m}^2/\text{contenedor}$.

La modelización de la disolución del residuo vitrificado se ha realizado mediante la aplicación de un modelo de regresión lineal de la dependencia de la tasa de disolución con la temperatura, obtenido en experimentos de disolución a largo plazo, estableciéndose una tasa de disolución del vidrio de $10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. En los análisis de sensibilidad se consideran también tasas de disolución del vidrio un orden de magnitud mayor y menor.

2.3.3. Modelo de flujo de aguas subterráneas

Se considera el flujo de aguas subterráneas a través de una red de fracturas planas con distinto tamaño, transmisividad, orientación, y apertura, distribuidas en la roca hospedante.

Se establece un volumen de modelización de $200 \times 200 \times 200 \text{ m}^3$, centrado en el extremo inferior del túnel de almacenamiento el cual dista 100 m de una falla principal conductiva (MWFC).

Se calcula el flujo de aguas subterráneas a través de la zona alterada por la excavación (EDZ) empleando un modelo de redes de fracturas tridimensional, en el que la EDZ se representa como un medio continuo de 0,5 m de espesor y una conductividad hidráulica de 10^{-9} m/s (un orden de magnitud mayor que la de la roca sin alterar). Se obtiene una tasa de flujo medio a través de la EDZ de $0,001 \text{ m}^3/\text{a}$, que se emplea en los cálculos de transporte en el campo cercano.

Para calcular el transporte de nucleidos, el modelo de redes de fracturas se transforma en un modelo de red de canales, asignando a la transmisividad y a la apertura de cada canal los mismo valores que los de la fractura asociada.

Se asume que los bultos de residuos se disponen horizontalmente en el túnel de almacenamiento y que la dirección del flujo es perpendicular a dicho túnel.

En la modelización se ha utilizado el código *FracMan* [145] para generar las redes de fracturas mediante distribuciones de probabilidad de la localización, orientación, tamaño y transmisividad de las fracturas, a partir de datos bibliográficos, estudios de campo y experimentos en la mina de Kamaishi y datos de sondeos superficiales y en minas y galerías en Japón. Con el módulo *MAFIC* [146] se han resuelto las ecuaciones de flujo en la malla de elementos finitos establecida. *FracMan* y *MAFIC* se han empleado en varios proyectos para el almacenamiento de residuos radiactivos, incluyendo las simulaciones de flujo y de transporte de trazadores en la mina de Stripa (Suecia).

El módulo *PAWorks/LTG* [148] calcula el transporte de radionucleidos, proporcionando, para cada realización de redes de fractura del código *FracMan*, cálculos estadísticos de la distribución de las tasas de liberación a la salida de los límites del modelo.

PAWorks/LTG es un modelo de red de canales que resuelve las ecuaciones de transporte usando el método de elementos finitos para la discretización espacial y la técnica de la transformada de Laplace para la evolución temporal. Este método de elementos finitos y transformada de Laplace se ha verificado por comparación con soluciones analíticas y con el código MATRICS.

2.3.4. Modelo de transporte en el campo cercano

En el modelo conceptual del transporte de los radionucleidos en el campo cercano se realizan las siguientes hipótesis:

- El contenedor falla a los 1.000 años y, posteriormente no ofrece ninguna resistencia al transporte. Para entonces, se considera que la generación de calor del bulto es despreciable y que el buffer está completamente saturado.
- Los radionucleidos liberados desde el residuo, se disuelven homogéneamente en una hipotética región llena de agua alrededor del residuo.
- La química del agua intersticial de la bentonita se considera reductora.
- La concentración de los nucleidos en las proximidades del residuo y en el buffer está controlada por sus límites de solubilidad, que se reparten entre los distintos isótopos de cada elemento. La precipitación se considera instantánea y reversible.
- Los radionucleidos se difunden a través del buffer y son retardados por sorción lineal, reversible e instantánea en la bentonita.
- Los radionucleidos que alcanzan el límite exterior del buffer se mezclan instantánea y completamente con las aguas subterráneas que fluyen a través de la zona alterada por la excavación (EDZ). No se considera sorción en la EDZ y el flujo total de radionucleidos viaja hasta las grietas en la matriz rocosa.

- La generación y migración de gas, el transporte coloidal, la radiólisis del agua intersticial y la actividad de microbios no se han considerado en los cálculos para el caso de referencia (CR).
- Las cuatro cadenas de desintegración se consideran simultáneamente.

Las regiones consideradas en la modelización son el vidrio de reproceso, una región hipotética llena de agua alrededor del residuo (10^{-3} m^3), el buffer ($7,37 \text{ m}^3$) y la EDZ (10^{-3} m^3).

El transporte en el buffer se modeliza mediante ecuaciones que incluyen difusión radial, sorción en los materiales del buffer, precipitación/ disolución y desintegración radiactiva. En las ecuaciones de transporte en la EDZ, que proporcionan la tasa de liberación de los radionucleidos a la roca, se incluye disolución de los radionucleidos en las aguas subterráneas, difusión desde el buffer, flujo de aguas subterráneas a través de la EDZ, sorción y desintegración radiactiva. En el CR, se asume que la porosidad en la EDZ es uno y se ignora el efecto de retardo en la misma.

En H12, las ecuaciones de liberación y transporte en el campo cercano se han resuelto mediante el método de diferencias finitas con el código *MESHNOTE* [140]. Este código, frente al código *RELEASE* [141] empleado en H3 [63], presenta la ventaja de poder solucionar varias cadenas de desintegración con solubilidades elementales compartidas. *MESHNOTE* ha sido verificado por comparación con soluciones analíticas para el caso estacionario y por intercomparación con otros códigos. Además, se ha probado la consistencia del modelo mediante experimentos de fugas y difusión con residuos vitrificados.

Datos del campo cercano

La composición de las aguas subterráneas elegidas para el sistema de referencia (agua dulce) se ha calculado asumiendo equilibrio termodinámico y usando el código geoquímico *PHREEQE* [142]. Se ha empleado la base de datos termodinámica de la NEA, además de la base de la primera versión del código [144].

El modelo, sin embargo, no permite la simulación de las concentraciones de algunos radionucleidos importantes como F, B, P y Cl. Así, por completitud, se han añadido los valores medios de las concentraciones medidas de F, B y P y se ha usado el Cl para el balance de carga en la solución final.

La *composición del agua intersticial* se ha evaluado empleando un modelo de equilibrio termodinámico y se ha calculado con el código *PHREEQC* [143], que incorpora el «Modelo de dos Capas Generalizado», y emplea la misma base de datos que la usada para establecer la composición de las aguas subterráneas.

Las *solubilidades* se han estimado mediante un modelo de equilibrio termodinámico, empleando el código *PHREEQ* y la base de datos termodinámica de JNC (JNC-TBD) desarrollada para la evaluación del comportamiento de almacenamientos geológicos y revisada por especialistas internacionales. Se ha establecido una fase sólida limitante de la solubilidad apropiada, se han considerado efectos de coprecipitación para los radionucleidos importantes y se han empleado los valores medidos experimentalmente, cuando eran mayores que los estimados.

Los *coeficientes de difusión efectiva*, D_e , para los elementos importantes para la seguridad, se han determinado: 1) a partir de datos medidos –caso del Cs–; 2) mediante la adopción de un análogo aniónico –caso del Se–; y 3) aplicando conservadoramente, el D_e del agua tritiada –para los demás elementos que, o existen como especies acuosas neutras o de los que hay diversas especies químicas–. Además, se tiene en cuenta el efecto sobre los D_e , de la temperatura y del contenido de arena de sílice en el buffer.

Los *coeficientes de distribución* se calculan a partir de los coeficientes de difusión efectiva y de los *coeficientes de difusión aparente*. Estos últimos, se establecen a partir de medidas que consideran condiciones redox, o de datos de elementos análogos químicamente, para elementos de los que no existen medidas.

2.3.5. Modelo de transporte en la geosfera

En la modelización del transporte de radionucleidos en la geosfera para el CR, se considera la existencia

de una capa sedimentaria de 200 m sobre la masa rocosa, que no ofrece resistencia significativa al transporte, y de un acuífero bajo dicha capa sedimentaria. El almacenamiento se localiza a más de 100 m de cualquier fractura conductiva importante.

Los nucleidos son transportados 100 m horizontalmente a través de canales en la masa rocosa y después verticalmente 800 m (para el almacenamiento situado en roca dura a una profundidad de 1000m) a través de una falla principal conductiva (MWCF) hasta el acuífero.

2.3.5.1. Modelo de transporte en la masa rocosa

El transporte de los radionucleidos a través de la roca en el caso de referencia (CR) se modeliza partiendo de las siguientes hipótesis:

- Los nucleidos viajan disueltos en las aguas subterráneas a través de canales en la red de fracturas en la masa rocosa.
- La dispersión hidrodinámica se representa mediante una longitud de dispersión.
- La sorción en la matriz rocosa se considera lineal, reversible e instantánea y se ignora la sorción en la superficie de las grietas.
- No se incluye la difusión en los materiales de relleno de las grietas y en fracturas sin conectar.
- Se asume que los coloides, los microorganismos y la materia orgánica no afectan al transporte de los radionucleidos.
- La posibilidad de flujos debidos a la diferencia de densidad originadas por convección térmica o por interfases agua dulce- agua salina, no se analiza.

En la figura 34 se ilustran los principales procesos considerados y los parámetros más relevantes para el transporte de radionucleidos en un canal en la geosfera.

Para modelizar el transporte en los canales de la masa rocosa, JNC ha desarrollado un modelo «multi-

caminos» (*multi-pathway model*), en el que cada camino representa un conjunto de canales de transmisividad similar, lo que permite tener en cuenta la heterogeneidad de la roca con un modelo simple. Este modelo proporciona resultados similares a los de modelos realistas más complejos, como modelos de redes de fracturas en tres dimensiones.

Se establece una función de distribución de las transmisividades en la roca, que se divide en 48 segmentos, de modo que los canales cuyas transmisividades corresponden a un segmento dado, se representan por un solo camino del modelo.

El transporte de radionucleidos en la matriz rocosa en condiciones estacionarias, se expresa matemáticamente mediante las ecuaciones de advección - dispersión en una dimensión en cada camino representado por una fractura plano- paralela, con difusión transversal en la matriz rocosa.

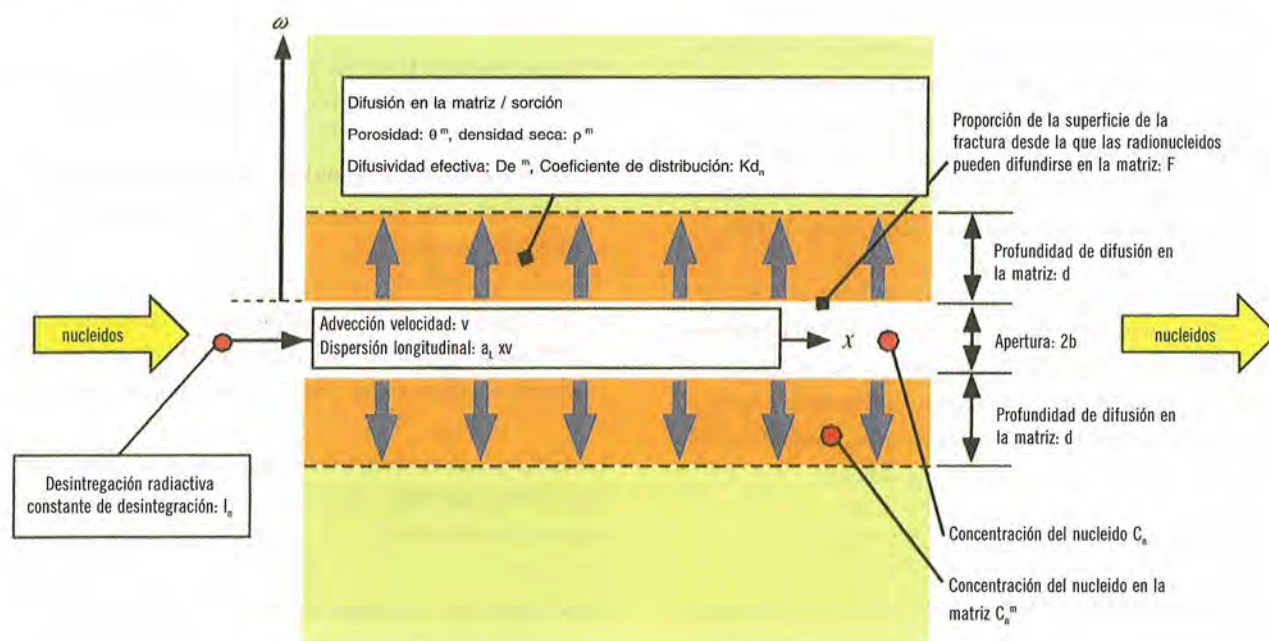
Las concentraciones iniciales de radionucleidos en las grietas y en la matriz rocosa se consideran nulas y

como entrada al modelo se toma la tasa de liberación de cada radionucleido desde el campo cercano, ponderada para cada camino.

Las ecuaciones del transporte de radionucleidos en cada camino se han resuelto con el código numérico *MATRICS*, y la liberación total desde la masa rocosa a la falla principal conductiva se calcula sumando las liberaciones desde el campo cercano para cada camino, ponderadas por la probabilidad de la transmisividad de cada camino.

En los casos de cálculo postulados para los escenarios de perturbación asociados a fenómenos naturales, los cálculos de transporte en la geosfera se han realizado con el código numérico *TIGER*, que a diferencia del semianalítico *MATRICS*, puede manejar dependencias temporales de los parámetros. Cuando se usa el código *TIGER*, se reduce el número de segmentos en los que se divide la función de distribución de la transmisividad, para mejorar la eficiencia de cálculo.

Figura 34. Esquema conceptual de los procesos de transporte en un canal de la geosfera considerados en el Caso de Referencia de H12, junto con los parámetros más relevantes (Modificado de H12 [9])



2.3.5.2. Modelo de transporte en una falla principal conductiva (MWCF)

Para el transporte de los radionucleidos a través de la MWCF se asume advección y dispersión, difusión en la matriz rocosa adyacente y retardo por sorción sobre las superficies de poro de la roca. La sorción sobre la superficie de falla no se considera.

El transporte en la MWCF se expresa matemáticamente mediante las ecuaciones de transporte en una fractura plano-paralela en una dimensión, con difusión en la matriz, similar a la del transporte en cada camino de la roca hospedante. La entrada al modelo es el flujo de radionucleidos tras los primeros 100 m de transporte en la masa rocosa.

Datos

En el CR, se asume conservadoramente que el gradiente hidráulico vertical en la falla es igual al gradiente hidráulico horizontal en la roca, asignándoles un valor de 0,01.

La distribución de transmisividades de las grietas en la masa rocosa, se deriva de ensayos hidráulicos a una profundidad de unos 270 m en la mina de Kamaishi. Se considera una distribución log-normal de transmisividades para la masa rocosa, correspondiente a transmisividades entre 10^{-13} y $10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ y a velocidades de las aguas en las fracturas entre $5 \cdot 10^{-2}$ y $5 \cdot 10^1 \text{ m/a}$. A la transmisividad en la falla conductora se le asigna el mayor valor de la distribución ($10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

El resto de los parámetros de la falla principal conductiva se consideran iguales a los de la roca hospedante:

$$2b = C \sqrt{T}$$

- La apertura de las fracturas en la masa rocosa (2b) se ha obtenido mediante la siguiente ley empírica, con T la transmisividad de la fractura y c una constante, cuya validez se ha confirmado en ensayos de trazadores sin sorción en fracturas sencillas en Kamaishi. La apertura de la MWCF se asume de $6,3 \cdot 10^{-4} \text{ m}$.

- La longitud de dispersión, se considera 1/10 de la distancia de transporte (10 m en la masa rocosa y 80 m en la MWCF).
- Se asume una profundidad de difusión en la matriz de 10 cm.
- La proporción de la superficie de las grietas desde la que los radionucleidos pueden difundirse en la matriz, se asume del 50%, valor consistente con los experimentos de inyección de resinas en Kamaishi y con otros estudios realizados en EE.UU.
- La porosidad de la masa rocosa sin alterar se considera del 2%, y a la densidad seca de la roca, se le asigna el valor de $2.640 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, intermedio entre los valores para la roca alterada y sin alterar medidos en la mina de Kamaishi.
- El coeficiente de difusión efectiva, que tiene en cuenta el efecto de la temperatura, pero no los efectos de la exclusión aniónica y de la difusión superficial, se considera de $3 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.
- Los coeficientes de distribución se determinan en experimentos de sorción «batch».

2.3.6. Modelo de transporte en la biosfera

En H12 se adopta el concepto de «Biosfera de Referencia» desarrollado en el proyecto BIOMASS [150], [151] del OIEA.

En las recomendaciones de AEC sobre el desarrollo de los programas de I+D para el almacenamiento geológico [66], se apunta, en relación con el tratamiento de la biosfera, que el medio geológico debería considerarse de forma amplia, y que debería asumirse que los hábitos y actividades actuales del hombre se mantienen en el futuro, considerando la dosis individual como el principal indicador del riesgo.

En el Caso de Referencia (CR), se asume que el almacenamiento se sitúa en un llano y que el agua subterránea a la profundidad del emplazamiento es agua dulce típica de una zona del interior. Todos los radionucleidos que han sido transportados a través

de la masa rocosa y de la falla principal conductiva llegan a un acuífero cerca de la superficie, y desde allí a la biosfera a través de un río.

La distribución de los radionucleidos en las distintas partes de la biosfera se representa mediante un modelo compartimental. Los compartimentos considerados son: el terreno superficial, una zona de saturación variable, el agua del río, los sedimentos del río, el agua marina de la zona, y los sedimentos marinos de la zona.

Se asume que todos los radionucleidos que entran en el acuífero son transportados instantáneamente sin sufrir retardo en el acuífero y que pasan directamente al agua del río, eludiendo los sedimentos de río.

Siguiendo las recomendaciones de AEC, se considera que las condiciones ambientales y los hábitos actuales en Japón en relación con el uso de los recursos locales y el consumo de productos de la zona no varía. Los grupos de exposición considerados son los siguientes: Un grupo de granjeros, que viven de la agricultura local y de sus productos ganaderos; un grupo que se alimenta principalmente de los productos pescados en agua dulce, y un grupo que vive principalmente de la pesca en el mar. Para cada grupo de exposición se calculan dosis por ingestión, inhalación e irradiación externa.

Las ecuaciones matemáticas planteadas para el modelo compartimental y el modelo de exposición se han resuelto con el código *AMBER* [152] que se ha empleado en otros países y ha sido verificado por comparación con otros códigos y en el proyecto internacional BIOMOVs [131].

Se toma como entrada al modelo una unidad de actividad de cada nucleido, y se ejecuta el código estacionario, obteniéndose los factores de paso a dosis que transforman los flujos de actividad liberados desde la geosfera a tasas de dosis.

Siguiendo las directrices de AEC, cuando ha sido posible, se han considerado datos estadísticos sobre el modo de vida actual en Japón, que se han usado para establecer las tasas de consumo de determina-

dos productos alimenticios, la tasa de flujo de los ríos y el volumen de agua de riego. Cuando no se disponía de datos de Japón, se han empleado bases de datos de las evaluaciones de comportamiento en otros países.

2.4. Suecia: *KBS-3, Project-90, SKB-91, SITE-94 y SR 97*

KBS-3 es el primero de los ejercicios de evaluación de la seguridad realizados por SKB. Se trata de un ejercicio de evaluación de la seguridad determinista llevado a cabo a partir de los conocimientos disponibles en el momento de su realización, por lo que, en algunos casos, la falta de conocimiento ha debido compensarse con el uso de hipótesis muy conservadoras.

En los cálculos de la evaluación de seguridad, se han empleado datos geológicos, geoquímicos e hidrológicos obtenidos de investigaciones superficiales y de prospecciones en distintos lugares de Suecia: Fjällveden, Svartboberget, Gidea y Kamlunge. La continuación de las investigaciones en las áreas previamente estudiadas de Finnsjön, Krakemala y Sternö ha proporcionado información sobre propiedades generales y características del lecho cristalino.

En el siguiente ejercicio de SKB, *SKB-91*, que pretende mostrar como afectan las características del emplazamiento a la seguridad del almacenamiento, se trata de evitar las simplificaciones conservadoras que se utilizaron en *KBS-3*. El flujo de las aguas subterráneas y la distribución del número de contenedores inicialmente defectuosos se modeliza estocásticamente, pero los restantes procesos se evalúan de modo determinista, para que las incertidumbres en el campo cercano no enmascaren el efecto sobre los resultados de los cambios en el campo lejano. Se han empleado datos de topología, geología y otras características específicas, del área de Finnsjön.

En *SR-97* no se ha podido realizar un análisis probabilista en toda regla, y se ha abordado una aproximación al tratamiento de la incertidumbre, en la que se asignan rangos probabilistas sólo a unos pocos parámetros para los que existen bases de datos esta-

dísticas significativas. (Ej.: permeabilidad de la matriz rocosa), mientras que para el resto de los parámetros se postula un valor realista y otro pesimista.

Se consideran tres emplazamientos hipotéticos:

Aberg, Beberg y Ceberg, cuyos datos proceden respectivamente de Gideå in Ångermanland, Finnsjön en Uppland y el laboratorio subterráneo de Äspö en Småland, aunque el programa de caracterización ha sido distinto en cada emplazamiento.

Los ejercicios realizados por SKI, *Project-90* y *SITE-94*, más que evaluaciones exhaustivas de un concepto de almacenamiento, constituyen ejercicios de investigación dentro del programa de I+D de SKI, para desarrollar capacidad propia de evaluación de la seguridad.

En *Project-90*, como se pretende explorar las limitaciones en la comprensión de determinados procesos y componentes del sistema y las incertidumbres relevantes para el estudio de seguridad, se ha dado mayor peso a los análisis deterministas. Pero, además, se ha realizado una evaluación probabilista para el escenario de referencia, con el fin de estudiar la aplicabilidad de esta metodología, sus ventajas y limitaciones y los datos necesarios para su utilización sistemática. En este ejercicio, se asume un emplazamiento de referencia hipotético, con características típicas del basamento cristalino sueco.

En *SITE-94* se han realizado investigaciones en la modelización de la geología, hidrogeología, mecánica de la roca y geoquímica, adicionales a las de *Project-90*. Por ello, son estos nuevos trabajos a los que se ha dedicado mayor atención en el ejercicio. Dado su objetivo de determinar como deben asimilarse los datos específicos del emplazamiento en la evaluación del comportamiento, se han empleado datos procedentes de la fase de excavación y construcción del laboratorio de Äspö, y de la base de datos de SKB, GEOTAB.

En la figura 35 se representa la cadena de modelos empleados en SR-97, junto con las principales fuentes de información de los mismos.

En *Project-90*, para establecer y probar una metodología de evaluación, se ha desarrollado el código de transporte de radionucleidos en el campo cercano CALIBRE [188] y el código de migración en el campo lejano CRYSTAL [02]. El flujo de aguas subterráneas se ha simulado con un modelo ya existente y, en los cálculos probabilistas, se ha utilizado el código SYVAC/SU [206].

En los ejercicios se realizan análisis de un solo contenedor, es decir no se asume interacción entre posiciones de almacenamiento, ni variación en las propiedades de la roca entre las distintas posiciones.

A continuación se describen los principales modelos empleados.

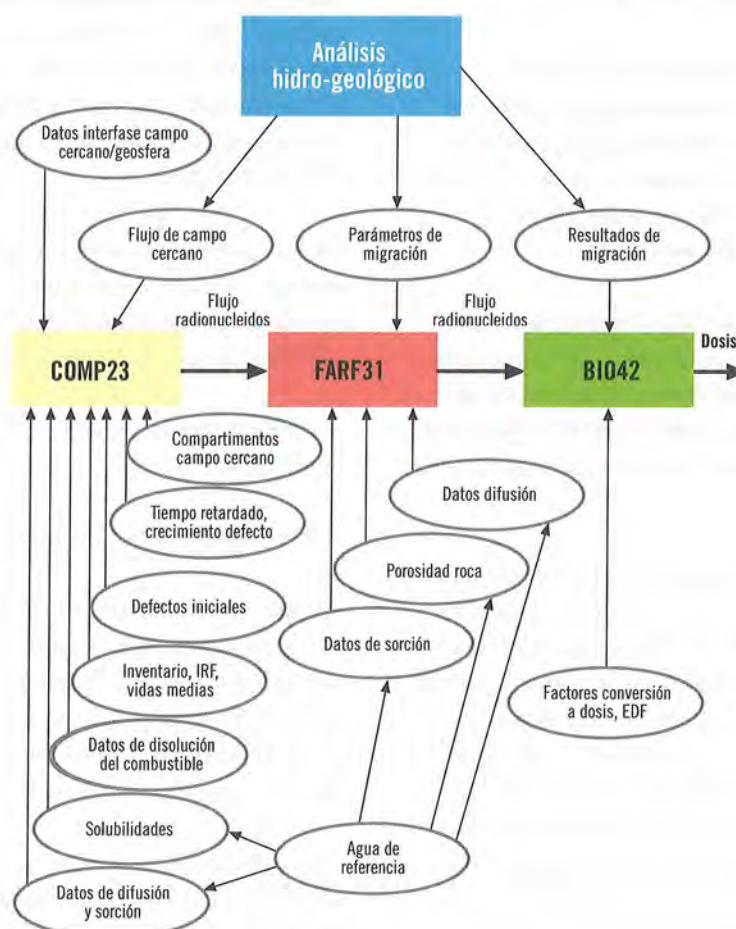
4.4.1. Modelos de inventario de radionucleidos

En *KBS-3*, el inventario de radionucleidos para los cálculos se establece a partir de combustible de referencia PWR con un quemado de 38 MWd/kgU. En *SKB-91*, el combustible de referencia es combustible BWR de igual quemado. En ambos ejercicios se asume que existen 1,4 t de uranio por contenedor.

Para estimar el contenido y actividad de los radionucleidos y el calor de desintegración del combustible irradiado, en *KBS-3* y *SKB-91*, se ha empleado el código *ORIGEN 2* [138], comparándose los resultados con el código CASMO. En *SR 97*, se ha empleado el código *ORIGEN-S* incorporado en el código *SCALE* [211] y también se ha empleado el código *CASMO-4* [153] para comparar y verificar los resultados.

En *Project-90* y *SITE-94* se ha considerado un inventario de radionucleidos más realista [184], basado en cálculos en los que se hace un seguimiento de la historia de quemado de cada remesa de combustible fresco de cada reactor sueco. En estos ejercicios, se supone un escenario de cierre simultáneo de todos los reactores en el 2010 y, que a partir de 1995, el combustible empleado en dos centrales nucleares, contiene uranio reciclado procedente del reproceso de combustible tipo LWR. Para una cantidad total de 6281 toneladas de metal pesado, se obtienen las actividades medias de cada radionucleido por tonelada

Figura 35. Esquema de los modelos (cajas) y los datos (elipses) empleados para los cálculos de transporte de radionucleidos en SR 97 (Traducido de SR 97 [15])



de metal pesado. En SITE-94, se incluyen algunos radionucleidos adicionales a los de Project-90, tomados de los inventarios de KBS-3 y TVO-92.

En SR-97, se han realizado *cálculos de criticidad*, para dos tipos de elementos combustibles, uno PWR y otro BWR que, desde el punto de vista de la criticidad, cubren las posibles situaciones en el almacenamiento. Se han calculado las curvas de enriquecimiento inicial frente a quemado que dan lugar a una K_{ef} de 0,95 y se ha comprobado que, con un margen suficiente de incertidumbre, para todos los EECC almacenados en CLAB, se está por debajo de dichas curvas y se tiene un margen de criticidad, que no se espera que se vea afectado por los posibles cambios futuros de las propiedades de los EECC

2.4.2. Modelos de comportamiento del contenedor

En KBS-3, se analiza la corrosión del contenedor por el oxígeno y los sulfuros presentes en el agua. A partir de las estimaciones de las tasas de corrosión, se asume, de modo conservador, que los contenedores fallan a tasa constante entre los 10^5 y los 10^6 años.

En SKB-91, el modelo de campo cercano Tullgarn, considera 3 posibles mecanismos de fallo del contenedor: defecto inicial del contenedor de cinco mm² de sección, en uno de cada 1.000 contenedores, sobrecarga mecánica por sobrepresión interna debida al helio generado por desintegración α , y penetra-

ción por corrosión del cobre, producida por los sulfuros presentes en el agua intersticial de la bentonita (factor de picadura 2).

En *Project-90* y *SITE-94*, se discuten distintos modos de fallo mecánico del contenedor (debido a tensiones externas, a presión interna debida al He y por defectos de fabricación) y el fallo por corrosión del cobre en presencia de sulfuros. En estos ejercicios, teniendo en cuenta los largos tiempos de vida del contenedor estimados en los cálculos, se considera que la hipótesis de KBS-3 es muy poco realista, y se analiza el fallo de un único contenedor a distintos tiempos (10^3 , 10^4 , 10^5 y 10^6 años en *Project-90* y 10^3 , 10^4 y 10^5 en *SITE-94*). No se analiza el fallo múltiple de contenedores.

En *SR-97*, se realiza un análisis exhaustivo del comportamiento del contenedor en el escenario de contenedor con defecto inicial. Se introduce el concepto de «tiempo de retardo» definido como el tiempo que tarda en establecerse una vía continua de agua, que permita la migración de los radionucleidos desde el combustible al exterior del contenedor, a partir del cual da comienzo la liberación.

En *SR-97*, se indica que considerando una adecuada fabricación, sellado e inspección de los contenedores, no es razonable esperar un porcentaje mayor del 0,1% de contenedores defectuosos, con defectos de tamaño pequeño. De este modo, se establece un valor razonable de un contenedor defectuoso con un agujero de un mm^2 ($1\mu\text{m} \times 1\text{m}$) y un valor pesimista de cinco contenedores con un defecto inicial de un mm^2 .

También se ha modelizado la evolución hidromecánica del contenedor con un defecto inicial, evaluándose la entrada de agua al contenedor, la difusión del agua, las tensiones mecánicas debidas a los productos de corrosión, la generación de gas por corrosión localizada o generalizada y el transporte de gas a través del buffer. Mediante estos modelos, se han postulado las secuencias de sucesos probables para el contenedor con un agujero inicial de 1 mm^2 , y una tasa de corrosión de los internos de hierro del contenedor de $0,1\text{ }\mu\text{m/a}$ (estimada a partir de estudios de corrosión del contenedor).

Suponiendo un agujero inicial circular de 1 mm^2 , el tiempo de retardo considerado razonable es de $2 \cdot 10^5$ años. Sin embargo, asumiendo otra forma del agujero de entrada y que la presión de gas en el interior del contenedor no se acumula lo suficientemente rápido como para controlar la entrada de agua, se postula un tiempo de retardo pesimista de 300 años.

Con los análisis realizados del crecimiento del defecto y del tiempo de retardo, se estima un valor razonable para el tiempo en el que el agujero pequeño inicial del contenedor tarda en convertirse en un defecto grande de $2 \cdot 10^5$ años y un valor pesimista de 22.000 años.

2.4.3. Modelos de liberación de radionucleidos

En *KBS-3* y *SKB-91*, se asume la liberación instantánea tras el fallo del contenedor del inventario del huelgo y de los límites de grano (10 % de I y Cs y el 100% de los gases nobles en KBS-3; 100% de C, 10% de I y Cl y el 5% de Cs en SKB-91). La liberación de radionucleidos desde la matriz de combustible se considera proporcional a la tasa de actividad α en el combustible, estimándose que para un EECC de 10^5 años, la disolución total de la matriz de UO_2 se produce a los $7 \cdot 10^6$ años.

Además, en *SKB-91*, se utiliza el modelo *TRUMP* para determinar que radionucleidos decaen hasta niveles despreciables durante la fase transitoria y poder así excluirlos de los cálculos con el código de campo cercano Tullgarn.

En *Project-90*, el código de campo cercano CALIBRE incorpora los siguientes tres mecanismos de liberación de radionucleidos: la liberación instantánea de radionucleidos tras el fallo del contenedor desde el huelgo pastilla- vaina (1% de Tc y 10% de I, Cs y C), la liberación a tasa constante de $3,65 \times 10^{-5}\text{ año}^{-1}$ desde los límites de grano (100% de Sr, 10% de Tc y 90% de I, Cs y C) y la liberación desde la matriz de combustible congruente con su disolución oxidante, obteniéndose los tiempos de disolución del combustible para diferentes tiempos de fallo del contenedor.

En *SITE-94*, la versión mejorada del código CALIBRE representa la liberación de radionucleidos desde el

combustible, considerando los mecanismos e hipótesis de liberación de Project-90 (huelgo, límite de grano, matriz de UO_2) y además, la liberación de productos de activación desde la vaina y otras partes estructurales, haciendo las mismas hipótesis que en TVO-92.

En SR-97 se ha empleado un modelo de oxidación radiolítica de la matriz de combustible más refinado, en el que se consideran la radiólisis α y β en una capa de agua de 0,1 mm entre la pastilla de combustible y la vaina, las reacciones químicas entre los productos de radiólisis, el hidrógeno disuelto y el agua, y las reacciones (consideradas de primer orden) entre la matriz de uranio y los oxidantes (H_2O_2 , O_2).

Los cálculos se han realizado con el modelo *Macksi-ma-Chemist* [212], que es un programa típico para modelizar la radiólisis. Para las reacciones en fase acuosa, se ha empleado la base de datos de cinética de disolución NDRL/NIST.

A partir de las simulaciones del modelo, para las condiciones de tasa de dosis y de presión parcial de H_2 en el contenedor, se propone una tasa de disolución de la matriz de combustible de 10^{-8} año $^{-1}$.

Adicionalmente, se asume que las fracciones de radionucleidos del combustible presentes en el huelgo pastilla - vaina, en el límite de grano y en las partes metálicas se liberan instantáneamente, estableciéndose unos valores de las fracciones de liberación instantánea (IRF) «razonables» (100% de los productos de activación Ni-59, Ni-63, Nb-94, Ag-108m; 15% de C-14; 6% de Cl-36; 3% de Se-79, Cd-113m, I-129, Cs-135, Cs-137; 2% de Kr-85, Sn-126; 0,25% de Sr-90; y 0,2% de Tc-99 y Pd-107) y «pesimistas» (el doble, en la mayoría de los casos).

2.4.4. Modelos de transporte en el campo cercano

En KBS-3, se asume que los elementos liberados desde el combustible se disuelven en el agua próxima a la superficie del combustible, estando su concentración máxima en el agua controlada por los límites de solubilidad del elemento o por los de la matriz de UO_2 . Los radionucleidos liberados son

transportados por difusión en la bentonita, pero no se considera el retardo de los radionucleidos en la misma.

También se considera que, debido básicamente a la radiólisis producida por la radiación α que crea condiciones oxidantes en torno al combustible, se forma un «frente redox» constituido por los agentes oxidantes que se van alejando del contenedor y reaccionando con las sustancias del medio.

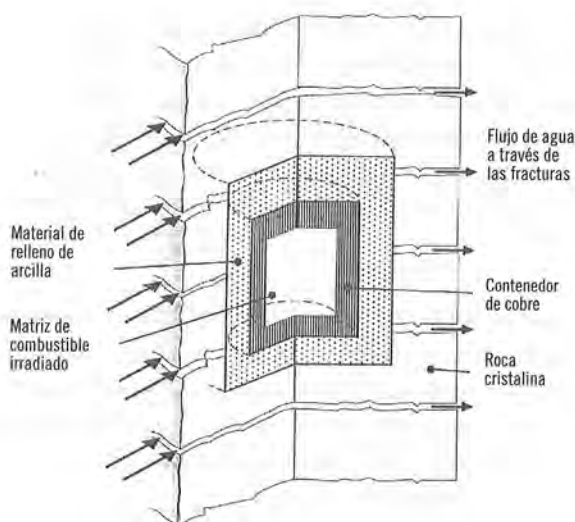
El modelo de transporte de radionucleidos en condiciones estacionarias [185], se basa en el concepto de resistencia a la transferencia de masa y representa la difusión en 3D en la bentonita desde la superficie del contenedor hasta las grietas conductoras de agua y la difusión en el agua que fluye entre las paredes plano paralelas de las grietas conductoras de agua.

En Project-90, el mayor énfasis en el transporte de radionucleidos en el campo cercano se ha puesto en la liberación de radionucleidos desde un contenedor deteriorado y la difusión a través de la bentonita al sistema de grietas de la roca hospedante, modelizado con el código *CALIBRE* desarrollado por SKI [188]. Se han realizado también algunos cálculos para el camino de liberación alternativo que va desde el contenedor al túnel, a través de la bentonita por encima del contenedor. La liberación vertical desde el contenedor al túnel no se calcula.

La geometría del modelo considera el contenedor cilíndrico y de longitud infinita, rodeado de bentonita en contacto directo con la roca. La roca del campo cercano se representa como una masa de roca porosa con fracturas plano-paralelas uniformemente distribuidas perpendiculares al eje del contenedor (ver figura 36).

Se asume la producción de oxidantes por radiólisis α del agua, que dan lugar a la disolución del combustible y a la formación de un frente redox, asignándose una fracción de la producción de oxidantes a cada uno de los fenómenos (de modo conservador, se asume el total disponible para ambos procesos).

Figura 36. Geometría del modelo conceptual empleado en CALIBRE (De Project-90 [12])



Se considera difusión en la bentonita, transporte advectivo en las grietas, sorción de los radionucleidos en todo el campo cercano, así como la solubilidad de los elementos y la desintegración radiactiva.

Con CALIBRE el cálculo del transporte de los radionucleidos y el del movimiento del frente redox se realiza por separado. Se emplea una malla espacial en dos dimensiones y, además, para los cálculos de transporte, un esquema de discretización temporal. El cálculo del movimiento del frente redox permite determinar el tiempo en el que cada celda de la malla espacial se hace oxidante, proporcionando las condiciones redox en cada instante necesarias para el cálculo del transporte. Los cálculos de transporte se realizan para cada nucleido separadamente y en cada paso de tiempo se realizan analíticamente los cálculos de desintegración y se actualizan para el siguiente cálculo.

La resolución numérica de las ecuaciones de transporte se realiza mediante el método de diferencias finitas.

Para los cálculos probabilistas, se utiliza un modelo del campo cercano más simplificado, que considera condiciones estacionarias para el transporte de los

radionucleidos desde el combustible irradiado hasta el campo lejano, inmediatamente después del fallo del contenedor, despreciando la sorción de radionucleidos y la difusión en la matriz rocosa. El modelo calcula para cada radionucleido:

- La *liberación desde el bulto de residuo*, con el código *LCHCAL* [191] del paquete SYVAC-SU [206] que, asumiendo la misma geometría que en CALIBRE, modeliza el transporte en una dimensión a través de la bentonita y en el agua de las grietas, controlado por los límites de solubilidad y la resistencia a la transferencia en el buffer y en las grietas.
- La *liberación desde el combustible*, considerando para cada nucleido, uno de los tres mecanismos de liberación (huelgo, límites de grano y matriz de combustible).
- La *liberación desde el frente redox (F)*, del que se considera de modo conservador que cubre 30 m^2 por contenedor ($F = 30 \cdot q \cdot C_{\text{red}}$, con q la velocidad de Darcy en m/año y C_{red} la solubilidad en condiciones reductoras en Bq/m^3).

La menor de las tres tasas de liberación calculadas se toma como resultado de la liberación al campo lejano en condiciones estacionarias. En todos los cálculos se tiene en cuenta la desintegración radiactiva.

En *SKB-91*, para la modelización del transporte en el campo cercano se ha utilizado el modelo *Tullgarn* (desarrollo posterior del submodelo NEAR21 de PROPER) que tiene en cuenta las cadenas de desintegración radiactiva, tres posibles modos de fallo del contenedor y la liberación desde el combustible y el transporte en el campo cercano.

Los cálculos de transporte en el campo cercano se realizan con un modelo de resistencias al transporte en el campo cercano acopladas (resistencia ofrecida por el área limitada del agujero del contenedor, resistencia a la difusión en el buffer, resistencias al transporte desde el buffer a una fractura en la roca o a la zona alterada, resistencia a la difusión radial). Si se considera el contenedor con un defecto inicial, la

liberación del inventario en el huelgo y en los límites de grano se disuelve en el volumen vacío del contenedor, pero si se consideran otros mecanismos de fallo del contenedor, se desprecia la resistencia al transporte del contenedor y dicho inventario se libera al volumen de la bentonita.

El parámetro flujo equivalente, Q_{eq} , es una medida inversa de la resistencia a la difusión en las barreras, y es función del flujo local de aguas subterráneas a nivel del almacenamiento y el tamaño del agujero del contenedor. En el caso de contenedor con defecto inicial, el flujo de aguas subterráneas tiene muy poca influencia sobre Q_{eq} .

Se ha realizado además, una modelización simplificada del transitorio de difusión de los radionucleidos a través de la bentonita, para ver los nucleidos que deben considerarse en la fase estacionaria.

En *SITE-94*, para la modelización de campo cercano se utiliza una versión mejorada más robusta y rápida del código *CALIBRE* [189][190] desarrollado para Project-90.

El código simula la liberación de radionucleidos desde el combustible y su transporte en el contenedor, el buffer y en la roca del campo cercano.

La concentración total de radionucleidos en el campo cercano se distribuye entre la cantidad disuelta en el agua intersticial, la absorbida sobre la bentonita o la roca y la cantidad precipitada.

El transporte en la grieta se representa matemáticamente mediante las ecuaciones acopladas de advección y difusión. También se analiza el caso de defecto inicial del contenedor con un agujero pequeño, en el que se asume que la liberación está controlada por la difusión en la bentonita.

En *SR-97*, los radionucleidos disueltos en el agua en el interior del contenedor dañado pueden ser transportados por advección o por difusión. Además, algunos radionucleidos en forma gaseosa en el contenedor, como C-14, Rn-222 y Kr-85, pueden ser transportados también en fase gaseosa. El transporte

de los radionucleidos a través del agujero en la cápsula de cobre del contenedor se considera por difusión.

En el transporte a través del buffer y el material de relleno se consideran los procesos de difusión, sorción y la desintegración de las cadenas radiactivas. Los límites de solubilidad de los radionucleidos se aplican a cada isótopo en el interior del contenedor, pero no se consideran límites de solubilidad en el buffer.

Desde el buffer y el material de relleno, los radionucleidos alcanzan las aguas subterráneas que fluyen en las fracturas de la roca de la geosfera. Se consideran las siguientes cuatro vías de escape de los radionucleidos a la roca del campo lejano, como se ilustra en la figura 37:

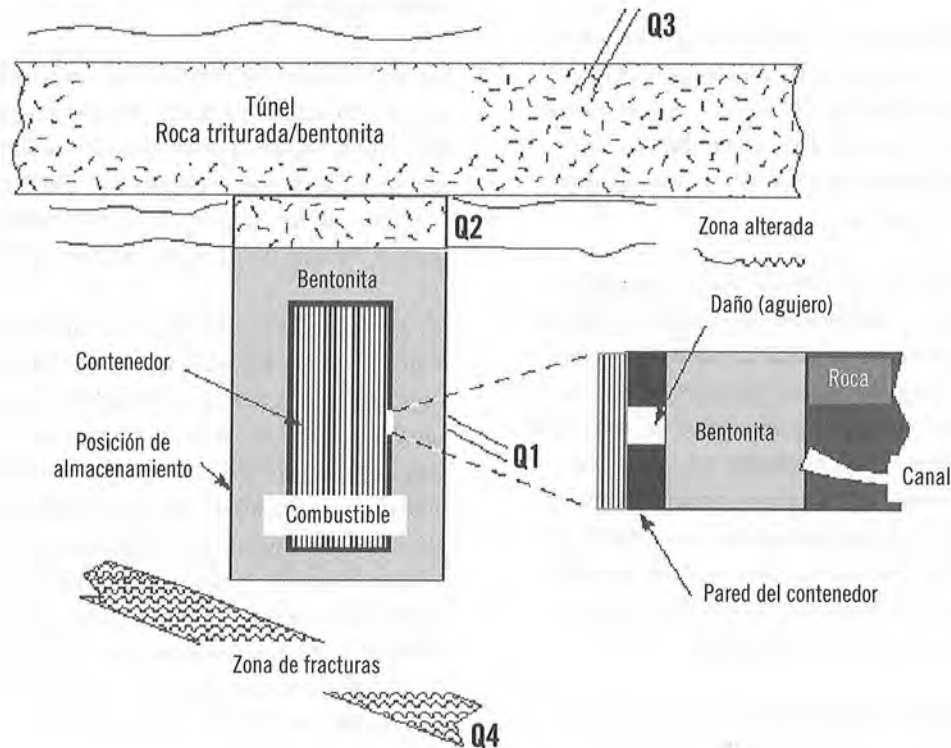
- La liberación directa a una grieta que corta el lugar de deposición (Q_1)
- La liberación a la zona de roca alterada en el suelo del túnel de almacenamiento (Q_2)
- La liberación a través del material de relleno del túnel a una zona de grietas que corta el túnel de almacenamiento (Q_3)
- La difusión a través de la masa rocosa y la liberación a una zona de fracturas próxima al lugar de deposición, pero que no lo atraviesa (Q_4)

Para cada vía de escape, el transporte de los radionucleidos del campo cercano al campo lejano se describe mediante un «flujo equivalente», $Q_{eq,i}$ (m^3/s), que depende de la geometría (longitud, anchura y porosidad) de la superficie de contacto con el camino de flujo, de la difusividad y del flujo de aguas subterráneas en los alrededores de la posición de almacenamiento:

$$Q_{eq,i} = 2 \cdot W_i \cdot \sqrt{4 \cdot D_w \cdot q_i \cdot L_i \cdot \frac{\epsilon_i}{\pi}} \quad \text{donde:}$$

W_i anchura de la superficie de grieta en contacto con el agua (m)

Figura 37. Representación esquemática de las diferentes vías de salida de los radionucleidos a la roca de la geosfera, consideradas en el modelo de campo cercano de SR 97. (Modificado de SR 97 [15])



- D_w difusividad del agua (m^2/s)
 q_i velocidad de Darcy para cada vía de escape (m/s)
 L_i longitud del camino en contacto con el agua para cada vía (m)
 ϵ_i porosidad de la matriz rocosa

Los cálculos de liberación y transporte en el campo cercano en el escenario de contenedor defectuoso de SR 97 se han realizado con el modelo compartimental de campo cercano *COMP23* [192] [193], que se basa en el código *NUSTRAN* [194], [195]. Se trata de un modelo de diferencias finitas integrado con una discretización nada fina que calcula el transporte no estacionario de radionucleidos en el campo cercano. El sistema se divide en compartimentos, con la única restricción de que los compartimentos estén constituidos de un único material.

COMP23 calcula la liberación de los radionucleidos desde un contenedor defectuoso, la precipitación, te-

niendo en cuenta los límites de solubilidad, la difusión de los radionucleidos a través del agujero del contenedor y del buffer, y el transporte por distintos caminos hasta las fracturas de la roca en las que fluyen las aguas subterráneas.

COMP23 se ha empleado para describir la propagación de un frente redox en el análogo natural de Poços de Caldas, y se ha comparado con modelos numéricos más generales [194], [193], pero no frente a resultados experimentales.

Datos

En *KBS-3* se considera que por cada agujero de deposición, hay seis fracturas de 10^{-4} m de anchura, separadas una distancia de 1m. Para un flujo de aguas subterráneas en el campo cercano de $0,1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, el flujo equivalente que llega al contenedor es de $0,57 \text{ L} \cdot \text{a}^{-1}$. Para los cálculos de transporte en el campo cercano se ha elegido un valor de la velocidad de

Darcy de $10^{-4} \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ y una distancia de transporte de 100 m.

En el caso de referencia de *Project-90*, en los cálculos de transporte en el campo cercano se considera una velocidad de Darcy de $10^{-4} \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$, un área específica de superficie mojada disponible para la difusión en la matriz rocosa de $0,01 \text{ m}^{-1}$ y una apertura de las fracturas de 10^{-4} m .

Como en *Project-90* se ha considerado un emplazamiento hipotético, se establecen dos aguas de referencia (salinas y no salinas), a partir de datos de aguas subterráneas de distintos emplazamientos en Suecia, y se proponen unos rangos y unos valores de referencia de las solubilidades de los nucleidos de interés en condiciones oxidantes y reductoras, obtenidos con el código PHREEQE y de la bibliografía. Los valores de los coeficientes de distribución para la roca, se obtienen de la revisión de los datos de KBS-3, y de otras listas, como las del proyecto Gewähr [19].

En *SKB-91*, a partir de las investigaciones de las condiciones hidroquímicas y geoquímicas en el área de Finnsjön, se establece la composición del agua subterránea del caso de referencia. Las solubilidades para esta agua de referencia en condiciones oxidantes y reductoras, se han calculado empleando el código WQ3/6.

En *SITE-94*, para el campo cercano se considera una velocidad de Darcy de $1,5 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$, un espaciado de las fracturas de 2,5 m, una apertura de las fracturas de $6,5 \cdot 10^{-4} \text{ m}$ y un área específica de superficie mojada disponible para la difusión en la matriz rocosa de $0,1 \text{ m}^{-1}$.

Se establecen distintos modelos de composición de aguas que tienen en cuenta la variabilidad en la composición de las aguas subterráneas observadas en Äspö. En el caso de referencia se asumen unas condiciones en el almacenamiento de aguas moderadamente salinas y medio reductor, correspondientes a las condiciones actuales en Äspö a 400-500 m de profundidad, para dos temperaturas (15° y 80° C).

El modelo de transporte reactivo EQ3/6 [209] se ha empleado para simular las interacciones agua - bentonita y la composición del agua intersticial resultan-

te en equilibrio. A partir de estos cálculos, se establecen las solubilidades utilizadas en el modelo de campo cercano.

Los coeficientes de distribución empleados en *SITE-94*, se han elegido a partir de una revisión bibliográfica, cuyas fuentes principales son artículos científicos, la base de datos de sorción ISIRS de la NEA y ejercicios de evaluación de la seguridad anteriores (KBS-3, *Project-90*, Gewähr, SKB-91 y TVO-92).

En *SR-97*, se han calculado las solubilidades de diferentes especies para las aguas de referencia de los 3 emplazamientos Aberg, Beberg y Ceberg, y para un agua de referencia de la bentonita con el código de especiación EQ3NR [221] y se ha estudiado la sensibilidad de las solubilidades a la variación del pH, Eh, la concentración de carbonatos y la temperatura. Se han asignado como valores razonables de la solubilidad los valores calculados para cada agua de referencia, y en los casos en los que la solubilidad de la sustancia en el agua de la bentonita era mayor, se ha tomado este valor como razonable.

El modelo hidrológico estocástico continuo a escala emplazamiento sólo proporciona una velocidad de Darcy, q_0 , por lo que las velocidades de Darcy, q_0 , a utilizar por COMP23 se derivan como múltiplos distintos de q_0 , tratando de ajustarse a los datos existentes.

Se toman los valores medios de los flujos de los casos bases de los modelos hidrogeológicos de Aberg, Beberg y Ceberg como estimaciones «razonables» del flujo en cada emplazamiento (Aberg $q_0 = 2 \cdot 10^{-3} \text{ m/a}$, Beberg $q_0 = 1 \cdot 10^{-3} \text{ m/a}$ y Ceberg $q_0 = 4 \cdot 10^{-5} \text{ m/a}$). Como valores «pesimistas» de las velocidades de Darcy se ha elegido $q_0 = 10^{-1} \text{ m/a}$ para Aberg, $q_0 = 2 \cdot 10^{-2} \text{ m/a}$ para Beberg, y $q_0 = 2 \cdot 10^{-4} \text{ m/a}$ para Ceberg, correspondientes a los valores máximos (95%) en determinadas variantes de cálculo. Además, para los análisis probabilistas, se ha considerado todo el rango de variabilidad espacial del flujo en los casos base.

Los parámetros de las cuatro vías de escape desde el campo cercano a la geosfera consideradas en COMP23 son los siguientes:

	W_i (m)	L_i (m)	D_w (m ² /s)	Q_i (m/s)		ε_i	
				Razonable	Pesimista	Razonable	Pesimista
Q_1	5	2,8	$1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot q_0$	$5 \cdot q_0$	10^{-4}	10^{-3}
Q_2	1	2,8	$1 \cdot 10^{-9}$	$10 \cdot q_0$	$100 \cdot q_0$	$3 \cdot 10^{-4}$	10^{-3}
Q_3	2,5	7	$1 \cdot 10^{-9}$	$100 \cdot q_0$	$1.000 \cdot q_0$	10^{-3}	10^{-3}
Q_4	2,5	5	$1 \cdot 10^{-9}$	$100 \cdot q_0$	$10.000 \cdot q_0$	10^{-3}	10^{-3}

2.4.5. Modelos de flujo de aguas subterráneas

En *KBS-3*, para la descripción del flujo de aguas subterráneas en el lecho rocoso de los distintos emplazamientos estudiados, se parte de un modelo descriptivo de las unidades hidráulicas que incluye la localización, extensión y anchura de dichas características, sus propiedades (conductividad hidráulica, frecuencia de fracturas, etc.) y las condiciones de contorno establecidas, que se basan en datos y condiciones específicas de los emplazamientos.

El flujo de aguas subterráneas en cada emplazamiento se calcula mediante un *modelo determinista* basado en el método de elementos finitos, en el que se representan las propiedades de las aguas subterráneas, mediante valores medios o efectivos, se aplican las ecuaciones de flujo en un medio poroso homogéneo y se obtiene la distribución del nivel piezométrico en el área modelada.

Los flujos de aguas subterráneas obtenidas en los 4 emplazamientos son bajos, aunque la del área de Finnsjön ($1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) es considerablemente mayor. Dado que este emplazamiento había sido incluido para ilustrar las condiciones en áreas con flujos altos de aguas subterráneas, se ha elegido para los cálculos del ejercicio un valor de tasa de flujo de $0,1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$.

Las hipótesis de partida para el análisis de la hidrogeología en *Project-90* son muy similares a las consideradas en *KBS-3*: el campo de conductividad hidráulica se describe como un medio poroso homogéneo equivalente, con un número limitado de

zonas de grietas definidas explícitamente, la masa rocosa y las aguas subterráneas se asumen incompresibles, el flujo es estacionario y se desprecia el aumento de la temperatura y el flujo derivado de la densidad (aguas salinas).

Con el código *DISCFRAC* [214] [215] [216], se describe la roca como una red de fracturas, que se representan como discos planos interconectados, siendo la densidad y radio de las grietas, su orientación y su transmisividad propiedades estocásticas.

El análisis del flujo de aguas subterráneas en el emplazamiento de referencia de *Project-90* se realiza con el código de elementos finitos *NAMMU* [149], que calcula el flujo de aguas subterráneas en estado estacionario en 3-D considerando la roca como un medio poroso, con zonas de fracturas superpuestas como elementos de alta conductividad.

El código resuelve primero el campo de presiones en medio saturado de las aguas subterráneas, p (N/m²), y a partir de esto evalúa la velocidad de Darcy, q (m/s), relacionando ambas magnitudes con la siguiente ecuación:

$$\nabla q = 0$$

$$q = -\frac{k}{\mu} (\nabla p - \rho g) \quad \text{donde:}$$

- k es la permeabilidad (m²)
- μ es la viscosidad dinámica [N·s/m² o kg/(m·s)]
- ρ es la densidad del agua (kg/m³)
- g es la aceleración de la gravedad (m/s²)

Se trata de un código bien verificado, habiendo, sido incluido, por ejemplo, dentro del proyecto HYDROCOIN [170].

El emplazamiento de referencia se divide en tres dominios anidados: el regional, el subregional y el local. El modelo de flujo general identificado, indica que los radionucleidos liberados se mueven en dirección descendente, descargando en una zona de fractura que actúa como drenaje, y de allí, al mar. Los caminos de flujo desde el almacenamiento a dicha zona son casi paralelos con una tasa de flujo media en la roca de 10^{-4} m/a y la tasa de flujo en la zona de fractura se considera de $3 \cdot 10^{-2}$ m/a.

En SKB-91, para la modelización detallada del flujo de aguas subterráneas en el área de Finnsjön, SKB ha desarrollado un modelo estocástico continuo implementado con el código HYDRASTAR [217].

Con HYDRASTAR se realizan simulaciones por Monte Carlo de la forma estacionaria de la ecuación hidrológica para un área de modelización en forma de bloque rectilíneo.

El modelo estadístico continuo simula el campo de conductividades hidráulicas, empleando el método de interpolación estadística denominado «kriging», condicionado con los datos de ensayos de inyección de agua en perforaciones individuales. Se utiliza una técnica de muestreo aleatorio de la distribución espacial de conductividades en todos los puntos mediante métodos de Monte Carlo.

La ecuación hidrológica se resuelve mediante el método de diferencias finitas y se obtienen el campo de flujo de Darcy y el campo de niveles piezométricos.

Se han realizado cálculos de sensibilidad para una serie de parámetros relacionados con el modelo como son, la escala de cálculo, la extensión del área de cálculo, etc.

HYDRASTAR ha sido verificado en el proyecto HYDROCOIN [168] y por comparación con los resul-

tados obtenidos con un método analítico de solución de la ecuación hidrológica estocástica.

Además, se ha utilizado el código NAMMU [149] en cálculos deterministas iniciales, a diferentes escalas, para establecer el balance general de aguas subterráneas en el área, en cálculos especiales a escala regional para proporcionar algunas condiciones de contorno a HYDRASTAR y en el estudio de la influencia de glaciaciones y permafrost.

El programa PHOENICS [219] se ha empleado en los cálculos de la influencia de la salinidad y el calor sobre las condiciones del área de Finnsjön, en dos y tres dimensiones. Maneja el transporte acoplado de sales y de aguas subterráneas en 3D, solucionando la ecuación hidrológica mediante el método de volúmenes finitos.

También se ha utilizado el programa FRAC-MAM/MAFIC para proporcionar una descripción alternativa del flujo en la roca, mediante la obtención de distribuciones estadísticas de la longitud y orientación de las grietas. MAFIC ha sido desarrollado en el marco del proyecto Stripa y modeliza el flujo de aguas subterráneas en una red dos-tres dimensional de grietas discretas, el flujo en 3D en la masa de roca y el transporte de radionucleidos en el agua a través de las fracturas. FRACMAN es un paquete de cálculo interactivo para el análisis y modelización de geometrías con fracturas discretas, que analiza los datos de grietas de las medidas de campo y las simula estocásticamente.

En SITE-94 se ha desarrollado un modelo de la estructura geológica de Äspö con el objeto de proporcionar un marco geológico para los estudios de modelización geomecánica e hidrogeológica realizados en el ejercicio. Para el desarrollo del modelo se han utilizado datos de superficie y de perforaciones, usándose información primaria sin procesar siempre que fue posible.

El ejercicio establece modelos mecánicos a escala regional (35×25 km²) y subregional (10×12 km²) que representan las grietas y estructuras geológicas en 2D

y un modelo detallado en 3D a escala local (2 km × 2 km × 1 km de profundidad) que incluye toda la isla de Äspö.

El modelo a escala local en 3D ha sido comparado con el modelo estructural desarrollado durante la fase de construcción por SKB del laboratorio subterráneo de Äspö [196] y con el modelo estructural SKN [197].

En SITE-94 se realiza un análisis mecánico de la roca, demostrándose que aunque existen incertidumbres, el almacenamiento permanece mecánicamente estable en las condiciones del escenario de referencia. Sin embargo, se apunta que sería deseable en el futuro el análisis del acoplamiento hidromecánico, no considerado en el ejercicio.

A partir de datos de pruebas hidrogeológicas y del modelo de la estructura geológica, se han desarrollado modelos hidrogeológicos anidados a escala regional, subregional, de emplazamiento y de bloque de roca del almacenamiento.

Los modelos hidrogeológicos de SITE-94 incorporan gran cantidad de los datos disponibles del emplazamiento y han sido calibrados y probados para asegurar la consistencia con los resultados de los estudios de campo realizadas en Äspö. Además se han formulado distintos modelos conceptuales y distintas variantes para abordar la incertidumbre existente.

A escala regional y subregional se ha empleado un modelo continuo en 2D para reproducir el campo de flujo de las aguas debido a la topografía de la capa freática a escala regional, y otro modelo continuo en 2D para ilustrar el impacto de las zonas de grietas a gran escala sobre la hidrogeología a escala del emplazamiento. Para el caso base, se calcula una velocidad típica de las aguas subterráneas a 500 m de profundidad de $3 \cdot 10^{-8}$ m/s y unos gradientes hidráulicos efectivos entre 0,002 y 0,01. El flujo de aguas dependiente de la densidad y el transporte de solutos se ha modelizado con el código *SUTRA* [198].

A escala del emplazamiento, se han desarrollado dos tipos de modelos hidrogeológicos para el área de Äspö:

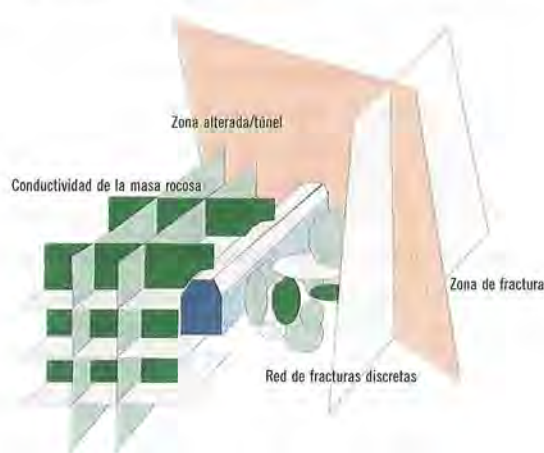
- *Modelo discreto de fracturas* [199] [200], en el que se representa de modo determinista en 3D las zonas de fracturas del modelo de la estructura geológica de SITE-94 y estocásticamente las fracturas a menor escala. Se representan diferentes tipos de estructuras conductivas en forma de un conjunto de grietas transmisivas, planas y discretas que se conectan formando una red de tres dimensiones, como se ilustra en la figura 38. El nivel piezométrico y el flujo en la red vienen dados por la ecuación de flujo en 2D en cada estructura conductiva y por la continuidad de la carga hidráulica y la conservación de masa en las intersecciones entre estructuras.
- *Modelo continuo estocástico* [201], en el que la roca se representa como un medio poroso continuo equivalente. El modelo simula un bloque de roca de 500m×700m×600m y estima parámetros hidráulicos efectivos como velocidades de Darcy en el campo cercano y lejano y la dispersión en el campo lejano. Genera realizaciones condicionadas aleatorias del campo de conductividad hidráulica en 3D mediante técnicas no paramétricas, usando los valores de la permeabilidad interpretados de pruebas en perforaciones.

Además, para la simulación de la naturaleza de las aguas subterráneas de Äspö se ha empleado el código geoquímico *PHREEQE* [142], incorporado en el código *CRACKER* [223] [224] [225], el cual simula los procesos de mezcla de las aguas a lo largo de sus caminos de transporte.

En SR 97, se han realizado modelos de la estructura geológica que describen la localización, la geometría y las propiedades geológicas de las zonas de fracturas en los tres emplazamientos. Estos modelos se basan en datos de medidas geofísicas y de mapas de sondeos y de afloramientos.

Se considera una aproximación de modelos anidados, con un modelo a escala regional embebido en

Figura 38. Componentes del modelo de características discretas en SITE-94, que incluye: a) zonas de fracturas deterministas; b) poblaciones de fracturas estocásticas; c) la masa de roca representada por una malla ortogonal; y d) la zona alterada por la excavación. (Traducido de SITE-94 [14])



el modelo a escala emplazamiento, más detallado. La modelización del flujo de aguas subterráneas para el escenario base, se realiza a escala regional y, para el escenario de contenedor defectuoso, se realiza una descripción más detallada de la evolución hidráulica a largo plazo a escala local.

Los datos de entrada al modelo hidrogeológico proceden de fuentes muy diversas: la base de datos SICADA de SKB, bases de datos de pozos perforados por el Instituto de Prospección Geológica Sueco (SGU), datos de sistemas de información geográfica de SKB y bases de datos del estudio del terreno sueco. Se han realizado perforaciones, ensayos de una única perforación, ensayos de interferencias, ensayos de trazadores, observaciones geofísicas y observaciones en túneles.

Se han realizado cálculos a escala regional del flujo de las aguas subterráneas para los tres emplazamientos Aberg, Beberg y Ceberg, con unas áreas de estudio de 100 km², 150 km² y 300 km², respectivamente. Aunque el programa de caracterización del emplazamiento ha sido diferente en cada lugar: mientras que para Aberg (Äspö) se tiene la base de datos más completa y es el único emplazamiento para el que se tienen medidas de túnel, para Ceberg es para donde existen menos datos.

Los modelos a escala regional se basan en una aproximación de medio poroso continuo no estocástica, en el que la roca se representa mediante un dominio rocoso atravesado por un dominio conductor (zonas de fracturas), ambos modelizados como medios porosos, pero con propiedades hidráulicas distintas.

Las diferencias entre los emplazamientos responden a distintas características hidrológicas como áreas de recarga/ descarga, relieve y proporciones de aguas salinas/ no salinas. En Aberg, se considera flujo en condiciones estacionarias con o sin el efecto de variaciones de densidad por salinidad. En Beberg, se considera flujo transitorio dependiente de la densidad y en Ceberg, se considera flujo estacionario a densidad constante (no salino).

Las tasas de flujo y los gradientes a la profundidad de los hipotéticos repositorios obtenidos son respectivamente de: 3 L · m⁻² · a⁻¹ y 0,05-0,2 % en Aberg; 1 L · m⁻² · a⁻¹ y 0,2-0,3 % en Beberg; y 0,03 L · m⁻² · a⁻¹ y 0,5-0,6 % en Ceberg.

Con los datos de los modelos de la estructura geológica, los datos hidrogeológicos y las condiciones de contorno proporcionadas por los resultados del modelo a escala regional, se establecen para cada emplazamiento un caso base y una serie de variantes de los modelos hidrogeológicos.

Los modelos hidrogeológicos a escala local, proporcionan:

- El flujo de aguas subterráneas (velocidad de Darcy) a la profundidad del almacenamiento (m · a⁻¹).
- Los caminos de transporte y los tiempos de viaje de las aguas desde la posición del contenedor hasta el límite geosfera- biosfera.
- Las coordenadas de salida a la superficie del terreno.

El principal código utilizado en SR-97, para la simulación del flujo y el transporte advectivo de aguas subterráneas es el código continuo estocástico de diferencias finitas HYDRASTAR [217] [218].

Con HYDRASTAR, se resuelve la ecuación de flujo mediante el método de diferencias finitas, considerando que el flujo se debe a diferencias de niveles piezométricos y despreciándose el flujo derivado de diferencias en la salinidad.

Los campos de conductividad generados se pueden condicionar con datos de conductividades medidas en ensayos de perforaciones. La advección se simula mediante partículas que viajan en el campo de velocidades de Darcy generado, y los tiempos de viaje se calculan considerando una porosidad constante, a la que se asigna, conservadoramente, un valor de 10^{-4} .

Para los análisis de flujo a escala local en los tres emplazamientos se han considerado variantes que tienen en cuenta cuestiones relativas a la aplicación de los modelos (condiciones de contorno, escala de la modelización, consistencia del método de escalado) y a las propiedades del sistema (heterogeneidad). Del análisis de estas variantes se concluye que la variabilidad espacial domina sobre las incertidumbres relacionadas con otras propiedades del sistema. También se apunta la imposibilidad de optimizar la disposición del almacenamiento, a las escalas manejadas con el código HYDRASTAR.

Además, para investigar la incertidumbre en el modelo conceptual, se aplican a una parte del dominio de modelización a escala local en Aberg, el modelo *FracMan/MAFIC/PAWorks* [145] [146] [147] para la simulación estocástica del flujo y transporte de aguas subterráneas en una red de fracturas y el modelo de red de canales *CHAN3D* [220]. También se ha empleado el código continuo *NAMMU* [149] basado en el método de elementos finitos, para estudiar los efectos del flujo debido a diferencias de densidad, en el emplazamiento de Beberg.

2.4.6. Modelos de transporte en el campo lejano

En el modelo conceptual para el transporte de radionucleidos en la geosfera de KBS-3 y Project-90, se considera el transporte advectivo de los radionucleidos en el agua, la solubilidad de los mismos,

la difusión en el agua intersticial de la matriz rocosa y la sorción en las superficies internas de la matriz rocosa, despreciándose la sorción superficial, dispersión longitudinal y la desintegración radiactiva.

En *KBS-3*, la geosfera se describe como un medio rocoso fracturado con bloques de roca porosa entre las fracturas, con una frecuencia de fracturas de $0,2 \text{ m}^{-1}$ y un número de Peclet 2 (dispersión alta). El flujo de aguas subterráneas a través del almacenamiento se considera de $0,1 \text{ l/m}^2\text{-año}$ y la distancia de migración de 100 m.

El modelo numérico empleado en *KBS-3* [186] [187] se basa en una aproximación de diferencias finitas integrado. Dicho método ha sido verificado en el proyecto INTRACON [241] y para algunos casos simplificados, se han resuelto analíticamente las ecuaciones con el fin de comprobar las soluciones numéricas.

En *Project-90*, para la modelización del transporte en el campo lejano se ha desarrollado el código *CRYSTAL* [202], que resuelve en una dimensión las ecuaciones de advección-dispersión. El código representa los siguientes procesos:

- Advección de los radionucleidos en las aguas subterráneas, que fluyen a velocidad constante a través de un conjunto de fracturas planas paralelas.
- Dispersión longitudinal (se desprecia la dispersión transversal).
- Difusión en la matriz rocosa en dirección perpendicular a las paredes de la grieta, hasta una distancia de penetración especificada. El área de contacto entre grieta y roca está controlada por el parámetro de área específica mojada que restringe la cantidad de roca en la que puede darse difusión.
- Desintegración/ crecimiento radiactivo.
- Sorción en equilibrio sobre las superficies de las grietas y en la matriz rocosa, considerando que tiene lugar una u otra, pero no ambas a la vez.

CRYSTAL calcula las tasas de liberación de radionucleidos a la salida de la geosfera tomando como entrada una función tipo delta en $t = 0$. También calcula las tasas de liberación a la salida de la geosfera dadas las tasas de liberación desde el campo cercano calculadas con el código CALIBRE, mediante un producto de convolución de los resultados del modelo de campo cercano y los de la función delta.

$$F = a_r \cdot \frac{L}{q} = a_w \cdot t_w \quad \text{donde}$$

- a_r : superficie «mojada» por el flujo por unidad de volumen de roca (m^{-1})
 L : longitud del camino de migración (m)
 q : velocidad de Darcy (m/s)
 t_w y a_w como se han definido anteriormente

El factor F para un camino de migración dado compuesto de muchos segmentos cada uno con diferente flujo y geometría, es la suma de los factores F para cada segmento.

Para los cálculos del caso de referencia, se asume un número de Peclet=2 y un área de superficie específica disponible para la difusión en la matriz rocosa de $0,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ de roca.

En SKB-91, también se ha evaluado la importancia del hecho de que los radionucleidos puedan ser transportados como coloides o formando complejos con ácidos húmicos.

En SITE-94 la ecuación de advección - dispersión acoplada a la de difusión planteada para representar el transporte en el campo lejano, se resuelve con una nueva versión del código CRYSTAL, CRYSTAL versión 2.1. Como en Project-90, tampoco se considera el transporte por coloides.

Los valores de los parámetros empleados para el transporte en el campo lejano son una velocidad de Darcy de $1,2 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$, un área específica de superficie mojada disponible para la difusión en la matriz rocosa de $1,6 \cdot 10^{-2} \text{ m}^{-1}$ y una distancia de transporte de 500 m, con lo que el factor F es de $6,66 \cdot 10^4 \text{ a/m}$.

En SR-97, el transporte de los radionucleidos a través de la geosfera se modeliza también con FARF31 [210].

En SR-97, se apunta que no se ha considerado el transporte por coloides, porque la concentración de coloides a la profundidad del almacenamiento en el lecho rocoso sueco es muy baja.

Los valores de las constantes de distribución, K_d , específicas de cada radionucleido dependen de la composición de las aguas subterráneas en cada emplazamiento y se obtienen a partir del estudio de diferentes bases de datos experimentales. Los valores de K_d se ven afectados principalmente por diferencias en la salinidad (mayor salinidad, menor sorción), mientras que las diferencias en los tipos de roca de cada emplazamiento tienen poca influencia.

2.4.7. Modelos de biosfera

En el ejercicio KBS-3, la biosfera comprende: un pozo, con una dilución de $5 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$ y un lago con un volumen de $3,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ y una renovación anual de $9 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$. El pozo se utiliza para el consumo de agua de bebida de personas y ganado, y para el riego de jardines, y el lago para la pesca y para riego de pastos y campos.

Las vías de exposición consideradas son la inhalación de aire contaminado, la ingestión de agua y productos contaminados y la exposición externa desde material depositado en el terreno, así como el baño y las actividades en lagos o playas.

Para la modelización de la biosfera se ha empleado el modelo compartimental BIOPATH [226], en el que se asume la condición de mezcla instantánea en los compartimentos, con lo que el flujo de nucleidos es proporcional a su concentración en cada compartimento. Se plantean ecuaciones diferenciales de primer orden con coeficientes de transferencia independientes del tiempo, se obtienen factores de paso a dosis para los diferentes radionucleidos vía pozo y vía lago y se calculan las dosis individuales y la dosis colectiva, a nivel local, regional y global.

En *Project-90* la biosfera de referencia considerada comprende un pozo con una tasa de extracción de $4,5 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{a}$, con la única vía de exposición asociada de ingestión de agua de bebida, y un lago, de $9,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, una tasa de renovación de $1,24 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$, y distintas vías de exposición asociadas. La mayoría de las hipótesis de modelización de la biosfera se basan en los resultados del proyecto BIOMOVs [129][130].

Los factores de paso a dosis presentados son, para el pozo, los correspondientes a la ingestión de agua de bebida y, para el lago, los asociados a la vía de exposición, entre la ingestión de comida contaminada, la irradiación externa y la inhalación de contaminantes en suspensión, que da lugar a dosis mayores. Para el establecimiento de estos factores de paso se han aplicado las recomendaciones de ICRP 60 de 1991 [179].

En los cálculos de los factores de paso se utiliza el código de biosfera compartimental *RAM* [228], que parte de un flujo de entrada constante (1 Bq/año) y calcula la dosis anual 1.000 años después de la liberación desde la geosfera (tiempo en el que la mayoría de los radionucleidos han alcanzado el estado estacionario).

En la modelización de la biosfera de *SKB-91*, se consideran como masas de agua a los que se puede liberar los radionucleidos, un pozo, un lago y el mar.

En el escenario de referencia se asume la liberación del 99% de la actividad a un lago y el 1% directamente a un pozo, con una tasa de extracción de $1,6 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{a}$. El grupo crítico se representa con una pequeña granja con 25 personas, 8 animales, jardines y terreno de cultivo. El agua del pozo se utiliza para el consumo de agua de bebida, para usos caseros, para los animales y para regar el jardín, mientras que el terreno de cultivo se riega con agua procedente del lago.

Las vías de exposición consideradas son la exposición externa y la ingestión de agua y productos vegetales y animales contaminados, considerando los hábitos de consumo actuales. La ingestión de

agua de bebida y la de vegetales resultan ser las vías de exposición dominantes para la mayoría de los nucleidos.

En los análisis de sensibilidad se considera una variante en la que todos los radionucleidos liberados a la biosfera acaban en el mar Báltico y otra en la que todos acaban en el pozo.

Los cálculos de los factores de paso a dosis se han realizado con el programa *BIOPATH* [227] obteniéndose estos factores para la liberación del 1% al pozo, el 100% al pozo y el 100% al mar Báltico.

En *SITE-94*, SSI desarrolló, en cooperación con SKI, un modelo de biosfera específico simplificado y conservador [229], que incluye una biosfera estacionaria para el caso de referencia y una biosfera de evolución climática dependiente con el tiempo para el escenario central.

En el Caso de Referencia se asume un pozo en la isla de Åspö, cuya agua se usa como agua de bebida y para el riego de terreno agrícola, con las vías de exposición asociadas de inhalación, irradiación externa, e ingestión de vegetales y terreno. Se asume una tasa de extracción de agua del pozo de $10^4 \text{ m}^3/\text{año}$, suficiente para abastecer una población de unas 100 personas. Se considera también la liberación a las aguas salinas poco profundas que rodean la isla, pudiendo absorberse los radionucleidos sobre sus sedimentos o acumularse en el pescado, usado para el consumo.

En el Escenario Central se asume que en el futuro próximo se producirá un levantamiento del terreno y el secado de las aguas poco profundas en torno a la isla. Así se considera que el pozo no existe después de $5 \cdot 10^4$ años y que los sedimentos contaminados de la bahía se hacen accesibles para su uso agrícola después de 1000 años. Transcurridos $5 \cdot 10^4$ años esta vía de exposición también se elimina y se considera que después de 10^5 años todos los radionucleidos liberados desde el almacenamiento van a parar al mar Báltico y a sus sedimentos.

El modelo proporciona estimaciones de dosis individuales y colectivas anuales asociadas a una liberación unitaria a la biosfera de 1 Bq/a para cada radionucleido, para las distintas vías de exposición (agua de bebida, exposición externa, inhalación e ingestión asociada al agua de riego, ingestión de pescado).

En ambos escenarios se encuentra que la ingestión de agua de bebida produce las dosis individuales más altas, por lo que esta vía ha sido la utilizada en los cálculos de consecuencias.

Para la modelización de la biosfera en SR 97, se establecen una serie de ecosistemas típicos posibles: pozo, lago, área costera; cursos de agua o ríos; humedales o zonas pantanosas y terreno agrícola (el ecosistema tipo bosque no se define por falta de datos y en los cálculos se asimila al de zonas pantanosas). Cada emplazamiento se divide en áreas más pequeñas, cada una de las cuales se ha clasificado de acuerdo a uno de estos ecosistemas típicos, de la siguiente forma:

- En Aberg, el ecosistema predominante es el de área costera. Los bosques y los pantanos constituyen una gran parte del ecosistema y existe una pequeña parte de terrenos agrícolas. No hay lagos pero hay tres pozos con una capacidad media actual de 300 L/h. El levantamiento del terreno esperado en el futuro sugiere que en 2.000-5.000 años el ecosistema dominante sea la zona de pantanos.
- En Beberg el ecosistema dominante es el bosque, seguido por los pantanos y el terreno agrícola. También hay lagos, cursos de agua y 4 pozos con una capacidad media de 1000 L/h.
- En Ceberg, el emplazamiento está recorrido por dos cursos de agua importantes, a lo largo de los cuales se dan pequeñas zonas cultivadas. Pantanos y bosques son los ecosistemas dominantes. Además hay dos pozos con una capacidad media de 500 L/h.

En los cálculos se emplean dos modelos acoplados: el modelo de transporte que proporciona el inventario y la distribución de radionucleidos en los ecosis-

temas típicos y el modelo de dosis que calcula la exposición de las personas a la radiación.

Para la modelización del transporte en la biosfera se emplea un modelo compartimental, que proporciona el contenido de radionucleidos en cada compartimento en función del tiempo, para una liberación continua de 1 Bq/a de cada radionucleido durante 10.000 años.

En el modelo de dosis a las personas, se calculan las dosis a partir de las concentraciones específicas de cada radionucleido, considerando las vías de exposición determinadas para el ecosistema. Se asume que las personas consumen básicamente alimentos producidos localmente, y la concentración de radionucleidos en los alimentos se calcula con coeficientes de distribución que describen dicha concentración en los alimentos respecto a la concentración del radionucleido en el compartimento en el que se encuentra.

Ambos modelos se desarrollan con el programa ACTIVI, que es una subrutina del código BIOPATH [227]. Los factores de paso a dosis para los diferentes ecosistemas de cada emplazamiento se determinan de modo probabilista y los resultados son distribuciones estadísticas, cuyas medias se toman como valores razonables de dichos factores de paso y sus percentiles 99, como valores pesimistas.

En los cálculos se observa que las diferencias en los factores de conversión a dosis son prácticamente independientes del radionucleido, ya que la dilución es el factor más influyente, y éste afecta a todos los radionucleidos por igual.

2.4.8. Modelos integrados

En SKB-91 y SR-97, se han utilizado el programa de control PROPER [203], que puede usarse tanto para cálculos deterministas como probabilistas, para la administración y acoplamiento de los modelos de liberación y transporte en el campo cercano, de transporte en el campo lejano y de transporte en la biosfera, y de los análisis del estado de las barreras y de la roca hospedante.

2.5. Suiza: Gewähr y Kristallin-1

Gewähr es un estudio determinista, en el que se realizan numerosas hipótesis conservadoras. Se trata de un ejercicio a caballo entre un estudio conceptual genérico y un estudio específico de un emplazamiento, ya que los datos de partida para los modelos empleados, se han tomado, siempre que ha sido posible, de los resultados del programa regional de investigación, pero, el detalle y calidad de dichos datos son insuficientes.

Kristallin-1 también es un estudio de seguridad determinista, ya que se considera más instructivo en la fase actual del programa de AGP, aunque se indica que en fases más avanzadas, en las que se cuente con datos suficientes para proporcionar rangos o distribuciones razonables estadísticamente, es deseable la realización de cálculos probabilistas.

En Kristallin-1, los datos empleados en la modelización proceden de análisis hidrogeológicos e hidroquímicos, estudios geológicos superficiales, ensayos sísmicos y de siete perforaciones profundas en el basamento cristalino del Norte de Suiza.

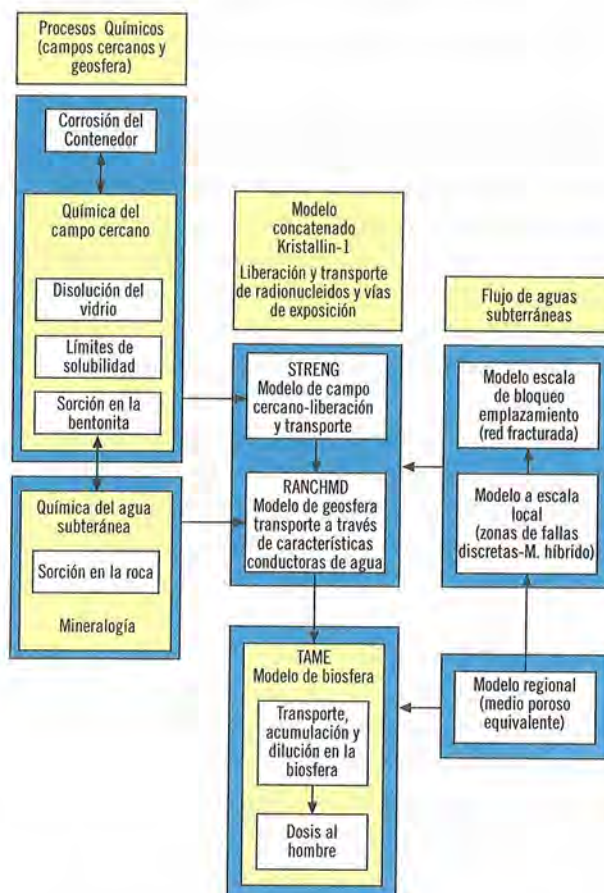
En Gewähr, se ha empleado una cadena de modelos que consta de modelos hidrogeológicos (a escala regional, local y de campo cercano), y modelos de transporte en el campo cercano, en el campo lejano y en la biosfera, para la evaluación del comportamiento del almacenamiento. En la figura 39 se ilustra la cadena de modelos empleada en los cálculos de Kristallin-1, que incluye los códigos STRENG de campo cercano, RANCHMD de campo lejano y TAME de biosfera.

2.5.1. Modelo de inventario de radionucleidos

El residuo tipo considerado en Gewähr es el residuo de alta actividad vitrificado WA-1 procedente del reproceso de combustible gastado. Se asume que en cada contenedor hay 1,5 m³ de residuo vitrificado y que en el almacenamiento se disponen 5.895 contenedores.

En Kristallin-1, el residuo tipo considerado es residuo de alta actividad vitrificado WA-COG-1, procedente de

Figura 39. Cadena de modelos de Kristallin-1, que incluye los códigos STRENG, RANCHMD y TAME y los procesos y modelos de apoyo considerados (Traducido de Kristallin-1 [20])



combustible gastado tipo PWR con un quemado de 33MWd/KgU reprocesado y vitrificado, que difiere sólo ligeramente del considerado en Gewähr. Se asume que en cada contenedor hay 1,5 m³ de residuo vitrificado procedente del reproceso de 1,37 tU y que en el almacenamiento se disponen 2693 contenedores.

El inventario de radionucleidos empleado en Gewähr, se basa en las especificaciones de COGEMA, y el de Kristallin-1 se basa en una caracterización independiente realizada por NAGRA del residuo de alta actividad. La producción de calor y el inventario de actividad del residuo vitrificado se han calculado, en ambos ejercicios con el código ORIGEN-2 [138], asumiendo que el combustible permanece almacenado al menos 40 años después de su descarga del reactor.

2.5.2. Modelo de liberación de radionucleidos

La liberación de los radionucleidos desde el residuo vitrificado, al entrar en contacto con las aguas subterráneas, una vez fallado el contenedor, se considera congruente con la disolución del residuo.

Se utiliza una geometría simplificada en la que el residuo vitrificado, se representa como una serie de esferas de igual tamaño (2,1 cm de radio) y se considera un factor de aumento debido al agrietamiento (12,6 en *Gewähr* y 12,5 en *Kristallin-1*) de la superficie del vidrio respecto a la superficie geométrica del bloque de residuo vitrificado (asumiendo los bultos de residuo cilíndricos dispuestos continuamente).

En *Gewähr*, se asume un valor «realista» de la tasa de disolución de la matriz de $3,65 \cdot 10^{-4} \text{ kg m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, y en *Kristallin-1*, de $3,8 \cdot 10^{-4} \text{ kg m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, que equivalen a un tiempo de disolución total del residuo vitrificado de $1,5 \cdot 10^5$ años.

2.5.3. Modelo hidrogeológico

En *Gewähr*, el almacenamiento se supone localizado en un bloque de granito entre dos fallas grandes, a una profundidad de 1200 m. El medio cristalino se considera dividido en tres capas: una «zona cristalina inferior» con una conductividad de 10^{-11} m/s ; una «zona cristalina media», donde se ubica el almacenamiento, de igual conductividad y en la que se encuentran cada 75 m, en promedio, unas zonas alteradas denominadas kakirites de 1 m de espesor que incluyen una red de canales transportadores de agua que se representan por un sistema de tubos de 10 mm de diámetro con una frecuencia de un tubo por m^2 , y una «zona cristalina superior» con una conductividad de $2 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$, en la que no se considera que haya retardo en el transporte de radionucleidos.

En la figura 40 se representa de modo esquemático las características conductoras y los procesos de transporte considerados en el caso base.

Las aguas subterráneas se mueven hacia arriba a través de los canales y después de recorrer 500 m al-

canzan el medio cristalino superior en menos de 100 años.

En *Gewähr*, se han empleado modelos hidrológicos a escala regional, local y de campo cercano, anidados.

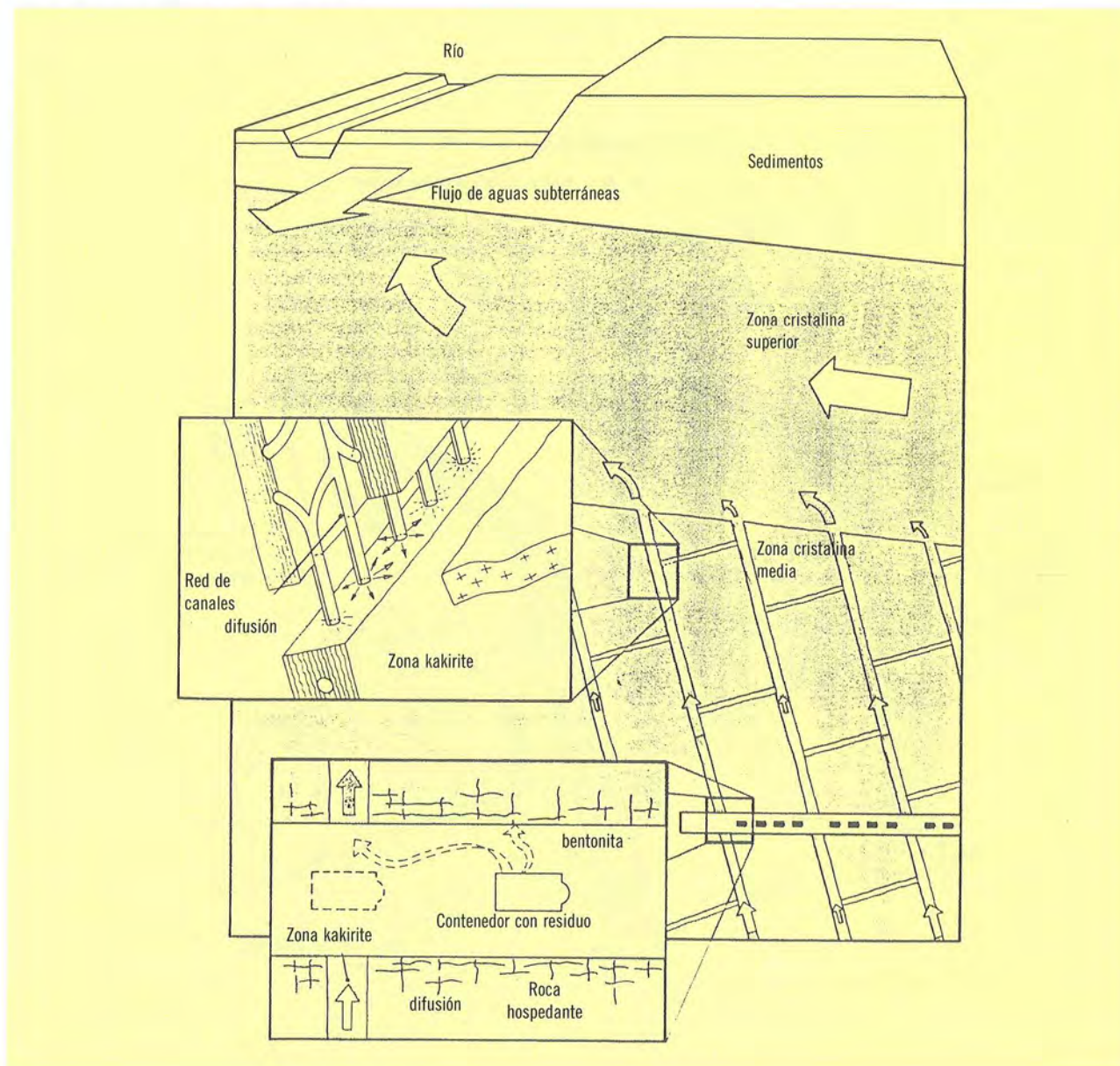
El modelo a escala regional calcula los sistemas de flujo relacionados con las principales zonas de infiltración y descarga. El programa *FEM301* [232], resuelve la ecuación de flujo en estado estacionario por medio del método de elementos finitos de Galerkin, en el que se representan elementos/ discontinuidades de un y dos dimensiones en una red de tres dimensiones. Se asume la densidad del agua constante en el espacio, y que la conductividad hidráulica de los elementos en tres dimensiones corresponde a un medio poroso anisótropo. El modelo proporciona potenciales hidráulicos en cada punto nodal del sistema.

El modelo a escala local proporciona un valor de referencia del gradiente hidráulico de 0,012 y un flujo total a través del repositorio en *Gewähr* de $4,2 \text{ m}^3/\text{año}$ (correspondiente a $0,71 \text{ l/año-contenedor}$). Para los cálculos del modelo hidrológico de campo cercano se asume una conductividad hidráulica media del almacenamiento de $10^{-11} \text{ m s}^{-1}$, al considerar que la roca intacta (de conductividad $10^{-12} \text{ m s}^{-1}$) es atravesada por zonas alteradas transportadoras de agua denominadas kakirites que incluyen una red de canales transportadores de agua con conductividades alternas de 10^{-10} m/s y $1,25 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ (ver figura 41). Los túneles de almacenamiento se suponen perpendiculares a la dirección de las zonas conductoras y cada túnel rodeado de una zona alterada por la perforación, de mayor conductividad. (figura 41).

En *Kristallin-1*, se ha realizado en una fase más avanzada de caracterización del basamento cristalino del norte de Suiza que la de *Gewähr*, contando con la información procedente de siete perforaciones, e información adicional de pruebas sísmicas, mapas geológicos de superficie y análisis hidrogeológicos e hidrogeoquímicos. Esto ha permitido delimitar en el basamento cristalino dos zonas (Área Este y Oeste).

En el basamento cristalino del Área Oeste pueden distinguirse las siguientes zonas:

Figura 40. Representación esquemática del sistema de almacenamiento y de las características conductoras de agua consideradas en el Caso Base de Gewähr (Modificado de Gewähr [19])

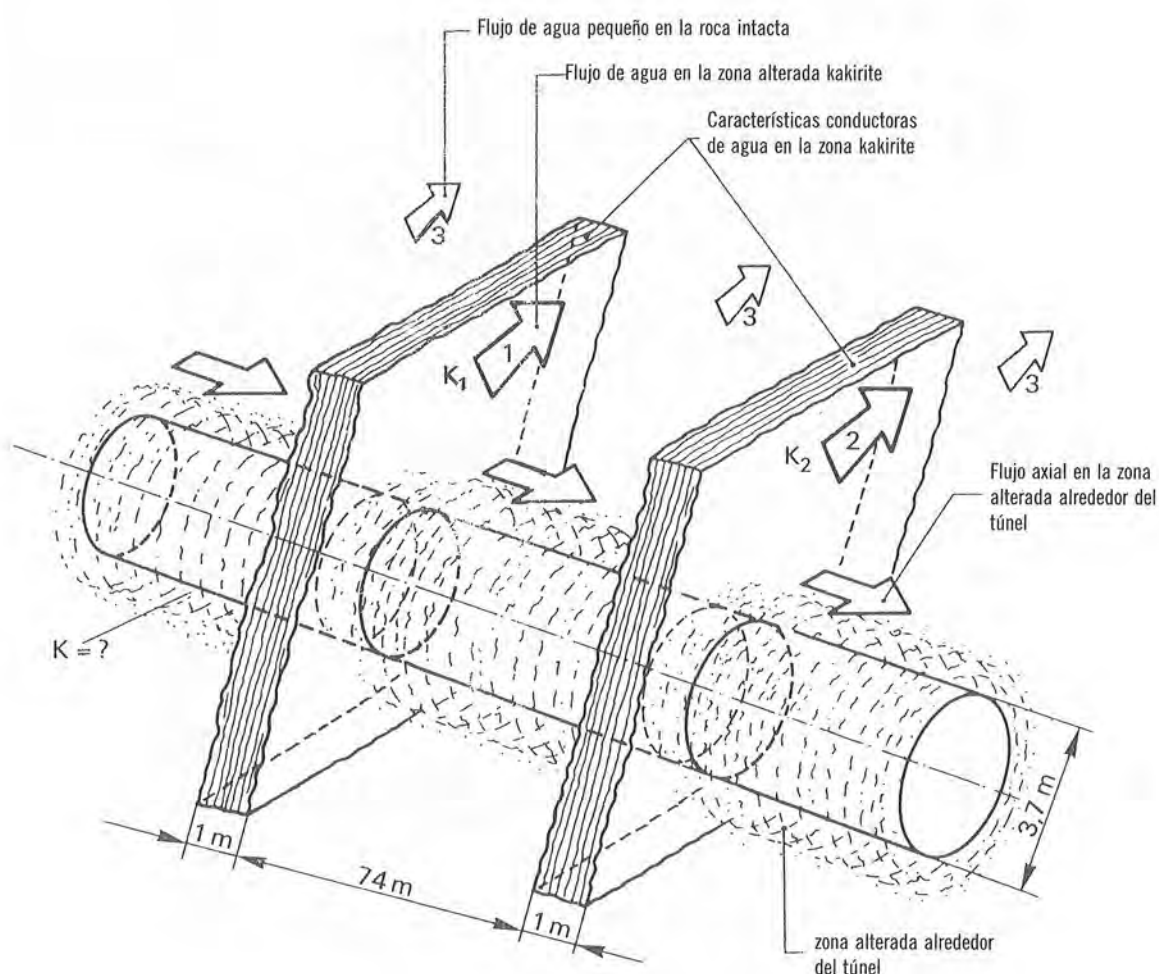


- Dominio de baja permeabilidad, con una conductividad hidráulica media a gran escala de 4×10^{-11} m/s.
- Dominio de mayor permeabilidad, que se solapa con el de baja, en el que la conductividad es del orden de 3×10^{-7} m/s.
- Fallas mayores conductoras de agua (principalmente fallas subverticales de 1^{er} y 2^o orden) con una

permeabilidad igual a la del dominio de mayor permeabilidad, que limitan el tamaño de los bloques en el dominio de baja permeabilidad adecuados para el emplazamiento de los residuos.

Se impone una distancia mínima de 100 m desde cualquier parte del almacenamiento a la falla más cercana o al límite inferior del dominio de permeabilidad mayor.

Figura 41. Modelo hidrogeológico de campo cercano en Gewähr. (Modificado de Gewähr [19])

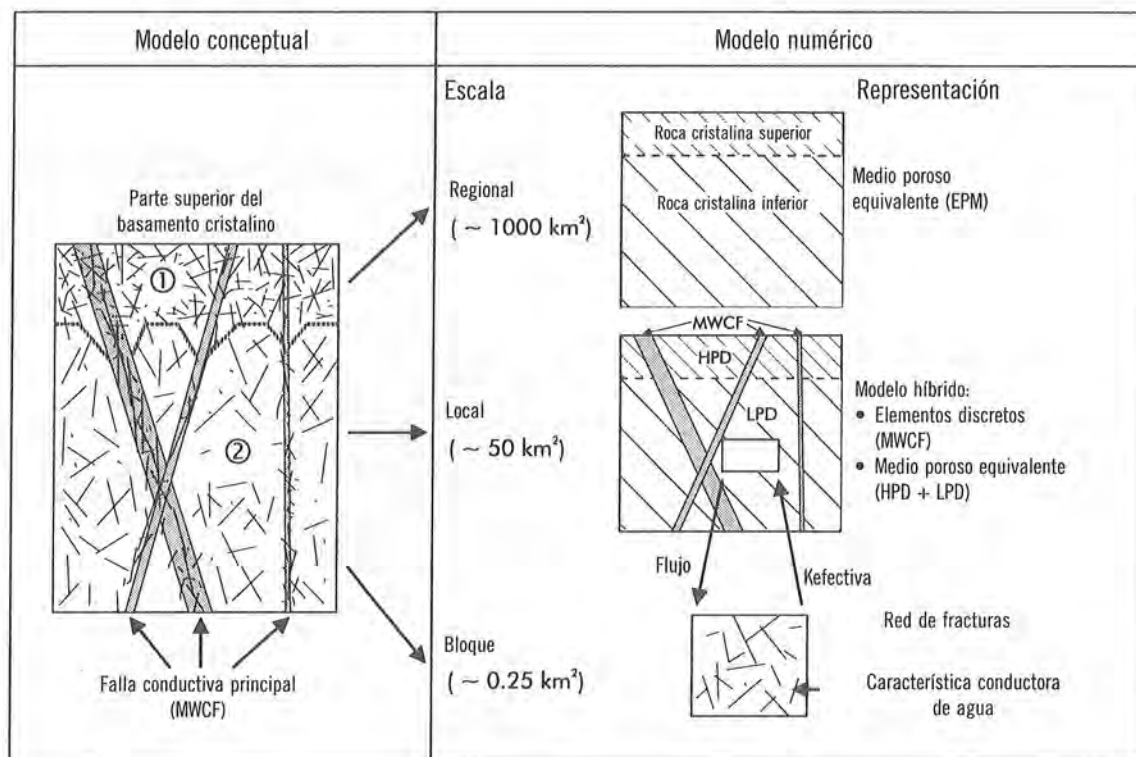


En el Área Este no está tan clara la existencia de un dominio de baja permeabilidad, por lo que siendo conservadores se asume una conductividad hidráulica media de 0.3 m año^{-1} .

La modelización del flujo de aguas subterráneas en Kristallin-1 se ha realizado a escala regional, local y de bloque, como se ilustra en la figura 42.

El modelo a escala regional sugiere un flujo de aguas en dirección sudoeste y después noroeste en el Área Oeste, con descarga en el valle del Rin, y el modelo a escala local un flujo de aguas subterráneas en el área de almacenamiento en torno a $3 \cdot \text{m}^3/\text{a}$, correspondiente a un flujo medio por unidad de longitud en las características conductoras del dominio de baja permeabilidad de $2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$.

Figura 42. Representación esquemática de la relación entre el modelo hidrogeológico conceptual y los modelos numéricos a escala regional, local y de bloque. (Modificado de Kristallin-1 [20])



2.5.4. Modelo de transporte en el campo cercano

En el modelo conceptual de transporte en el campo cercano de los ejercicios de NAGRA, se asumen las siguientes hipótesis:

- La resaturación del almacenamiento inmediatamente después de su clausura.
- El fallo simultáneo de los contenedores a los 1000 años tras la clausura, perdiendo toda función de barrera.
- La disolución del residuo vitrificado a tasa constante, considerando condiciones reductoras.
- La liberación de algunos radionucleidos, controlada por sus límites de solubilidad. Los límites de solubilidad se comparten entre los isótopos del elemento.
- Se asume una fase líquida en el volumen de residuo asociado a la porosidad en el vidrio de reproceso, dando lugar a un «volumen de disolución» en el que se considera la precipitación y la redisolución de los radionucleidos según sus correspondientes límites de solubilidad.
- El transporte de los radionucleidos en la bentonita por difusión, considerando la sorción sobre la bentonita, el crecimiento/ desintegración radiactivos, la precipitación de los radionucleidos y la solubilidad.
- La sorción o coprecipitación con minerales secundarios, la sorción sobre los productos de corrosión, el transporte por coloides, la actividad microbiana y el efecto de materia orgánica en el campo cercano, no se han tenido en cuenta.

En *Gewähr*, las ecuaciones diferenciales planteadas para representar la disolución del residuo y la restric-

ción de la liberación de radionucleidos por sus límites de solubilidad se han resuelto con un programa basado en un método de Runge-Kutta de 4º orden [233].

La solubilidad se ha evaluado con el código MINEQL/EIR, basado en el programa MINEQL [230].

La ecuación de difusión, considerando la desintegración radiactiva y los límites de solubilidad, se resuelve mediante la versión en una dimensión del código TROUGH [235], que modeliza el transporte de masa en medios porosos y fracturados y proporciona flujos de nucleidos y concentraciones, en función del tiempo. Para los cálculos se considera la condición de contorno de concentración cero de los nucleidos en las paredes del túnel de almacenamiento y un coeficiente de difusión efectiva de $8,8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$. El código ha sido comparado con otros códigos y con modelos de migración analíticos en INTRACON [242][243].

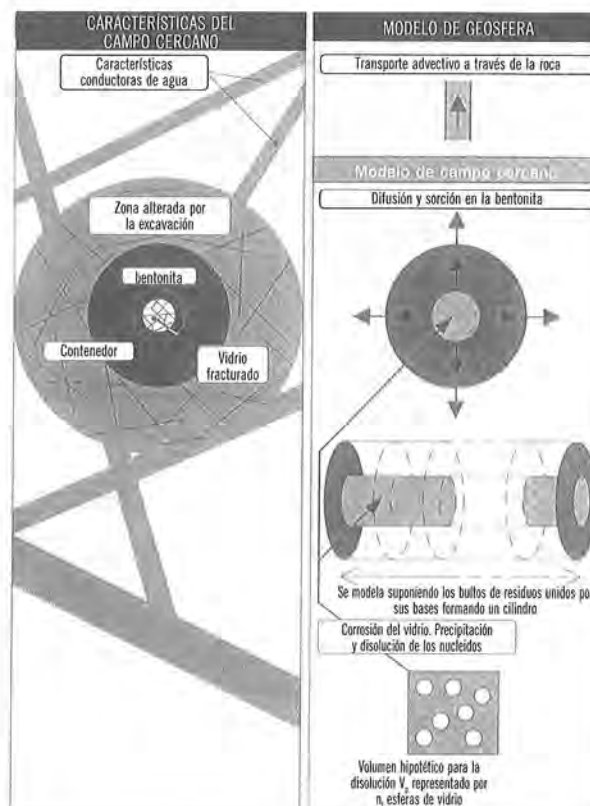
En Gewähr, los radionucleidos se liberan directamente al flujo de aguas subterráneas en el campo lejano, sin tener en cuenta explícitamente la capacidad de retardo de la bentonita.

En Kristallin-1, la geometría del sistema se simplifica considerando sólo la difusión radial, despreciándose la difusión axial en la bentonita que separa los contenedores y asumiendo que los bultos de residuo están en contacto por sus bases formando un cilindro continuo (ver figura 43). Los límites de solubilidad se aplican en la interfase residuo - bentonita, pero no en el transporte a través de la bentonita.

Se consideran dos condiciones de contorno alternativas: de concentración cero, o de «tanque de mezcla» (el flujo difusivo desde la bentonita a la roca se iguala al flujo másico por advección en la roca).

En Kristallin-1, los cálculos de liberación y transporte en el campo cercano se resuelven con el código STRENG [231], en el que se considera la desintegración radiactiva, la corrosión del vidrio a tasa constante y la precipitación/redisolución controlada por los límites de solubilidad. Además, se asume difusión a través de la bentonita con sorción instantánea, lineal y reversible sobre la superficie de poros en la bentonita.

Figura 43. Modelización del campo cercano en Kristallin-1. A la izquierda se muestra una sección transversal del túnel de almacenamiento con las características del campo cercano, y a la derecha, la representación en el modelo de estas características y de los procesos importantes para el transporte en el campo cercano (Modificado de Kristallin-1 [20])



El modelo proporciona el flujo de radionucleidos a la geosfera, que se considera distribuido sobre todo el área del almacenamiento y que viene dado por:

$$F_{in}^{(i)} = -D_e \frac{A_{ben}}{A} \frac{\partial C^{(i)}}{\partial r} \Big|_{r=r_b} \quad \text{donde:}$$

- $F_{in}^{(i)}$ flujo entrante del radionucleido i en la geosfera
- $C^{(i)}$ concentración del radionucleido i en el agua intersticial
- r_b radio exterior de la bentonita (1,85 m)
- A área del almacenamiento (10^5 m^2)
- A_{ben} área a través de la cual los radionucleidos se difunden fuera del campo cercano

$(A_{ben} = 2\pi r_b h$ y h = longitud axial del cilindro continuo de residuo de $2,77 \cdot 10^3$ m)

D_e constante de difusión efectiva en la bentonita ($6,3 \cdot 10^{-3}$ m²/a)

En *Gewähr*, se considera también, la variación en el perfil de temperatura debido al calor generado por el residuo y la disminución de dicha generación de calor. Con el programa *TRAD* [234] se resuelve la ecuación de transporte de calor en dos dimensiones, usando el método de diferencias finitas, y se obtienen distribuciones de temperatura sobre toda la geometría a determinados tiempos y el flujo de calor en función del tiempo a través de determinadas superficies.

2.5.5. Modelo de transporte en la geosfera

En el modelo de transporte de radionucleidos en la geosfera empleado en *Gewähr*, se considera la migración a lo largo de una trayectoria desde el almacenamiento a la biosfera definida por la hidrología local. Se asume la advección y la dispersión en una dimensión en las zonas conductivas de agua, la difusión de los nucleidos desde estas zonas hacia las microfisuras y poros de la matriz rocosa, y la sorción en la matriz rocosa.

Es un modelo de transporte de doble porosidad, en el que una porosidad da el sistema de grietas y conductos transportadores de agua, modelizándose la advección y la dispersión longitudinal en conductos de paredes paralelas (geometría plana) o en conductos tubulares (geometría cilíndrica) y la otra la da la estructura de poros y microfisuras de las zonas alteradas o kakirites, representando la difusión en la matriz de roca perpendicular a los canales de advección, como se ilustra en la figura 44.

Para resolver las ecuaciones matemáticas que representan el transporte en una dimensión a lo largo de la dirección del flujo en el sistema de tubos de la zona de kakirites, y la difusión en la matriz de roca perpendicular, se han desarrollado los siguientes códigos:

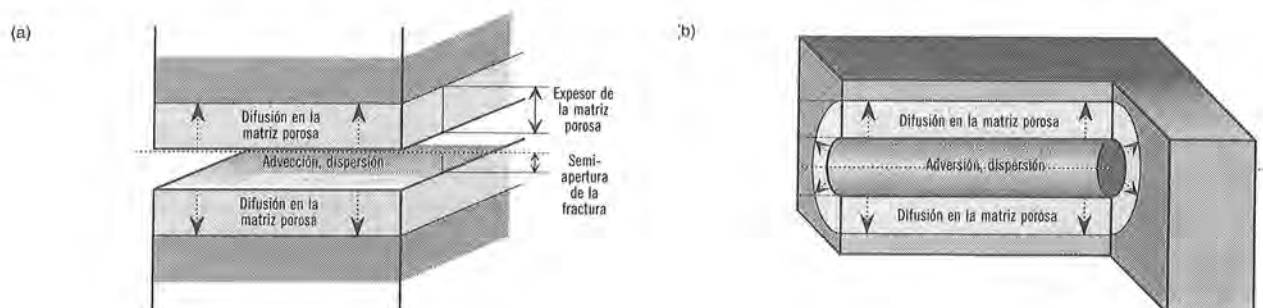
- *RANCH*, que describe el transporte en 1D en un medio compuesto de capas con parámetros constantes. La solución es semianalítica y para una condición de contorno arbitraria a la entrada de la geosfera.
- *RANCHN* [236], que resuelve las ecuaciones diferenciales de transporte en 1D, mediante métodos numéricos: la parte dependiente del espacio mediante el método pseudo-espectral, y la dependencia temporal por el método de Gear.
- *RANCHMD* [237], que resuelve el transporte dispersivo-advectivo en 1D, incluyendo difusión en la matriz.

Los resultados de los códigos se han comparado con soluciones analíticas y entre ellos. Además, *RANCH* y *RANCHN* se han comparado con otros 20 códigos en el primer nivel del proyecto INTRACOIN [242], y *RANCHMD* en el nivel 3 de dicho programa INTRACOIN [243].

Para los cálculos, se establecen dos valores de los parámetros, unas estimaciones realistas (aunque del lado conservador) y unas estimaciones muy conservadoras. Para el Caso Base, se emplean como valores realistas: una constante de difusión en la matriz rocosa $D_p = 1,5 \times 10^{-10}$ m²/s, una longitud de dispersión $a_L = 50$ m, una porosidad efectiva de la matriz rocosa $\epsilon_p = 3,3 \times 10^{-2}$, y una distancia de migración de 500 m. Como ya se ha indicado en el apartado 2.5.3, se considera la zona de kakirites de 1 m de espesor con una red de tubos de 10^{-3} m de diámetro cada m²; una red de grietas o fisuras de una apertura de 10^{-4} m y una frecuencia de 10 m⁻¹; y 1 mm de zona alterada alrededor de dichas fisuras.

En *Kristallin-1*, las ecuaciones anteriores se resuelven numéricamente también con el código *RANCHMD* [239]. Las soluciones se obtienen derivando un conjunto de ecuaciones diferenciales dependientes del tiempo usando la técnica de interpolación de Lagrange y después, integrando usando el método de Gear para conjuntos de ecuaciones. Además, una variante de este código, *RANCHMDL*, permite considerar la sorción no lineal.

Figura 44. Modelo de transporte de doble porosidad: Se representa la advección y dispersión longitudinal en conductos plano paralelos (a) o en conductos tubulares (b) y la difusión en la matriz de roca perpendicular a la dirección de advección- dispersión. (Modificado de Kristallin-1 [20])



Para el Caso Base de Kristallin-1, se asume una geometría plana para las características conductoras de agua con una apertura de 10^{-3} m, una densidad características de $0,04 \text{ m}^{-1}$ y una profundidad de difusión desde el centro de la fractura plana de 5 cm. Se asume una porosidad de la matriz rocosa del 5%, un número de Peclet 10 y una longitud del camino de migración de 200 m.

2.5.6. Modelo de biosfera

En el «Caso Base» del ejercicio Gewähr, los acuíferos seleccionados para modelizar el transporte en la biosfera son unas gravas fluviales (con un flujo de agua de $3,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$) y otro que representa un pozo en un pequeño valle (con un caudal de extracción de $2,6 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$). También se apunta que los escenarios de clima templado y tundra se tratan como escenarios de biosfera.

En Kristallin-1, los principales componentes del modelo de referencia de la biosfera son: un acuífero local en las gravas del valle del Rin (con un flujo de agua de $5,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$), una capa de terreno profundo y otra de terreno superficial. En el medio acuático se considera las aguas del río (con un flujo de agua de $3,2 \cdot 10^{10} \text{ m}^3/\text{a}$) y los sedimentos del río.

En ambos ejercicios, las características consideradas de la zona de descarga y del ambiente local se asumen invariables en el tiempo, no teniendo en cuenta transiciones entre estados climáticos alternativos.

Las dosis se calculan para un individuo adulto con hábitos y dieta representativos de la zona.

En ambos ejercicios la descripción matemática del transporte y la distribución de los radionucleidos en la biosfera se realiza con un modelo compartimental dinámico.

En Gewähr, para calcular las concentraciones de actividad y las dosis se ha utilizado el programa sueco *BIO-PATH* [226], que ha sido verificado usando ejemplos tipo y soluciones analíticas. Todos los datos empleados derivan de la biosfera actual y los valores de los parámetros seleccionados son realistas - conservadores. Se establecen unos valores de consumo anual de los distintos productos alimenticios y se emplean los factores de paso de las recomendaciones de ICRP-30.

En Kristallin-1 se ha empleado el modelo Terrestrial-Aquatic Model of the Environment: *TAME* [240], desarrollado para simular un amplio rango de escenarios de biosfera representativos de las posibles condiciones de exposición derivadas del AGP en Suiza. Se trata de un modelo compartimental que representa la dilución de los radionucleidos en los acuíferos cerca de la superficie, su distribución en los terrenos, sedimentos y masas de agua y las vías de exposición al hombre.

Los procesos de transporte de radionucleidos considerados son numerosos (interacción del acuífero con el río, del río con los sedimentos del lecho rocoso, riego de cultivos, erosión, etc.), y se postula una comu-

nidad agrícola de subsistencia que obtiene el agua de bebida de un pozo perforado en las gravas del acuífero local e ingiere verduras, cereales, productos animales y pescado producidos en el área. También se consideran las dosis debidas a la irradiación externa desde el suelo y a la inhalación de partículas.

Además, en Kristallin-1 se han realizado análisis de la sensibilidad de las dosis a la variación de algunos parámetros de la biosfera considerados importantes en la determinación de la dosis. Estos son: la fuente del agua de riego, el espesor del acuífero local, la tasa de erosión y las constantes de distribución sólido - líquido.

En el *escenario de pozo profundo* de Kristallin-1 se considera que los radionucleidos se liberan desde las características conductoras de agua en el dominio de baja permeabilidad a un pozo profundo en el dominio de permeabilidad mayor, suponiendo una tasa de extracción de $3 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$ y que todos los radionucleidos liberados son capturados por el pozo. Se asume una tasa de ingestión de agua del pozo de $0,7 \text{ m}^3/\text{a}$.

En el *escenario de fallo de sellos de túneles/galerías*, se asume que todo el flujo de aguas desde la roca hospedante al sistema de túneles del almacenamiento

(incluida las zonas alteradas por la excavación), se dirige a través de las galerías al dominio de permeabilidad mayor y después a la biosfera.

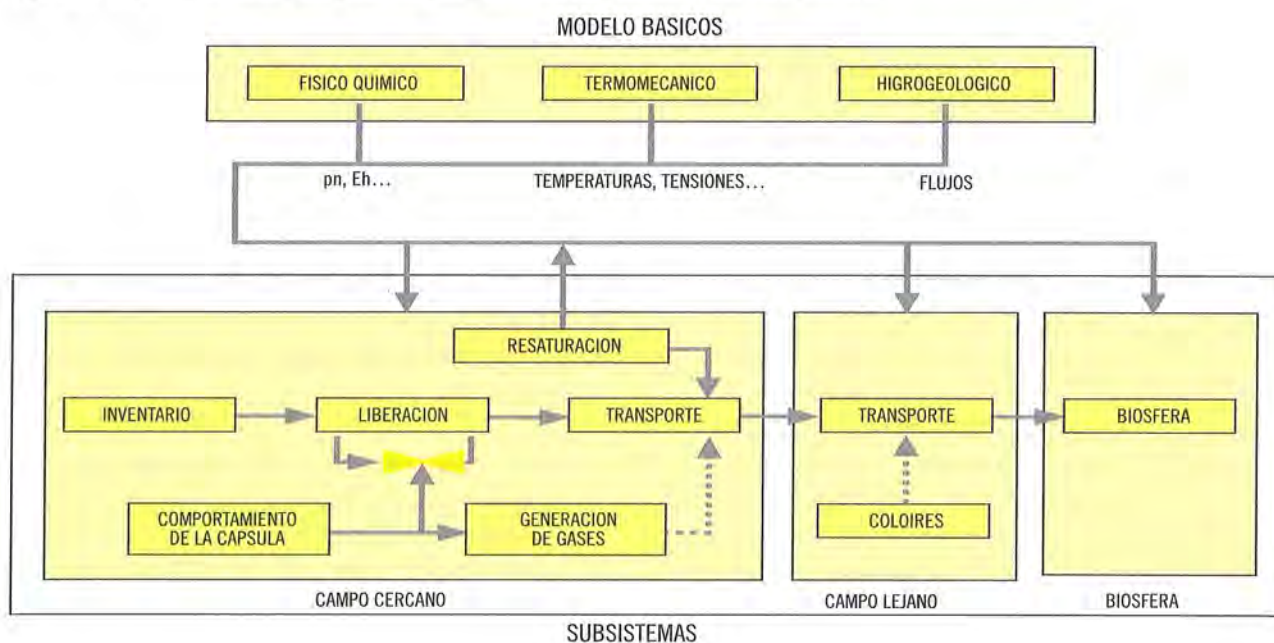
2.6. España: Enresa-97

En el ejercicio Enresa-97, y en la participación de Enresa en el proyecto SPA se han realizado tanto cálculos deterministas como probabilistas.

En Enresa-97, se indica que, dado el carácter preliminar del ejercicio, se han utilizado modelos e hipótesis simplificados de los distintos procesos y subsistemas del almacenamiento, relegando para sucesivos ejercicios aquellos procesos no debidamente conocidos o en estudio en el momento de la realización del ejercicio.

Para representar el comportamiento del almacenamiento se emplean una serie de modelos, en los que el modelo hidrogeológico, el de transporte en el campo cercano, el de transporte en campo lejano y el de biosfera son los modelos principales, y los modelos restantes (inventario, liberación, resaturación, comportamiento de la cápsula, fisicoquímico, termomecánico) proporcionan información concreta a los modelos de transporte (ver figura 45). Todos estos

Figura 45. Esquema del modelo integrado empleado en el ejercicio Enresa-97 (De Enresa-97 [4])



modelos se engloban en el código integrado probabilista RIP.

2.6.1. Modelo de inventario de radionucleidos

En los ejercicios de Enresa se establece la equivalencia entre 3 EECC BWR y 1 PWR, y se considera un combustible de referencia tipo PWR con un quemado de 40 MWd/kgU.

En el modelo de inventario de radionucleidos [247] se ha empleado el código *ORIGEN 2.1* [138] para calcular el inventario de partida en el EECC de referencia, que luego se simplifica para los cálculos de la evaluación, eliminando los radionucleidos con un período menor de un día, los que su inventario radiactivo es despreciable a los 50 años de la descarga y en tiempos posteriores y los que dan lugar a una dosis menor de 10^{-6} Sv/año a los 200 años de la descarga y en tiempos posteriores.

2.6.2. Modelo de liberación de radionucleidos

En Enresa-97 y en la participación de Enresa en SPA se considera un modelo de liberación de radionucleidos [248] en el que se asume en los cálculos deterministas que un 0,55% del inventario total de los productos de fisión y activación del combustible se encuentra en el crud y el 10% del inventario total de C-14, Cl-36, Se-79, Sr-90, Tc-99, Pd-107, Sn-126, I-129, Cs-135 y Cs-137 se encuentra en el huelgo combustible- vaina (en los cálculos probabilistas, se consideran distribuciones uniformes entre 0,1% y 1% para los inventarios de nucleidos en el crud y entre 1% y 19% para los del huelgo). Ambos inventarios se liberan instantáneamente tras el fallo del combustible.

El resto del inventario se asocia a la matriz de combustible, en cuya degradación se considera que intervienen competitivamente los procesos de oxidación debida a la radiólisis α y los de disolución del UO_2 en condiciones reductoras. La tasa de degradación de la matriz en cada instante, se toma como la debida al más rápido de los dos procesos anteriores.

Por otro lado, en el proyecto SPA, además del modelo de liberación propio considerado por cada organización participante, se ha empleado un modelo común de término fuente de SPA, para facilitar la comparación de los resultados de los distintos ejercicios y examinar la sensibilidad de los resultados a variaciones en el término fuente.

En el modelo común de término fuente de SPA se realizan las siguientes consideraciones:

El inventario de radionucleidos presente en las partes estructurales del elemento combustible está formado sólo por productos de activación, y el inventario de la vaina consta de productos de activación y de radionucleidos producidos en las pastillas de combustible que han penetrado en la vaina. Estos inventarios se consideran uniformemente distribuidos.

El 0,5% del inventario total de actínidos se encuentra en la superficie de vaina; y los productos de fisión y de activación que penetran en la vaina, en una capa de 8 μ m de espesor, constituyen el 0,5% del inventario total. Se considera que estas fracciones se liberan instantáneamente tras el fallo del contenedor.

Las vainas y las partes estructurales del EECC se corroen a tasa constante, siendo el tiempo de corrosión total de 10^3 años tras el fallo del contenedor. En los análisis de sensibilidad, se consideran tiempos de corrosión de 10^2 y 10^4 años.

La fracción del inventario de productos de fisión y de activación de las impurezas en la pastilla del combustible que se encuentra en el huelgo combustible - vaina se libera instantáneamente y para los radionucleidos presentes en los límites de grano se hace, conservadoramente, esta misma hipótesis.

Así las fracciones de liberación instantáneas (IRF) consideradas en el modelo de SPA comprenden: el 5% del inventario presente en la pastilla de combustible de Cl, Cs, I, Rb y Zr; el 2% de Tc, Pd, Sn, C; el 1% de Se, Sm; y el 0,5% de actínidos, Ni, Mo, Nb.

El resto del inventario del radionucleidos de la pastilla de combustible se considera asociado a la matriz de UO_2 , y se asume, a partir de modelos de oxidación por radiólisis α , un tiempo de referencia de disolución de la matriz de combustible de 10^6 años (en los análisis de sensibilidad, se consideran unos tiempos de disolución de 10^4 años y de 10^7 años).

2.6.3. Modelo de resaturación

En el modelo de resaturación de Enresa [249], el proceso de saturación de la bentonita se aproxima por un proceso de difusión, considerando el flujo de agua disponible en las proximidades de las galerías de almacenamiento. Se ha empleado una distribución de caudales log-normal entre 0,15 y 2.000 L/a, para calcular el tiempo de saturación en cada simulación. En los cálculos deterministas se obtiene un tiempo de saturación de 36 años, para el valor medio del flujo a través de la zona de roca alterada, que marca el momento a partir del cual puede producirse el transporte de nucleidos por difusión a través de la bentonita.

2.6.4. Modelo de comportamiento del contenedor

En el modelo de comportamiento del contenedor de Enresa [250] se considera la corrosión del contenedor por exposición al oxígeno atrapado durante la fase operacional, al agua y a sulfatos y sulfuros, y se asume que la tasa de corrosión depende exponencialmente de la temperatura.

Con el modelo se obtienen un límite superior e inferior para la vida media de la cápsula, estableciéndose un tiempo de vida del contenedor de 2.800 años para los análisis deterministas, y una distribución uniforme entre el $\pm 10\%$ de la vida media considerada, para el fallo de los contenedores en los cálculos probabilistas.

2.6.5. Modelo de transporte en el campo cercano

Los procesos considerados en el modelo de transporte en el campo cercano de Enresa [251] son la difusión en un medio poroso saturado, la sorción en la bentonita, el crecimiento /desintegración radiactivos y la so-

lubilidad/ precipitación, compartiéndose los límites de solubilidad entre los isótopos de un mismo elemento.

Se supone que los contenedores están en contacto por sus bases y forman un contenedor de longitud infinita, considerándose el transporte de los radionucleidos en la dirección radial desde el contenedor a la roca. El buffer de bentonita se representa dividido en cinco cilindros concéntricos, en los que se plantean ecuaciones de balance de masa que se resuelven con el código integrado RIP.

Datos

En el diseño de almacenamiento propuesto por Enresa, los contenedores de acero al carbono de 90 cm de diámetro, 4,54 m de largo y 10 cm de espesor dispuestos en galerías horizontales, se encuentran rodeados de una capa de bentonita de 75 cm de espesor, $1.600 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ de densidad seca, porosidad del 40% y conductividad hidráulica del $10^{-13} \cdot \text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

Se establecen un valor conservador y un valor realista de los *coeficientes de distribución* K_d en la bentonita, elegidos como el menor y mayor valor respectivamente, de los datos propuestos en otros ejercicios de evaluación de la seguridad (Kristallin-1, SKB-91, TVO-92, SKI Project 90). Para los cálculos probabilistas, se definen distribuciones log-normal entre los valores conservadores y realistas (para los radionucleidos para los que el K_d mínimo es cero, la función es triangular) y en los cálculos deterministas se emplean los valores medios de dichas distribuciones.

Los valores de los límites de solubilidad se definen como los típicos del agua intersticial de la bentonita en condiciones reductoras. Se consideran distribuciones log-normal para las solubilidades de todos los elementos, menos para las del Am, Cu, Np, Tc, U y Zr, a las que se asignan distribuciones triangulares.

Los coeficientes de difusión efectiva se asumen iguales para todos los elementos, empleándose una distribución uniforme entre 10^{-10} y $10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ para los cálculos probabilistas y el valor $10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ para los deterministas.

2.6.6. Modelos térmico y termomecánico

Enresa ha realizado análisis térmicos con el código ANSYS 5.0A [244] para evaluar la temperatura en el campo cercano y el efecto de la saturación sobre la temperatura de la bentonita, concluyendo que para tiempos mayores de 1.000 años, no hay diferencia entre la temperatura obtenida para distintos tiempos de saturación.

También se han realizado análisis termomecánicos, en los que el acoplamiento es en un solo sentido, es decir, sólo se considera el efecto mecánico generado por el cambio en las temperaturas. En estos análisis se considera comportamiento elástico, tanto de la cápsula como de la roca, y no se representan las fracturas y fisuras de la roca. Se concluye que la excavación de las galerías y las tensiones termomecánicas debidas al calentamiento, la presión de hinchamiento de la bentonita y a la presencia de productos de corrosión pueden alterar las formaciones graníticas cerca de las galerías.

2.6.7. Modelo geoquímico

En los ejercicios de Enresa, dado su alcance y objetivos, se ha modelizado sólo la química del campo cercano, dejando para posteriores ejercicios la modelización, tanto del comportamiento de las barreras, como de la química del campo lejano.

Con el código *PHREEQE* [142] se simulan las reacciones de corrosión entre el agua intersticial de la bentonita, y el contenedor de acero, considerando el equilibrio entre los productos de corrosión, el agua y una presión parcial de hidrógeno alta. Este código resuelve un sistema de ecuaciones no lineales combinando 2 técnicas: una de aproximación continua para las ecuaciones de balance de masa, y para el resto, el método de Newton-Rapson modificado.

Se ha empleado el código *PHREEQM* para simular la evolución de la química del agua intersticial de la bentonita, en función de la cantidad de agua de sustitución del buffer por difusión desde la roca hospedante. Es una adaptación de *PHREEQE* con una modificación de celda de mezcla, capaz de simular la

difusión en 1D y las reacciones entre el agua y los minerales de la bentonita asumiendo equilibrio geoquímico. Se ha empleado la base de datos termodinámica *CHEMVAL*.

2.6.8. Modelo hidrogeológico

En los ejercicios de Enresa, la modelización hidrogeológica [253], parte del modelo geoestructural establecido para un emplazamiento genérico representativo de las áreas graníticas españolas, que emplea datos geológicos de investigaciones en zonas graníticas de España.

Las fracturas o discontinuidades principales consideradas en el modelo geoestructural se clasifican en estructuras de 1^{er}, 2^o y 3^{er} orden y juntas, con una transmisividad constante a lo largo de las mismas. Con el código *FracMan* [145] se genera una red representativa de fracturas en 3 dimensiones. Las estructuras de 1^{er} orden se representan por 9 rectángulos verticales y se emplean como los límites hidrogeológicos del modelo para las que se establecen las condiciones de contorno. Las estructuras de 2^o orden, se representan también por rectángulos, mientras que las estructuras de 3^{er} orden y las juntas se consideran poligonales y se modelizan estocásticamente.

Con el código *MAFIC* [146] se modeliza el flujo en el sistema de almacenamiento representando explícitamente la zona alterada por la excavación y las galerías. *MAFIC* resuelve, mediante el método de elementos finitos, la ecuación de flujo en tres dimensiones para una red de fracturas considerando condiciones de flujo estacionario y suponiendo que el flujo de agua a través de las fracturas cumple la ley de Darcy, que la densidad del agua es constante y que la transmisividad no varía a lo largo de las fracturas.

Después, el código *PAWorks* [147], a partir de los resultados de flujo en 3D de *MAFIC* y de las redes de fracturas de *FracMan*, proporciona las características de los principales caminos geosféricos unidimensionales, estableciéndose los 10 caminos de transporte más significativos. *PAWorks* calcula los tiempos de tránsito a partir de los gradientes hidráulicos obteni-

dos de MAFIC, utilizando el modelo laminar de flujo en una fractura.

El almacenamiento se divide en tantas regiones como caminos geosféricos, de modo que todas los contenedores dispuestos en una región, descargan en el tubo de flujo correspondiente. En los cálculos se identifica el grupo de contenedores asociado al camino geosférico con los mayores caudales de salida desde la EDZ, que se designa por grupo 1. Como la dosis total asociada al grupo 1 de contenedores es mayor que las otras, en el ejercicio se presentan los resultados obtenidos para dicho grupo 1.

En el escenario de referencia, el tiempo de tránsito de las aguas subterráneas desde el almacenamiento a la biosfera es de unos 5.000 años.

2.6.9. Modelo de transporte en el campo lejano

En el modelo de transporte en el campo lejano de Enresa [252], además del transporte advectivo y dispersivo, se considera la desintegración y crecimiento radiactivos y la difusión en la matriz rocosa en la dirección perpendicular a la superficie de la fractura. La sorción en las superficies y rellenos de las fracturas se desprecia conservadoramente y tampoco se consideran los coloides, por falta de datos.

Los cálculos de transporte de radionucleidos y de dosis, tanto deterministas como probabilistas, se han realizado con la versión 5.06 del código integrado *RIP* (Repository Integration Program) [245] [246], que resuelve la ecuación de advección-dispersión para cada tubo de flujo (camino geosférico) obtenido con el código PAWorks.

La ecuación se resuelve mediante superposición de pulsos, para cada uno de los cuales se considera el flujo uniforme. La cinética de la difusión/adsorción en la matriz rocosa no se simula explícitamente, y se tienen en cuenta sus efectos de retención mediante factores de retardo para los distintos radionucleidos, asignados a los tiempos de tránsito de las aguas subterráneas para cada camino de PAWorks [147]. Se obtiene una curva de llegada para cada camino que re-

presenta la variación frente al tiempo de la concentración entre su entrada y salida.

2.6.10. Modelo de biosfera

En el modelo de biosfera de Enresa [254], la interfase geosfera - biosfera es un pozo situado en la parte superficial de una zona de fracturas conductivas, con una tasa de extracción de $1,6 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{a}$ cuya agua se utiliza como agua de bebida y para el riego del terreno en el que se producen todos los alimentos consumidos por el individuo crítico.

En los ejercicios de Enresa no se asume equilibrio a priori, y se adopta un acoplamiento real entre los modelos de geosfera y biosfera, para considerar la respuesta dinámica de la contaminación en la biosfera a una variación en la salida desde la geosfera.

El modelo de la biosfera consta de las siguientes partes:

- Un modelo de pozo superficial que permite conocer la concentración de actividad en el agua del pozo en cualquier instante a partir de la concentración en un camino geosférico que acaba en la zona de fracturas. Considera la advección, difusión y dispersión del agua contaminada, la tasa de renovación del agua subterránea y el aporte de agua de lluvia. Para los cálculos de dilución del agua contaminada en las aguas superficiales se ayuda del código *TOUGH2* [255][256].
- Un modelo dinámico de suelo que permite calcular la concentración de actividad en el suelo, suponiendo que el aporte de actividad al suelo se produce únicamente a través del agua de riego contaminada y de la desintegración de los radionucleidos padre y la eliminación de actividad por infiltración de agua y por desintegración radiactiva.
- Un conjunto de factores unitarios de paso a dosis constantes.

Así, la dosis total al individuo crítico se obtiene como suma de las contribuciones debidas al uso del agua del pozo y al suelo contaminado por el agua de riego.

2.6.11. Modelo integrado RIP

Para el análisis integrado del transporte de radionucleidos se ha seleccionado la versión 5.06 del código de cálculo probabilista *RIP* (Repository Integration Program) [245] [246], que consiste en un marco de cálculo básico flexible, que integra los submodelos de los procesos, componentes y subsistemas antes descritos.

RIP es un código probabilista con el que se pretende describir el comportamiento del sistema, basándose en parámetros de alto nivel que representan los procesos principales, proporcionados por los submodelos del sistema.

RIP, mediante un método de Hipercubo Latino, muestrea las funciones de distribución de probabilidad de los parámetros estocásticos y simula un gran número de realizaciones, para determinar las distribuciones de probabilidad del resultado.

La forma de integración de los modelos en *RIP* es la siguiente:

- Inicialmente se llevan a cabo unos cálculos hidrogeológicos para una serie de casos con el código *MAFIC* (modelo hidrogeológico), con el código *PHREEQE* se calculan los rangos de solubilidad de los radionucleidos que serán introducidos en *RIP* y con el código *ANSYS* (modelo termomecánico) se calcula la temperatura en la cápsula y en la bentonita a lo largo del tiempo.
- Los cálculos iniciales de transporte parten del inventario total de radionucleidos, proporcionado por el submodelo de inventario y el submodelo de liberación proporciona las funciones de distribución, que se incorporan a *RIP* para el cálculo de la actividad liberada cuando falla la cápsula.
- El submodelo de comportamiento de la cápsula proporciona la función de distribución del momento en que se produce el fallo de las cápsulas, y el submodelo de resaturación, una función de distribución del tiempo en que se produce la completa resaturación del almacenamiento en función de los caudales disponibles en la zona alterada.

- *RIP*, resuelve las ecuaciones de balance de masa planteadas en cada compartimento del campo cercano mediante el método de diferencias finitas implícito («backwards difference»).
- *PAWorks*, para cada caso de *MAFIC*, proporciona a *RIP* 10 caminos geosféricos, con el número de cápsulas asignadas, el caudal de salida en la zona alterada, la longitud del camino y el tiempo de tránsito del agua en los mismos y *RIP* resuelve la ecuación de advección- dispersión para cada camino geosférico.
- La dilución debida a la biosfera entra en *RIP* como una fracción de la actividad descargada por cada camino geosférico, que obedece a una función de distribución distancia receptor-pozo superficial obtenida mediante el código *TOUGH*.

Con el código integrado se llevan a cabo unos cálculos de dosis preliminares, con simplificaciones conservadoras, que permiten eliminar de los cálculos los radionucleidos que dan lugar a dosis muy pequeñas.

2.7. Alemania: Participación de GRS en SPA

En el ejercicio de GRS incluido en el proyecto SPA, se considera la liberación desde un contenedor «tipos» con características representativas de los contenedores que se van a almacenar, y se analiza el transporte en el campo cercano y en el campo lejano con modelos distintos. Los datos y las condiciones de contorno necesarias para dichos modelos, se establecen a partir de la modelización del flujo y transporte de aguas subterráneas. Sin embargo, la elección final de los valores de los parámetros de entrada a los modelos de transporte, la realizan los «modelizadores».

A continuación se describen los principales modelos utilizados.

2.7.1. Modelo de inventario de radionucleidos

En el ejercicio de Alemania en SPA, el inventario de radionucleidos para un elemento de combustible gastado de referencia PWR de 45 MWd/kgU se determina con el código *CORIGEN* [257].

2.7.2. Modelo de liberación de radionucleidos

En el ejercicio de GRS en SPA, no se considera ningún modelo de término fuente alternativo al modelo común de SPA.

2.7.3. Modelo de transporte en el campo cercano

En el modelo de campo cercano del ejercicio de GRS en SPA se describe la liberación de los radionucleidos y su transporte a través de las barreras del campo cercano hasta alcanzar las zonas conductoras de agua en el campo lejano.

Para simular el transporte en el campo cercano, se ha empleado el código *GRAPOS* [258], en el que, como se muestra en la figura 46, se consideran tres regiones: 1) el residuo, que incluye el combustible gastado y el contenedor; 2) la bentonita, a través de la cual se difunden los radionucleidos; y 3) la zona alterada por la excavación (EDZ), que es atravesada por las zonas conductoras de agua. Después del fallo del contenedor, se asume que el contenedor se llena de agua, estableciéndose un volumen de disolución hipotético al cual se liberan los radionucleidos. El transporte en la bentonita se

considera únicamente por difusión, se asume simetría radial y se realizan los cálculos de transporte en una dimensión. Las ecuaciones de transporte difusivo se resuelven por el método de diferencias finitas.

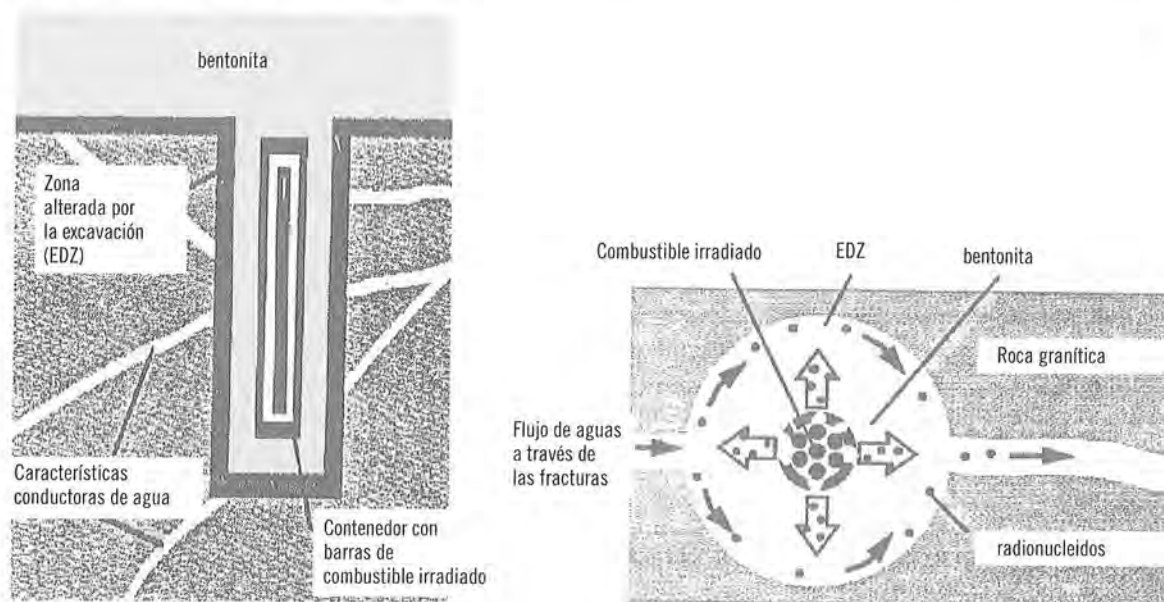
Los límites de solubilidad se aplican en el volumen de disolución hipotético (300 l), para calcular la concentración de cada radionucleido en la superficie interior de la bentonita, pero no durante el transporte en la misma. Además, en la interfase bentonita-EDZ, se establece una condición de contorno de «tanque de mezcla», de modo que el flujo difusivo desde la bentonita a la roca se iguala al flujo másico por advección en la EDZ.

Datos

La bentonita se define con una porosidad del 38% y una densidad seca de $2.760 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

La mayor parte de los valores de los coeficientes de distribución y de los límites de solubilidad se toman del ejercicio de NAGRA, Kristallin-1, ya que se consideran barreras de bentonita similares en ambos estudios.

Figura 46. Esquema del campo cercano (contenedor, perforación, EDZ y galería de almacenamiento), y su representación en el código de cálculo, para el ejercicio de GRS (Modificado de SPA [23])



2.7.4. Modelo de transporte en el campo lejano

En el ejercicio de GRS en SPA, las propiedades de la formación granítica considerada se basan en los datos empleados en Kristallin-1.

En la modelización del transporte de radionucleidos a través de la geosfera se consideran los procesos de advección, dispersión, sorción, difusión en la matriz, desintegración radiactiva y dilución:

- La difusión en la matriz rocosa se asume perpendicular a la dirección del flujo advectivo y se define una profundidad máxima de penetración.
- El retardo de los radionucleidos por sorción sobre las superficies de las fracturas y en la matriz rocosa se representa mediante equilibrio de sorción lineal.
- La dilución de las concentraciones de los radionucleidos al entrar en zonas de mayor transporte advectivo se representa mediante un coeficiente de dilución.
- La disolución/ precipitación y el transporte por coloides no se han tenido en cuenta.

El transporte de radionucleidos en el campo lejano, se describe mediante la ecuación de dispersión- advección acoplada a la ecuación de difusión en la matriz rocosa, que se ha resuelto con el código *CHETMAD* versión 1.01 [259], mediante el método de diferencias finitas. *CHETMAD* es una versión mejorada del código de transporte en una dimensión *CHET1* y forma parte del código integrado *EMOS* [260].

2.7.5. Modelo hidrogeológico

En el ejercicio de GRS en SPA, se asume que el transporte de los radionucleidos en la geosfera tiene lugar a través de características conductoras de agua de tres tipos en el dominio de baja permeabilidad ($10^{-3} \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$) en sentido ascendente hasta el dominio de mayor permeabilidad ($10 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$), y posteriormente a una capa sedimentaria o a una zona de granito muy erosionado, cerca de la superficie. Como el

tiempo de viaje de los radionucleidos desde el almacenamiento hasta la biosfera viene determinado principalmente por el transporte en el dominio de baja permeabilidad, en el escenario de referencia, solo se tiene en cuenta el transporte a través de este dominio. El impacto de las zonas superiores de mayor permeabilidad consiste en la dilución de las concentraciones de radionucleidos liberados desde la zona de menor permeabilidad.

Las características conductoras de agua comprenden un conjunto de fracturas plano-paralelas parcialmente rellenas con canales abiertos discretos en los que está confinado el flujo de aguas subterráneas. En el caso de referencia, las características conductoras se consideran de un único tipo, y los parámetros de las fracturas se reducen a la anchura de los canales de flujo por unidad de superficie de roca, y a la apertura y porosidad advectiva de las fracturas. El flujo de aguas subterráneas se asume dependiente del tiempo, pero constante en cada región.

Se asume una transmisividad de las características conductoras de agua de $1,1\cdot 10^{-9} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$, una densidad por unidad de superficie de la roca de $0,05 \text{ m}^{-1}$ y un gradiente hidráulico del 2%, obteniéndose, en el caso de referencia, una velocidad de Darcy en el dominio de baja permeabilidad de $3,5\cdot 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$.

Para el caso de referencia se asume una tasa de flujo total alrededor del agujero de deposición de $9 \text{ L}\cdot\text{a}^{-1}$ y una tasa de flujo a través de la EDZ de $1 \text{ L}\cdot\text{a}^{-1}$.

El tiempo de tránsito obtenido para el escenario de referencia es de 48 años.

2.7.6. Modelo de transporte en la biosfera

En el ejercicio de GRS en SPA, la biosfera considerada comprende un pozo superficial con unas vías de exposición asociadas consistentes en la ingestión de agua, y productos animales y vegetales contaminados, inhalación e irradiación externa. En este ejercicio se considera también el consumo de peces que han crecido en un estanque artificial.

La descripción del grupo crítico se realiza mediante la definición de una dieta tipo (cantidad de agua contaminada, ingestión de pescado, productos de la granja, y verduras), y de unos comportamientos (prácticas agrícolas, tiempo pasado en el emplazamiento, tasa de respiración). Para la elección de los valores de los parámetros, se asume que el agua y la mayor parte de los productos que se consumen se producen en la zona, mediante las prácticas agrícolas actuales aplicadas en los países de clima templado.

El tratamiento de la biosfera y el cálculo de dosis se ha hecho a través del uso de factores de conversión, que convierten directamente los resultados de la modelización de la geosfera a valores de dosis.

2.8. Francia: Participación de IPSN en SPA

En la evaluación de IPSN en SPA, el análisis del flujo de aguas subterráneas, y el análisis de transporte de radionucleidos en el campo cercano y en el campo lejano se realizan con un único *modelo integrado* denominado *MELODIE* [263]. El código se basa en la aproximación de medios porosos equivalentes, y todo el sistema de almacenamiento y el emplazamiento se modeliza con un grado de discretización variable.

2.8.1. Modelo de inventario de radionucleidos

En el ejercicio de Francia en SPA se considera combustible tipo PWR de UO_2 con un quemado de 45 MWd/kgU y combustible tipo PWR de óxidos mixtos (MOX) con un quemado de 43,5 MWd/kgU.

Para el cálculo del contenido y actividad de radionucleidos y del calor residual se han utilizado los códigos *CESAR 4* [261] y *APOLLO 1* [262] para el combustible UO_2 y el combustible MOX, respectivamente.

2.8.2. Modelo de liberación de radionucleidos

Además, del modelo común de término fuente considerado en SPA, descrito en el apartado 62.7.2, IPSN ha empleado también su propio modelo de liberación de radionucleidos.

En el modelo de liberación de IPSN, para los productos de fisión y activación presentes en las partes metálicas del elemento combustible, que se consideran distribuidos homogéneamente, y para los radionucleidos en el límite de grano, se asume una liberación uniforme durante 10^3 años.

También se supone que un 0,5% del inventario de productos de fisión penetra en las vainas y el 5% del inventario total en las pastillas de combustible de Cs, Cl, I y C está disponible en el huelgo, y se libera instantáneamente como fracciones de liberación instantáneas (IRF).

La tasa de degradación de la matriz se considera proporcional a la actividad α del combustible, con dos variantes: una en la que la actividad α total en cualquier momento contribuye a la degradación de la matriz y otra en la que la fracción degradada del combustible no contribuye a la degradación de la matriz. Se asigna un valor de $1.5 \cdot 10^{-19} \text{ tHM} \times \text{Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ al coeficiente de proporcionalidad entre la tasa de disolución y la actividad α , denominado coeficiente cinético.

2.8.3. Modelo integrado: transporte en el campo cercano

En el ejercicio de IPSN en SPA se ha empleado un único código integrado para el transporte en el campo cercano y en el campo lejano en 3 dimensiones denominado *MELODIE* [263]. El modelo permite evaluar la influencia de modelos de flujo complejos en todo el volumen del almacenamiento y de la construcción del almacenamiento sobre el sistema de flujo de aguas subterráneas, así como analizar escenarios de degradación de propiedades de los túneles o galerías en los que la localización del fallo o la degradación sea importante.

La diferencia entre el campo cercano y el campo lejano en el modelo radica en un refinamiento local de la malla que representa los componentes del repositorio, es decir, los cálculos en el campo cercano se realizan a partir de una descripción más detallada del sistema de almacenamiento.

En la modelización se considera una zona alterada por la excavación (EDZ), que se extiende 1,5 m en la dirección radial de las galerías excavadas y tiene una conductividad hidráulica un orden de magnitud mayor que la de la roca sin alterar. Los cálculos de transporte con MELODIE se realizan en términos de actividades volumétricas. En los límites espaciales de la geometría del modelo se obtienen flujos advectivos de salida para distintos nodos, que se calculan mediante la condición de contorno de gradiente de concentración nulo.

Los límites de solubilidad se aplican en el material de relleno, sin tener en cuenta la geometría del contenedor. El límite de solubilidad de cada elemento se emplea para los distintos isótopos del mismo, salvo en los casos del torio, el uranio y el plutonio, cuyos límites de solubilidad se reparten entre los isótopos.

Datos

En el diseño del almacenamiento considerado por IPSN, se establece un buffer de arcilla Fo-Ca con una porosidad del 35% y una conductividad hidráulica de $10^{-13} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A la zona alterada por la excavación de 1,5 m de espesor, se le asigna una porosidad del 0,1% y una conductividad hidráulica de $10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (un orden de magnitud mayor que la de la roca).

Los valores de los límites de solubilidad y de los coeficientes de retención se derivan de la composición de un agua subterránea granítica de referencia, a partir de la modelización realizada por CEA [264]. Los límites de solubilidad se consideran equivalentes en el campo cercano y en el campo lejano.

Los valores de los coeficientes de distribución se calculan usando un modelo de intercambio iónico entre los radionucleidos y los iones de Na de la arcilla.

Los coeficientes de difusión efectiva se asumen iguales para todas las barreras de ingeniería y para todos los radionucleidos, tomando un valor de $10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

2.8.4. Modelo integrado: flujo de aguas subterráneas

En el ejercicio de IPSN en SPA se modeliza de forma global todo el sistema de almacenamiento, mediante el modelo integrado de elementos finitos MELODIE [263], para el transporte de soluto en medios porosos/fracturados, en su versión en tres dimensiones. Como ya se ha indicado, la modelización en 3D del conjunto completo de galerías y túneles, facilita la comprensión de los efectos de propiedades modificadas localmente, resultantes de la presencia de las instalaciones.

En el modelo de IPSN se consideran las siguientes unidades geológicas: unas fallas principales representadas como planos continuos de 5 m de espesor; los corredores de fracturación asociados a las fallas, que se consideran de 100 m de espesor; y la masa de roca alejada de fallas y corredores de fracturación.

La geosfera se representa como un «Medio Poroso Equivalente» cuyas características se promedian sobre un volumen elemental representativo (VER), estando cada una de las unidades geológicas definidas asociada a un VER. El flujo y transporte a través de dicho medio poroso equivalente se rige por las ecuaciones de transporte.

La modelización del flujo de aguas se realiza a escala regional y a escala local:

- A escala regional, para conocer los sistemas de flujo regionales y permitir la identificación de los principales lugares de salida de los contaminantes a la biosfera. La malla de modelización comprende un área de unos 900 km², hasta una profundidad de 1.150 m. Los cálculos de flujo realizados muestran que el patrón de flujo es relativamente complejo, está regido por las condiciones topográficas y no se identifican caminos de flujo preferentes, lo que justifica la modelización a escala local también en 3 dimensiones.
- A escala local, en la que la red de flujo y transporte se limita a la masa de granito que rodea al almacenamiento y en el que se representa explícitamente el sistema de almacenamiento.

En el modelo se supone que el flujo es en medio saturado, la capa no saturada entre la superficie y el acuífero se desprecia y se asume que las propiedades físicas de las aguas subterráneas no se alteran por la presencia de elementos transportados. Los tiempos de viaje desde el sistema de almacenamiento hasta la biosfera, obtenidos con este modelo oscilan entre los miles y los millones de años, con un valor medio en torno a los 20.000 años.

Se postula una dependencia de la conductividad hidráulica de la masa rocosa con la profundidad, asumiéndose unos valores de 10^{-12} y $10^{-11} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ a 1.000 y 500 m de profundidad, respectivamente, y de $10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ en la superficie. Las conductividades hidráulicas de fallas y corredores de fracturación se consideran uno y dos órdenes de magnitud mayores que las de la roca, respectivamente.

Las condiciones de contorno aplicadas son gradientes hidráulicos fijos iguales a la topografía de la superficie.

2.8.5. Modelo integrado: transporte en el campo lejano

En el ejercicio de IPSN en SPA el transporte en el campo lejano, se modeliza, al igual que el flujo de aguas subterráneas y el transporte en el campo cercano, con el código MELODIE. Los cálculos realizados consisten en resolver la ecuación de transporte en medios porosos, usando una aproximación de medios finitos.

Los procesos considerados en el modelo son: advección, difusión, dispersión, sorción reversible lineal e instantánea, disolución/ precipitación y desintegración radiactiva.

La sorción se representa mediante el uso de factores de retardo:

$$R = 1 + f \cdot \rho_s \cdot K_d \cdot \frac{(1 - \omega_{\text{tot}})}{\omega_c}$$

K_d está relacionado con el intercambio iónico en minerales arcillosos y f es el porcentaje de los mismos. ω_{tot} y ω_c son las porosidades total y cinemática, respectivamente. En el campo cercano $f = 1$ y en el campo lejano, donde se asume que el relleno de fracturas de material arcilloso constituye el 1% del volumen de roca, $f = 0,01$.

Los coeficientes de difusión efectiva en la geosfera se consideran iguales para todos los radionucleidos, con un valor de $10^{-12} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

2.8.6. Modelo de biosfera

En el ejercicio de IPSN en SPA, la biosfera comprende un pozo con unas vías de exposición asociadas de ingestión de agua y productos vegetales contaminadas, irradiación externa e inhalación, y un río con un flujo de $10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, en el que se diluyen las aguas contaminadas y con unas vías de exposición asociadas de ingestión de agua, plantas, pescado y productos animales contaminados, irradiación externa e inhalación.

Como ya se ha indicado en el modelo de biosfera de GRS en SPA, la descripción del grupo crítico se realiza mediante la descripción unos comportamientos y de una dieta tipo.

Las dosis debidas a los distintos radionucleidos se estiman mediante la aplicación de los factores de paso a dosis, a las tasas de actividad liberadas desde la geosfera.

1. Die erste Aufgabe ist die, die

2. Die zweite Aufgabe ist die, die

3. Die dritte Aufgabe ist die, die

4. Die vierte Aufgabe ist die, die

5. Die fünfte Aufgabe ist die, die

6. Die sechste Aufgabe ist die, die

7. Die siebte Aufgabe ist die, die

8. Die achte Aufgabe ist die, die

9. Die neunte Aufgabe ist die, die

10. Die zehnte Aufgabe ist die, die

11. Die elfte Aufgabe ist die, die

12. Die zwölfte Aufgabe ist die, die

13. Die dreizehnte Aufgabe ist die, die

CÁLCULO DE CONSECUENCIAS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS
EN LOS EJERCICIOS ANALIZADOS



6

En este capítulo se resume el cálculo de consecuencias y se presentan los principales resultados de los ES analizados.

En un primer apartado se presenta el estudio comparativo del cálculo de consecuencias en los ejercicios analizados.

En un segundo apartado se exponen brevemente los resultados y conclusiones de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados, agrupados por países, distinguiendo entre los resultados del escenario de referencia o caso base, y los de los casos de cálculo para los análisis de sensibilidad e incertidumbre, y los de otros escenarios alternativos.

1. Resultados del estudio comparativo

1.1. Cálculo de consecuencias

Como ya se ha indicado en el capítulo 3, existen dos *aproximaciones* básicas al cálculo de consecuencias derivadas del almacenamiento, que se consideran complementarias: la determinista y la probabilista. En la aproximación determinista se emplean valores fijos de los parámetros de entrada a los modelos y, por lo tanto, se obtiene un único valor de las variables de salida. En los análisis probabilistas se hace un muestreo de los valores de los parámetros de entrada a partir de unas funciones de distribución de los parámetros, y se obtienen distribuciones de probabilidad de los resultados.

- En H12 (Japón), KBS-3, SITE-94 (Suecia), Gewähr, Kristallin-1 (Suiza), en los ejercicios de Finlandia y en el de IPSN en SPA, se realizan únicamente cálculos deterministas.
- En Project-90 (Suecia), aunque se da mayor peso a los análisis deterministas, se realizan cálculos probabilistas para el escenario de referencia, con el fin de estudiar la aplicabilidad de esta aproximación.
- En SKB-91 (Suecia), el flujo de aguas subterráneas se modeliza estocásticamente, aunque, en los cálculos, al resto de parámetros se les asigna valores fijos.

- En SR-97 (Suecia), se ha adoptado una aproximación intermedia al cálculo probabilista, en la que se definen funciones de distribución de probabilidad para algunos parámetros (tiempos de viaje, flujo de aguas subterráneas) y para el resto de los parámetros se definen un valor realista y otro pesimista, con probabilidades asociadas en los cálculos probabilistas 0,9 y 0,1 respectivamente.
- En AECL-94 (Canadá), Project-90 (Suecia) y los ejercicios de Enresa, se realizan cálculos deterministas y probabilistas, aunque existen diferencias significativas en el número de realizaciones para los cálculos probabilistas. En AECL-94 se ejecutan hasta 40.000 simulaciones para las liberaciones de los radionucleidos con mayor contribución a la dosis, en Project-90, se ejecutan para cada radionucleido considerado 1.000 simulaciones, y en Enresa-97 únicamente 100 realizaciones.

En cuanto al *tiempo* considerado para el cálculo de consecuencias, en la mayoría de los ejercicios analizados los cálculos realizados se extienden hasta tiempos muy grandes, típicamente de 10^6 años (Project-90, SKB-91, SITE-94, SR 97, ejercicios de Finlandia, España y Francia en SPA) o 10^7 años (H12, Kristallin-1, ejercicio de Alemania en SPA), e incluso mayores en los ejercicios más antiguos (10^{10} años en KBS-3 y 10^8 años en Gewähr), de modo que incluyan los tiempos a los que se dan las máximas consecuencias radiológicas del almacenamiento. En TILA-96, TILA-99 y SR 97 el valor de 10^6 años lo determina el «cut-off» temporal establecido en los criterios reguladores considerados.

En AECL-94, los resultados de los cálculos se presentan a los 10^4 años tras la clausura, ya que la normativa de AECB considerada [51], requiere el cumplimiento de los límites de riesgo durante ese tiempo. Además, como las dosis debidas a algunos radionucleidos, a los 10^4 años están aumentando todavía, se realizan los cálculos hasta los 10^5 años y en algún caso hasta los 10^8 años.

En todos los ejercicios se presentan las dosis estimadas para una persona o grupo crítico, y en algunos casos (AECL-94, SR 97) también el riesgo, ya que

son los principales indicadores del impacto radiológico del almacenamiento.

También en todos los ejercicios, con el objeto de determinar el comportamiento y el papel de las distintas barreras o partes del almacenamiento, se presentan las tasas de liberación de radionucleidos, desde distintas partes del almacenamiento (residuo, campo cercano, geosfera) que podrían emplearse como indicadores adicionales del comportamiento y/o la seguridad si se definen valores de referencia con los que compararlos.

Dado que los resultados del cálculo de consecuencias se comparan con los criterios de protección radiológica considerados en cada ejercicio (ver capítulo 5), la forma de presentar los resultados depende de dichos criterios:

- AECL-94 es el único ejercicio en el que, además de dosis y riesgo, se estiman dosis a biota no humanos y se calculan las concentraciones en la biosfera de contaminantes químicos no radiológicos, porque así lo requiere la guía reguladora de AECB [51] considerada.
- En los ejercicios en los que el criterio de protección fundamental considerado está formulado en términos de riesgo (AECL-94, SR 97, ENRESA-97), las dosis estimadas se comparan con el nivel de dosis efectiva asociado al límite de riesgo. En AECL-94 y SR 97 se realizan también estimaciones de riesgo, que se comparan con dicho límite.
- En los ejercicios de Finlandia, las actividades liberadas desde las distintas barreras (promediadas sobre 10.000 años) se comparan, en TVO-92, con los rangos para los límites de liberación a la biosfera propuestos en los criterios nórdicos considerados, y en TILA-96 y TILA-99, con los límites de tasas de actividad liberada a la biosfera propuestos por STUK [54].
- En Japón, como no se cuenta con criterios propios de protección, los cálculos de dosis se comparan con los límites reguladores de otros países (0,1-0,3 mSv/a). Además, siguiendo las directrices

de AEC de emplear indicadores de seguridad complementarios a la dosis, se han calculado concentraciones y flujos de radionucleidos a la biosfera, que se han comparado con las concentraciones y flujos de radionucleidos naturales.

En algunos ejercicios tales como H12, Project-90 o SITE-94, para facilitar la comparación del papel de las distintas barreras en la seguridad del almacenamiento, las tasas de liberación de actividad desde barreras intermedias, se convierten a tasa de dosis. En H12, las tasas de liberación desde la roca a la falla principal conductiva, se multiplican por los factores de conversión para los grupos críticos, y en Project-90 y SITE-94 se emplea el concepto de «dosis potencial intermedia» (IDP), definido como el producto del flujo de radionucleidos liberados desde el campo cercano por los factores de conversión a dosis obtenidos para la biosfera de referencia. Esto equivale a no considerar el retardo en la falla principal conductiva en H12, o en la geosfera en Project-90 y SITE-94.

Para ilustrar la efectividad relativa de las distintas barreras, y entender su papel en la seguridad global del almacenamiento, en algunos ejercicios (AECL-94, H12, Kristallin-1, Enresa-97) se calcula la fracción neta de liberación de los contaminantes a través de las sucesivas barreras o la distribución de los contaminantes en las distintas barreras en función del tiempo.

En muchos ejercicios (AECL-94, H12, KBS-3, SR 97, Gewähr, Kristallin-1), aplicando el uso de diferentes argumentos o líneas de razonamiento, los resultados de los cálculos de dosis se comparan con los niveles medios de exposición a la radiación natural en cada país (3 mSv/a en Canadá; 0,9-1,2 mSv/a en Japón; del orden del mSv/a en Suecia; y 1-10 mSv/a en Suiza).

1.2. Resultados del análisis de los casos base o de referencia

Del análisis de los resultados para los casos de referencia o casos base considerados en los ejercicios analizados, se observa, como se indica en SPA, que las dosis obtenidas son muy bajas y únicamente

unos pocos radionucleidos contribuyen significativamente a las mismas. La contribución a las dosis de productos de fisión y activación, difiere de la de los transuránidos en sus tiempos de ocurrencia.

Las tasas de dosis obtenidas en los escenarios de referencia de los ejercicios analizados están muy por debajo de los límites de dosis establecidos en los diferentes criterios reguladores, que son del orden de 0,1 mSv/a. En la mayoría de los ejercicios (cálculos probabilistas de AECL-94, TVO-92, SITE-94, Kristallin-1, Enresa-97, ejercicio de IPSN en SPA) las dosis estimadas son del orden del μ Sv; en TILA-96, TILA-99, H12, KBS-3, Project-90, SKB-91 y SR 97 son algo menores, y en el ejercicio de GRS en SPA algo mayores. Gewähr es el ejercicio para el que se obtienen las dosis menores, del orden de 10^{-9} mSv/a.

La observación de las gráficas de dosis en función del tiempo que se presentan en los ejercicios, permite deducir que existen 3 períodos sucesivos claramente diferenciados, atendiendo a las dosis a la biosfera: un primer período en el que la dosis es nula, un segundo período en el que las dosis están dominadas por los productos de fisión y activación (C-14, Cl-36, I-129, Se-79, Cs-135 y Sn-126, principalmente) y un tercer período en el que dominan los actínidos (Ra-226, Th-229 y Th-230, principalmente). Estos períodos de tiempo son función del concepto de almacenamiento considerado y de las aproximaciones metodológicas a la evaluación de la seguridad:

- En AECL-94, como los resultados se presentan hasta los 10^4 y 10^5 años, solo se observan los períodos de ausencia de dosis y de dosis dominada por los productos de fisión I-129 y C-14. Cuando se calculan las dosis hasta los 10^8 años, Rn-222 y Th-234 son los radionucleidos dominantes a tiempos grandes.
- En SR 97 se considera un escenario de referencia de fallo inicial del contenedor, pero el comienzo de la liberación lo determina el «tiempo de retardo», que se define como el tiempo que tarda en establecerse una vía continua de agua desde el combustible al medio ambiente (20.000 años).

- En H12, Kristallin-1 y en los ejercicios de España y Francia (participación de IPSN en SPA) aunque se considera un tiempo de vida del contenedor en torno a los 1.000 años, la modelización más compleja de la geosfera, con unos tiempos de viaje de los radionucleidos hasta la biosfera muy largos, hace que el comienzo de la liberación a la biosfera ocurra en torno a los 10.000 años.
- En los ejercicios de Finlandia y Alemania (participación de GRS en SPA), la liberación ocurre al poco tiempo de la clausura, en los escenarios de contenedor con defecto inicial, o poco después del tiempo al que se asume el fallo del contenedor, ya que se emplea una modelización simplificada con un único camino de transporte en la geosfera y un tiempo de viaje asociado de las aguas subterráneas muy corto.
- En el Caso Base de Gewähr, en el que se consideran valores realistas de los parámetros, las dosis son insignificantes (10^{-9} mSv/a), y los máximos de las dosis debidas a los productos de fisión no se alcanzan hasta los 10^7 años.

En la tabla 14 se recogen los radionucleidos que contribuyen en mayor medida a las dosis en los escenarios de referencia de los ES analizados (*radionucleidos significativos*).

Aunque esta lista de radionucleidos no es del todo comparable, ya que el concepto de almacenamiento, el tipo de residuo, el tratamiento de las cadenas de desintegración y los modelos de liberación y transporte de los radionucleidos, así como la metodología y las hipótesis consideradas en los cálculos difieren entre ejercicios, puede observarse lo siguiente:

- En todos los ejercicios en los que el residuo es combustible gastado, salvo el ejercicio de GRS en SPA, el radionucleido que contribuye más a la dosis en los primeros 100.000 años es el I-129, con solubilidad no limitada, sorción muy débil y vida media larga. En KBS-3 como la liberación comienza a los 10^5 años, el I-129 es el radionucleido dominante desde ese tiempo hasta los 10^7 años.

Tabla 14. Radionucleidos que contribuyen en mayor medida a las dosis en los escenarios de referencia (ER) de los ejercicios de ES considerados

Ejercicio	Tipo de combustible	Radionucleidos de mayor contribución a la dosis en los ER
AECL-94	Combustible gastado	I-129, C-14
TVO-92	Combustible gastado	I-129, Pa-231, Pu-242
TILA-96	Combustible gastado	I-129, Pa-231, Pu-242
TILA-99	Combustible gastado	I-129, Sn-126, C-14, Cl-36 y Th-229 (escenario DC-ns50) I-129, Cs-135 y C-14 (escenario SH-sal50) y Sr-90, Ra-226 (escenario vhfllowsal)
KBS-3	Combustible gastado	I-129, Ra-226
Project-90	Combustible gastado	I-129, Pa-231
SKB-91	Combustible gastado	I-129, Cs-135 (simulación valor medio) I-129, Ra-226, Pa-231 (simulación percentil 95)
SITE-94	Combustible gastado	I-129, Ra-226, C-14
SR 97	Combustible gastado	I-129, Se-79, Cl-36, Ni-59
Enresa	Combustible gastado	I-129, Cl-36
GRS en SPA	Combustible gastado	C-14, Cl-36, I-129, Se-79 y Cs-135
IPSN en SPA	Combustible gastado	Ra-226, Th-230, I-129, Se-79
H12	Residuo vitrificado	Cs-135, Th-229, Se-79
Gewähr	Residuo vitrificado	Pd-107, Cs-135
Kristallin-1	Residuo vitrificado	Cs-135, Se-79, Tc-99, Pa-231

- En el ejercicio de GRS en SPA, el máximo de dosis se debe al C-14, aunque el I-129 tiene también una contribución importante junto con Cl-36, Cs-135 y Se-79.
- En SKB-91 y en el ejercicio de IPSN en SPA, a partir de los 10^5 años, y en KBS-3, a partir de los 10^7 años, pasan a dominar los radionucleidos pesados, especialmente Ra-226 (KBS-3, IPSN en SPA) y Th-230 (IPSN en SPA). En el ejercicio de IPSN en SPA el máximo absoluto de la dosis se debe al Ra-226, y se alcanza a los $6 \cdot 10^5$ años.
- Aunque el I-129 es el radionucleido dominante, la dosis está controlada por el Cl-36 hasta los 10^5 años en los ejercicios de Enresa, y por el Sn-126 en un período de tiempo entre los 10^4 y 10^5 años en TILA-99 (DC-ns50). En TVO-92, la dosis presenta un máximo absoluto a los $15 \cdot 10^6$ años debido a Pa-231 y en TILA-96 se da un máximo relativo en torno a los 10^5 años, debido a Pa-231 y Pu-242.
- El Cl-36 que es uno de los principales contribuyentes a la dosis en muchos ejercicios, no se incluye en el término fuente de AECL-94, ya que se estima que el inventario de este nucleido en el combustible de uranio natural tipo CANDU, es muy pequeño.
- En Project-90, SKB-91, SITE-94, SR 97, y los ejercicios de Finlandia, con un concepto de almacenamiento que incluye un diseño «robusto» de contenedor, los cálculos de dosis se realizan suponiendo la liberación desde uno o unos pocos contenedores.
- En los ejercicios en los que el residuo a almacenar son vidrios de reproceso (H12, Gewähr, Kristallin-1) el inventario de partida no contiene ni I-129, ni Cl-36 ni C-14, que contribuyen de forma importante a la dosis en los restantes ejercicios analizados:
 - En H12, la tasa de dosis está dominada por el Se-79 hasta los $2 \cdot 10^5$ años, seguida por el Cs-

135 hasta los 6 millones de años y por el Th-229 a partir de entonces. El máximo de la tasa de dosis se debe básicamente al Cs-135 y se alcanza en torno a los $8 \cdot 10^5$ años.

- En el caso base de Gewähr, la mayor contribución a la dosis se debe a Cs-135 y Pd-107 y es de $6 \cdot 10^{-10}$ mSv/a.
- En Kristallin-1, la dosis a la biosfera está controlada por Se-79 hasta los 50.000 años, después domina el Cs-135, al que se debe el máximo de dosis, y en torno al millón de años, tras un breve periodo en el que el Tc-99 controla la dosis, pasan a dominar los radionucleidos de la cadena de desintegración $4N + 3$ (Pa-231, Ac-227).

En AECL-94 se calcula el riesgo radiológico total (suma de los riesgos debidos a los distintos escenarios) para compararlo con el límite de riesgo de AECB (10^{-6} a^{-1}), que viene dado por el riesgo asociado al escenario de intrusión humana (10^{-10} a^{-1}), al ser dos órdenes de magnitud mayor que el debido a los escenarios SYVAC. En SR 97 se estiman los riesgos derivados del almacenamiento en los tres emplazamientos para las biosferas de pozo y zona pantanosa, resultando casi un orden de magnitud menor que el límite de riesgo incluso en el caso de mayor riesgo, de zona pantanosa en Aberg.

En los ejercicios en los que se han estimado indicadores de seguridad complementarios a la dosis y/o riesgo, los valores obtenidos también son muy inferiores a los valores de referencia o los límites considerados:

- En AECL-94, las dosis estimadas a 4 organismos genéricos (planta, mamífero, ave, pez) son mucho menores que las asociadas a las fuentes de radiación natural. Las concentraciones en la biosfera de los principales contaminantes químicos liberados, bromo y antimonio, son varios órdenes de magnitud menores que las concentraciones medias de dichos elementos en el medio ambiente.
- En los ejercicios de Finlandia, se calculan tasas de liberación a la biosfera. En TILA-99, para los esce-

narios de contenedores con defecto inicial, el Cs-135 es el radionucleido con una tasa de liberación a la biosfera mayor respecto al límite específico dado por STUK ($\sim 10^{-4}$). En los escenarios de contenedor que desaparece a los 10.000 años, la mayor relación de la tasa de liberación se da para el Sn-126 ($\sim 10^{-4}$), excepto en el escenario de flujo de aguas muy grande y química salina, que se debe al Ra-226 ($\sim 10^{-3}$).

- En H12, las concentraciones y flujos derivados del almacenamiento de los radionucleidos de la cadena $4n+2$ (U-238) y las de los radionucleidos no existentes en la naturaleza (convertidos a concentraciones y flujos equivalentes de U-238 mediante los límites de incorporación anual (Bq/L)), son varios órdenes de magnitud inferiores a las concentraciones y flujos de U-238 existentes en la naturaleza.

Los resultados de los cálculos intermedios de liberación desde el campo cercano y desde la geosfera y de transporte y cálculo de dosis en la biosfera, así como la comparación entre ellos, evidencian algunas conclusiones relativas al papel de las distintas barreras en la seguridad global del sistema de almacenamiento.

Resultados de los cálculos de liberación desde el campo cercano

Del análisis de los resultados intermedios de liberación desde el campo cercano cabe destacar lo siguiente:

- En AECL-94, la matriz de combustible gastado y la matriz de zircaloy de las vainas de los EECC son barreras muy efectivas para los contaminantes, que se liberan por disolución congruente. Las mayores liberaciones desde el campo cercano se deben a I-129 y C-14, siendo más importante su liberación instantánea.
- Al considerarse fracciones de liberación instantánea muy conservadoras de I-129 en TILA-96 (10%) y de C-14 en AECL-94 (13%), el impacto de estos radionucleidos en los ejercicios citados está sobrevalorado.

- En los escenarios de referencia de TVO-92 y TILA-96, los valores máximos de las tasas de liberación desde el campo cercano se deben a Nb-94 (por haberse considerado un valor de sorción muy conservador) y Ra-226 en TVO-92 y a C-14, Ni-59 y Ra-226, en TILA-96. En el escenario de «desaparición» del contenedor, condiciones de flujo medio y aguas no salinas, las liberaciones a la geosfera de TILA-99, se deben a C-14, Sn-126, Cl-36 y Ra-226.
- En los casos de contenedor con defecto inicial de los ejercicios de Finlandia, se indica que los fenómenos que tienen mayor importancia para la limitación de la liberación son la lenta tasa de degradación de la matriz de combustible, los límites de solubilidad y la resistencia al transporte debido al pequeño tamaño del agujero del contenedor. Los máximos de la tasa de liberación se deben a nucleidos con fracciones de liberación instantánea, cuya liberación no está limitada por su solubilidad y con sorción débil (C-14, Sr-90, Cs-137).
- En H12, el radionucleido dominante en la tasa de liberación desde las barreras de ingeniería es el Cs-135, por su alta solubilidad, relativamente larga vida y pequeño coeficiente de distribución.
- La liberación de radionucleidos desde el campo cercano está dominada, en KBS-3 por Zr-93, Np-237, Cs-135 y Tc-99, en Project-90 por I-129 y Cs-135, y en SITE-94, por Cs-135 y Ra-226. En SR 97, para los 3 emplazamientos, las liberaciones desde el campo cercano se deben principalmente a Ni-59, presente en las partes estructurales del combustible, y a tiempos mayores, a Ra-226.
- En el caso de referencia de Project-90, la dosis potencial intermedia desde el campo cercano (IDP) se debe principalmente a I-129. En SITE-94, la IDP está dominada por I-129 hasta los $2 \cdot 10^4$ años, a partir de los cuales el radionucleido dominante es el Ra-226 (con un máximo de $5 \cdot 10^6$ Sv/año-contenedor a los $2 \cdot 10^5$ años).
- En SKB-91, se indica que las barreras del campo cercano retienen el material radiactivo de forma muy efectiva, y sólo los nucleidos de vida larga y altamente solubles C-14, I-129 y Cs-135, y los descendientes del uranio de larga vida Ra-226 y Pa-231 alcanzan el campo lejano.
- En Kristallin-1, el campo cercano constituye una barrera efectiva para la mayoría de los radionucleidos, ya que, menos del 2% de los productos de fisión/activación (a excepción del Cs-135) y del 0,25% de los radionucleidos de las cadenas de actínidos, alcanzan la geosfera.
- En los ejercicios de España y en los de Francia y Alemania en SPA, el radionucleido que más contribuye a la liberación desde el campo cercano es el C-14. En SPA se indica que la liberación normalizada a la de un solo contenedor, es dos órdenes de magnitud menor en el ejercicio de Enresa en SPA que en los de GRS (Alemania) y VTT (Finlandia), explicando que puede deberse a la más lenta liberación del C-14 desde las partes metálicas y también al mayor espesor del buffer y menor flujo de aguas alrededor del contenedor, considerados en el primer ejercicio.

Resultados de liberación desde el campo lejano

En cuanto a las liberaciones desde la geosfera cabe destacar los siguientes resultados:

- En AECL-94, se indica que en la geosfera, la barrera más importante es la roca de baja permeabilidad que rodea a las barreras de ingeniería, que retarda cualquier liberación significativa de I-129, C-14 y Tc-99 hasta los 10^4 años. Además el Tc-99, sufre sorción sobre los minerales de la zona de roca inferior.
- En los ejercicios de Finlandia, se indica que la geosfera es una barrera importante para los radionucleidos de Ni, Zr, Nb, Cm, Am, Pu, Th, Ra y Pa de no muy larga vida, que sufren una sorción importante, así como para los nucleidos de vida relativamente corta como Sr-90 o Cs-137. Sin embargo, la tasa de liberación máxima de los radionucleidos con sorción débil (C, Se, Pd, Sn) o sin sorción (Cl, I), y su ocurrencia en el tiempo se ve sólo ligeramente afectada por el transporte en la geosfera.

- En H12, se observa que las tasas de actividad de los radionucleidos con mayor contribución, Se-79 y Cs-135, se reducen dos órdenes de magnitud durante su transporte en la masa rocosa, pero durante su transporte en la MWCF, debido a sus largas vidas y a los relativamente bajos coeficientes de distribución, los máximos de liberación sólo se retrasan en el tiempo. Las tasas de actividad liberadas debidas a los nucleidos con vidas relativamente cortas (Pu-239 y Am-243) se reducen drásticamente en la roca del campo cercano, salvo las de aquellos que están en equilibrio con sus progenitores.
- En SKB-91, se apunta que la principal función del medio rocoso es la de proporcionar un ambiente mecánico estable a los bultos de residuo y un ambiente químico reductor al campo cercano.
- En SITE-94, se indica que los radionucleidos débilmente sorbidos como I-129 y Cl-36 no se ven prácticamente afectados por su paso a través de la geosfera, sin embargo, los radionucleidos Th-230 y Ra-226 de la cadena de desintegración $4N+2$, que dominan la dosis a tiempos elevados, sufren una sorción importante en la matriz rocosa.
- En SR-97, el flujo de actividad desde la geosfera en Aberg sigue, como el flujo desde el campo cercano, dominado por el Ni-59, aunque reducido en un factor 30. Sin embargo, en Ceberg y Beberg las propiedades de retención para el Ni-59 y el Cs-135 son mejores y pasan a dominar la liberación los radionucleidos móviles I-129 y Cl-36, que como en Aberg, casi no sufren retardo en la misma. Además, el Ra-226, decae casi completamente en el campo lejano.
- En Gewähr se indica que la difusión en la matriz rocosa es muy efectiva, por lo que las tasas de liberación desde la geosfera son muy bajas.
- En Kristallin-1, las dosis debidas a algunos nucleidos individuales (Tc-99) y a las cadenas de desintegración del U-238 y del U-235, se reducen significativamente y se retrasan en el tiempo, al considerar el transporte en la geosfera.

Sin embargo la dosis debida a Cs-135, que es el radionucleido dominante, no se ve apenas afectada.

Resultados de los cálculos en la biosfera

Del análisis de los cálculos en la biosfera se deduce que la dilución es un factor determinante en los resultados. Además, la ingestión de agua de bebida y de productos agrícolas son las vías de exposición dominantes para la mayoría de los nucleidos (AECL-94, H12, SITE-94), por lo que el grupo crítico suele definirse como individuos que se autoabastecen de los productos de una granja existente en las proximidades del almacenamiento.

- En KBS-3, no se observan diferencias destacables entre las dosis para el escenario central calculadas considerando liberación a un lago o a un pozo, ya que la dilución es similar, salvo para el Ra-226, cuya vía de exposición dominante es la ingestión de agua en el caso de liberación al pozo y la ingestión de pescado en el caso de liberación al lago.
- En Project-90 las dosis considerando liberación a un lago son tres órdenes de magnitud menores que en el caso del pozo, ya que la dilución es mucho menor.
- En SPA, se apunta que las hipótesis de la biosfera influyen en los resultados de dos maneras: pudiendo modificar la importancia relativa de los radionucleidos en las dosis respecto a su importancia en las tasas de liberación de actividad a la biosfera; y determinando el nivel de dilución de la actividad cuando alcanza la superficie.

1.3. Análisis de Sensibilidad e Incertidumbre

Tal y como se ha indicado en el capítulo tres, en la evaluación del comportamiento de un AGP existen numerosas fuentes de incertidumbre, que son fundamentalmente de tres tipos: *incertidumbre en los escenarios*, *incertidumbre en los modelos*, e *incertidumbre en los valores de los parámetros* considerados.

Para tener en cuenta la incertidumbre en la posible evolución futura del sistema de almacenamiento además de analizarse el caso base o los escenarios de referencia se postulan y analizan una serie de *escenarios alternativos*.

El tratamiento de las incertidumbres asociadas a los parámetros de entrada a los modelos, se realiza mediante la utilización de aproximaciones deterministas o probabilistas, como se ha descrito anteriormente.

Además, se realizan *análisis de sensibilidad* para mostrar la importancia de los distintos parámetros y de las barreras del sistema de almacenamiento, así como de las hipótesis realizadas en los modelos. En H12, al tratarse de un ES genérico en el que se considera un amplio rango de ambientes geológicos, se analizan casos de cálculo con diseños del sistema de almacenamiento y medios geológicos alternativos a los del escenario de referencia.

En muchos ejercicios los resultados de los cálculos de los análisis de sensibilidad se presentan sólo para unos radionucleidos representativos, o para los nucleidos que han resultado ser los principales contribuyentes a las dosis o a las tasas de liberación. Así, en los cálculos probabilistas de AECL-94, el efecto del almacenamiento sobre el medio ambiente y sobre biota no humanos, se calcula sólo para C-14, I-129 y Tc-99, que son los radionucleidos significativos, y los análisis de sensibilidad probabilistas, se centran en las estimaciones de dosis totales y las debidas a C-14 e I-129.

1.3.1. Parámetros más relevantes

En el análisis de los casos de cálculo en los que se modifican distintos parámetros de entrada e hipótesis de los modelos, se identifican los factores con mayor influencia sobre las dosis. Como resultado de este análisis puede concluirse lo siguiente:

- El *tiempo de vida del contenedor* (ejercicios de Finlandia, H12, Enresa, GRS en SPA) o el *tiempo al que el defecto inicial se hace grande* (SR 97) tienen poca influencia sobre las dosis máximas a la biosfera, ya que la dosis está dominada por radio-

nucleidos de larga vida que no decaen apreciablemente en las diferencias de tiempos entre las variantes. El efecto es apreciable solo cuando las variaciones son importantes, como en los escenarios de fallo inmediato del contenedor de los ejercicios de Finlandia, en los que contribuyen a la dosis otros radionucleidos de periodo corto, o en el caso de H12 de tiempo de vida del contenedor de 10^6 años. Por el contrario, si que tiene gran influencia el número de contenedores que se supone que fallan o que se consideran conectados con los caminos de transporte a la biosfera.

- La influencia de las variaciones en el *término fuente* es limitada, ya que la liberación desde el campo cercano de muchos radionucleidos está controlada por sus límites de solubilidad. En los ejercicios de Finlandia, se indica que tienen un efecto marginal sobre los escenarios de defecto inicial y una mayor influencia sobre los escenarios de desaparición del contenedor.
- En SITE-94 y SR-97, se destaca la importancia de la contribución de los *límites de solubilidad* al comportamiento de las barreras.
- Aunque el *buffer de bentonita* constituye una barrera muy efectiva para los radionucleidos con vidas medias relativamente cortas y que sufren sorción, los radionucleidos que no sufren sorción, que son los que suelen dominar las dosis, pasan a través de la bentonita sin decaer apreciablemente, por lo que las dosis máximas no se ven muy afectadas por variaciones en este parámetro. En el ejercicio de GRS en SPA, en el que el radionucleido dominante es C-14, que es retardado en su transporte a través de la bentonita, la importancia del buffer es mayor.

De todos modos, a pesar de su aparente efecto limitado sobre las dosis estimadas, a la vista de los resultados de los análisis de incertidumbre en los que únicamente se analiza su efecto sobre la retención y retardo de los nucleidos, el buffer de bentonita es una barrera fundamental al limitar la cantidad de agua y de posibles agentes corrosivos que llega al contenedor, proteger mecánicamente

el contenedor y proporcionar las condiciones químicas adecuadas (Project-90, SITE-94).

- Los cambios en los parámetros que afectan al *tiempo de viaje advectivo de los radionucleidos en la geosfera* (transmisividad de las fracturas, flujo de aguas subterráneas) o a la *difusión en la matriz* (proporción de superficie de las grietas para la difusión, profundidad de difusión en la matriz, coeficientes de distribución) tienen una influencia importante sobre los resultados, ya que determinan la capacidad de retención de la geosfera.
- En los ejercicios de Finlandia, cuando se consideran valores más realista de los parámetros de sorción, las dosis disminuyen considerablemente.
- En el ejercicio de IPSN en SPA se han analizado variantes o modificaciones de los valores de 10 parámetros (conductividad hidráulica a los 100m (K_{100}) y a los 500m (K_{500}), conductividad hidráulica en el buffer (K_{buffer}), coeficientes de difusión en el buffer (De_{buffer}) y en la roca (De_{roca}), factor de retardo, etc.). El flujo de actividad de I-129 aumenta significativamente sólo en los casos en los que K_{500} y De_{buffer} son ambos simultáneamente altos, y la sorción es nula. El flujo de actividad del C-14, en la variante con valores de De_{buffer} grandes, factores de retardo pequeños y K_{500} grandes, se multiplica por 500, respecto al del caso de referencia.
- La influencia de los *parámetros de la biosfera* es también muy importante, ya que afecta directamente a las dosis. El parámetro de la biosfera al que los resultados son más sensibles es la dilución en la misma. Por ello, los escenarios de liberación directa al mar suponen dosis menores, por la mucha mayor dilución.

1.4. Casos de cálculo de mayor impacto radiológico

En una gran parte de los cálculos realizados para los análisis de sensibilidad e incertidumbre, y para los escenarios de evolución alterada o alternativos al escenario de referencia, el impacto radiológico es pe-

queño, lo que indica que los sistemas de almacenamiento son «robustos», al tolerar desviaciones importantes de las condiciones esperadas del almacenamiento sin efectos drásticos sobre las liberaciones a la biosfera. Sin embargo, existen una serie de variantes de cálculo o escenarios para los que se obtiene un impacto radiológico importante:

- En los escenarios de intrusión humana por perforación en el almacenamiento de AECL-94, aunque el riesgo asociado es de $3 \cdot 10^{-10}$ efectos graves para la salud al año y está por debajo del límite de riesgo aplicable, las dosis para los residentes en la zona y para los trabajadores de la perforación en algunos casos superan el Sv/a.
- En TVO-92, las mayores dosis se obtienen para el escenario de química salina y flujo de aguas grande, típicamente no salino, con un máximo de 10^{-5} Sv/a debido al Ra-226. En el escenario correspondiente de TILA-96 las dosis son dos órdenes de magnitud menores y debidas principalmente al I-129, al considerarse una modelización más realista del campo cercano y mayores valores de los coeficientes de distribución en la roca y de la resistencia al transporte en la geosfera.
- En los escenarios de falla postglacial de TVO-92 y TILA-99, que suponen casos muy desfavorables en los que varias barreras del almacenamiento pierden su función, las dosis son del orden de los 10^{-4} Sv/a y se deben a Pu-239 y Pu-240.
- En TILA-99, se indica que el sistema es robusto y puede tolerar desviaciones importantes de las condiciones esperadas sin efectos drásticos sobre las liberaciones, aunque cuando una determinada barrera se ve directamente comprometida, como en los casos de fallo postglacial o el de ausencia de contenedor, flujo de aguas subterráneas muy grande y química salina, las tasas de actividad liberada y de dosis son mayores. En este último escenario, con una dosis asociada de $1,1 \cdot 10^{-4}$ Sv/a, se supera el límite de dosis.
- En TILA-99, se destaca la sensibilidad del sistema a la combinación de flujo de aguas subterráneas

grande y química salina. En este caso se dan liberaciones y dosis altas debidas a cationes, principalmente Sr-90 y Ra-226, por su difusión superficial en el buffer y su débil sorción en el buffer, el relleno y la roca en condiciones salinas.

- En H12, la dosis mayor se da para el caso de levantamiento/ erosión del terreno, aunque no se excede el límite regulador más restrictivo de 0,1 mSv/a.
- En Project-90, el caso más desfavorable es el que combina fallo temprano del contenedor, flujo elevado, una mayor apertura de las fracturas y química pobre. En este caso, la IDP presenta un máximo de $1,7 \cdot 10^{-4}$ Sv/año. En el escenario de fallas, en el que se asume que se daña el buffer a los 50.000 años y el flujo de aguas subterráneas entra en contacto directo con el contenedor, con flujos grandes en el campo cercano y en la geosfera, se obtiene una dosis del orden de 1 mSv/año contenedor, dominada por el Pu-240 y el I-129.
- En SR 97, con los casos de cálculo «especiales» se demuestra el principio de sistema multibarrera, ya que aunque se realicen hipótesis extremas y no realistas a cerca de alguna barrera, las consecuencias son aceptables. Así, cuando se considera el caso de cálculo en el que se desprecian los límites de solubilidad de los radionucleidos, existen contribuciones nuevas a la dosis debidas a radionucleidos de larga vida como uranio, plutonio, neptunio y torio, el radionucleido dominante es el Ra-226 y la dosis máxima asociada de $5,5 \cdot 10^{-4}$ Sv/a supera el límite de dosis.

En el escenario de intrusión humana, las dosis al personal de la excavación tiene un máximo de unos 20 mSv/a, comparable a los límites de dosis para los trabajadores profesionalmente expuestos, pero el riesgo máximo es de $5 \cdot 10^{-10}$ por perforación, siendo necesarias 30.000 perforaciones al año para que se alcanzara el límite de riesgo de 10^{-6} /a. En cuanto a las dosis a los miembros de una familia asentada en el emplazamiento, se supera el límite de dosis de 0,015 mSv/a durante los primeros 400 años tras la clausura, pero serían necesarias 33.000 perforaciones al año para alcanzarse el límite de riesgo antes citado.

- En los ejercicios de Enresa, únicamente en la variante de menor retardo en la geosfera (factor 0,01 con relación al ER), la tasa de dosis total media es grande (próxima a los 0,1 mSv/a). En el resto de los casos, las diferencias en las tasas de dosis medias entre variantes son de menos de un orden de magnitud.

En todos los casos de cálculo analizados, los radionucleidos dominantes son los mismos que en el ER. En el caso de modelo de término fuente de SPA y en el escenario de pozo de producción, las tasas de dosis son mayores que en el ER, por la mayor liberación desde la matriz de combustible después de los 60.000 años en el modelo de SPA y por los menores tiempos de viaje a través de la geosfera, respectivamente.

- En el ejercicio de GRS en SPA, un aumento del flujo de aguas a través de la EDZ de un factor 10 o un caso con constantes de sorción en la bentonita pequeñas dan lugar a tasas de dosis casi un orden de magnitud mayores que la del escenario de referencia, superior a 10^{-4} Sv/a.

Las tasas de dosis obtenidas en el escenario de transporte a través de la EDZ que rodea túneles y galería, y en el escenario de pozo profundo (WELL-97), son sólo ligeramente mayores que las del escenario de referencia.

- En el escenario de pozo profundo del ejercicio de IPSN en SPA, las tasas de dosis alcanzan un máximo de 50 mSv/a a los $4,6 \cdot 10^5$ años, dada la menor dilución y camino de transporte más corto que en el escenario de referencia.

2. Análisis por países

2.1. Canadá: AECL-94

Los escenarios analizados en AECL-94, como ya se indicó en el capítulo 11.1.1, son el escenario central, que es en realidad un conjunto de escenarios que en el análisis de consecuencias se asumen de probabilidad 1, y los escenarios alternativos de perforación abierta y de intrusión humana inadvertida.

La evaluación de consecuencias del sistema de almacenamiento comprende análisis deterministas, en los que se realiza una sola simulación en la que a cada parámetro se le asigna un único valor representativo de las tendencias centrales, y análisis probabilistas, en los que se analizan los resultados de miles de simulaciones, con los valores de los parámetros de entrada al modelo muestreados aleatoriamente. Los promedios sobre todas las simulaciones probabilistas de los parámetros indicadores del comportamiento, se comparan con los criterios reguladores y con el nivel de radiación ambiental en Canadá (3 mSv/a). Además, se realizan análisis de sensibilidad tanto para los cálculos deterministas como para los probabilistas.

Adicionalmente, se realizan *análisis de la efectividad de las barreras*, que constituyen un caso especial de análisis de sensibilidad determinista en los que se estudia la efectividad relativa de las barreras naturales y de ingeniería, calculándose la fracción neta de liberación de los contaminantes a través de las sucesivas barreras, y *análisis para determinar restricciones sobre características del diseño y del emplazamiento* que podrían ser efectivas para la mejora del comportamiento del sistema de almacenamiento de referencia, mediante análisis de sensibilidad deterministas y probabilistas en los que algunos parámetros toman valores muy distintos de los usados en el Caso de Referencia.

Como la guía R-104 de AECB [51] considerada en AECL-94, requiere el cálculo tanto del riesgo radiológico individual, como del impacto sobre el medio ambiente de los radionucleidos y los contaminantes no radioactivos, en el cálculo de consecuencias se han estimado las dosis anuales al grupo crítico, las dosis a biota no humanos y las concentraciones de contaminantes químicos tóxicos.

En la guía R-104 de AECB se establece la necesidad de demostrar cuantitativamente el cumplimiento con el criterio de riesgo radiológico de 10^{-6} cánceres fatales o efectos genéticos graves al año (indicándose que está asociado a una dosis de 0,05mSv/a) durante 10^4 años desde la clausura del almacenamiento, y si en este tiempo no se han alcanzado los valores má-

ximos del riesgo, se debe argumentar razonadamente que la tasa de liberación de radionucleidos al medio ambiente más allá de los 10^4 años no aumentará abruptamente. Como las dosis a los 10^4 años están todavía aumentando, se han realizado cálculos de dosis a tiempos mayores, principalmente a los 10^5 años de la clausura del almacenamiento y en algún caso hasta los 10^8 años.

También se ha calculado el riesgo radiológico total, obtenido como la suma de los riesgos debidos a los distintos escenarios, para compararlo con el límite de riesgo de AECB. El riesgo asociado al escenario de intrusión humana determina el valor del riesgo total del almacenamiento, al ser dos órdenes de magnitud mayor que el debido a los escenarios SYVAC.

A continuación se exponen brevemente los principales resultados de los cálculos deterministas y probabilistas realizados para el Escenario Central.

2.1.1. Análisis del Escenario Central

2.1.1.1. Análisis deterministas del Escenario Central

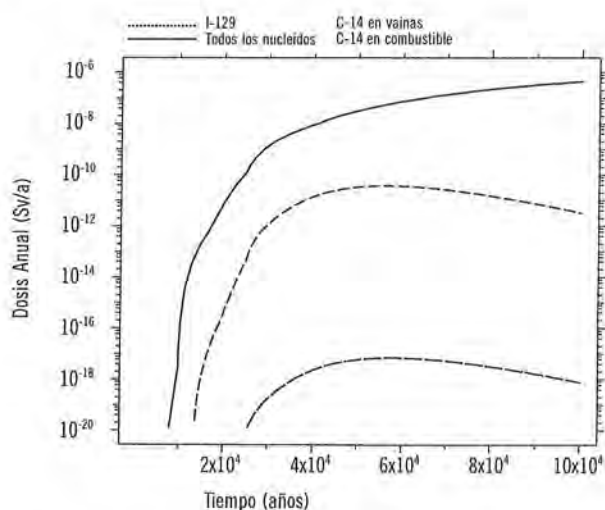
Con el objeto de identificar los procesos y características más importantes del sistema de almacenamiento en el escenario central, se ha realizado un análisis determinista en el que todos los parámetros del modelo toman el valor correspondiente al percentil 50 de sus funciones densidad de probabilidad.

En el ejercicio se presenta una tabla con la concentración de los contaminantes (68 radionucleidos y 9 elementos químicos) en el contenedor, el buffer, el relleno, la geosfera y la biosfera a los 10^5 años de la clausura del almacenamiento. De todos ellos, sólo los contaminantes químicos bromo y antimonio y los radionucleidos C-14, I-129 y Kr-81 son liberados a la biosfera en cantidades superiores a 10^{-15} moles.

Como se observa en la figura 47, la dosis total está dominada por el I-129, seguido en menor importancia por el C-14 del combustible, y presenta un máximo a los 10^5 años de $4 \cdot 10^{-4}$ mSv/a. A tiempos mayores, como se observa en los cálculos hasta 10^8 años, dominan Rn-222 y Th-234.

Las dosis a biota no humanos se calculan para cuatro organismos genéricos (planta, mamífero, pájaro, pez), estimándose unas dosis absorbidas, en general, mucho menores que las asociadas a las fuentes de radiación natural.

Figura 47. Estimación de la dosis anual total y debida a los radionucleidos más significativos para el análisis determinista. (Traducido de AECL-94 [21])



2.1.1.2. Análisis probabilistas del Escenario Central

En los cálculos probabilistas se analizan los resultados de 40.000 simulaciones para siete de los radionucleidos que se espera que causen las dosis de radiación más altas (C-14, Cs-135, I-129, Ni-59, Pd-107, Se-79 y Tc-99) y de 2.000 simulaciones para el resto de los radionucleidos y de los nueve elementos químicos tóxicos considerados.

Las estimaciones de las dosis anuales en las distintas simulaciones varían considerablemente. Para la comparación de los resultados con los criterios reguladores, se emplea la dosis anual media, que se obtiene promediando aritméticamente las estimaciones de las dosis anuales para las distintas simulaciones, y que está dominada por las simulaciones que proporcionan las mayores dosis.

Entre los resultados del análisis probabilista, se presentan, en forma de tabla, las cantidades medias (pro-

mediadas sobre 1.000 simulaciones) en distintas localizaciones (contenedor, buffer, relleno, geosfera y biosfera) de los contaminantes considerados, a los 10^5 años de la clausura de almacenamiento. Al igual que en el análisis determinista, las principales liberaciones a la biosfera se deben a los radionucleidos C-14, I-129 y Kr-81, y los contaminantes químicos Br y Sb, pero en los resultados de los cálculos probabilistas los contaminantes han avanzado un poco más a través de las barreras y se han liberado en mayor cantidad.

En las estimaciones de las dosis anuales hasta los 10^5 años debidas a los 68 radionucleidos de interés y de las dosis anuales medias (promediadas sobre las distintas simulaciones) se observa que sólo I-129 y C-14 contribuyen significativamente a las dosis anuales en todas las simulaciones. El valor máximo de la dosis media debida al I-129 es de $1,4 \cdot 10^{-3}$ mSv/a y se alcanza a los 10^5 años, y el máximo de la dosis media debida a C-14 es de $1,4 \cdot 10^{-5}$ mSv/a y se alcanza a los $4 \cdot 10^4$ años. Para el resto de los radionucleidos, la dosis máxima media está por debajo de 10^{-7} mSv/a.

El efecto de los nueve contaminantes químicos tóxicos considerados, se analiza calculando las concentraciones máximas a los 10^5 años de cada uno de dichos contaminantes en diversos compartimentos de la biosfera (terreno del jardín, agua del pozo, aire en el interior de edificios). Se observa que la mayor concentración se debe al boro, seguido en mucha menor medida por el antimonio, siendo dichas concentraciones varios órdenes de magnitud menores que las concentraciones medias estimadas de dichos elementos en el medio ambiente.

El efecto del almacenamiento sobre el medio ambiente y sobre biota no humanos, se calcula sólo para C-14, I-129 y Tc-99, identificados como los radionucleidos más significativos en los cálculos deterministas. Las dosis absorbidas estimadas son menores que los aproximadamente $7 \cdot 10^{-4}$ Gy/a que se asume recibirían debido a la radiación natural en Canadá. Además se hace referencia a los resultados del estudio de un comité del IAEA [265], que concluye que no hay evidencia científica de daños a poblaciones animales o vegetales por tasas de dosis menores de 0,4 Gy/a.

2.1.2. Análisis de sensibilidad

2.1.2.1. Análisis de sensibilidad deterministas

Para identificar los parámetros importantes y ayudar a interpretar los análisis de sensibilidad realizados para los cálculos probabilistas, se realizan análisis de sensibilidad deterministas.

En los cálculos para el análisis de sensibilidad se realizan modificaciones de los valores de los parámetros muestreados aleatoriamente, así como de los parámetros «interruptores» que seleccionan una opción entre varias mutuamente excluyentes, y de los parámetros a los que se asigna un valor constante en los cálculos. De dichos cálculos se deduce que:

- La tortuosidad de la zona de roca inferior del almacenamiento, es el parámetro que mayor efecto tiene sobre los resultados, tanto en el caso de variaciones pequeñas de los valores de los parámetros como grandes. Una mayor tortuosidad implica caminos para el flujo difusivo más largos y menores dosis, siendo su efecto más pronunciado para el C-14, que para el I-129, dada su menor vida media. Otro parámetro importante es el factor de escala de la velocidad de las aguas subterráneas, que consiste en un factor multiplicativo adimensional usado para describir la incertidumbre en la velocidad de las aguas subterráneas del almacenamiento. Un mayor factor de escala supone un mayor flujo de aguas subterráneas.
- Entre los parámetros interruptores, el que mayor influencia tiene es el que selecciona entre el pozo o el lago como fuente de agua para uso doméstico. Las dosis máximas de I-129 y C-14 son dos órdenes de magnitud mayores si la fuente de agua es el pozo. El parámetro que determina si existe o no riego del jardín y el que selecciona entre los tipos de suelo, tienen un efecto menor, siendo las dosis mayores con riego en el jardín y con terreno orgánico.
- El valor de la distancia entre la zona de grietas LD1 y la posición de almacenamiento más cercana, denominada distancia de exclusión del residuo (50m en el Escenario de Referencia) se ha modifi-

cado entre uno y 70m, observándose que tiene una importante influencia, y valores más altos producen menores valores máximos de las dosis y tienen lugar a tiempos mayores.

En la figura 48 se representa el efecto de las características del diseño del almacenamiento y del emplazamiento sobre la dosis anual media a los 10^5 años, promediada a partir de 500 simulaciones aleatorias. En el diagrama, las barras representan la razón entre la dosis anual media en cada caso frente a la del escenario de referencia, que se representa en la primera barra del diagrama.

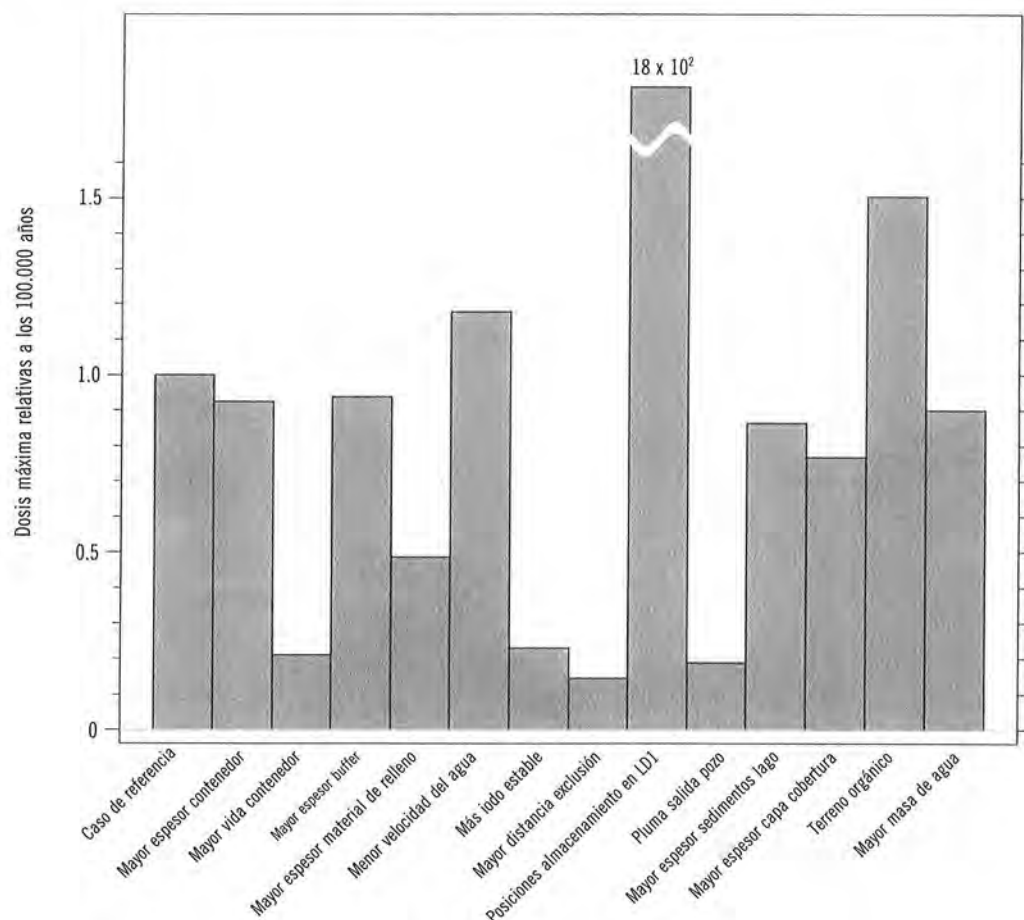
2.1.2.2. Análisis de sensibilidad probabilistas

En los análisis de sensibilidad probabilistas se modifica un parámetro (al que se le asigna un valor correspondiente a su cuantil 0,01, 0,5, o 0,99) mientras se permite que todos los demás varíen dentro de su rango, y se muestra gráficamente, mediante diagramas de dispersión, la influencia de dicho parámetro sobre unas funciones objetivo, como la dosis anual.

Aunque pueden considerarse distintas funciones objetivo para analizar el impacto sobre ellas de las modificaciones de los parámetros (dosis anuales al cabo de un tiempo dado, máximos de las dosis anuales, concentraciones de los contaminantes químicos en distintos compartimentos de la biosfera, dosis absorbidas por biota no humanos), el análisis se centra en los máximos de las dosis anuales totales, y en las dosis anuales debidas a C-14 y a I-129 a los 10^5 años de la clausura del almacenamiento.

De los 8 parámetros que tienen mayor influencia en los resultados en los cálculos probabilistas, sólo los dos asociados con la vía de exposición del lago (factor de retardo del yodo en los sedimentos orgánicos del lago, espesor de los sedimentos del lago) son nuevos respecto a los análisis de sensibilidad deterministas, ya que en dichos análisis la vía de exposición del lago era poco importante en relación con la del pozo, mientras que en los análisis de sensibilidad probabilistas, el pozo no está siempre presente y las vías de exposición asociadas al lago cobran mayor importancia.

Figura 48. Efectos de las características del diseño del almacenamiento y del emplazamiento sobre la dosis anual media en AECL-94, a los 10^5 años, promediada a partir de 500 simulaciones. La primera barra representa la dosis anual media en el Escenario de Referencia (ER), y las demás las dosis anuales medias para cada caso en relación con la del ER (Traducido de AECL-94 [2])



El parámetro más importante es la tortuosidad en la zona inferior de roca y, en menor medida, el factor de escala de la velocidad de las aguas subterráneas. La incertidumbre en la tortuosidad tiene una gran influencia tanto sobre la magnitud como sobre la variabilidad de las dosis máximas anuales.

La importancia de ambos parámetros es mayor a los 10^4 años que a los 10^5 años, debido a que la mayoría de los contaminantes están empezando a liberarse a la biosfera a los 10^4 años para muchas de las simulaciones.

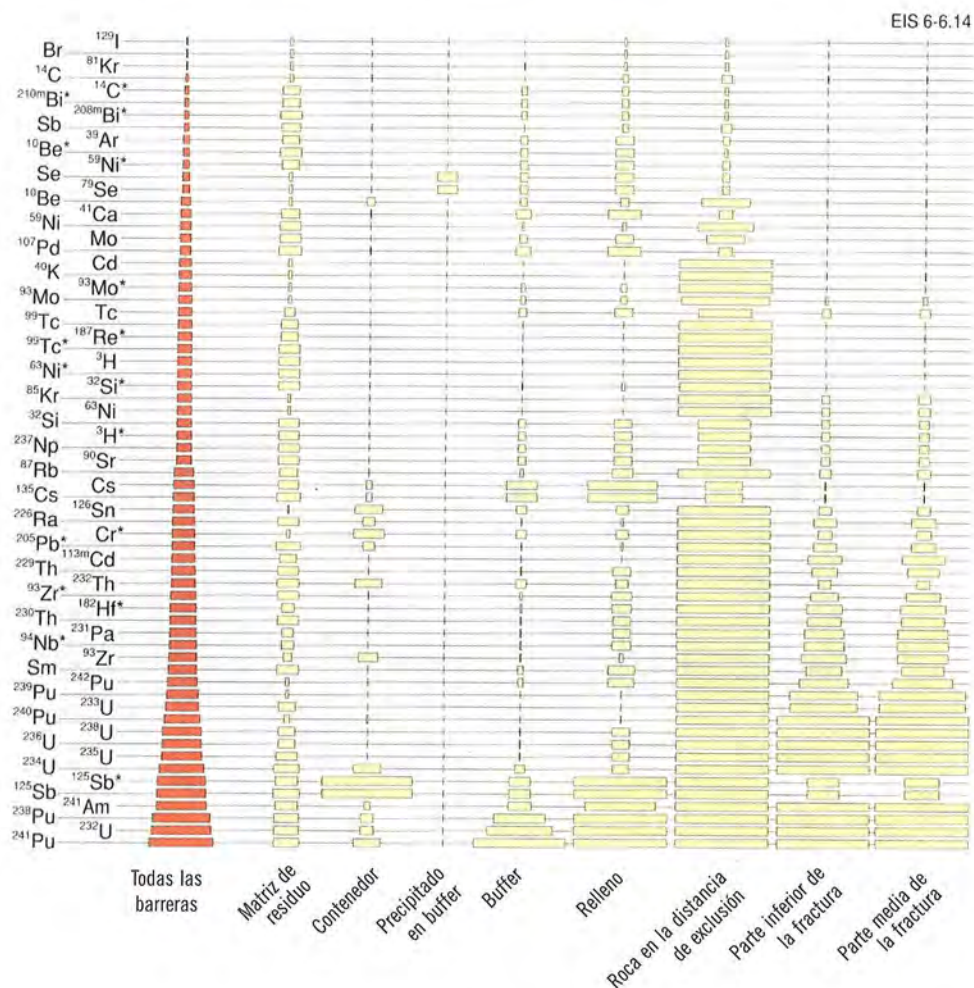
El parámetro interruptor que selecciona entre el pozo o el lago como fuente de agua para uso doméstico,

es el tercero en importancia, siendo las dosis mayores cuando la fuente de agua es el pozo. La importancia de este parámetro es menor en los análisis de sensibilidad probabilistas que en los deterministas, al verse enmascarado su efecto por la variación de las dosis anuales debidas a la variación de los otros parámetros.

2.1.2.3. Análisis de la efectividad de las barreras

En el análisis de la efectividad de las barreras se ha examinado el comportamiento de 8 barreras (matriz de residuo, contenedor, buffer, relleno, precipitación en el buffer, roca en la zona de la distancia de exclusión, parte inferior de la fractura LD1, parte supe-

Figura 49. Representación del comportamiento de las barreras a los 10^5 años, en AECL-94. Las 8 últimas columnas de cajas ilustran la mínima efectividad posible de cada una de las barreras para los radionucleidos indicados y la primera columna la de las 8 barreras conjuntamente: La longitud de las cajas indica la efectividad de la barrera: a mayor longitud, mayor efectividad y menor liberación de contaminante (Traducido de AECL-94 [2])



rior de la fractura LD1), respecto a la vía principal de liberación de cada radionucleido. Como medida del comportamiento de la barrera se establece la relación entre la cantidad de contaminante que sale de la barrera y la que entra.

De la comparación de la efectividad de las barreras para diferentes radionucleidos al cabo de 10^4 años y 10^5 años desde la clausura del almacenamiento (ver figura 49) se deduce que:

- La efectividad de una barrera depende del contaminante y del tiempo.
- Sólo cantidades pequeñas de unos pocos radionucleidos (I-129, Kr-81, C-14, Bi-210m y Bi-208) pasan a través de todas las barreras y alcanzan la biosfera a los 10^4 o 10^5 años. Para el resto de contaminantes considerados, al menos dos barreras son muy efectivas.
- La matriz de combustible gastado y la matriz de zircaloy de las vainas son barreras efectivas para los contaminantes que se liberan por disolución congruente. Así, la matriz de combustible es una barrera efectiva para los isótopos de plutonio, los actínidos, y la mayor parte del inventario de I-129

y C-14, y la matriz de zircaloy para los isótopos del bismuto, el C-14 y el Tc-99 presentes en las vainas.

- El contenedor tiene un importante efecto de retardo en la liberación de radionucleidos y es muy efectivo para los radionucleidos de vida corta, como tritio y Sb-125. Además, la consideración del fallo de contenedores distribuido en el tiempo, dispersa las liberaciones en el tiempo.
- La precipitación química en el buffer es importante solo para el Tc-99 presente en el combustible gastado.
- El buffer, el relleno y la fractura LD1 son barreras efectivas para los contaminantes que sufren una sorción fuente.
- La roca en la zona de la distancia de exclusión es una barrera muy efectiva, que reduce a fracciones despreciables la liberación de más de la mitad de los contaminantes.

2.1.2.4. Escenario de perforación abierta

Para la estimación del posible impacto de los escenarios de perforación abierta, se ha considerado que la existencia de una zona amplia de fracturas a 50 m de las posiciones de almacenamiento, tiene un efecto mayor que la presencia de una perforación abierta a esa distancia, por lo que los resultados del análisis de esta situación proporcionan un límite superior del impacto asociado a la existencia de una perforación abierta a 50 m de una posición de almacenamiento.

Adicionalmente, se realiza una simulación en la que se modifica la red de segmentos en el modelo de geosfera para simular la presencia de una perforación abierta a 5 m de una posición de almacenamiento, considerándose, de modo conservador, que la perforación atraviesa la zona de grietas LDI y que el pozo captura todos los contaminantes liberados. La dosis anual máxima para esta simulación es de $4 \cdot 10^{-3}$ mSv/a.

2.1.2.5. Escenario de intrusión humana inadvertida

La intrusión humana inadvertida se ha analizado considerando un escenario de perforación y cuatro casos de exposición: exposición de los trabajadores de la perforación, exposición de un técnico de laboratorio al preparar y examinar los testigos de la perforación, exposición de un trabajador de la construcción en la zona de la perforación, y exposición de una persona que vive en un edificio construido sobre el residuo dispersado por la perforación.

Se han calculado las dosis asociadas a estos cuatro escenarios mediante el código GENII [128], obteniéndose dosis mayores a tiempos relativamente tempranos. Las dosis más altas se dan para el escenario de exposición de un residente en la zona, en los primeros 300 años y en el de exposición de los trabajadores de perforación, a tiempos mayores. En este escenario, que supone un by-pass de las barreras de protección del sistema de almacenamiento, las dosis asociadas en algunos casos a tiempos cortos superaron el Sv/a.

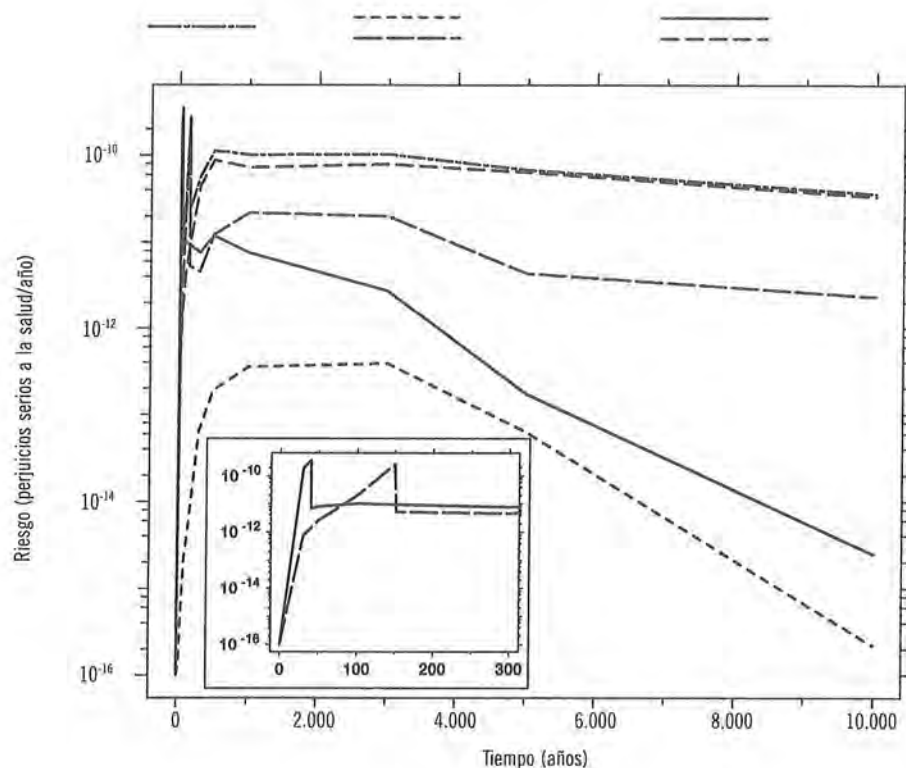
También los riesgos mayores se obtienen para los escenarios de exposición de un residente en la zona y de exposición de los trabajadores de perforación, alcanzándose valores de $3 \cdot 10^{-10}$ efectos graves para la salud al año (ver figura 50).

2.2. Finlandia: TVO-92, TILA-96, TILA-99

Como ya se indicó en el capítulo 6, en los tres ejercicios finlandeses se han analizado básicamente los mismos escenarios: el caso base, unos escenarios de referencia (de contenedor con defecto inicial grande o pequeño, o de contenedor que «desaparece» a los 10.000 años) y unos escenarios para los análisis de sensibilidad e incertidumbre. Por ello, el análisis de los resultados se presenta conjuntamente para los tres ejercicios.

Los cálculos se han realizado para un único contenedor, y se extienden hasta el millón de años, aunque también se examina el máximo absoluto de las liberaciones a muy largo plazo.

Figura 50. Riesgo para los escenarios de intrusión humana inadvertida en AECL-94 (Traducido de AECL-94 [21])



2.2.1. Análisis del Caso Base

En TVO-92, se realizan unos cálculos simplificados de corrosión de la cápsula de cobre del contenedor, a partir de los que se estima una vida del contenedor de unos 18 millones de años.

Por ello, en los cálculos del caso base se considera que todos los contenedores fallan entre los 10 y los 11 millones de años, obteniéndose unas tasas de liberación desde el almacenamiento a la geosfera de I-129 y de Np-237 (el producto de fisión y el actínido más relevantes desde el punto de vista de sus consecuencias radiológicas) de unos $2 \cdot 10^5$ Bq/a en cada caso, muy por debajo de los correspondientes límites derivados de la aplicación de los criterios nórdicos considerados [58] ($10^8 - 10^9$ Bq/a para los actínidos de larga vida y $10^9 - 10^{10}$ Bq/a para el resto de nucleidos de larga vida).

En los ejercicios posteriores, TILA-96 y TILA-99, se indica que los resultados del análisis del caso base de TVO-92, se mantienen vigentes.

2.2.2. Análisis de los escenarios de referencia

En los escenarios de referencia (ER) de TVO-92 y TILA-96 se asume que el contenedor desaparece a los 10.000 años de la clausura.

En TILA-99, en el análisis del escenario de referencia se consideran un total de 22 variantes o escenarios, de los cuales, el escenario de defecto inicial pequeño del contenedor, flujo y datos de transporte «medios» para todos los emplazamientos y aguas subterráneas salinas (SH-sal50) y el escenario de contenedor que desaparece a los 10.000 años, flujo y datos de transporte «medios» para todos los emplazamientos y aguas no salinas (DC-ns50), se analizan en mayor detalle.

Para los ER de TVO-92 y TILA-96, y los dos escenarios SH-sal50 y DC-ns50, de TILA-99, los resultados de los cálculos se presentan en forma de gráficas frente al tiempo de las tasas de dosis y de las tasas de liberación del campo cercano a la geosfera y de la geosfera a la biosfera de los radionucleidos considerados en el análisis. Además, se presentan tablas con las tasas máximas de liberación de los distintos radionucleidos desde las diferentes barreras del sistema, y el tiempo al que se producen dichos máximos.

Para los 22 escenarios de referencia de TILA-99, se presentan tablas con los máximos de las tasas de dosis debidas a los distintos radionucleidos, el máximo de la tasa de dosis total y el radionucleido que contribuye en mayor medida a la misma y, en muchos casos, gráficos de la evolución temporal de las tasas de dosis totales. Además, se indican los máximos de las relaciones entre las tasas de liberación a la biosfera (promediadas sobre 10^4 años) y los límites de liberación de actividad propuestos por STUK, indicándose el tiempo al que ocurren.

A continuación se exponen brevemente alguno de los resultados de los cálculos realizados para los escenarios de referencia.

2.2.2.1. Resultados de los cálculos de liberación desde el campo cercano

Del análisis de los resultados, se deduce lo siguiente:

- Las tasas de liberación de los nucleidos con vida relativamente corta y que sufren una sorción importante (Pu-240, Am-241, Am-243), se ven afectadas considerablemente por el transporte en la bentonita. En TILA-96, las tasas de liberación son mayores que en TVO-92, porque se ha modelizado más detalladamente el transporte en el campo cercano, con caminos de liberación cortos a través de la bentonita hacia las grietas de la roca.
- Los pulsos de liberación instantánea desde el hueco combustible - vaina (C-14, I-129, Cs-135) se reducen durante la difusión a través de la bentonita.

- En TVO-92, las tasas de liberación desde el campo cercano de Cl-36, Se-79 y Nb-94 son similares a las de liberación desde el residuo, ya que se difunden rápidamente a través de la bentonita. En TILA-96, la liberación del Cl-36 está controlada por la tasa de degradación de la vaina del combustible. La tasa de liberación del niobio es menor que en TVO-92, por asignársele, basándose en medidas realizadas, una mayor coeficiente de distribución en la bentonita.
- Las tasas de liberación de algunos radionucleidos (Ni, Zr, Tc, Pd, Sn, U, Np) están controladas por sus solubilidades.
- En los escenarios de referencia de TVO-92 y TILA-96 y en el escenario DC-ns50 de TILA-99, las tasas de liberación de Ra-226 y Pa-231 desde el campo cercano, son mayores que los máximos de las tasas de liberación desde el residuo, ya que una parte importante de su liberación procede de los radionucleidos padres liberados desde el residuo y precipitados en el campo cercano.
- Las tasas de liberación del I-129 en TILA-96 es una tercera parte que la de TVO-92, debido a la modelización más realista del campo cercano.

En el caso de contenedor con defecto inicial, los fenómenos que tienen mayor importancia para la limitación de la liberación, son la lenta tasa de degradación de la matriz de combustible, los límites de solubilidad y la resistencia al transporte debido al pequeño tamaño del agujero del contenedor, siendo de menor importancia el papel de la sorción en la bentonita y la resistencia a la transferencia de masa desde el agua estancada en la bentonita, hacia el agua que fluye en las grietas. Los pulsos de liberación instantánea se reducen significativamente y las mayores tasas de liberación se deben a los radionucleidos cuya liberación no está limitada por su solubilidad, débilmente sorbidos y con fracciones de liberación instantánea (C-14, Sr-90, Cs-137).

En el ER de TVO-92, los valores máximos de las tasas de liberación desde el campo cercano se deben principalmente al Nb-94 ($4 \cdot 10^6$ Bq/a a los $1,1 \cdot 10^4$

años, por considerarse un valor de sorción muy conservador) y al Ra-226 ($3 \cdot 10^6$ Bq/a en los $3,1 \cdot 10^5$ años). En el ER de TILA-96, estos máximos de la liberación desde el campo cercano se deben a C-14 ($1,5 \cdot 10^6$ Bq/a a los $1,1 \cdot 10^4$ años) y Ni-59 ($5 \cdot 10^5$ Bq/a los $4,9 \cdot 10^4$ años) y a tiempos mayores a Ra-226 ($2,6 \cdot 10^5$ Bq/a los $3,4 \cdot 10^5$ años).

En TILA-99, el Ra-226 ($1,1 \cdot 10^7$ Bq/a) presenta la mayor tasa de liberación desde el campo cercano respecto a su límite de tasa liberación desde la geosfera (10^8 Bq/a) y ocurre en el escenario de «desaparición» del contenedor con flujo de aguas muy alto y condiciones salinas (DC-vhflowsal).

2.2.2.2. Resultados de los cálculos del campo lejano

Del análisis de los resultados se deduce lo siguiente:

- La tasa de liberación máxima de los nucleidos con sorción débil (C, Se, Pd, Sn) o sin sorción (Cl, I) y su ocurrencia en el tiempo se ve sólo ligeramente afectada por el transporte en la geosfera.
- La geosfera es una barrera importante para los radionucleidos de Ni, Zr, Nb, Cm, Am, Pu, Th, Ra y Pa de no muy larga vida, que sufren una sorción importante, así como para los nucleidos de vida relativamente corta como Sr-90 o Cs-137.
- Para los radionucleidos de vida larga y cuya liberación está limitada por la solubilidad (Tc-99, Zr-93, Np-237 e isótopos de uranio de vida larga), la migración en la geosfera sólo retrasa las tasas de liberación máximas en el tiempo pero no afecta casi a su magnitud.
- Una parte importante del Ra-226 y Pa-231 liberados a la biosfera procede de los nucleidos progenitores precipitados en el campo cercano, ya que los valores de K_d en la roca usados para estos radionucleidos son bastante conservadores.
- Las tasas de liberación de algunos actínidos de larga vida y de sus descendientes, están todavía aumentando a los 10^6 años. Este es el caso del Np-237 y el Pu-242 en el escenario DC-ns50 de

TILA-99, que alcanzan sus máximos en torno a los $3,5 \cdot 10^6$ años y a los $2,3 \cdot 10^6$ años, respectivamente.

El máximo de las tasas de liberación a la biosfera de los productos de fisión y activación ocurre poco después del fallo del contenedor y es de $5 \cdot 10^6$ Bq/año, debido a C-14 y a Nb-94 en el ER de TVO-92 y de $1,3 \cdot 10^6$ Bq/año, debido principalmente al C-14, seguido de Se-79, Cs-135 y Ni-59, en el ER de TILA-96. Estos valores están muy por debajo del límite superior de 10^{10} Bq/a propuesto en los criterios nórdicos para la liberación a la biosfera de este tipo de nucleidos, considerado en TVO-92 y de los límites de 10^{10} Bq/a para C-14 y Ni-59 y 10^9 Bq/a para Se-79 y Cs-135 recogidos en la revisión de TVO-92 por STUK, y considerados en TILA-96. La tasa de liberación de los emisores α de larga vida está dominada por el Pa-231 y por el Pu-242 y tiene un máximo de 10^4 Bq/año a los $5 \cdot 10^5$ años en el ER de TVO-92 y de $1,4 \cdot 10^3$ Bq/año a los 10^6 años, en el ER de TILA-96, también muy por debajo del límite de 10^8 Bq/a considerado en ambos ejercicios, de acuerdo con los criterios antes citados.

Las diferencias más significativas en las liberaciones en los ER de TVO-92 y TILA-96 se dan para los radionucleidos de no muy larga vida Nb-94 y Ra-226, menores en TILA-96, dada la mayor resistencia al transporte del camino de migración y los mayores valores de K_d para estos nucleidos.

En TILA-99, para los escenarios de contenedores con defecto inicial, el Cs-135 es el radionucleido cuya tasa de liberación a la biosfera es mayor en comparación con el límite específico dado por STUK. En los escenarios DC, la mayor relación de la tasa de liberación se da para el Sn-126, excepto en el escenario de flujo de aguas muy grande y química salina, DC-vhflowsal, donde el Ra-226 tiene la mayor relación de liberación.

Las tasas de dosis en los ER de TVO-92 y TILA-96 presentan un máximo debido al I-129 de $6 \cdot 10^{-4}$ mSv/año a los 10^4 años en TVO-92 (ver figura 51) y de $6,6 \cdot 10^{-5}$ mSv/año a los $1,1 \cdot 10^4$ años en TILA-96 (ver figura 52). La dosis máxima es un orden de magnitud menor en TILA-96, ya que la tasa de libe-

ración del I-129 es una tercera parte de la de TVO-92 y el factor de paso a dosis una cuarta parte. A tiempos mayores los principales contribuyentes a la dosis son Pa-231 y Pu-242. En TVO-92, la tasa de dosis total tiene un máximo absoluto debido a Pa-231 ($7 \cdot 10^{-4}$ mSv/año), después de la degradación completa del combustible, aproximadamente a los 15 millones de años de la clausura y en TILA-96 se da un máximo relativo de $3,5 \cdot 10^{-6}$ mSv/año tras el millón de años, debido al Pa-231 y al Pu-242.

Figura 51. Tasas de dosis para el escenario de referencia de TVO-92 [5]

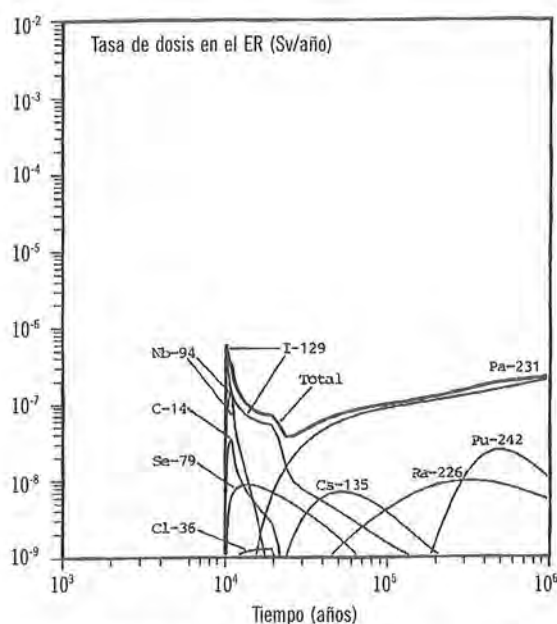
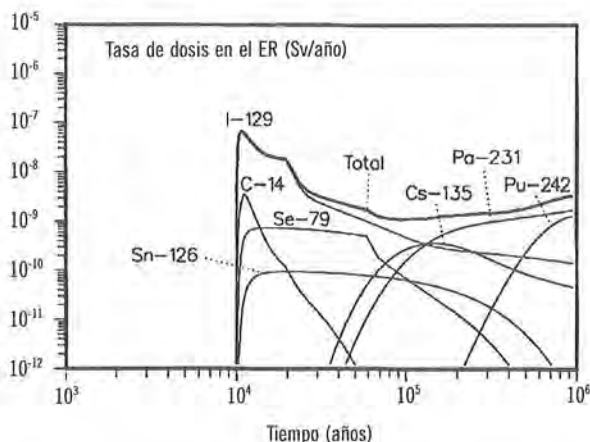


Figura 52. Tasas de dosis para el escenario de referencia de TILA-96 [6]

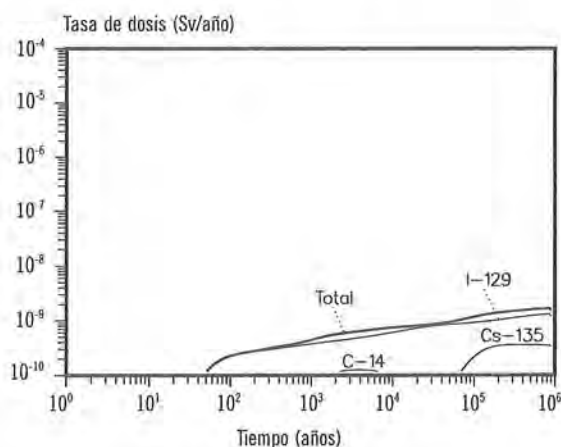


En TILA-99, las contribuciones más importantes a las dosis totales en los escenarios de referencia se deben a los radionucleidos I-129, Ra-226 y Sr-90:

- En los *escenarios SH*, la línea de fondo de las tasas de dosis que se observa en la figura 53, se debe al I-129 liberado desde la matriz de combustible. En los escenarios salinos con flujos de aguas subterráneas grandes se da un ligero aumento inicial en las tasas de dosis debido al Sr-90, y un aumento a tiempos grandes, debido al Ra-226, ya que el Ra y el Sr sufren una sorción muy débil en aguas salinas. Las liberaciones de Ra y Sr sufren retardo en el tiempo debido a su difusión superficial en el material del buffer y de relleno.

En el escenario SH-sal50 (figura 53), la tasa de dosis total presenta un máximo de $1,7 \cdot 10^{-6}$ mSv/a a los $8,4 \cdot 10^4$ años, debido principalmente al I-129, cuando la matriz de combustible está ya disuelta completamente. Sólo 4 nucleidos (C-14, Cl-36, I-129, Cs-135) exceden la millonésima parte de sus límites de tasa de liberación.

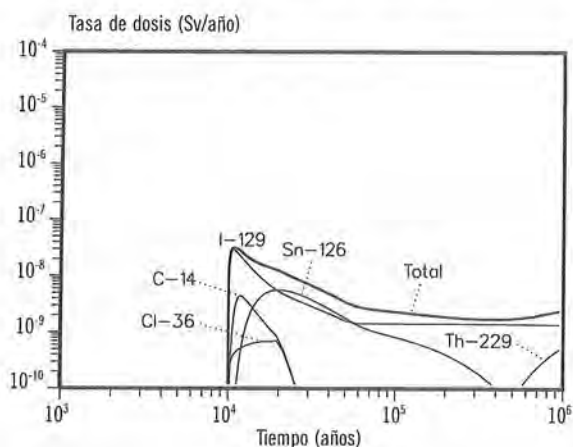
Figura 53. Tasas de dosis en el escenario SH-sal50 de defecto inicial pequeño del contenedor, datos de flujo y transporte medios y aguas subterráneas salinas de TILA-99 [7]



- En los *escenarios DC*, la tasa de dosis presenta un pico debido a la fracción de liberación instantánea del I-129, y la línea base en los escenarios ns50 y sal-50 se debe al I-129 liberado desde la matriz de combustible. En los casos de flujo de aguas grande, el aumento de la tasa de dosis en el largo plazo se debe al Ra-226.

En el escenario DC-ns50 (figura 54), la tasa de dosis máxima de $3,2 \cdot 10^{-5}$ mSv/a, ocurre a los $1,1 \cdot 10^4$ años, y se debe principalmente a la fracción de liberación instantánea del I-129. Otros radionucleidos que contribuyen de forma importante a las tasas de liberación de actividad y de dosis son C-14, Sn-126, Cl-36 e I-129.

Figura 54. Tasas de dosis en el escenario DC-ns50 de «desaparición» del contenedor con datos de flujo y transporte medio y aguas subterráneas no salinas de TILA-99 [7]



Las tasas de dosis en los escenarios de aguas salinas son algo mayores que en los escenarios de aguas no salinas, ya que los datos de flujo y transporte son similares en ambos casos, pero los valores de K_d y de las solubilidades son más desfavorables o a lo sumo, iguales. Sin embargo, salvo para el Sr-90 y el Ra-226, estas diferencias, tienen poca influencia en las tasas de liberación de actividad y de dosis.

2.2.3. Análisis de sensibilidad

Para los análisis de sensibilidad, en TVO-92 y TILA-96 se parte del escenario de contenedor defectuoso con agujero inicial pequeño (SH) o del escenario de referencia (ER) y en TILA-99, de los escenarios con datos de flujo y de transporte medios para condiciones salinas o no salinas (sal50 y ns50).

Los resultados se expresan en términos de tasas de dosis. También se presentan las relaciones entre los máximos de las tasas de liberación a la biosfera

(promediadas sobre 10.000 años) y los límites de liberación de actividad propuestos por STUK, indicándose el tiempo al que ocurren.

A continuación se discuten los resultados del análisis de estos escenarios.

2.2.3.1. Tiempo de fallo del contenedor

El efecto del tiempo de fallo del contenedor se analiza en los tres ejercicios asumiendo que el contenedor desaparece inmediatamente después de la clausura del almacenamiento, a los 10^3 años, a los 10^4 años (ER), a los 10^5 años y a los 10^6 años.

Los resultados indican que el tiempo de fallo del contenedor tiene poca influencia sobre los valores máximos de las tasas de dosis, debidos, en la mayoría de escenarios (ER de TVO-92 y TILA-96; ns-50 y sal-50 de TILA-99) a la fracción de liberación instantánea del I-129.

En el caso de fallo del contenedor tras la clausura, cobran importancia, además del I-129, otros nucleidos de periodo relativamente corto como Sr-90 y Cs-137, aunque el retardo en la bentonita y en la geosfera reduce significativamente sus picos de liberación. En el caso de fallo del contenedor tras la clausura y flujo muy alto de aguas salinas (DC0-vhflowsal) de TILA-99, aparece un pico en la tasa de dosis a tiempos cortos de $1,1 \cdot 10^{-4}$ Sv/a, debido al Sr-90 que desaparecería si el contenedor proporcionara contención al menos durante 100 años.

2.2.3.2. Flujos de aguas subterráneas grandes y química salina

Se ha realizado la hipótesis muy conservadora de un flujo muy alto de aguas subterráneas salinas, para ilustrar la influencia de los parámetros de transporte y flujo, y de los parámetros de retardo salino.

Los resultados muestran la sensibilidad del Sr-90 y el Ra-226 a los parámetros de flujo y transporte. En TVO-92 y TILA-99, el Ra-226 pasa a ser el radionucleido dominante y los máximos de las tasas de do-

sis aumentan respectivamente un factor 16 frente a la del ER y 300 frente a las del escenario de flujo salino medio. En TILA-96, la tasa de dosis máxima se ve muy poco afectada, pero en el correspondiente escenario de contenedor con defecto inicial pequeño, el radionucleido dominante pasa a ser el Sr-90.

En TVO-92 y TILA-96, se analiza también un caso en el que se considera el efecto tanto sobre la química como sobre el flujo de las aguas salinas. La mayor difusión en la matriz rocosa por las condiciones de flujo más estancado, compensa el efecto adverso de la química, y las tasas de dosis se reducen. En TVO-92, el Nb-94 pasa a ser el radionucleido dominante.

2.2.3.3. Escenarios biosféricos

En todos los ejercicios se considera un caso de liberación directa al mar o «biosfera marina», en el que los factores de paso a dosis para la mayoría de los radionucleidos son 1.000 veces menores que para la biosfera de referencia. Para el C-14, Se-79, Sn-126, Cs-135 y Cs-137, con factores grandes de enriquecimiento en pescado, los factores de paso son sólo 100 veces menores.

La modificación de los factores de paso afecta de forma directa a la tasa de dosis. Además, en el escenario de biosfera marina y flujo «medio» de TILA-99 y en el de liberación directa al mar de TILA-96, el I-129 deja de ser el principal contribuyente a la dosis, para pasar a serlo el Cs-135 (TILA-96) y el Cs-135 o el Sn-126 (TILA-99).

2.2.3.4. Solubilidades muy altas en condiciones reductoras

Se han analizado escenarios con valores de solubilidad en condiciones reductoras muy conservadores para Pu, Np y Am en TVO-92 y para un mayor número de nucleidos en TILA-96 (los límites de solubilidad de Pu-242, Am-243 y Pa-231 aumentan en un factor 5000, 500 y 100 respectivamente). En TILA-96 se analiza un caso en el que se ignoran los límites de solubilidad aplicados en el resto de escenarios.

El efecto de las altas solubilidades sobre las tasas de dosis totales y máximas, es bastante pequeño en la mayoría de los casos, al no considerarse límites de solubilidad para el I, Cs y C, que son los que contribuyen en mayor medida a la dosis en muchos escenarios, y a que los límites de solubilidad de algunos radionucleidos, como Ra, Pa, Th y Am, son ya muy altos.

En los escenarios de contenedor con defecto inicial, los límites de solubilidad juegan un papel mayor. Por ejemplo, en el escenario de defecto inicial pequeño sin límites de solubilidad de TILA-96, el máximo de la tasa de dosis aumenta un factor 62, y en el escenario SH-vhflowns de TILA-99, el máximo de la tasa de dosis total se multiplica por 8, y los principales contribuyentes a la dosis son Pu-242, Am-243 y Pa-231.

2.2.3.5. Condiciones oxidantes en el campo cercano

En los tres ejercicios se analiza un escenario de condiciones oxidantes en todo el campo cercano, lo que afecta a los límites de solubilidad y a los valores de las constantes de distribución (K_d) y de difusión aparente (D_a) en el buffer y en el material de relleno.

Algunos de los principales contribuyentes a la dosis total (I-129, Cs-135, Sr-90) no se ven afectados por las condiciones oxidantes, aunque las tasas de dosis asociadas a Pa-231 en los escenarios SH y a la cadena Np-237 – U-233 – Th-229 aumentan. En TILA-96 y TILA-99, la tasa de dosis asociada a Se-79 también aumenta por considerarse su solubilidad ilimitada en condiciones oxidantes. La tasa dosis debida a Pu-242 disminuye por su menor solubilidad en estas condiciones. Sin embargo, la tasa de dosis máxima aumenta a lo sumo un factor 4 respecto al ER.

2.2.3.6. Transporte en la geosfera

Resistencia al transporte

En TILA-96 se han analizado casos en los que se consideran diferentes valores de la resistencia al transporte a través del camino de migración hasta la biosfera. Su efecto sobre las tasas de dosis máximas es mayor en el escenario SH, ya que el radionuclei-

do dominante es el Pa-231. En el ER, donde el nucleido dominante es el I-129, el efecto es menor, aunque la difusión en la matriz rebaja el pico de iodo.

Profundidad de la difusión en la matriz

En los escenarios de referencia, la difusión en la matriz rocosa adyacente a una fractura se limita a una distancia de 1 m en TILA-96 y de 0,1 m en TILA-99, y la roca alterada se representa por la capa del primer cm de espesor, con coeficientes de difusión y porosidades mayores que en el resto de la roca.

El efecto de la profundidad de difusión en la matriz se ha estudiado mediante dos variantes:

- Profundidad de penetración en la matriz limitada a 4 cm (primera capa de 1 cm y segunda capa de 3 cm)
- Profundidad de difusión en la matriz limitada a la primera capa de 1 cm.

Estas limitaciones de la profundidad de difusión en la matriz rocosa, no afectan mucho a las tasas de liberación de radionucleidos como el I-129 que no sufren sorción, ni a las de los que presentan una sorción grande, al no difundirse muy lejos de la fractura. Sin embargo, tiene efecto sobre los elementos con sorción moderada, de modo que los máximos de las tasas de dosis debidas a Sr-90 y Ra-226, en los escenarios de flujo muy grande aumentan hasta aproximadamente el doble, cuando la difusión en la matriz se limita a la primera capa de 1 cm.

Dispersión en la geosfera

En TILA-96 y TILA-99 se analizan escenarios en los que se considera dispersión en el transporte a través de la geosfera. La inclusión del término dispersivo tiene un efecto pequeño en los casos en los que los pulsos de liberación son relativamente planos, como en los escenarios SH. Las tasas de dosis debidas a radionucleidos de período no muy largo, como Sr-90 y Ra-226, aumentan cuando la ruta de dispersión da lugar a tiempos de transporte menores.

2.2.3.7. Datos realistas

Se analizan una serie de escenarios con tasas de liberación desde el residuo, valores de K_d y D_a en el buffer y en el relleno, y valores de K_d en la matriz rocosa realistas.

Los máximos de las tasas de dosis en los escenarios de contenedor con defecto inicial pequeño (SH) no se ven muy afectados, ya que se deben al I-129 tras la disolución total de la matriz de combustible. El efecto es más significativo en los escenarios de «desaparición» del contenedor, donde el máximo de la tasa de dosis se debe a la fracción de liberación instantánea de I-129.

En los escenarios de datos realistas de TILA-96, solo unos pocos nucleidos (C-14, Cl-36, Se-79, Pd-107, I-109) alcanzan la biosfera a una tasa mayor de 1Bq/año.

2.2.3.8. Tasas de flujo de aguas subterráneas en el campo cercano

En TILA-96, para ilustrar el efecto de las tasas de flujo en el campo cercano se analizan variantes en las que se modifican los coeficientes de transferencia del campo cercano a la geosfera para las distintas vías. En el caso en los que los coeficientes de transferencia se aumentan un factor 5 respecto al ER, el máximo de la tasa de dosis se duplica aproximadamente frente al del ER.

2.2.3.9. Término fuente

En TILA-99, se analizan dos escenarios con modelos alternativos de término fuente en los que se consideran:

- Fracciones de liberación instantáneas «realistas» que son aproximadamente la mitad de las consideradas en los escenarios de referencia.
- Un caso en el que se asume la liberación a tasa constante desde la matriz de combustible durante 10^4 años.

Las tasas de dosis en los escenarios SH, se ven afectadas sólo marginalmente por los cambios en el

término fuente, ya que las tasas de liberación están controladas por los flujos difusivos de masa a través del agujero del contenedor y de la bentonita. De este modo, en el caso de fracciones de liberación instantáneas realistas, las tasas de dosis máximas, debidas al I-129 liberado desde la matriz de combustible, no disminuyen y, en el escenario de disolución de la matriz de combustible en 10^4 años, las tasas de dosis máximas aumentan solo un factor 2.

En los escenarios DC, el término fuente tiene una influencia mayor. En los escenarios DC-ns50 y DC-sal50, los máximos de las tasas de dosis se deben a la fracción de liberación instantánea del I-129, que se ha reducido a la mitad, por lo que las dosis son menores. En el escenario de disolución de la matriz de combustible en 10^4 años, los máximos de las tasas de dosis debidos al I-129 (escenarios de flujo medio) o al Ra-226 (escenarios de flujo alto) aumentan, a lo sumo, un factor 5.

2.2.3.10. Transporte a lo largo del túnel

En TILA-99 se analiza una variante en la que, en lugar de considerar la liberación de contaminantes a través del túnel desde el material de relleno directamente a la roca, se asume que atraviesa primero 10 compartimentos de secciones de túnel antes de alcanzar la geosfera, en los que domina el transporte advectivo. Con estas hipótesis, las tasas de dosis máximas en los escenarios DC-ns50 y DC-sal50 se reducen entre un 30 y un 40%.

2.2.3.11. Comportamiento pobre de la bentonita

En TILA-99, se analiza el efecto de un comportamiento pobre de la bentonita sobre el transporte de radionucleidos, considerando que, en lugar de bentonita compactada, el contenedor está rodeado de material de relleno mezcla de roca triturada y bentonita. Sin embargo no se analiza el efecto sobre otras funciones de la bentonita, como las de limitar las tasas de flujo de aguas y sustancias corrosivas hacia el contenedor, de aislar plásticamente el contenedor de la roca o de actuar como filtro de coloides.

En los escenarios SH, el agujero del contenedor es la principal barrera a la liberación, salvo para los aniones, para los cuales la bentonita en la boca del agujero juega también un papel importante. Por ello, las tasas de dosis máximas en los escenarios SH, aumentan sólo en torno a un factor 2.

En los escenarios DC, el buffer es una barrera importante, y las tasas de dosis máximas con comportamiento pobre de la bentonita, aumentan de 12 a 14 en los escenarios no salinos, y de 4 a 8 en los escenarios salinos. Los resultados también muestran que el buffer de bentonita es una barrera más importante para los aniones (por la exclusión aniónica) que para los cationes (por la difusión en la superficie).

2.2.3.12. Desplazamiento de agua fuera del contenedor por generación de gas

La posibilidad de expulsión de agua desde el contenedor debido a la generación de gas por corrosión del hierro ya se discutió en TVO-92, y ha sido objeto de posteriores estudios que confirman que el desplazamiento de una cantidad importante de agua fuera del contenedor por generación de gas es muy improbable.

Sin embargo, en TILA-99 se ha considerado este efecto por medio de un escenario simplificado, en el que se asume un término fuente asociado a la liberación desde el residuo durante los primeros 100 años, que comprende: Las fracciones de liberación instantánea, el 1% del inventario en la matriz de combustible, el 1% del inventario en el zircaloy y el 10% del de las otras partes metálicas. Este inventario se libera a la bentonita del fondo del agujero de deposición, entre los 100 y los 200 años y sólo se aplican límites de solubilidad en el compartimento de la bentonita. Además, se considera la bentonita, como un simple compartimento «tanque de mezcla», sin efectos de retardo debido a la difusión a su través.

En este escenario, las tasas de dosis debidas a los aniones que no sufren sorción en la bentonita aumentan significativamente. En los escenarios de flujo medio, los máximos de las tasas de dosis debidas a

niones, aumentan en torno a dos órdenes de magnitud, y en los escenarios de flujo muy grande, 3 órdenes de magnitud. El efecto sobre los cationes es menor, y los máximos de las tasas de dosis asociados a Sr-90 y Ra-226, aumentan un orden de magnitud.

En TILA-99, también se ha analizado el efecto para los escenarios de fallo inicial del contenedor de un modelo de transporte en el campo cercano más detallado (considerando más compartimentos, de modo similar a lo que se hacen en los escenarios DC). En este caso, las tasas de liberación máximas debidas a aniones disminuyen, por la sorción en los compartimentos siguientes al de la bentonita. Sin embargo, en los escenarios de flujo medio, las liberaciones a largo plazo de algunos nucleidos aumentaron debido a la existencia de caminos de liberación adicionales desde las partes superiores del agujero de deposición. Las tasas de liberación totales máximas, en todos los escenarios, fueron algo menores con este modelo de transporte en el campo cercano algo más complejo.

2.2.3.13. Glaciación

En los ejercicios de Finlandia, se analizan escenarios de glaciación, considerando su efecto sobre el flujo y la química de las aguas subterráneas, y como causa iniciadora de fallas en el almacenamiento.

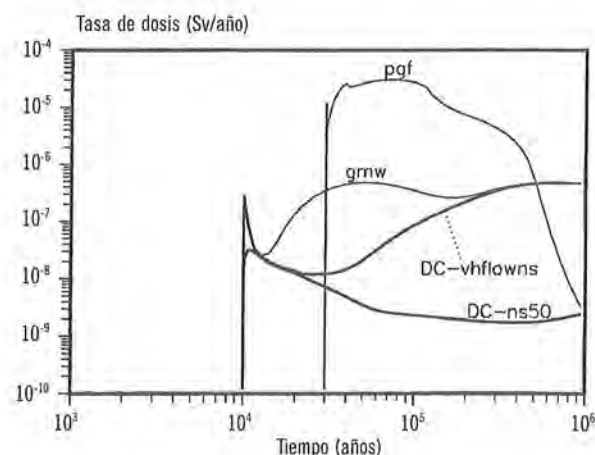
Aguas de fusión glacial

En el escenario de aguas de fusión glacial (gmw) de TILA-99, se estudia el efecto sobre la liberación y transporte de los radionucleidos, de la existencia de aguas de fusión glacial, considerando flujos de agua muy grandes, como en el caso vhflowns, y condiciones oxidantes en el buffer, material de relleno y geosfera, aunque se aplican solubilidades para condiciones reductoras en el interior del contenedor.

Como todos los escenarios en TILA-99, éste también es un escenario estacionario, que, por simplificar, se considera que comienza después del sellado del almacenamiento en los escenarios SH y a los 10.000 años en el escenario DC de referencia, y en el que las condiciones de fusión glacial se consideran permanentes.

Las tasas de dosis en el escenario SH-gmw apenas se distinguen de las del SH-vhflowns, ya que los principales contribuyentes a la dosis en este último son insensibles a las condiciones oxidantes. Como se ilustra en la figura 55, en el escenario DC-gmw, las condiciones oxidantes en el buffer, material de relleno y geosfera, dan lugar a la aparición de un pico de dosis debido al Pu-239, entre los de I-129 y de Ra-226 del escenario DC-vhflowns. Sin embargo, estos picos son prácticamente de la misma altura, y el máximo de la tasa de dosis total en el escenario DC-gmw es sólo ligeramente superior a la del DC-vhflowns.

Figura 55. Tasas de dosis en los escenarios de aguas de fusión glacial (gmw) y fallas posglaciales (pgf) en los escenarios de «desaparición» del contenedor de TILA-99 [7]



Fallas post-glaciales

En TVO-92, se analizan dos escenarios en los que se asume un desplazamiento de roca que atraviesa el almacenamiento y la ruptura del contenedor a los 10.000 y a los 1.000 años de la clausura, existiendo un camino de flujo muy rápido con un tiempo de tránsito de un año y condiciones reductoras en el compartimento fuente y condiciones oxidantes en el resto del campo cercano y en la geosfera.

Las tasas de dosis son del orden de 10^{-2} mSv/año y los radionucleidos dominantes son Pu-239 y Pu-240

en el escenario en el que el contenedor falla a los 1.000 años (en parte, debido a que se han empleado las solubilidades correspondientes a condiciones reductoras), el I-129 liberado desde la vaina del combustible y, a largo plazo, el Ra-226.

Incluso en el caso de que los 60 contenedores de un túnel de almacenamiento fueran dañados por un desplazamiento de roca a los 10.000 años, la tasa de dosis máxima obtenida sería de 1 mSv/año.

En TILA-96 no se analizó ningún escenario de este tipo, y STUK, en su revisión de TILA-96, requirió la inclusión en la siguiente evaluación de la seguridad de un análisis de un escenario de desplazamiento de la roca que atravesara el emplazamiento y los contenedores.

Por ello, en TILA-99, las consecuencias de la existencia de fallas post-glaciales se estudian mediante el análisis de los escenarios SH-pgf y DC-pgf.

En el escenario SH-pgf se asume que por el desplazamiento de la roca, el contenedor sufre un pequeño defecto, pero no se esperan daños mayores. Este escenario se diferencia del escenario de aguas de fusión glacial SH-gmw, en que se consideran condiciones oxidantes en el interior del contenedor y en que el residuo se degrada y los radionucleidos se liberan al interior del contenedor entre los 0 y los 30.000 años, pero hasta estos 30.000 años no comienza la liberación desde el contenedor.

En este escenario SH-pgf se produce un aumento de la tasa de dosis total de un factor 4 frente a los escenarios SH-vhflowsn y SH-gmw, debido al aumento de la solubilidad del protactinio en condiciones oxidantes.

En el escenario DC-pgf se asume que el contenedor desaparece a los 30.000 años, coincidiendo con la ocurrencia de un desplazamiento de roca post-glacial importante, que la matriz de combustible se degrada a tasa constante en 10^4 años y el zircaloy y otras partes metálicas a los 10^4 y 10^3 años respectivamente, y que existen condiciones oxidantes no salinas en todo el campo cercano y

la geosfera, y flujo muy grande de aguas subterráneas en la geosfera (como en los escenarios vhflowsn). Además se considera el desplazamiento y fallo de la bentonita, que se modeliza como un tanque de mezcla de 7 m^3 con un flujo a su través de $0,2 \text{ m}^3/\text{a}$.

En este escenario, la tasa de dosis máxima es de $3,5 \times 10^{-5} \text{ Sv/a}$, y los radionucleidos dominantes son Pu-239, I-129 y Ra-226. Además, el Tc-99 y otros actínidos tienen dosis por encima de los 10^{-6} Sv/a . Si las fallas dañaran los 60 contenedores de un túnel de almacenamiento, la tasa de dosis total sería de 2 mSv/a .

A pesar de las diferencias en los detalles de la modelización, los resultados del escenario DC-pgf son bastante similares a los del escenario de desplazamiento de rocas post-glacial de TVO-92, con tasa de dosis máxima por contenedor de $2 \cdot 10^{-5} \text{ Sv/a}$ y los mismos radionucleidos dominantes.

Los resultados de los análisis de sensibilidad y del tipo «y si», indican que el sistema es robusto y que puede tolerar desviaciones importantes de las condiciones esperadas del almacenamiento, sin efectos drásticos sobre las liberaciones a la biosfera. En la mayoría de estos análisis, las tasas de actividad y de dosis debidas a la liberación desde un solo contenedor, están varios órdenes de magnitud por debajo de los límites reguladores. Aunque, en los casos en los que una determinada barrera se ve directamente comprometida, como en los casos de fallo post-glacial (DC-pgf) o el de ausencia de contenedor, flujo de aguas subterráneas muy grande y química salina (DC0-vhflowsal), las tasas de actividad liberada y de dosis son mayores.

Sin embargo, el sistema parece ser muy sensible a la combinación de flujos de aguas subterráneas grandes y química salina. Así, en todos estos escenarios vhflowsal, se observan tasas de actividad y de dosis relativamente altas debidas a los cationes Sr-90 y Ra-226. Estos resultados pueden atribuirse en parte, en el caso del Ra-226 a la modelización de estado estacionario, ya que el cambio de condiciones salinas a no salinas en los emplazamientos costeros

ocurre antes de que se dé el pico de actividad liberada a la iosfera de Ra-226. La liberación grande a tiempos cortos de Sr-90 en los escenarios de fallo temprano, puede evitarse, no eligiendo posiciones de almacenamiento muy húmedas y garantizando que el contenedor no falla durante unos pocos cientos de años.

2.2.3.14. Análisis del fallo múltiple de contenedores

Los resultados de los análisis para un solo contenedor, se emplean para ilustrar el número máximo de contenedores que podrían tener un defecto inicial (escenarios SH y LH) o desaparecer simultáneamente (escenarios DC), sin que se excedan los límites de tasas de dosis de 0,1 mSv/a.

En TVO-92, pueden darse la desaparición simultánea a los 10.000 años de unos 200 contenedores sin superarse el límite de dosis. En TILA-96 el límite de dosis se excede sólo para el escenario en el que el contenedor desaparece tras la clausura del almacenamiento (0,12 mSv/a) y para el de contenedor con agujero inicial pequeño y ausencia de límites de solubilidad (0,36 mSv/a).

Si, en TILA-99, se consideraran datos de transporte y flujo medios (ns50/ sal50) para todas las posiciones de almacenamiento, más de 2.000 contenedores podrían tener un defecto inicial o desaparecer simultáneamente a los 10.000 años, sin que se excedieran los límites de tasas de dosis. Sólo en el hipotético caso de condiciones de flujo muy grande de aguas subterráneas salinas y contenedor que desaparece tras el sellado del almacenamiento (DC0-vhflowsal) se obtiene una tasa de dosis de $1,1 \cdot 10^{-4}$ Sv/a, que excede el límite de dosis de $1 \cdot 10^{-4}$ Sv/a.

2.3. Japón: H12

Siguiendo las recomendaciones de AEC, los cálculos para los escenarios analizados (capítulo 6) se han realizado hasta tiempo que cubren las máximas consecuencias radiológicas, típicamente hasta los 10^7 años.

Los resultados de los cálculos se expresan en términos de los siguientes indicadores:

- Las tasas de liberación de radionucleidos, calculadas para un solo bulto de residuo, desde las barreras de ingeniería y desde la roca hospedante. Estas tasas de liberación se multiplican por el número de bultos de residuo (40.000) para obtener las tasas de liberación desde el almacenamiento.
- Las tasas de dosis liberadas desde el almacenamiento. Además, para analizar el comportamiento de la roca hospedante, se convierten a tasas de dosis, las tasas de liberación desde la roca a la falla principal conductiva (MWCF).

2.3.1. Análisis del Caso de Referencia

Para el Caso de Referencia (CR), se presentan los resultados del análisis de la biosfera, los resultados de los cálculos de la migración de radionucleidos en las barreras de ingeniería, las tasas de liberación de radionucleidos y las tasas de dosis a la salida de la masa rocosa y de la falla principal conductiva (MWCF), y se examina la efectividad de las barreras.

2.3.1. Resultados de los cálculos en la biosfera

Se calculan los factores de conversión a dosis para los tres grupos de exposición considerados (granjeros, pescadores de agua dulce y pescadores en el mar). Salvo para el Po-210, los factores de conversión para el grupo de granjeros, son entre una y tres órdenes de magnitud mayores que las recibidas por los otros grupos de exposición. Por ello, para los cálculos se elige el grupo de granjeros como «grupo crítico».

También se representa la contribución de cada vía de exposición a las dosis para el grupo crítico, evidenciándose que para la mayoría de los nucleidos, la ingestión de agua de bebida y la de productos agrícolas son las vías dominantes. La excepción la constituyen el Se-79 (ingestión de carne), el Th-229 (inhalación de polvo) y el Sn-126 y Nb-94 (irradiación externa desde el terreno).

2.3.1.2. Resultados de los cálculos de transporte en las barreras de ingeniería

En la tasa de actividad liberada desde el campo cercano por bulto de residuo presentada en el ejercicio, el Cs-135 es el radionucleido dominante desde que se produce el fallo del contenedor a los 1.000 años, hasta los $5 \cdot 10^5$ años, con una tasa de actividad máxima de 10^5 Bq/a en torno a los $9 \cdot 10^4$ años. A partir de los $5 \cdot 10^5$ años domina el Nb-93m, que se encuentra en equilibrio con su progenitor Zr-93, y presenta una tasa de actividad máxima de unos 10^3 Bq/a a los $5 \cdot 10^5$ años.

Los nucleidos con grandes inventarios y solubilidades bajas, como el Np-237 y el Tc-99, precipitan en las proximidades del residuo y dan lugar a una tasa de liberación baja durante un período prolongado. Los radionucleidos de vida relativamente corta y que sufren una sorción grande, como Pu-240 y Am-241, decaen significativamente en el buffer y los máximos de sus tasas de liberación son muy pequeños.

2.3.1.3. Resultados de los cálculos de transporte en la geosfera

Se representan las tasas de dosis debidas a los nucleidos liberados desde la roca del campo cercano a la falla conductiva MWCF ignorando el retardo en ella (figura 56) y desde la MWCF a la biosfera (figura 57), obtenidas multiplicando las correspondientes tasas de actividad por los factores de conversión a dosis para los grupos críticos y por los 40.000 bultos de residuos en el almacenamiento.

Los radionucleidos dominantes en las tasas de dosis sin considerar retardo en la MWCF son el Se-79 hasta los 20.000 años, seguido por el Cs-135, hasta los dos millones de años y por el Th-229 (en equilibrio con el Pu-237) después de este tiempo. La tasa de dosis máxima de unos $6 \cdot 10^{-6}$ mSv/a, se alcanza en torno a los 300.000 años desde la clausura del almacenamiento.

La tasa de dosis asociada a la liberación desde la MWCF a la biosfera, está dominada por el Se-79

Figura 56. Tasas de dosis correspondientes a la liberación desde la roca del campo cercano (ignorando el retardo en la MWCF) para el Caso de Referencia de H12 [9]

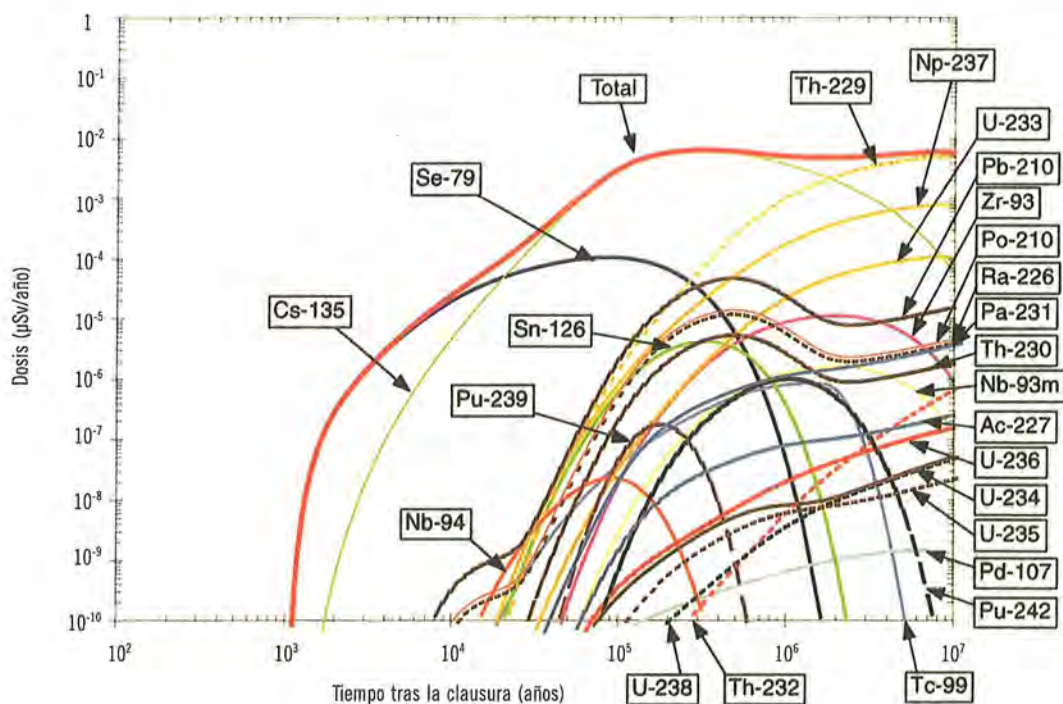
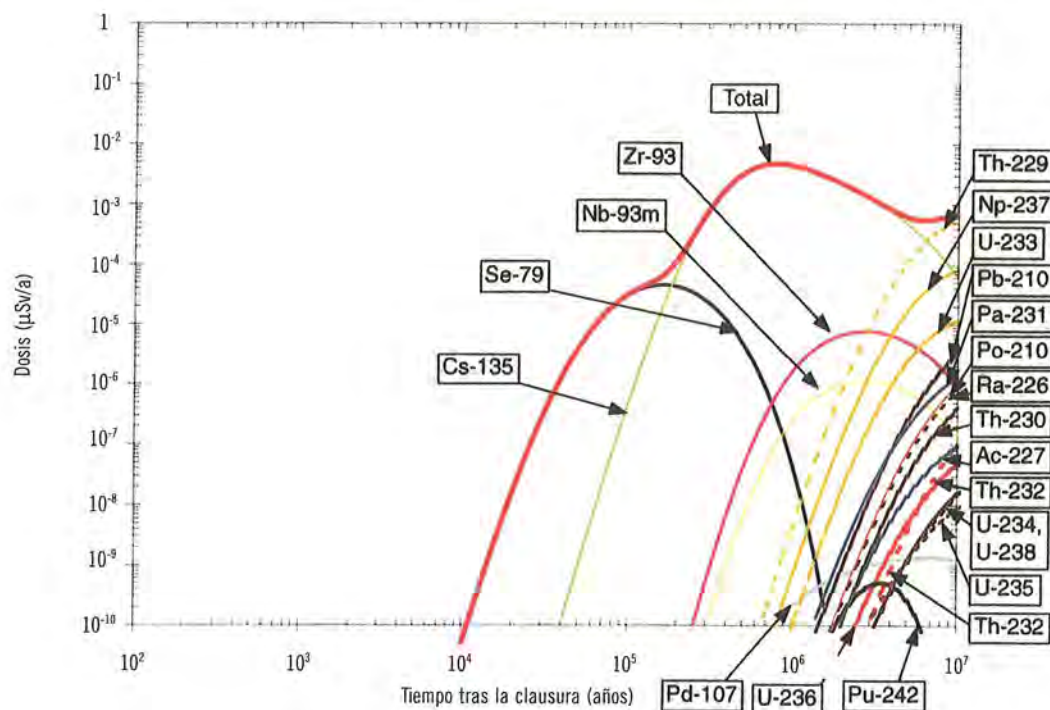


Figura 57. Tasas de dosis correspondientes a la liberación desde la MWCF a la biosfera en el Caso de Referencia de H12 [9]



hasta los 200.000 años, seguida por el Cs-135 hasta los 6 millones de años y por el Th-229 a partir de entonces. El máximo de la tasa de dosis, de unos 5×10^{-6} mSv/a, se debe básicamente al Cs-135 y se alcanza en torno a los $8 \cdot 10^5$ años.

El análisis de los resultados muestra que durante su transporte en la masa rocosa, las tasas de actividad del Se-79 y del Cs-135 se reducen dos órdenes de magnitud. Durante su transporte en la MWCF, sufren retardo en el tiempo, pero las tasas de liberación máximas casi no cambian, debido a sus largas vidas y a los relativamente bajos coeficientes de distribución.

En la representación de las tasas de dosis máximas debidas a Cs-135 y Th-229 en función de la distancia de transporte, la dosis máxima disminuye abruptamente en los primeros metros de roca más allá de las barreras de ingeniería, reduciéndose dos órdenes de magnitud en los primeros 10 metros. Esto se debe a que la mayoría de los radionucleidos que alcanzan la roca son transportados lentamente a través

de una serie de canales de baja transmisividad, y después de los primeros 10 metros, el transporte se da en una serie de canales «rápidos» en esa región, en los que el tiempo de transporte es pequeño comparado con las vidas medias de los radionucleidos. Los resultados evidencian la eficiencia de la masa rocosa como barrera para estos nucleidos.

2.3.2. Análisis de sensibilidad e incertidumbre

En H12, además del CR, se han considerado una serie de casos alternativos para los análisis de sensibilidad e incertidumbre, que comprenden casos de cálculo del escenario base distintos del caso de referencia y casos de cálculo asociados a escenarios de perturbación.

2.3.2.1. Casos de cálculo del escenario base, alternativos al CR

Los casos de cálculo del escenario base, alternativos al CR, se clasifican según la componente del siste-

ma de almacenamiento en la que se centran (las barreras de ingeniería, la geosfera, y la biosfera) y, a su vez, se pueden dividir en casos para el análisis de incertidumbres en los datos; para el análisis de incertidumbres en los modelos; casos que contemplan diseños del sistema de almacenamiento alternativos y casos que consideran medios geológicos alternativos.

Casos alternativos para la biosfera

En H12, se han calculado coeficientes de conversión a dosis alternativos para las diferentes combinaciones de interfase geosfera - biosfera (aguas superficiales, pozo profundo, medio marino), tipo de aguas (aguas continentales, aguas marinas) y topografía (llanura, colina, montaña). Las diferencias entre topografías se representan por diferencias en los datos de tasa de erosión y de tasa de flujo del agua del río.

Se ha analizado la sensibilidad de los factores de conversión a dosis, a incertidumbres en los valores de los parámetros más influyentes de los modelos biosféricos, evidenciándose una alta sensibilidad a los coeficientes de distribución para el terreno y los sedimentos, y una sensibilidad muy pequeña al tamaño de los compartimentos y al factor de concentración para las cosechas.

También se ha analizado la sensibilidad de los factores de conversión a dosis a incertidumbres en los modelos, considerando el retardo por sorción y la desintegración radiactiva en el transporte en el acuífero, omitidos en el CR. Se observa que las dosis al grupo de exposición de granjeros se reducen más de dos órdenes de magnitud para los radionucleidos con vidas medias menores que unos pocos cientos de años (Ej: Sm-151, Nb-93, Ra-228).

Casos alternativos para las barreras de ingeniería

Se ha considerado el efecto de la incertidumbre en los parámetros y en los modelos y la asociada a diseños y medios geológicos alternativos, presentado los resultados para las tasas de liberación máximas

desde las barreras de ingeniería de los radionucleidos clave Se-79, Cs-135 y Np-237.

Se han analizado casos para estudiar los efectos de la *incertidumbre en los siguientes parámetros* de las barreras de ingeniería:

- La tasa de disolución del residuo vitrificado, que se reduce y aumenta un orden de magnitud respecto al CR. Las tasas de actividad liberadas desde el campo cercano de Se-79 y Np-237, cuyas tasas de liberación están controladas por sus solubilidades, no se ven afectadas. Las tasas de actividad del Cs-135, sin límites de solubilidad, se reduce en proporción a la reducción de la tasa de disolución, pero no hay un aumento apreciable respecto al CR, en el caso de aceleración de la tasa de disolución.
- El tiempo de vida del contenedor, que se considera de 10.000 años frente a los 1.000 años del CR. Su efecto en los resultados es despreciable.
- Las características (anchura y conductividad hidráulica) de la zona dañada por la excavación (EDZ). Se postulan casos de cálculo con tasas de flujo a través de la EDZ un orden de magnitud mayor y un orden de magnitud menor que las del CR ($10^3 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$) y se observa que:
 - Las tasas de liberación de Se-79 y Np-237 varían casi proporcionalmente a la variación de la tasa de flujo de las aguas subterráneas a través de la EDZ. Sin embargo, el aumento de la tasa de liberación al aumentar el flujo en la EDZ, tiene un límite superior, que coincide con la tasa de liberación calculada asumiendo la condición de contorno de concentración cero en la EDZ.
 - La tasa de liberación del Cs-135 disminuye en proporción a la disminución de la tasa de flujo en la EDZ, pero es menos sensible al aumento de la tasa de flujo, ya que su liberación desde el campo cercano está limitada por su liberación desde el residuo.

Para tener en cuenta la *incertidumbre en los modelos de las barreras de ingeniería* se analizan casos con las siguientes hipótesis:

- Retardo del transporte de los radionucleidos en los productos de corrosión del contenedor, para lo que se asume la región del contenedor como una capa porosa de productos de corrosión en la que los radionucleidos sufren sorción y difusión. No se observan diferencias significativas en las tasas de liberación de los radionucleidos claves frente a las del CR, de lo que se deduce que el papel de barrera de la capa de corrosión del contenedor no es importante, respecto a la del buffer.
- Retardo en la EDZ, que se asume como una capa porosa en la que los radionucleidos sufren sorción. Se observa que la tasa de liberación del Cs-135 disminuye respecto al CR, porque su coeficiente de distribución en la EDZ es mayor que en el buffer, las tasas de liberación del Np-237 y Se-79 no se ven afectadas, ya que el coeficiente de distribución de Np-237 en la EDZ es similar al del buffer, y aunque el del Se-79 es mayor en la EDZ que en el buffer, su liberación está controlada por su límite de solubilidad.
- El aumento de volumen del contenedor debido a los productos de corrosión y la intrusión de la bentonita en las fracturas de la roca circundante, para lo que se postula un caso en el que el volumen del contenedor se triplica y el espesor y la densidad seca del buffer disminuyen. Las tasas de liberación de los radionucleidos claves obtenidas no se ven modificados significativamente.

Se analizan los siguientes casos *de diseño de las barreras de ingeniería alternativos* al considerado en el CR:

- Cápsula compuesta, con una estructura interna de acero al carbono y una cápsula exterior resistente a la corrosión, de cobre o titanio. Con este diseño se esperan tiempos de vida del contenedor mayores, habiéndose analizado los casos de 10.000, 100.000 y 1.000.000 años. En el caso de tiempo de vida del contenedor de 10^6 años, las tasas de liberación máximas del Se-79 y Cs-135 se reducen sig-

nificativamente (un 25% en el caso del Cs), pero la del Np-237, no varía prácticamente.

- Reducción del espesor del buffer a 0,4 m, frente a los 0,7 m supuestos en el CR. No se observan diferencias en las tasas máximas de liberación del Se-79, Np-237 y Cs-135 frente a las del CR, aunque las tasas máximas de liberación de nucleidos de vida relativamente corta como Cm-245, Am-243 y Pu-239 aumentan.

Para considerar el impacto sobre el comportamiento de las barreras de ingeniería de *medios geológicos distintos* al del CR, se ha analizado el efecto de:

- Variaciones en el gradiente hidráulico y en el flujo de aguas subterráneas a través de la EDZ, asociados a distintas topografías (ya comentado en los casos para el análisis de incertidumbres en los datos).
- Variaciones en la composición del agua intersticial, por reacción de las aguas subterráneas con el hormigón introducido como elemento soporte en el túnel. Las modificaciones en las solubilidades, coeficientes de difusión y coeficientes de distribución dan lugar a cambios pequeños en las tasas de liberación respecto al CR.
- Aguas subterráneas salinas. Los cambios asociados de los límites de solubilidad en el campo cercano, dan lugar a una disminución en la tasa de liberación del Np-237 y a un aumento en la del Se-79. Los cambios en los coeficientes de distribución dan lugar a un ligero aumento en la tasa de liberación del Cs-135.
- Aguas subterráneas salinas junto con un tiempo de vida del contenedor mayor (10^5 y 10^6 años). En este caso las tasas de liberación de Np-237 y Se-79 disminuyen por la disminución de la solubilidad y por el mayor período de contención de los radionucleidos, respectivamente.

Casos alternativos para la geosfera

Se ha considerado el efecto de la incertidumbre en los parámetros y en los modelos de la

geosfera y la asociada a medios geológicos alternativos.

Se ha analizado el efecto de la *incertidumbre en los siguientes parámetros de la geosfera*: transmisividad, apertura de las fracturas, longitud de dispersión, proporción de la superficie de las grietas desde la que los radionucleidos pueden difundirse en la matriz, profundidad de difusión en la matriz, porosidad, coeficientes de distribución y gradiente hidráulico en la EDZ. Del análisis de los casos de cálculo en los que se modifican los valores de dichos parámetros, se deduce que:

- Las variaciones en la apertura de la fractura no tienen ningún efecto sobre las tasas de dosis, ya que la variación en la velocidad de las aguas subterráneas se compensa con el cambio de la eficiencia de la difusión en la matriz.
- El efecto de las variaciones en la longitud de dispersión y en la porosidad (correlacionada con la densidad seca y los coeficientes de difusión efectiva) es muy pequeño.
- Los cambios en los parámetros que afectan a la velocidad de las aguas subterráneas en las grietas de la roca o en la MWCF (Ej.: transmisividad) o a la difusión en la matriz (proporción de superficie de las grietas para la difusión, profundidad de difusión en la matriz, coeficientes de distribución) dan lugar a cambios significativos en las tasas de dosis asociadas a las liberaciones desde la masa rocosa y desde la MWCF.

En los casos para el análisis de la *incertidumbre de los modelos de la geosfera* se ha considerado los siguientes procesos que no se incluyeron en el CR: transporte por coloides; el efecto de la disposición del almacenamiento; interferencias en la concentración de los nucleidos; y un modelo de medio poroso para la MWCF.

- La dosis máxima calculada teniendo en cuenta el transporte de nucleidos facilitado por coloides es mayor que en el CR (en torno al doble para la dosis correspondiente a liberación desde la MWCF

y al cuádruple para la asociada a la liberación desde la masa de roca).

- A diferencia del CR en el que se asumía que todos las galerías de almacenamiento estaban a 100 m de la MWCF, se consideran distintas distancias de transporte en la roca según la posición del bulto, asociadas a distintas geometrías del sistema de almacenamiento (100 galerías de almacenamiento con 400 bultos por galería; 200 galerías con 200 bultos por galería; y 50 galerías con 800 bultos por galería). Las dosis máximas obtenidas son menores que en el CR, pero el efecto es pequeño porque el radionucleido dominante es el Cs-135 y no decae significativamente durante su transporte en estos caminos más largos.
- El máximo de la tasa de dosis debida al Cs-135, cuando se considera el efecto de la liberación de radionucleidos desde bultos de residuos aguas arriba sobre los bultos aguas abajo, asociado a la disminución del gradiente de concentración en el buffer alrededor de estos últimos bultos de residuos, es un orden de magnitud inferior a la de CR.
- Las dosis máximas calculadas suponiendo un modelo de medio poroso para la MWCF son similares a las del CR.

En los casos de *medios geológicos alternativos* se han modificado, dentro de los rangos considerados razonables para Japón, el gradiente hidráulico (asociado a distintas topografías), el tipo de roca (rocas cristalinas de distinto tipo y rocas sedimentarias) y el tipo de aguas subterráneas (salinas, no salinas). El modelo de transporte considerado para los distintos tipos de roca es el mismo que el del CR.

- Las dosis máximas obtenidas modificando un orden de magnitud el gradiente hidráulico respecto al CR (0,001 y 0,1) varían más de un orden de magnitud, ya que un cambio en el gradiente hidráulico afecta al flujo de aguas subterránea a través de la EDZ y a la velocidad de estas aguas en la masa rocosa y en la MWCF.

- Para los casos de aguas no salinas, las dosis máximas asociadas a la liberación desde la masa rocosa no se ven modificadas al considerar otros tipos de roca. Sin embargo, las tasas de dosis asociadas a liberación desde la MWCF son menores para tobos y limos que para las areniscas, por presentar coeficientes de distribución mayores para el radionucleido dominante Cs-135. Las dosis máximas para los dos tipos de rocas cristalinas considerados son similares.
- Las dosis máximas para aguas subterráneas salinas son mayores que para aguas no salinas, independientemente del tipo de roca.

2.3.2.2. Casos de cálculo de los escenarios de perturbación

En H12, se han postulado cinco casos de cálculo para el análisis de los escenarios de perturbación, agrupados atendiendo a la causa de dicha perturbación: fenómenos naturales, defectos iniciales del almacenamiento e intrusión humana.

Asociados a fenómenos naturales

Se analiza el efecto de la *erosión y el levantamiento del terreno* suponiendo unas tasas de acercamiento del almacenamiento a la superficie del terreno de 0,1 mm/a y 1mm/a y postulando que la química de las aguas subterráneas se hace oxidante cuando la profundidad del almacenamiento se reduce a 100 m. Además, se considera que el cambio en las solubilidades y en los coeficientes de distribución asociadas a estas condiciones oxidantes se produce instantáneamente en los 40.000 bultos de residuos.

Los resultados muestran que cuando se alcanzan las condiciones oxidantes, los radionucleidos sensibles a las condiciones redox, como el Np-237, se disuelven rápidamente y se produce un pico en la tasa de dosis.

El efecto posible de variaciones en la química de las aguas subterráneas asociadas a *cambios en el nivel del mar* se ha analizado considerando un caso de cálculo en el que se asume un período inicial de 10.000 años de aguas subterráneas salinas seguido de

otro período de 90.000 años de aguas no salinas, que se repiten cíclicamente.

Para este caso de cálculo, aparece un pico en la tasa de dosis, por la reducción del retardo (principalmente del Cs-135) cuando la química cambia de no salina a salina. Sin embargo, la tasa de dosis calculada no difiere significativamente de la obtenida en el caso de química salina de las aguas subterráneas.

La representación gráfica de resultados de los casos de cálculo asociados a fenómenos naturales se refleja en la figura 58.

Asociados a defectos iniciales en el almacenamiento

Para considerar el efecto del *sellado incompleto de los contenedores* se postula un caso de cálculo de fallo de todos los contenedores a los 100 años.

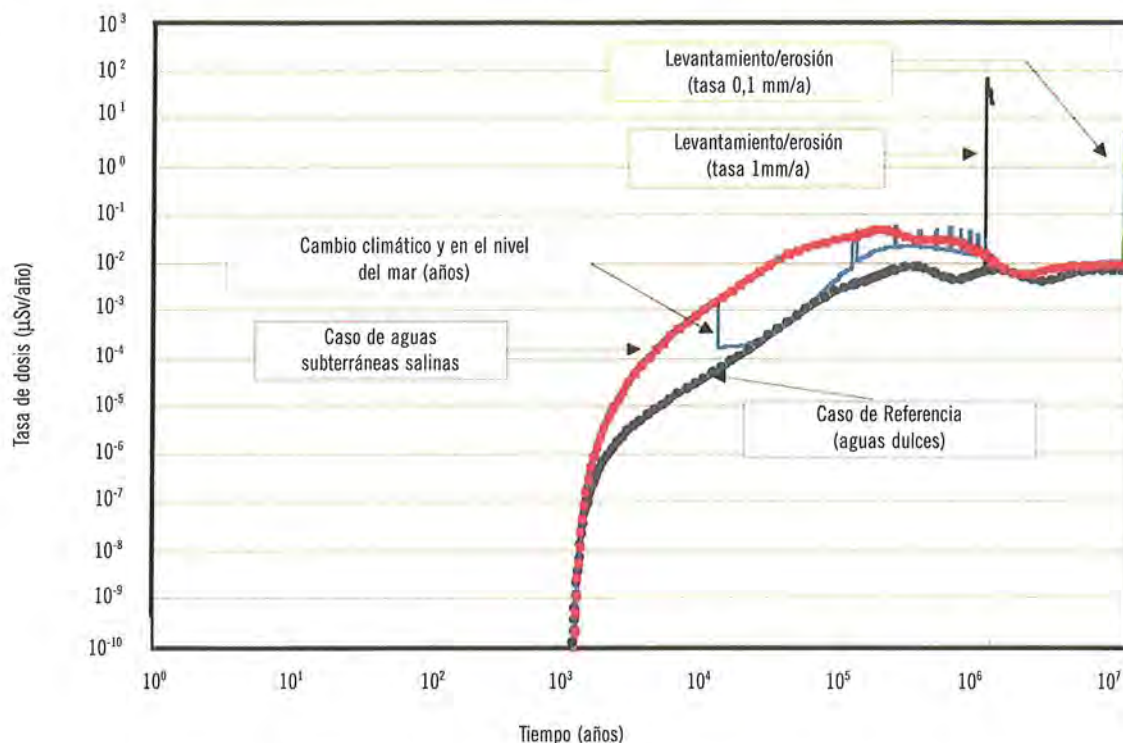
Como consecuencia del menor tiempo de contención proporcionado por el contenedor, se liberan desde las barreras de ingeniería algunos radionucleidos de vida más corta, como Sr-90 y Cs-137, pero luego decaen durante su transporte en la geosfera, y las dosis máximas calculadas no difieren de las del CR.

El *sellado/ relleno inadecuado de los túneles del sistema de almacenamiento*, puede dar lugar a un aumento del flujo de aguas subterráneas a través de la EDZ (ya considerado en los casos de incertidumbre en los datos del campo cercano) o, a la situación muy improbable, de que un túnel de almacenamiento y la galería de acceso a él conectada, tengan ambos defectos iniciales, no existiendo barrera al transporte en la geosfera. Este último caso, se representa con un aumento de un orden de magnitud del flujo de aguas subterráneas a través de la EDZ y la liberación directa desde el campo cercano a la biosfera en un túnel (200 contenedores). La dosis máxima obtenida es de 0,1 $\mu\text{Sv/a}$, frente a los 0,005 $\mu\text{Sv/a}$ de la liberación para los 40.000 bultos de residuo en el CR.

Asociado a la intrusión humana

El efecto de la *perforación y extracción de agua de un pozo profundo* en las proximidades del almacena-

Figura 58. Tasas de dosis asociadas a los casos de levantamiento / erosión del terreno y cambio climático y en el nivel del mar de H12 [9]



miento, se analiza aplicando los factores de conversión a dosis correspondientes a las tasas de actividad liberadas desde la MWCF obtenidas en el CR. La tasa de dosis máxima calculada es dos órdenes de magnitud mayor que la del CR, como consecuencia de la menor dilución.

2.3.2.3. Casos del comportamiento global del sistema de almacenamiento

A partir de los resultados del análisis del caso de referencia y de los demás casos para los análisis de sensibilidad, se han definido 37 casos de cálculo que ilustran el comportamiento global del sistema de almacenamiento. Comprenden casos en los que se combinan diferentes medios geológicos, interfaces geosfera-biosfera, tipos de aguas subterráneas y topografías, casos que analizan simultáneamente incertidumbres en los datos y en los modelos y asociados a escenarios de perturbación y un caso hipotético «robusto» en el que se asume que los radionucleidos liberados alcanzan la biosfera sin retardo o retención en la geosfera.

Los resultados se expresan en forma de tasas de dosis máximas (considerando la función de barrera de la MWCF o suponiendo que los radionucleidos se liberan directamente de la masa rocosa a la biosfera). Estas dosis máximas se comparan con el nivel medio del fondo de radiación natural en Japón (0,9-1,2 mSv/a) y con los límites reguladores en otros países (0,1-0,3 mSv/a). Se observa lo siguiente:

- Las dosis máximas se reducen y su momento de ocurrencia se retrasa, cuando disminuye la velocidad del flujo de aguas subterráneas.
- En los casos de química de las aguas subterráneas no salina, las dosis máximas son menores que en los de química salina y su momento de ocurrencia posterior en el tiempo.
- El Cs-135 es el radionucleido dominante en la mayoría de los casos de cálculo, aunque en los casos de flujo de aguas subterráneas grande lo es el Th-229.

- La variabilidad en las dosis máximas debida a diferentes coeficientes de distribución y coeficientes de difusión efectiva para distintos tipos de roca es de en torno a un orden de magnitud.
- El rango de dosis máximas calculadas para diferentes tipos de aguas subterráneas y diferentes gradientes hidráulicos cubre un rango de unos dos órdenes de magnitud por encima y tres por debajo del CR.
- El límite superior de las dosis máximas calculadas para distintos medios geológicos e interfases geosfera-biosfera es un orden de magnitud inferior al límite regulador más restrictivo de 0,1 mSv/a.
- La dosis mayor se da para el caso de levantamiento/ erosión del terreno, aunque no se exceden los límites reguladores más restrictivos.

2.4. Suecia: KBS-3, Project-90, SKB-91, SITE-94 y SR 97

Como se ha indicado en anteriores capítulos, KBS-3 es un ejercicio de evaluación de la seguridad muy conservador, en el que se analizan las consecuencias de un Escenario Central, un escenario de daño inicial del contenedor y tres variantes que asumen condiciones oxidantes en todo el almacenamiento, transporte por coloides y una biosfera tipo pantano.

En el ejercicio se presenta el flujo de los distintos radionucleidos liberados desde un único contenedor que abandonan el campo cercano y el campo lejano (Bq/año-contenedor) en función del tiempo hasta 10^{10} años tras la clausura del almacenamiento, las dosis máximas individuales debidas a los distintos radionucleidos liberados, y para el Escenario Central, las dosis individuales y colectivas en función del tiempo.

En SKB-91, se analizan las consecuencias del Escenario de Referencia, de una serie de casos de cálculo en los que se modifican determinados parámetros de la geosfera y de un escenario de glaciación. Aunque la hidrogeología y la distribu-

ción del número de contenedores inicialmente defectuosos se ha tratado de modo probabilista, el resto de los parámetros toman valores fijos, para que la influencia de las variaciones de las características hidrológicas no se vea enmascarada por el efecto de cambios en los parámetros del campo cercano o la biosfera.

Además de las proyecciones de los caminos del flujo para algunas realizaciones y los histogramas de los flujos de las aguas subterráneas y de los tiempos de tránsito, se presentan las liberaciones de radionucleidos y las dosis máximas frente al tiempo para algunas realizaciones de los cálculos probabilistas hasta el millón de años.

En Project-90, se definen unos casos de cálculo de referencia o «casos variante cero» para el campo cercano y para el campo lejano, cuya combinación constituye el Caso Central de Referencia y a partir de éste, se establecen otros casos de cálculo mediante variaciones de los parámetros de transporte en dichas partes del almacenamiento. Se analiza por separado el transporte en el campo cercano y en el campo lejano, y después se integran los resultados de ambos análisis. También se realizan cálculos probabilistas para comparar sus resultados con los de los modelos deterministas más detallados. Además para una serie de escenarios alternativos al Caso de Referencia, se formulan casos de cálculo descritos como combinaciones de variantes del campo cercano y campo lejano o con modelos analíticos muy simples.

En SITE-94, se realizan cálculos de consecuencias para el Escenario de Referencia y para un escenario de cambio climático denominado Escenario Central. Se analiza por separado el papel del campo cercano y luego se realiza el análisis integrado del campo cercano y el campo lejano.

En Project-90 y SITE-94, se presentan los flujos de radionucleidos liberados desde el campo cercano y desde el campo lejano (Bq/año-contenedor) hasta los 10^6 años, y las tasas de dosis en la biosfera de referencia (Sv/año-contenedor). Además, con el concepto introducido en Project-90 de «dosis potencial inter-

media» (IDP), que se define como el producto del flujo de radionucleidos liberados desde el campo cercano por los factores de conversión a dosis obtenidos para la biosfera de referencia, los flujos de radionucleidos liberados desde el campo cercano se convierten a tasas de dosis. Esto equivale a suponer la liberación directa desde el campo cercano a la biosfera sin considerar retardo o dispersión en la geosfera.

En SR 97, se analiza el transporte de radionucleidos para el escenario de contenedor con un defecto inicial y para 3 escenarios alternativos de cambio climático, de terremoto y de intrusión humana. Para el escenario de contenedor con defecto inicial, se define un caso de cálculo con valores razonables para todos los parámetros de entrada y casos de cálculo con valores pesimistas de determinados grupos de parámetros. Además, para ilustrar el papel de las distintas barreras del sistema, se analizan otros casos de cálculo «especiales», que representan situaciones hipotéticas extremas. También se analizan una serie de casos para la estimación del riesgo, ya que los criterios reguladores están formulados en términos de riesgo.

Se presentan las liberaciones de actividad desde el campo cercano y el campo lejano y las dosis a la biosfera en función del tiempo hasta los 10^6 años, y se indican las liberaciones máximas y los radionucleidos dominantes. Las dosis se comparan con los niveles de radiación natural en Suecia y con el límite de dosis de 0,15 mSv/a.

En los apartados siguientes se describe brevemente, para cada uno de los ejercicios suecos considerados en nuestro estudio comparativo, los resultados del análisis de los escenarios o casos de referencia y los resultados de los análisis de incertidumbre o de los escenarios alternativos.

2.4.1. Resultados de los cálculos para los escenarios de referencia

2.4.1.1. KBS-3

La liberación de radionucleidos desde el campo cercano en el Escenario Central de KBS-3, tiene un má-

ximo de unos 10^4 Bq/año-contenedor a los 10^5 años debido al Zr-93, siendo también comparables las contribuciones de Np-237, Cs-135 y Tc-99. Las liberaciones desde la geosfera a la biosfera son muy bajas y están dominadas por el I-129 y el Cs-135, que sufren una sorción en la roca nula o muy baja. La tasa de disolución del uranio es tan baja y su transporte en la roca tan lento, que las liberaciones del uranio y sus descendientes no alcanzan la biosfera hasta los 10^8 años.

Las dosis individuales en el Escenario Central se han calculado considerando liberación de los radionucleidos a un lago y a un pozo. No se observan diferencias reseñables entre ambos casos, salvo para el Ra-226, cuya vía de exposición dominante es la ingestión de agua en el caso de liberación al pozo y la ingestión de pescado en el caso de liberación al lago.

Como se observa en figura 59, la dosis máxima en el Escenario Central es de $2 \cdot 10^{-4}$ mSv/a y se debe al I-129 que domina hasta los 10^7 años, y a partir de entonces, el radionucleido dominante es el Ra-226. Se realizan también estimaciones de dosis colectiva para el Escenario Central, que alcanzan los 10^5 Sv/persona y están dominadas por I-129.

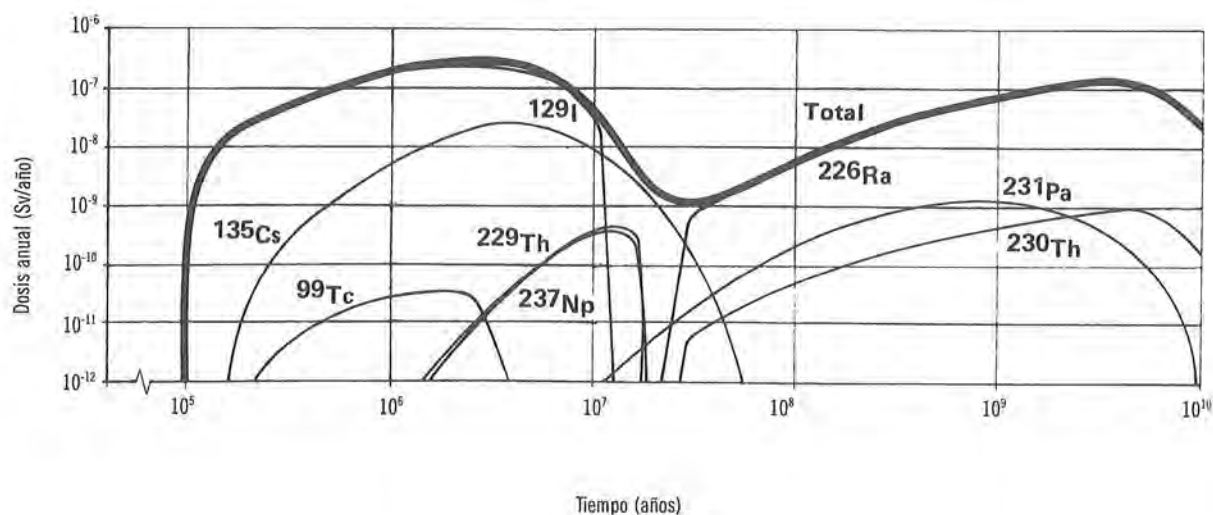
2.4.1.2. Project-90

Como se ha dicho anteriormente, en Project-90, se realizan cálculos independientes para el campo cercano y la geosfera y cálculos integrados.

En los cálculos de transporte en el *campo cercano* para el caso de referencia, se presenta el flujo de radionucleidos (Cs-135, I-129, Sn-126, Tc-99, Se-79, C-14 y los de las cadenas de desintegración) desde el campo cercano en función del tiempo y los máximos de las IDPs a la salida del contenedor, la bentonita y en el límite campo cercano-campo lejano:

- Para los radionucleidos con solubilidad alta y débilmente sorbidos el flujo está limitado por la tasa de liberación desde el combustible y por la resistencia a la transferencia de masa en el buffer, la matriz rocosa y las fracturas.

Figura 59. Dosis individuales para el Escenario Central de KBS-3, considerando la liberación desde 4.400 contenedores y la descarga de los contaminantes a la biosfera vía un pozo (De KBS-3 [11])



- Las mayores IDPs en las interfases bentonita-roca- fractura se dan próximos a los tiempos de llegada del frente redox a la fractura, debido al incremento transitorio del flujo que le acompaña.

La tasa de actividad liberada al campo lejano tiene un máximo del orden de 10^4 Bq/año·cápsula, debido principalmente al I-129, y a partir de los 10^5 años, el radionucleido dominante es el Cs-135. La IDP en la interfase campo cercano- campo lejano es menor de 10^{-3} mSv/año, siendo el I-129 el nucleido dominante.

En los cálculos individuales de transporte en el *campo lejano* se realizan dos tipos de cómputos: con entradas de tipo decaimiento exponencial (empleados para los primeros elementos de las cadenas de desintegración) y con entradas no específicas del nucleido, tipo función delta de un mol (para especies que no decaen, utilizadas para el resto de los nucleidos). Se observa cómo la difusión en la matriz, ensancha la cola y retrasa el pico del flujo de radionucleidos.

Los resultados *integrados* para el caso de referencia se presentan como tasas de dosis en función del tiempo

evaluados en la mayoría de los casos para la biosfera de pozo, y en unos pocos para la biosfera lago, observándose que las dosis en los casos de biosfera lago, son unos tres órdenes de magnitud menores que en el caso del pozo. En el caso de referencia, la dosis presenta un máximo de $3 \cdot 10^{-4}$ mSv/año, debido al I-129. La contribución del segundo radionucleido en importancia, Pa-231, es dos órdenes de magnitud menor.

2.4.1.3. SKB-91

En los cálculos para el escenario de referencia de SKB-91, se han analizado 500 simulaciones por Monte Carlo del campo de flujo y de los tiempos de viaje de las aguas subterráneas desde 88 posiciones diferentes del almacenamiento, correspondientes cada una a un segmento del almacenamiento con su tubo de corriente asociado. Entre los resultados se presentan proyecciones de los caminos del flujo para algunas realizaciones y los histogramas de los flujos de las aguas subterráneas y de los tiempos de tránsito, obtenidos mediante el tratamiento estadístico de los resultados de todas las realizaciones.

Además, en las 500 realizaciones se incluyen los cálculos de transporte de radionucleidos en el campo

cercano, el campo lejano y la biosfera, y se presentan las liberaciones máximas debidas a los productos de fisión y emisores α y las dosis máximas hasta el millón de años desde la clausura del almacenamiento, para algunas realizaciones (percentil 50 y percentil 95) y los histogramas del tratamiento estadístico de los resultados de todas las simulaciones.

El análisis de los resultados indica que:

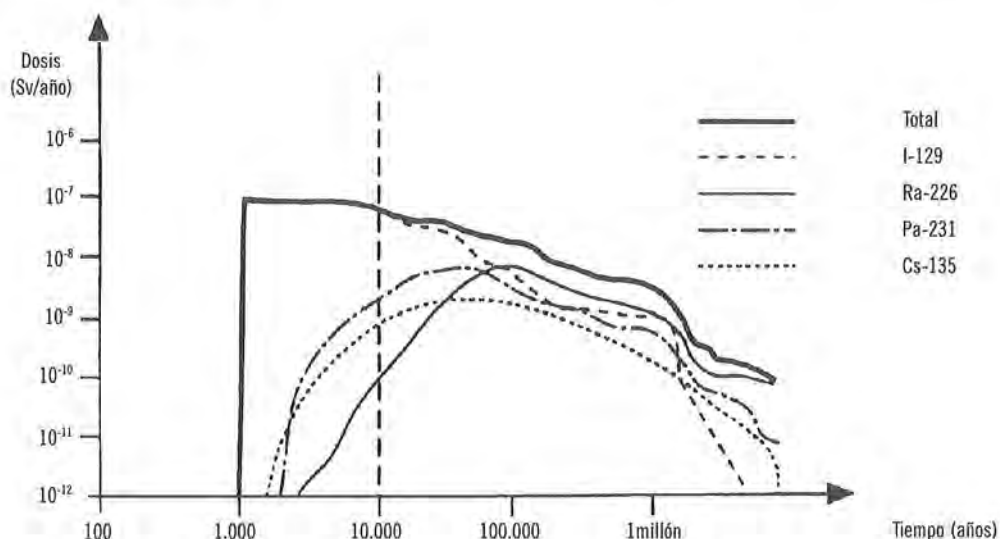
- En un número importante de realizaciones los tiempos de viaje son del orden o mayores de 10.000 años, y en las que son menores, el valor medio del tiempo de viaje está en torno a los 110 años, lo que sugiere la existencia de distintas zonas de descarga.
- Los tiempos de viaje son muy dependientes de la posición del almacenamiento del que parte el camino, y sólo cuando el camino de flujo parte de determinadas partes del almacenamiento se obtienen tiempos de viaje cortos.
- Las liberaciones de radionucleidos a la biosfera tienen una fuerte dependencia con el tiempo de viajes de las aguas subterráneas: las dosis máximas

obtenidas para las realizaciones con un tiempo de viaje asociado menor de 10 años, son aproximadamente un orden de magnitud mayores que las que tiene un tiempo de viaje de 100 años. A tiempos de viaje mayores de 1.000 años las dosis son mucho menores.

- Las barreras del campo cercano retienen el material radiactivo de forma muy efectiva, y sólo los nucleidos de vida larga y altamente solubles C-14, I-129 y Cs-135, y los descendientes del uranio de larga vida Ra-226 y Pa-231 alcanzan el campo lejano.
- La principal función del medio rocoso es la de proporcionar un ambiente mecánico estable a los bultos de residuo y un ambiente químico reductor al campo cercano.

En la figura 60 se muestran las dosis debidas a los radionucleidos más significativos y la dosis total para la realización correspondiente al percentil 95 de la distribución de las dosis máximas hasta los 10.000 años. Se observa que la dosis están dominadas por el I-129 hasta los 10^5 años, a partir de los cuales domina el Ra-226.

Figura 60. Dosis en función del tiempo para la realización correspondiente al percentil 95 de la distribución de dosis máximas hasta los 10.000 años en el ER de SKB-91 [13]



2.4.1.4. SITE-94

En SITE-94, los resultados del análisis del *campo cercano* para el Escenario de Referencia se presentan mediante gráficas de la liberación de radionucleidos desde el campo cercano y de las IDPs frente al tiempo y tablas que recogen las tasas máximas de actividad liberadas y las máximas IDPs junto con el tiempo en que se producen dichos máximos. El análisis de estos resultados indica lo siguiente:

- Los radionucleidos de las cadenas de desintegración sufren una importante sorción en la bentonita y en la roca del campo cercano, en las condiciones reductoras consideradas. Solamente Pa y Ra presentan una sorción moderada. Los nucleidos de Pu, Np y U alcanzan sus límites de solubilidad en la matriz de residuo, y Pu y Np los alcanzan también en el agua intersticial de la bentonita.
- El I-129 presente en los límites de grano de la matriz de combustible (90% del inventario) y en el huelgo combustible- vaina (10%) se libera instantáneamente tras el fallo del contenedor, es muy so-

luble y se absorbe débilmente en la bentonita y en la roca. Así a los 10^5 años tras el fallo del contenedor el 95% de la masa inicial de yodo ha abandonado el campo cercano. El Cs-135 y el Cl-36 tienen comportamientos similares al del I-129, aunque el Cs-135 se libera más lentamente y el Cl-36 se libera rápidamente pero decae en su mayor parte.

- El comportamiento del Tc es representativo del de muchos radionucleidos que no pertenecen a cadenas de desintegración: La mayor parte del inventario inicial no abandona nunca el campo cercano y los radionucleidos decaen allí.

Como ilustra la figura 61 los valores de las IDPs están dominados por el I-129 hasta los $2 \cdot 10^4$ años (con un máximo de $2 \cdot 10^{-6}$ Sv/año-contenedor a los 16.000 años), a partir de los cuales el radionucleido dominante es el Ra-226 (con un máximo de $5 \cdot 10^{-6}$ Sv/año-contenedor a los $2 \cdot 10^5$ años).

En el *análisis integrado* de los cálculos de campo cercano y campo lejano en el ER de SITE-94, se presenta

Figura 61. Dosis Potencial Intermedia (IDP) para la liberación desde el campo cercano en el Escenario de Referencia de SITE-94 [14]

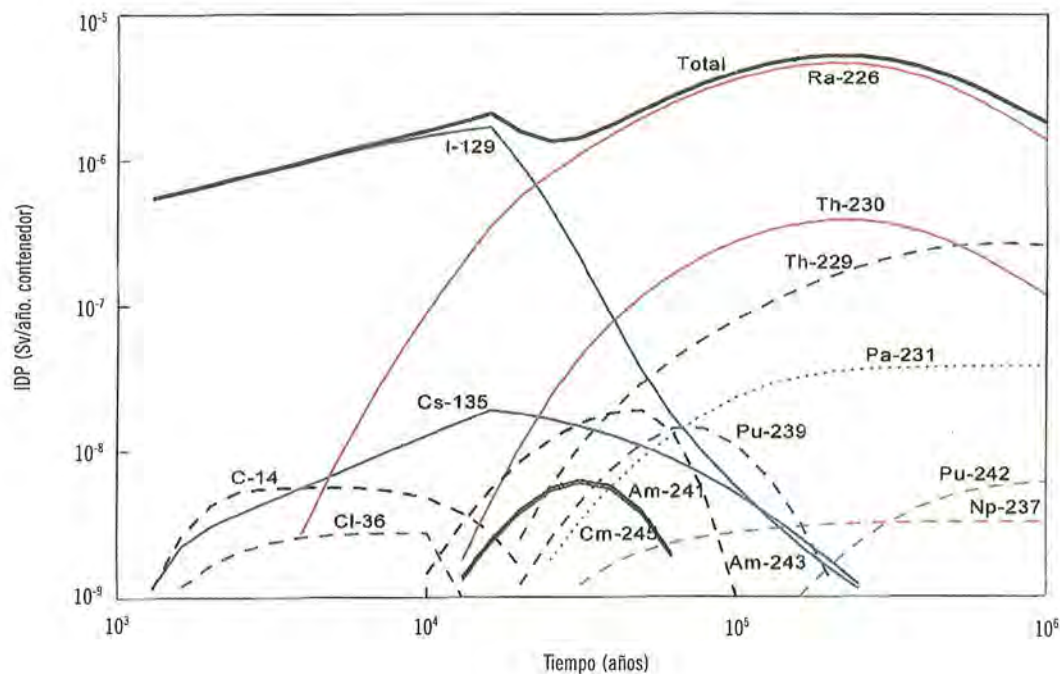
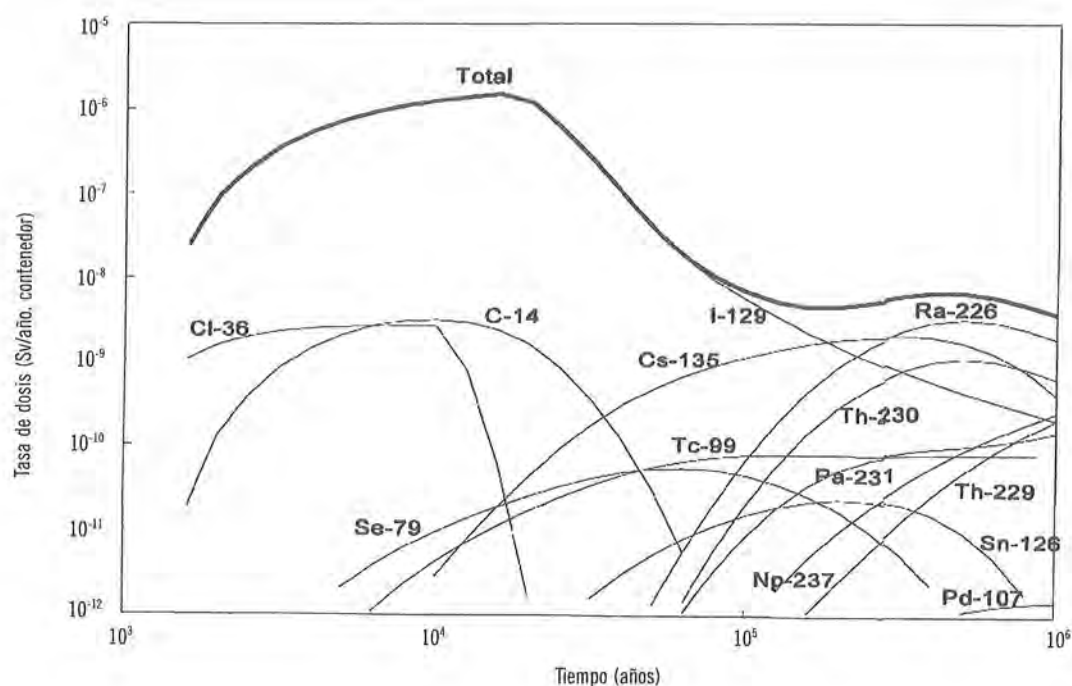


Figura 62. Dosis anuales para la liberación desde el campo lejano en el Escenario de Referencia de SITE-94 [14]



la evolución temporal de los flujos de actividad liberados desde el campo lejano a la biosfera y las tasas de dosis. Comparando los resultados de estos cálculos integrados con los del campo cercano, se observa lo siguiente:

- Los radionucleidos débilmente sorbidos como I-129 y Cl-36 no se ven prácticamente afectados por su paso a través de la geosfera.
- Los radionucleidos Th-230 y Ra-226 de la cadena de desintegración $4N+2$, que dominan la dosis a tiempos elevados, dan lugar a dosis varios órdenes de magnitud inferiores a las IDPs de los cálculos del campo cercano, debido a su sorción en la matriz rocosa, aunque el comportamiento del Ra-226 está dominado por el de su progenitor Th-230.

Como muestra la figura 62, el máximo en la dosis se debe al I-129 ($1,6 \cdot 10^{-6}$ Sv/a-contenedor), pero a partir de los 10^5 años, el Ra-226 domina la dosis. Tam-

bién es importante la contribución de C-14 y Cl-36 antes de los 10^5 años ($\sim 10^9$ Sv/a-contenedor).

2.4.1.5. SR 97

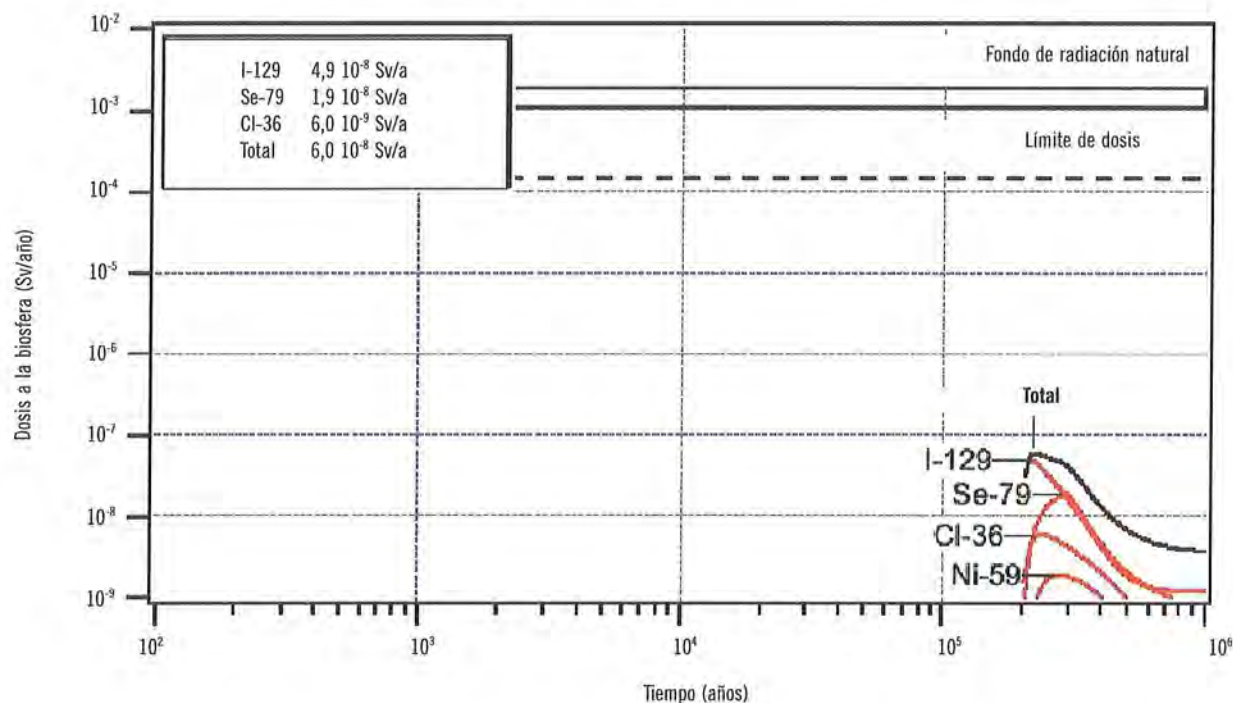
Los cálculos para el escenario de contenedor defectuoso (CD) de SR 97 con valores razonables de los datos para Aberg, Beberg y Ceberg, se realizan para un solo contenedor con un defecto inicial que ha crecido después de 200.000 años, de modo que se establece un camino de agua continuo hasta el combustible. El contenedor dañado se coloca en una posición con valores medios de los flujos de aguas subterráneas y de los tiempos de viaje advectivos.

En la figura 63 se muestran las dosis a la biosfera en función del tiempo en el emplazamiento de Aberg.

Los resultados de los cálculos muestran lo siguiente:

- Para los tres emplazamientos, las liberaciones desde el campo cercano están dominadas por el Ni-

Figura 63. Dosis a la biosfera para el CR del emplazamiento de Aberg en SR 97 (Traducido de SR-97 [15])



59, que tiene una vida media de 75.000 años y se encuentra en las partes estructurales del combustible, que se disuelven completamente por corrosión. A tiempos mayores, el radionucleido dominante es el Ra-226.

- Las liberaciones desde la geosfera en Aberg están también dominadas por el Ni-59, cuya tasa de liberación máxima es 1/30 de la liberación desde el campo cercano. En Ceberg y Beberg, las mejores propiedades de retención del medio geológico para el Ni-59 y el Cs-135, hacen que estos radionucleidos no contribuyan a la liberación, y son los radionucleidos móviles I-129 y Cl-36, que casi no sufren retardo en la geosfera, los que dominan la liberación desde la geosfera. El Ra-226, con una vida media de 1.600 años, decae casi completamente en el campo lejano.
- El radionucleido dominante en la dosis a la biosfera en los tres emplazamientos es el I-129 (dosis máxima de $4,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/a en Aberg, $2,6 \cdot 10^{-8}$ Sv/a en Beberg y $1,4 \cdot 10^{-8}$ Sv/a en Ceberg). Otros ra-

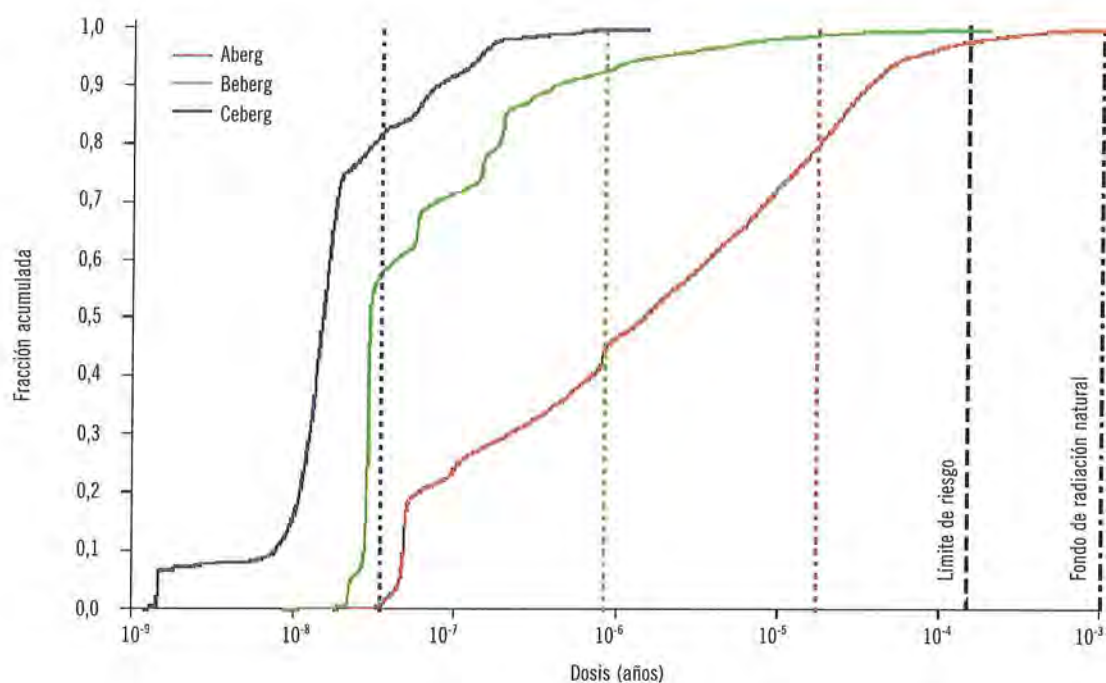
dionucleidos que contribuyen a la dosis total son el Se-79 ($1,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/a en Aberg, $1,5 \cdot 10^{-9}$ Sv/a en Beberg y $7,2 \cdot 10^{-11}$ Sv/a en Ceberg) y el Cl-36 ($6,0 \cdot 10^{-9}$ Sv/a en Aberg, $3,4 \cdot 10^{-9}$ Sv/a en Beberg y $1,9 \cdot 10^{-9}$ Sv/a en Ceberg).

Las curvas de dosis son similares en los tres emplazamientos, ya que las tasas de dosis asociadas al I-129, que es el radionucleido dominante, son del mismo orden de magnitud en los tres casos.

Dado que el criterio de protección establecido por SSI, está formulado en términos de riesgo (10^{-5} año⁻¹ para el individuo más expuesto), se han realizado cálculos probabilistas para los tres emplazamientos, en los que se han empleado:

- funciones de distribución correlacionadas para los tiempos de viaje advectivos y los flujos de agua subterránea,
- valores pesimistas para el tiempo de retardo, la geometría de las fracturas, el número de Peclet y

Figura 64. Resultados probabilistas para los escenarios de zonas pantanosas en los tres emplazamientos de SR 97. Las líneas verticales discontinuas de colores representan los valores medios de las distribuciones acumuladas de dosis, es decir el riesgo, para cada emplazamiento (De SR 97 [15])



la profundidad de penetración de la difusión en la matriz, a los que se les asigna una probabilidad de 0,1 y,

- valores razonables para el resto de los datos (número de contenedores defectuosos, solubilidades, IRFs, datos de sorción en la bentonita, datos de sorción y difusión en la geosfera, área «mojada» por el flujo,...), con una probabilidad asociada de 0,9.

En los *cálculos de riesgo*, sólo se consideran los radionucleidos que podrían en alguna circunstancia contribuir de forma importante a la dosis: Ni-59, Nb-94, Sn-126, I-129, Pu-239, y la cadena U-238 → U-234 → Th-230 → Ra-226.

Definiendo el riesgo como el producto de la probabilidad por las consecuencias de un determinado escenario, si se toma como consecuencia las dosis máximas anuales en un millón de años, el riesgo no es otra cosa que la media de dichas dosis máximas

para todas las realizaciones. Los resultados se presentan en forma de funciones de distribución acumuladas de estas dosis máximas y sus valores medios (los riesgos) para los ecosistemas de zona pantanosa (figura 64) y pozo en los tres emplazamientos, observándose lo siguiente:

- Los tres emplazamientos son relativamente equivalentes durante los primeros 100.000 años, y para todas las realizaciones los riesgos son un orden de magnitud menor que el límite de riesgo. Lo mismo se puede decir para el ecosistema de pozo entre los 100.000 y el millón de años, pero para el ecosistema de zona pantanosa los riesgos en Aberg y Beberg aumentan un factor 10 y 20 respectivamente, por la acumulación de Ra-226 en los pantanos, aunque son menores que el límite de riesgo.
- El riesgo es mayor en Aberg. En Beberg es aproximadamente cinco veces menor y en Ceberg 10 veces menor.

- La capacidad de retención para los radionucleidos que no sufren sorción es aproximadamente la misma en los tres emplazamientos, pero para radionucleidos que sufren sorción la capacidad de retención es mayor en Ceberg y menor en Aberg.
- La forma de las distribuciones obtenidas en los cálculos de riesgo, es un indicador de la sensibilidad del almacenamiento a las variaciones de los parámetros en cada emplazamiento, observándose que Aberg es el emplazamiento más sensible a dichas variaciones y Ceberg el que menos.

2.4.2. Análisis de sensibilidad

2.4.2.1. KBS-3

En KBS-3, además del Escenario Central, se analiza un escenario de daño inicial del contenedor, de condiciones oxidantes, de transporte coloidal y de biosfera pantano.

Escenario de daño inicial del contenedor

En el escenario de daño inicial del contenedor, se asume que todo el combustible del contenedor está disponible a los 100 años de su descarga del reactor. Las principales diferencias de los resultados de este escenario respecto a los del Escenario Central son el comienzo temprano de la liberación (a los 100 años), la contribución de algunos radionucleidos de vida corta (Ni-59), y las tasas de liberación más altas del I-129 y Cs-135 acumulados en el huelgo, que hace que las correspondientes dosis en un periodo inicial, aumenten en un factor 200.

Escenario de condiciones oxidantes

En el escenario que asume condiciones oxidantes en la roca a lo largo del camino de transporte, las tasas de actividad liberada a la geosfera de uranio, tecnecio y neptunio, debido a las variaciones en sus coeficientes de solubilidad y sorción, aumentan respecto al escenario central, y también es menor la sorción durante su migración a través de la roca, así la liberación desde la geosfera de U-238 y Tc-99 aumentan un factor 10^3 , y la de Np-237 un factor de 10^4 . La

dosis está dominada por el Np-237, con un máximo de $9 \cdot 10^{-3}$ mSv/año.

Escenario de transporte coloidal

En este escenario se asume una concentración de partículas en el agua de 0,5mg/l y una sorción irreversible sobre las partículas proporcional a la concentración en el agua de las sustancias que sufren sorción y a sus coeficientes de sorción. Dado que los coloides no son sorbidos durante su transporte a través de la roca, las curvas de liberación a la geosfera y a la biosfera coinciden. El radionucleido dominante en la dosis es el Pa-231, con un máximo de $4 \cdot 10^{-3}$ mSv/año.

Escenario de biosfera tipo pantano

En el escenario en el que los radionucleidos son liberados a un pantano, cuyo material se emplea para acondicionar el terreno después de 10.000 años, la dosis total es prácticamente la misma que en el escenario central, aunque las dosis debidas a Ra-226 son ligeramente mayores.

Además, En KBS-3, para ilustrar el efecto de la proximidad del almacenamiento a zonas conductoras de agua, se han realizado cálculos con distancias de transporte muy cortas (5m), y cálculos considerando un flujo grande de agua ($1 \text{ l/m}^2 \cdot \text{año}$). En ambos casos las dosis obtenidas aumentan, pero la variación es de menos de un orden de magnitud respecto a las obtenidas en el escenario de condiciones oxidantes.

2.4.2.2. Project-90

En este ejercicio se analizan unas *variantes* que ilustran la importancia de los procesos y características del *campo cercano* siguientes: tiempo de fallo del contenedor, flujo de Darcy, capacidad reductora del contenedor, apertura de las fracturas y química del campo cercano.

De la comparación de los resultados de las variantes del campo cercano con el caso de referencia se deduce lo siguiente:

- Los principales factores en el retardo de los radionucleidos liberados desde la cápsula son la difusión y la sorción en la matriz rocosa. En estos casos de cálculo, el retardo por difusión y sorción en el buffer tienen un efecto de segundo orden.
- El tiempo de fallo de la cápsula afecta solo a los radionucleidos de vida larga y su efecto global no es de gran importancia.
- Un flujo mayor o una mayor apertura de las fracturas tiene un efecto significativo sobre todos los nucleidos, ya que se reduce la difusión en la matriz rocosa.
- Cuando dentro del rango de valores considerado, se eligen los valores más altos de los límites de solubilidad y los más bajos de los coeficientes de distribución, las IDPs de los radionucleidos afectados por los cambios aumentan considerablemente.
- El área específica de superficie mojada es un parámetro muy importante, ya que controla la difusión en la matriz.

El caso más desfavorable es el que combina fallo temprano del contenedor, flujo elevado, una mayor apertura de las fracturas y química pobre. En este caso, la IDP presenta un máximo de $1,7 \cdot 10^{-4}$ Sv/año.

En el análisis independiente del comportamiento del *campo lejano* se han considerado también variantes en las que se modifican diferentes parámetros y se observa el efecto de la geosfera en el retardo de las especies que pueden sufrir sorción en la misma. Se observa que, en muchas de estas variantes, la geosfera apenas modifica los picos de descarga desde el campo cercano. Sin embargo, el aumento del área específica de superficie mojada disponible para la difusión en la matriz, da lugar a un importante retardo en la geosfera de las especies fuertemente sorbidas.

Las *variantes* analizadas en los *cálculos integrados* de campo cercano y campo lejano, ilustran la importancia relativa de los diferentes parámetros e identifican las incertidumbres que afectan a la liberación y transporte desde el almacenamiento a la biosfera:

- El I-129 es el radionucleido dominante en la mayoría de las variantes, y como tiene una vida larga y no es sorbido en el buffer ni en la roca, su liberación no se ve afectada por las variaciones de los parámetros.
- La variación del tiempo de vida del contenedor en un rango entre 10^3 y 10^5 años no influye apenas.
- En las variantes que se asume un flujo grande de aguas subterráneas en la geosfera, el retardo en esta parte del almacenamiento es muy pequeño.
- En el caso de flujo grande de aguas subterráneas en el campo cercano, la importancia del Pa-231 en la liberación desde el campo lejano es similar a la del I-129. La mayor apertura de las fracturas también da lugar a mayores liberaciones.
- La combinación de «química pobre» y flujo grande en el campo cercano da lugar a un aumento de 5-6 ordenes de magnitud de las liberaciones de las especies fuertemente sorbidas. La dosis total es un orden de magnitud mayor que en el ER y está dominada por Th-230 y su hijo Ra-226 y por Pa-231.
- En el caso de condiciones oxidantes en todo el campo cercano, la dosis es un orden de magnitud mayor que en el ER, y el nucleido dominante es Tc-99.

Además se han analizado unos escenarios alternativos de fallas de, modificación de la hidrogeología y la geoquímica por el hombre, de almacenamiento sin sellar y de fallo temprano o tardío del contenedor.

Escenarios de fallas

De los escenarios de fallas analizados, el más limitante es en el que se asume que una falla daña el buffer a los 50.000 años y el flujo de aguas subterráneas entra en contacto directo con el contenedor, con flujos grandes en el campo cercano y en la geosfera. En este caso la contribución del I-129 es importante, pero el Pu-240 domina la dosis, que es del orden de 1 mSv/año contenedor.

Escenarios de ausencia de relleno del almacenamiento

En el escenario de ausencia de relleno del almacenamiento, con lo que la bentonita se va expandiendo y pierde su efectividad, y además con flujo de aguas subterráneas grande, las dosis derivadas son de 1,8 Sv/año para el fallo instantáneo del contenedor, y del orden del mSv/año (1,4 mSv/año debido a Pu-240 y 6,8 mSv/año debido a Am-243) para el fallo del contenedor a los 1.000 años.

Escenarios de variación de la hidrogeología y la geoquímica inducida por el hombre

En los escenarios en que se supone el efecto adverso de la intervención del hombre sobre el flujo de aguas subterráneas en el campo cercano y en la geosfera, y el efecto sobre la química en el campo cercano y en la geosfera, se obtienen unas tasas de dosis de $4 \cdot 10^{-3}$ mSv/año y de $4,6 \cdot 10^{-4}$ mSv/año, respectivamente, debidas, en ambos casos, al Th-230 y al Ra-226. Las consecuencias de estos escenarios son similares a las de las correspondientes variantes para el cálculo integrado del escenario de referencia.

Escenarios de fallo de los contenedores

En los escenarios de fallo temprano del contenedor pasan a dominar la dosis los radionucleidos de vida corta Sr-90 y Cs-137, que en el resto de los casos de cálculo daban dosis muy bajas. Cuando además se asume flujos grandes en el campo cercano y lejano, las dosis son del orden de 10^{-3} mSv/año.

En el escenario de fallo de todos los contenedores al millón de años, suponiendo las condiciones del escenario de referencia, la tasa de dosis total es de 1,6 mSv/año. Por ello, para que las dosis sean inferiores al límite de 0,1 mSv/año, debe darse una tasa de fallos inferior un contenedor cada 200.

En Project-90 se han realizado además cálculos probabilistas con modelos más simples que los empleados en los cálculos deterministas, por lo que se les presupone un nivel de confianza menor. Las conclusiones de estos cálculos son similares a las de los cálculos deterministas, aunque evidencian importan-

tes incertidumbres en los resultados: los máximos de dosis asociados a radionucleidos que sufren sorción varían en un rango de 6 a 8 órdenes de magnitud, dada la alta dispersión de las funciones de distribución de los coeficientes de sorción y del flujo de aguas subterráneas.

2.4.2.3. SKB-91

Con el objeto de analizar la influencia sobre los resultados de los factores relacionados con el emplazamiento, en SKB-91 se han modificado una serie de propiedades hidráulicas de la roca y relativas a la geometría y disposición del almacenamiento respecto al escenario de referencia.

Para cada variación del escenario de referencia se han llevado a cabo 50 realizaciones con HYDRAS-TAR, lo que ha proporcionado suficiente convergencia estadística. Los resultados se presentan en términos de distribuciones de los tiempos de viaje, los flujos a nivel del almacenamiento, los caminos de transporte de las aguas, el campo de conductividades y los gradientes hidráulicos.

Los resultados de los cálculos para estas variantes del ER, indican que los patrones de flujo y los tiempos de viaje en el lecho rocoso del área de Finnsjön son poco sensibles a la localización y a su distancia del almacenamiento de zonas de fractura con mucha pendiente.

El efecto de los cambios en las zonas de fracturas casi horizontales es mayor, ya que puede dar lugar a condiciones más o menos favorables que las del ER, según aislen el almacenamiento de los gradientes hidráulicos en la superficie del terreno, si esta zona de fracturas está por encima del almacenamiento, o encaucen el agua que atraviesa el almacenamiento hacia la zona de descarga más cercana, si la zona de fracturas está próxima y por debajo del almacenamiento. Aun en estos casos, debido al efecto de las barreras de ingeniería, las dosis no varían más de un orden de magnitud.

En el caso en el que se asume que las galerías de almacenamiento son paralelas a la dirección del gra-

diente del flujo, sólo si se combina con una gran diferencia de conductividad hidráulica entre la roca y las zonas de fractura próximas, el efecto sobre los tiempos de viaje es apreciable. Un aumento o disminución de la profundidad del almacenamiento de 100 m, afecta a los tiempos de viaje en un factor 2.

Las condiciones hidráulicas en la zona evaluada muestran que los caminos de viaje más cortos están asociadas a una parte en concreto del almacenamiento, por lo que el beneficio de no almacenar en esa zona es mayor que el obtenido tratando de evitar posiciones individuales de almacenamiento que se encuentren en condiciones de flujo desfavorables.

2.4.2.4. SITE-94

En SITE-94, se han formulado casos de cálculo para el análisis del campo cercano y para el análisis integrado de campo cercano –campo lejano, que suponen variaciones en la hidrogeología, la geoquímica y otras propiedades, respecto al caso de referencia. Además, se han analizado las consecuencias del escenario central, que describe el impacto de una secuencia probable de sucesos climáticos sobre el sistema de almacenamiento.

Las *variantes* del escenario de referencia formuladas para el análisis del comportamiento del *campo cercano*, suponen modificaciones en la hidrogeología, la geoquímica, el tiempo de fallo del contenedor y el comportamiento de la bentonita. Los resultados obtenidos evidencian lo siguiente:

- Un incremento de la velocidad de Darcy da lugar a un aumento de la liberación de radionucleidos aunque la relación no es lineal: un rango de variación de cinco órdenes de magnitud da lugar a variaciones en los máximos de liberación de a lo sumo dos órdenes de magnitud.
- A tasas de flujo bajas, el transporte de radionucleidos está dominado por la difusión en las grietas o en la matriz rocosa, salvo para los elementos que no sufren sorción como Cl-36 o I-129, cuyos picos de liberación muestran muy poca dependencia con el flujo de agua.

- Como los flujos obtenidos con el modelo estocástico continuo son menores que los que proporciona el modelo de características discretas, también son menores las tasas de liberación en ese caso.
- La variación del área específica «mojada» por el flujo no influye apenas sobre la liberación de radionucleidos desde el campo cercano, salvo, ligeramente, en el caso de velocidades de Darcy bajas.
- La consideración de condiciones oxidantes en el campo cercano da lugar a un incremento en la liberación de algunos radionucleidos (cuatro órdenes de magnitud para el Tc-99 y más de tres órdenes para el Np-237), al aumentar su solubilidad y/o disminuir su sorción. Si además, se asume la existencia de un frente redox, el precipitado de Np-237 en el frente redox, constituye una fuente de sus radionucleidos descendientes (U-233, Th-229).
- El cambio en los límites de solubilidad asociado a un aumento de 15°C a 80°C de la temperatura en el contenedor, tiene un efecto limitado, ya que aunque las liberaciones de uranio aumentan en torno a un factor 10-20, este aumento es mucho menor para la mayoría de los nucleidos, y la liberación del radionucleido dominante I-129, no se ve afectada.
- Cuando se asume la degradación de la bentonita, aumenta el flujo de radionucleidos emergente del campo cercano y se adelanta en el tiempo. Así, la IDP asociada al I-129 es de 2 a 3 órdenes de magnitud mayor que en el ER y los radionucleidos de periodo corto tienen una mayor contribución a la IDP total.

En todas las variantes para el análisis del campo cercano, el radionucleido dominante a tiempos relativamente cortos es el I-129 y a tiempos mayores dominan, dependiendo de los casos, el Ra-226, el Th-230 y el Th-229. Otros radionucleidos con contribución importante a las liberaciones son Am-241, Pu-239, Cm-245 y Np-237.

En las *variantes* del escenario de referencia postuladas para el *análisis integrado* campo cercano- campo lejano se han modificado parámetros hidrogeológicos y geoquímicos, con el fin de investigar el grado en que el campo lejano puede disminuir las liberaciones desde un campo cercano «pobre».

Del estudio de los resultados de estos cálculos se deduce lo siguiente:

- El mejor o peor comportamiento de la geosfera como barrera depende de la combinación de los parámetros F-ratio y coeficientes de sorción.
- Los radionucleidos con coeficientes de sorción pequeños ($K_d < 0,5 \text{ m}^3/\text{Kg}$) se ven afectados escasamente por la variabilidad e incertidumbre de los datos hidrogeológicos y su retardo en la geosfera es pequeño. Por contra, los nucleidos con coeficientes de sorción grandes ($K_d > 1 \text{ m}^3/\text{Kg}$) sufren un retardo importante en la geosfera.
- La F-ratio es el parámetro con mayor influencia sobre el valor máximo de la tasa de dosis: una F-ratio pequeña (área específica mojada pequeña y velocidad de Darcy grande) da lugar a tasas de dosis elevadas. Para un valor de F-ratio fijo, la influencia del número de Peclet es menor, aunque tiene mayor importancia a valores pequeños de F-ratio.
- Cuando se suponen condiciones oxidantes en el campo cercano y en el campo lejano (reduciéndose así los coeficientes de sorción de Np, Pu, Se, Tc y U), las liberaciones desde el campo cercano no se ven apenas modificadas por el transporte a través de la geosfera, salvo para valores de F-ratio medios o elevados. Los radionucleidos dominantes son Tc-99 y Np-237.

En general, en los casos de cálculo integrados en los que el comportamiento de la geosfera es bueno, el máximo de la tasa de liberación se debe al I-129, que se produce a tiempos menores de 10^5 años. En los casos de comportamiento pobre de la geosfera, el Ra-226 y el Np-237 son los nucleidos dominantes y sus máximos se presentan a tiempos mayores de los 10^5 años.

Fallo múltiple de contenedores

A partir de los resultados de los cálculos realizados para el fallo de un solo contenedor, se analizan las consecuencias de un fallo múltiple de contenedores. Se observa que el almacenamiento podría no comportarse adecuadamente si fallan varios contenedores y se dan condiciones oxidantes en las posiciones de descarga a un camino de transporte en el campo lejano de F-ratio baja. Solo serían aceptables uno o dos fallos en caso de buffer degradado combinado con una baja F-ratio en el campo lejano, aunque tales condiciones son muy improbables, si no se produce una glaciación.

Análisis del escenario central

En el Escenario Central (EC) de SITE-94 se describe el impacto de una secuencia probable de sucesos climáticos.

Aunque el análisis de consecuencias del escenario central requeriría un mayor desarrollo de los códigos de cálculo empleados en SITE-94, incluyendo el análisis en dos dimensiones del campo lejano y la variación con el tiempo de las condiciones de contorno y de determinadas propiedades, dado el alcance de SITE-94, se han empleado los mismos códigos que en el ER (CALIBRE y CRYSTAL) y se han formulado unos casos de cálculo (tanto para el análisis del comportamiento del campo cercano como del campo lejano) que ilustran el impacto de las variaciones de las condiciones redox y del flujo de aguas subterráneas durante la glaciación.

Para el análisis del comportamiento del *campo cercano* en el escenario central (EC) se han formulado dos casos de cálculo: uno en el que se asumen condiciones oxidantes en todo el campo cercano y, otro en el que se consideran condiciones oxidantes sólo en la bentonita y la roca del campo cercano. El análisis se realiza para un tiempo de 10^5 años desde la clausura del almacenamiento que incluye un periodo glacial (55 ka-70 ka) y se consideran únicamente las cadenas de actínidos y Tc-99 (porque presentan límites de solubilidad y sorción sensibles a las condiciones redox), así como I-129 (porque es el dominante en los tiempos iniciales).

Las IDPs asociadas a los radionucleidos considerados en los cálculos durante el periodo de glaciación (55-70 ka) son unos dos órdenes de magnitud mayores que las correspondientes al mismo periodo para el caso de referencia del análisis del campo cercano. Sin embargo, la liberación máxima durante este periodo no es mayor que el máximo global para el caso del ER.

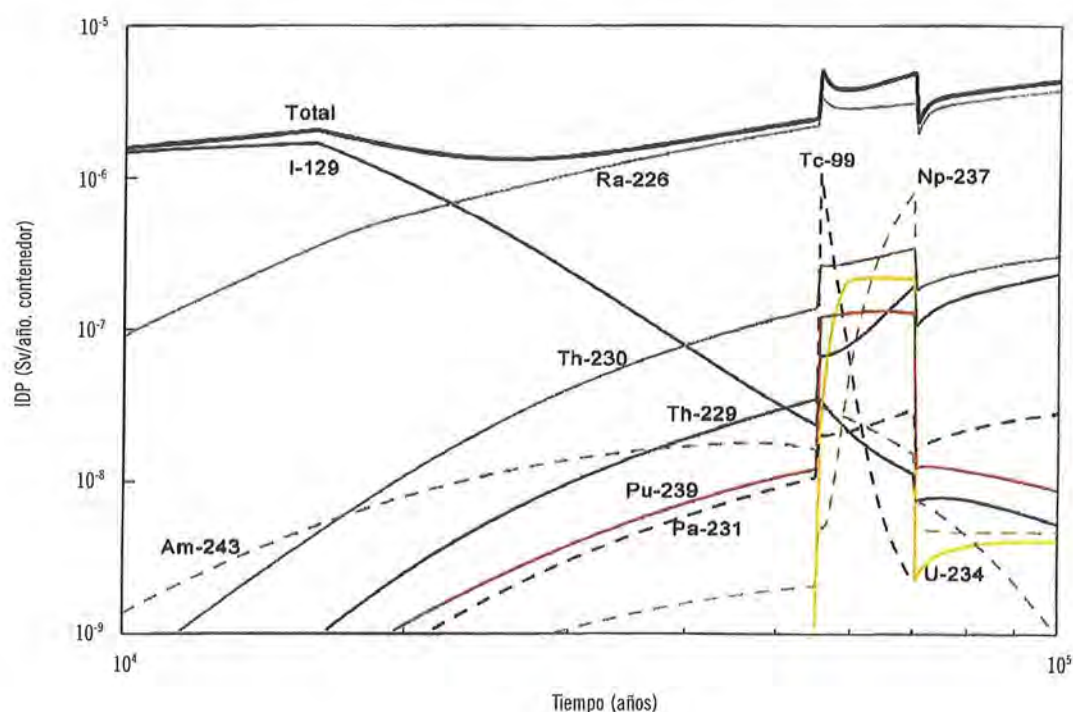
Los radionucleidos dominantes son, como en el ER, el I-129 a tiempos cortos y el Ra-226 a tiempos mayores, aunque en el caso de condiciones oxidantes en todo el almacenamiento, como se observa en la figura 65, tienen también gran importancia el Tc-99 y el Np-237, debido al drástico aumento de sus solubilidades y a la disminución de su sorción.

Para el análisis del comportamiento del campo lejano en el escenario central, dadas las limitaciones que presentaba el uso del código CRYSTAL, se ha formu-

lado un caso de cálculo para el análisis integrado en el que se combinan el caso de cálculo para el campo cercano que da lugar a las mayores liberaciones y la variante cero para el campo lejano en el ER. En este caso de cálculo se asumen condiciones oxidantes en el campo cercano y en el campo lejano, una velocidad de Darcy un orden de magnitud mayor que la de la «variante cero» del ER y como vía de exposición la ingestión de agua de bebida de un hipotético pozo, que permite comparar las dosis del ER con las del EC.

Las tasas de dosis en dicho caso de cálculo integrado son varios órdenes de magnitud mayores que las del caso equivalente en el ER, debido a las mayores liberaciones desde el campo cercano, a las mayores velocidades de Darcy y a la menor sorción en el campo lejano. Aunque el radionucleido dominante es el Ra-226, existe una importante contribución del Tc-99 y el Np-237.

Figura 65. Tasas de dosis intermedia posibles (IDPs) debidas a los radionucleidos I-129, Tc-99 y los de las cadenas de actínidos y tasa de dosis total para la liberación desde el campo cercano en el Escenario Central de SITE-94 con condiciones oxidantes en todo el almacenamiento (De SITE-94 [14])



2.4.2.5. SR 97

En el escenario de contenedor con defecto inicial de SR 97, se ha analizado la incertidumbre en los parámetros de entrada, postulando casos de cálculo con valores pesimistas de los datos. Con los casos de cálculo «especiales» se ilustra el papel de las distintas barreras del almacenamiento, tratando la incertidumbre en los parámetros y en los modelos conceptuales. Con los escenarios de cambio climático, terremoto e intrusión humana se analiza la incertidumbre en la evolución temporal del sistema de almacenamiento.

Análisis de los casos de cálculo con valores pesimistas de los parámetros

En SR 97 se analizan casos de cálculo en los que se asignan valores pesimistas a grupos de parámetros relacionados con diferentes partes del almacenamiento. El resto de los datos toman valores razonables. Las observaciones y conclusiones derivadas del análisis de estos casos de cálculo son los siguientes:

- Se asume un caso de cálculo de cinco contenedores con un defecto inicial, en el que el camino continuo de agua hasta el combustible se establece a los 300 años (frente a los 2×10^5 años del CR) y el defecto inicial se agranda y deja de ofrecer resistencia al transporte a los 2×10^4 años. El aumento en las dosis respecto al CR se debe básicamente a la consideración de cinco contenedores defectuosos, ya que entre los 300 y los 2×10^4 años, el tamaño del agujero limita la liberación y entre los 2×10^4 y los 2×10^5 años los nucleidos de larga vida no decaen apreciablemente. Así el tiempo al que el defecto inicial se hace mayor tiene poca influencia. El radionucleido dominante es el mismo que en el CR.
- En el caso de valores pesimistas de las fracciones de liberación instantánea de I-129 y Cl-36, duplicadas respecto al CR, las dosis a la biosfera también se duplican.
- Cuando se asumen valores pesimistas de la sorción en el buffer y en el material de relleno, las liberaciones de radionucleidos que sufren sorción,

como Ni-59, Sn-126 y Ra-226, aumentan, pero los radionucleidos que no sufren sorción en el buffer, como el I-129 y el Cl-36, no se ven afectados, por lo que el máximo de la dosis total, dominada por el I-129, no varía.

- El efecto de una menor resistencia al transporte en la interfase buffer y material de relleno - roca, se simula con un mayor valor del flujo. Se observa que las liberaciones de Ni-59, Cs-135 y Ra-226 aumentan, pero la resistencia al transporte de dicha capa de contacto no es limitante para ningún radionucleido, mientras que en el CR en Aberg, lo era para el I-129 y el Cl-36.
- La consideración de valores pesimistas de los coeficientes de sorción y de difusión en la geosfera para las aguas salinas en Aberg, da lugar a una disminución importante de la retención de los radionucleidos que sufren sorción, como Ni-59, Cs-135, Th-229 y Ra-226. El Ra-226 es el radionucleido dominante en todo el tiempo de transporte, con una dosis máxima de $3,5 \cdot 10^{-7}$ Sv/a. El efecto de la consideración de valores pesimistas de estos parámetros en los emplazamientos de Beberg y Ceberg no es tan grandes como en Aberg.
- Se han considerado valores pesimistas de la superficie «mojada» por el flujo, del tiempo de viaje advectivo, y por tanto del factor F, producto de ambos, así como valores pesimistas del número de Peclet y de la profundidad de penetración, aunque su efecto sobre los resultados es pequeño:

En Aberg, la capacidad de retención de los radionucleidos que sufren sorción es mucho menor, en particular del Ra-226, que pasa a ser el radionucleido dominante con una dosis máxima anual asociada de $5,5 \cdot 10^{-6}$ Sv/a.

En Beberg las dosis a la biosfera varían menos, aunque también el radionucleido dominante es el Ra-226, con una dosis máxima de $1,1 \cdot 10^{-6}$ Sv/a.

En Ceberg, como los tiempos de viaje advectivos son mucho menores, las dosis no son muy distintas de las del CR.

- El parámetro con mayor influencia en el transporte en la geosfera es el tiempo de viaje advectivo. Basta con suponer un valor pesimista de este parámetro, para que la capacidad de retención de la geosfera se vea muy limitada para muchos nucleidos.
- La consideración de valores pesimistas de los parámetros de la biosfera, tiene un efecto directo sobre las dosis.

Del análisis de estos casos de cálculo con valores pesimistas se concluye que los parámetros con mayor influencia sobre los resultados son el número de contenedores inicialmente defectuosos, el factor F y los factores de conversión a dosis. La incertidumbre en el número de contenedores con defecto inicial se puede reducir con los datos y la experiencia que se obtenga en la futura fabricación de contenedores, la incertidumbre en el factor F, depende del emplazamiento elegido, ya que parte de la dispersión en F se debe a la variabilidad espacial, y la incertidumbre en los factores de conversión podría reducirse con una mejor comprensión y la consiguiente modelización del transporte de radionucleidos en la biosfera.

Análisis de los casos de cálculo «especiales»

Para ilustrar el papel de las distintas barreras del almacenamiento, y tomando como partida el caso de escenario de contenedor defectuoso y datos razonables para Aberg, se consideran los casos de cálculo hipotéticos de: disolución inmediata del combustible; ausencia de límites de solubilidad; defecto inicial grande en el contenedor; ausencia de resistencia a la difusión en el buffer; y ausencia de retención en la geosfera, que se analizan a continuación:

- El efecto de asumir la disolución instantánea del combustible cuando entra en contacto con el agua es limitado, ya que la liberación de muchos radionucleidos está controlada por su solubilidad. Las principales contribuciones a la dosis se deben al I-129 ($1,6 \cdot 10^{-6}$ Sv/a) y al Cl-36 ($9,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/a), y la liberación desde el campo cercano del Ra-226 es suficientemente grande como para que, tras su

retención en la geosfera, contribuya a la dosis ($4,6 \cdot 10^{-8}$ Sv/a).

- En el caso en el que se desprecian los límites de solubilidad aplicados en la cavidad de contenedor, aunque las dosis asociadas a I-129 y Cl-36 no cambian, contribuyen a la dosis radionucleidos de larga vida como uranio, plutonio, neptunio y torio. El radionucleido dominante es el Ra-226 con una dosis máxima asociada de $5,5 \cdot 10^{-4}$ Sv/a, que supera el límite de dosis.
- En el caso de mayor tamaño del defecto inicial del contenedor (1 dm^2), la dosis máxima, de $4,2 \cdot 10^{-7}$ Sv/a, se debe principalmente al Sr-90, I-129 y Se-79 y es del mismo orden que en el caso de valores pesimistas del comportamiento del contenedor, aunque se alcanza mucho antes (en torno a los 100 años). Sin embargo, no se han considerado las consecuencias hidrodinámicas del mayor tamaño del defecto, respecto a la tasa de corrosión de la cápsula interna de hierro, la generación de gas, etc.
- Cuando se desprecia la resistencia al transporte en el buffer, (aunque se consideran otras resistencias al transporte, como la de la capa entre buffer y roca, que es dominante para muchos radionucleidos), las dosis máximas, asociadas a I-129, Cl-36 y Se-79, son menos de un orden de magnitud mayores que las asociadas al caso de valores pesimistas de sorción en el buffer y el material de relleno.
- Con la hipótesis de ausencia de retención en la geosfera en Aberg, aunque se asume un valor razonable para la resistencia al transporte entre el buffer y la roca, se obtienen los mismos resultados que en el caso de valores pesimistas del flujo en la geosfera.

Análisis del escenario de cambio climático

En SR 97 se postula un escenario climático, con el que se pretende describir la secuencia de sucesos que pueden ocurrir durante el próximo ciclo glacial-interglacial en Escandinavia.

La descripción de las condiciones climáticas futuras se basa en la definición de tres dominios climáti-

cos: templado/boreal, permafrost y glaciario, que a su vez se dividen en regímenes climáticos. La posible evolución climática en Aberg, Beberg y Ceberg en los próximos 130.000 años, se representa como una sucesión temporal de los distintos dominios y regímenes climáticos y con los tiempos en los que los emplazamientos están por debajo del nivel del mar.

Las transiciones entre climas más fríos con permafrost y crecimiento de la capa de hielo, y climas más cálidos, con condiciones similares a las actuales, pueden dar lugar a diferentes cambios:

- Cambios radicales en la biosfera, que puede pasar de terreno cultivable a lecho marino, o viceversa.
- Cambios en la temperatura, aunque no se considere la necesidad de análisis térmicos adicionales a los realizados para el caso base.
- Cambios en los flujos de aguas subterráneas, de modo que se predican flujos mayores que en el caso base en las zonas de fusión de hielos, y especialmente en la zona del límite de la capa de hielo.
- Cambios en las tensiones y cargas sobre la roca por el peso de la capa de hielo, que pueden dar lugar al cierre o apertura de las fracturas. Aunque se espera que el sistema de fracturas no se vea afectado drásticamente y que el contenedor soporte los aumentos de presión que pueden darse durante una glaciación, el análisis de cargas es complejo. Se requiere un mejor conocimiento del acoplamiento termohidráulico y la realización de cálculos más realistas.
- Cambios en la composición química de las aguas, en particular de su salinidad. Se estima que dichos cambios no pondrán en peligro la integridad de las barreras de ingeniería, pero, se indica que será necesario analizar la evolución química y el papel del material de relleno en el escenario de cambio climático, así como investigar en mayor detalle los efectos de la erosión en condiciones extremas.

Las dosis, en general son menores en los 3 emplazamientos en este escenario, ya que aunque la capacidad de retención de la geosfera puede disminuir en períodos de tiempo en los que la zona está cubierta de hielo, también se produce un aumento importante de la dilución en la biosfera, con lo que las dosis disminuyen respecto al caso de valores razonables del escenario de contenedor defectuoso.

Únicamente, se espera un aumento importante de la dosis en Aberg, cuando, en las transiciones a climas más fríos en un período interglaciario (~ cada 100.000 años), baja la línea de costa y áreas por debajo del mar quedan por encima de éste.

Análisis del escenario de terremoto

En SR 97 se postula un escenario de terremoto, en el que partiendo de las mismas premisas que el escenario base, se asume la ocurrencia de un terremoto en el área. El análisis del escenario se centra en los procesos mecánicos en la geosfera, en la interacción mecánica entre geosfera y contenedor y en la respuesta del contenedor a las tensiones mecánicas originadas por el terremoto.

A partir de los cálculos de la resistencia del contenedor, se establece un criterio pesimista según el cual los desplazamientos de la roca iguales o mayores a 0,1 m en torno a la posición de almacenamiento podrían dar lugar a fallo del contenedor.

Para el análisis de este escenario, se simula el efecto sobre la masa de roca de temblores individuales de distinta magnitud y a diferentes distancias del almacenamiento, y se deduce que pueden alcanzarse desplazamientos de fracturas de 0,1 m cuando ocurre un terremoto de magnitud 7,5 a 100 m del emplazamiento, o un terremoto de magnitud 8,2 a 1 km del mismo.

Mediante modelos de redes de fracturas, según las estadísticas de magnitud/ frecuencia de los terremotos en el área, se distribuyen aleatoriamente los terremotos entre las zonas situadas dentro de un radio de 100 km de distancia a cada emplazamiento.

to y se simula el efecto del terremoto sobre las fracturas de cada emplazamiento.

Los resultados del análisis, expresados como probabilidad acumulativa de fallo del contenedor por terremoto en 100.000 años, muestran que en el 90% de las simulaciones no se produce fallo del contenedor. Además, la mayoría de los daños se derivan de un terremoto individual, cuya probabilidad de ocurrencia en 100.000 años se considera menor de 0,35%. El riesgo esperado de fallo del contenedor varía entre 0,04% en Ceberg y 0,65% en Aberg, comparable al riesgo de fallo inicial del contenedor de 0,1% considerado en el escenario de contenedor defectuoso.

Se estima que las hipótesis pesimistas supuestas en el análisis de este escenario (la ausencia de fricción en las fracturas, el comportamiento elástico lineal de la roca) proporcionan un margen adecuado para compensar las incertidumbres asociadas a la predicción de los terremotos, y se espera que no se produzca el fallo de ningún contenedor, por lo que no se realizan cálculos de transporte de radionucleidos para este escenario. Sin embargo, se apunta que la metodología para el análisis del escenario de terremoto está en una primera fase y requerirá desarrollos futuros.

Análisis del escenario de intrusión humana

En SR 97 se ha elegido el «escenario de penetración del contenedor por actividades de perforación» para ilustrar la influencia de las acciones humanas sobre el almacenamiento y analizar las consecuencias del mismo, tanto al personal de excavación como a una familia que vive en la zona.

Se asume que el conocimiento sobre la existencia del almacenamiento se pierde a los 300 años y las hipótesis realizadas en el análisis de consecuencias se basan en la tecnología y en el conocimiento y la experiencia presente. La probabilidad de perforación de un contenedor (producto de la probabilidad de perforar en el área y de la probabilidad de perforar un contenedor si se perfora en el área) se estima de $5 \cdot 10^{-8}$ por perforación.

Para el cálculo de la dosis y el riesgo al personal de la excavación, se considera que la roca se perfora y se extrae un testigo con trozos de cobre y hierro del contenedor y pequeños pedazos de combustible. El personal está expuesto a irradiación externa desde el testigo de perforación, desde el suelo del área contaminada con los restos de la perforación y desde el polvo de la perforación adherido a la ropa.

Las mayores dosis se dan para el personal de la excavación (una persona que inhala polvo contaminado durante una hora y está expuesto a las fuentes de irradiación externa antes citadas). Esta dosis tiene un máximo de unos 20 mSv, que supera los niveles de radiación natural y es comparable a los límites de dosis para los trabajadores profesionalmente expuestos. Sin embargo, el riesgo al personal de la excavación por perforación (producto de la probabilidad de que se olvide la presencia del almacenamiento por la probabilidad de perforar un contenedor, por la dosis de exposición del trabajador) tiene un máximo a los 200 años de unos $5 \cdot 10^{-10}$ por perforación. Serían necesarias 30.000 perforaciones al año para que se alcanzara el límite de riesgo de 10^{-6} , equivalente a la dosis de 0,015 mSv/a.

Para el cálculo de las dosis y el riesgo a los miembros de una familia que se establece cerca del lugar de una perforación, se asume que los radionucleidos transportados desde el contenedor perforado se han ido acumulando hasta adquirir un nivel constante en el terreno y que se emplea el terreno contaminado para la ganadería. En los cálculos de dosis se ha considerado el ecosistema de zona pantanosa.

La dosis a la familia asentada en el emplazamiento, puede superar el límite de dosis de 0,015 mSv/a en los primeros 400 años tras la clausura del almacenamiento, aunque no supera los niveles de radiación natural. Considerando la probabilidad estimada de perforación del contenedor, serían necesarias por lo menos 25.000 perforaciones al año en Suecia para que se alcanzara el límite de riesgo de 10^{-6} /a.

2.5. Suiza: Gewähr y Kristallin-1

En *Gewähr*, se han analizado cuantitativamente el caso base y los escenarios alternativos de perforación

de un pozo y los escenarios climáticos de clima templado y de tundra. Además, se postulan una serie de casos o variantes del caso base en las que se modifican algunos valores de los parámetros de entrada a los modelos o las hipótesis realizadas para la descripción del sistema.

Los resultados se presentan principalmente en forma de flujos liberados desde las distintas barreras, de los principales radionucleidos (moles/l), en función del tiempo. En los casos de cálculo en los que se obtienen dosis significativas se representan las dosis anuales en función del tiempo debidas a los radionucleidos con mayor contribución a la misma. Los cálculos se realizan hasta los 10^8 años desde la clausura del almacenamiento.

En *Kristallin-1*, como se ha indicado en el capítulo 6, se han analizado cuantitativamente el escenario de referencia, y los escenarios alternativos de pozo profundo, sellos degradados y escenarios climáticos, así como el escenario robusto.

En el cálculo de consecuencias para el escenario de referencia, se postula un caso base, con un conjunto de valores realistas - conservadores para los parámetros de los modelos del escenario de referencia, y unos casos con hipótesis y valores de los parámetros modificados respecto a los del caso base.

Los resultados de los cálculos se presentan como dosis anuales totales y debidas a los radionucleidos más relevantes en función del tiempo, hasta 10^7 años desde la clausura del almacenamiento. Además, para ilustrar el comportamiento relativo del campo cercano y la geosfera, se presentan las dosis que se obtendrían si los radionucleidos fueran liberados directamente desde el campo cercano a la biosfera, sin dar crédito al transporte en la geosfera (multiplicando las tasas de liberación de actividad desde el campo cercano por los factores de conversión para la vía de ingestión de agua de bebida), y se calcula el porcentaje del inventario de los radionucleidos que decae en las diferentes barreras.

A continuación se resumen los resultados del análisis del Caso Base en *Gewähr* y en *Kristallin-1*.

2.5.1. Análisis del Caso Base

2.5.1.1. Gewähr

En el análisis del caso base en *Gewähr*, se observa lo siguiente:

- Como los radionucleidos de vida corta decaen en la bentonita, los nucleidos relevantes para los cálculos de migración en la geosfera son los actínidos de las cadenas de desintegración del Np-237, U-235 y U-238 y los productos de fisión/activación Se-79, Tc-99, Pd-107, Sn-126 y Cs-135 (cuya liberación, salvo en el caso del Cs-135, está limitada por su solubilidad).
- Las concentraciones de radionucleidos liberados desde la geosfera son muy bajas, por ser muy efectiva la difusión en la matriz rocosa. Salvo en el caso de Pd-107 y Cs-135, que alcanzan una concentración a la salida de la «zona cristalina media» de $1,6 \cdot 10^{-9}$ moles/l y $3,4 \cdot 10^{-11}$ moles/l a los 37 y 17 millones de años, respectivamente. Para el resto de radionucleidos, las concentraciones en la geosfera están por debajo de los 10^{-18} moles/l.
- En el caso base, en el que los parámetros considerados son más bien realistas, la dosis total obtenida es despreciable y muy inferior al límite de 0,1mSv/a. La máxima contribución a la dosis se debe a Cs-135 y Pd-107 y es de $6 \cdot 10^{-10}$ mSv/a.

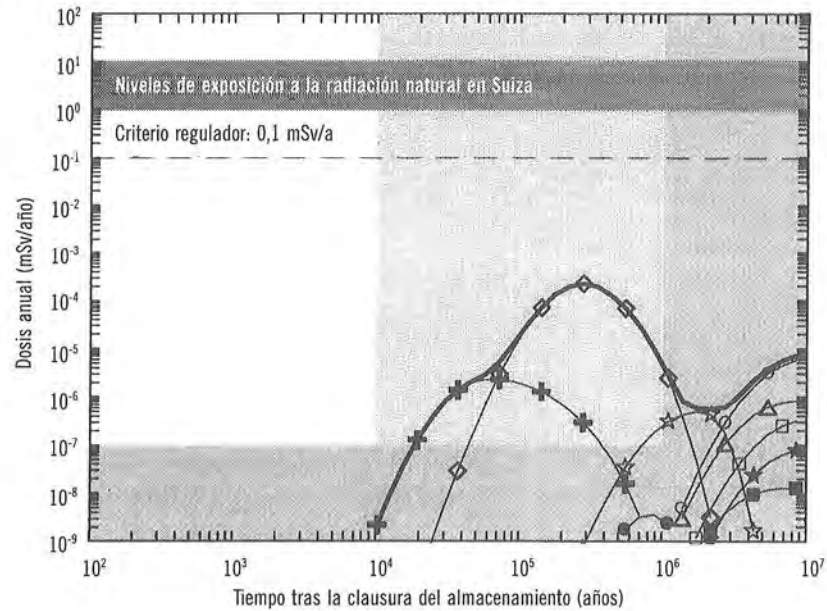
2.5.1.2. Kristallin-1

Los resultados del análisis del caso base de *Kristallin-1*, muestran lo siguiente:

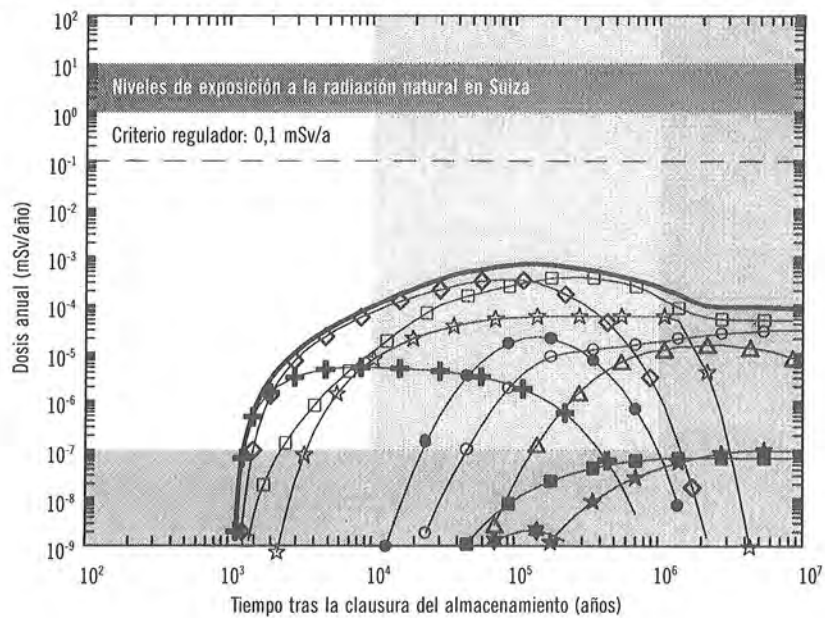
- El valor de la dosis máxima y el tiempo al que se alcanza es similar para los cálculos dando crédito o no a la geosfera (ver figura 66), dado que el nucleido dominante, Cs-135, se ve muy poco afectado por el transporte en la geosfera. Sin embargo, en los cálculos en los que se da crédito a la geosfera, las dosis debidas a algunos nucleidos individuales (Tc-99) y a las cadenas de desintegración del U-238 y del U-235 se reducen significativamente y se retrasan en el tiempo.

Figura 66. Representación de las dosis anuales totales y las debidas a los radionucleidos más significativos en Kristallin-1 para: a) el Caso Base; y b) el Caso Base con transporte instantáneo en la geosfera y liberación directa del campo cercano a la biosfera (Traducido de Kristallin-1 [20])

a) Caso base



b) Caso base, con liberación directa desde el campo cercano a la biosfera



— Todos los radionucleidos	△ Cadena 4N + 1	◇ Cs-135
○ Cadena 4N + 3	★ Cadena 4N	✱ Ni-59
□ Cadena 4N + 2	● Sn-126	☆ Tc-99
	✚ Se-79	■ Zr-93

- El campo cercano constituye una barrera efectiva para la mayoría de los radionucleidos, ya que, menos del 2% de los productos de fisión/activación (a excepción del Cs-135) y del 0,25% de los radionucleidos de las cadenas de actínidos, alcanzan la geosfera.
- La dosis a la biosfera está dominada por el Se-79 hasta aproximadamente los 50.000 años, a partir de los cuales domina el Cs-135 (máximo de dosis de $2 \cdot 10^{-4}$ mSv/a, a los $3 \cdot 10^5$ años). En torno al millón de años, tras un breve periodo en el que el Tc-99 controla la dosis, pasan a dominar los radionucleidos de la cadena de desintegración $4n+3$ (Pa-231, Ac-227).

2.5.2. Análisis de sensibilidad

2.5.2.1. Gewähr

En las variantes del Caso Base postuladas para los análisis de sensibilidad en Gewähr, se modifican los valores de los parámetros relativos a la hidrogeología, la migración a través de la bentonita, el transporte en la geosfera y el transporte en la biosfera.

Además, se han analizado cuantitativamente dos escenarios de cambio climático (escenario de tundra, escenario de clima templado), que se tratan desde el punto de vista de las modificaciones que se producen en la biosfera y un escenario de perforación de pozo.

Casos alternativos para el campo cercano

El análisis de los casos de cálculo con diferentes condiciones de contorno en el modelo de difusión en el campo cercano (condición de concentración cero en la pared del túnel; de tanque de mezcla; y de coeficiente de transferencia), muestra lo siguiente:

- La mayoría de los radionucleidos con vidas medias menores o iguales a 10^4 años y que sufren sorción, decaen casi completamente durante la migración en la bentonita.

- Cuando se asume la condición de tanque de mezcla, al considerarse el retardo por la migración a través de la bentonita, las tasas de liberación de los nucleidos de vida larga cuya liberación no está controlada por su solubilidad son menores que en el caso base.
- La consideración de la resistencia al transporte de los nucleidos desde la bentonita a las aguas circundantes mediante un factor de transferencia en la pared del túnel, da lugar a una mayor reducción de las tasas de liberación.
- Se analiza el efecto de la zona de kakirites y la influencia de la disposición geométrica de los contenedores respecto a dicha zona sobre la liberación de radionucleidos, observándose que si se evitan las posiciones de almacenamiento directamente en la zona de kakirites, se reducen considerablemente las tasas de liberación, en especial para los radionucleidos de vida corta.

Casos alternativos para la hidrogeología

En las variantes hidrogeológicas de Gewähr, se asumen conductividades hidráulicas menores para la zona cristalina inferior que para la zona cristalina media (en el caso base, ambas zonas tenían igual conductividad), con lo que se reduce la componente ascendente del flujo, y por tanto el flujo de agua a través del repositorio. La mayor distancia del camino de flujo en la «zona cristalina media», hace que la liberación de radionucleidos a la zona cristalina superior sea menor que el caso base.

Casos alternativos para la geosfera

En el análisis de las variantes del caso base, en las que se modifican parámetros de la geosfera se observa que:

- Cuando se asume una constante de difusión en la zona alterada de kakirites un orden de magnitud menor, se obtienen dosis mayores que en el caso base, dominadas, entre los 10^5 y 10^7 años, por los productos de fisión/activación (principalmente por el Cs-135) y, entre los 10^7 y

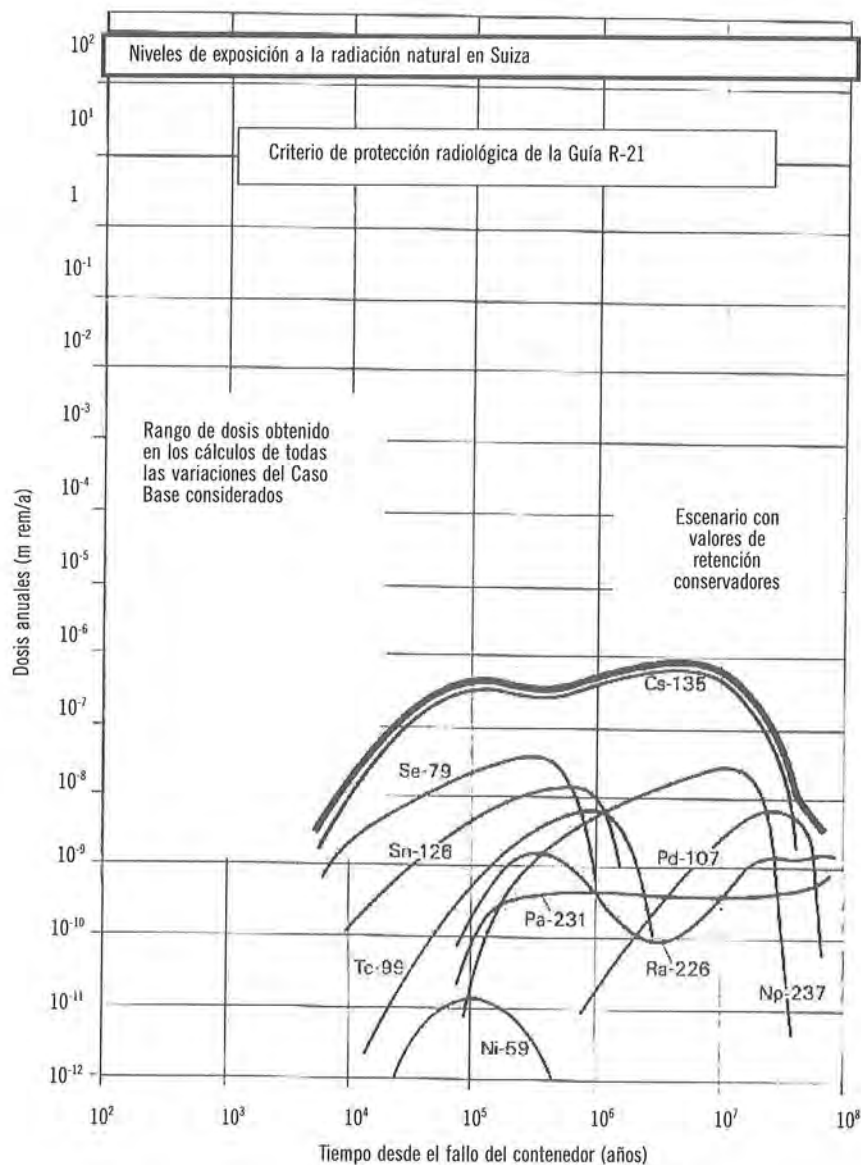
10^8 años, por los actínidos y sus descendientes (principalmente Np-237). Sin embargo estas dosis siguen siendo menores de 10^{-8} mSv/a (ver figura 67).

- Incluso tomando valores de los coeficientes de distribución mucho menores que los del caso base, que ignoran la sorción de algunos productos de fisión importantes, se obtienen dosis sólo del

orden de 10^{-5} mSv/a (debidas principalmente al Se-79 y Sn-126).

- Para las tres variantes que consideran valores conservadores de los límites de solubilidad de los actínidos y el tecnecio, la mitad de espesor de la zona de kakirites y menor diámetro de los canales de flujo en la zona de kakirites, se obtienen dosis de exposición insignificantes.

Figura 67. Dosis anuales totales y debidas a los distintos radionucleidos en el escenario de Gewähr con valores de retención conservadores (Traducido de Gewähr [19])



- En la variante que asume la combinación de coeficientes de sorción y una constante de difusión conservadores, los productos de fisión que no sufren sorción Se-79 y Sn-126 dominan la dosis máxima, con picos de dosis asociados de 10^5 mSv/a y $3 \cdot 10^5$ mSv/a, respectivamente.

Casos alternativos para la biosfera

Como las dosis obtenidas para el caso base de Gewähr son insignificantes, las variantes de transporte en la biosfera parten de la variante de transporte en la geosfera con coeficientes de difusión en la zona de kakirites conservadores.

- La disminución o aumento de la dilución en la biosfera (al asumir, en lugar de la liberación a las gravas del Rin, que todo el flujo de agua contaminada alcanza un pozo o una masa grande de agua), afecta linealmente a los valores de las dosis. Sin embargo, el tiempo al que se producen los máximos de dosis y las contribuciones relativas de las distintas vías de exposición no se ven prácticamente modificadas.
- Si se asumen valores conservadores de las constantes de distribución de los radionucleidos en el terreno, se produce un aumento de la contribución relativa a la dosis de las vías de exposición asociadas a la cadena alimentaria.
- La consideración de la ingestión de suelo por el ganado (1 kg/día), produce un aumento de la dosis, en especial de la debida a radionucleidos como uranio torio y actinio, que tienen coeficientes de concentración suelo/planta más bajos.

Análisis del escenario de pozo profundo

En Gewähr, se analiza una variante de transporte en la biosfera de liberación a un pozo con una tasa de descarga de 500 l/m, en el que las dosis aumentan un factor 20 respecto al caso base.

Análisis de los escenarios climáticos alternativos

El análisis de los escenarios biosféricos de tundra, en el que se modeliza la cadena alimentaria líquen-

reno-persona, y de clima templado, en el que se asume una tasa de riego de 600 mm/a, evidencia que las consecuencias derivadas de dichos escenarios no exceden las asociadas a los casos de variaciones de parámetros en el caso base.

2.5.2.2. Kristallin-1

En Kristallin-1 se consideran variantes del caso base para el análisis de sensibilidad, en las que se modifican uno o varios valores simultáneamente de los parámetros del campo cercano, geosfera y biosfera, así como variantes en las que se modifican las hipótesis de los modelos, respecto de lo establecido en el caso base.

También se analiza un caso en el que se supone que el almacenamiento se sitúa en la zona Este y no en la Oeste, como se suponía en el caso base.

Para los escenarios alternativos de pozo profundo, sellos degradados, climas alternativos, ausencia de gravas del Rin y escenario robusto, se presenta también la evolución temporal de las dosis anuales y se recogen en tablas las dosis anuales máximas.

El análisis de los casos de cálculo en los que se modifican los parámetros del campo cercano en Kristallin-1 evidencian que:

- Los resultados son muy poco sensibles a las modificaciones de los parámetros tiempo de vida del contenedor, tasa de corrosión del residuo vitrificado, coeficientes de sorción y espesor de la bentonita.
- Existe mayor sensibilidad a los cambios en las tasas de flujo de aguas subterráneas, en especial a su disminución, pero incluso en el caso de una disminución del flujo en un factor 10, las liberaciones desde el campo cercano varían menos de un orden de magnitud.
- En los cálculos con límites de solubilidad conservadores, aunque la dosis sigue estando dominada por el Cs-135, cuya liberación no está controlada por la solubilidad, las contribuciones a la dosis de otros radionucleidos como el Se-79 y los de la cadena del Np-237 aumentan significativamente,

siendo sus picos de dosis del mismo orden de magnitud que los del cesio.

El análisis de los casos en los que se modifican los valores de los parámetros de la geosfera muestran lo siguiente:

- La liberación máxima de Cs-135 desde la geosfera se ve muy poco afectada por las variaciones de los parámetros de la geosfera.
- Un aumento del flujo de aguas subterráneas en un factor 100 respecto al caso base da lugar a un aumento de casi un orden de magnitud en la dosis máxima debida al Cs-135, pero tiene un efecto mucho mayor sobre el Tc-99, que da una dosis máxima similar a la del cesio. Esto se debe, en parte, a que el mayor flujo de aguas subterráneas afecta también a su liberación desde el campo cercano.
- Las variaciones en los parámetros de la biosfera consideradas tienen poca influencia sobre los resultados. Sólo en el caso de explotación de un acuífero local como fuente de agua de riego y de bebida, el efecto es considerable ya que se reducen la dosis un orden de magnitud respecto al ER.

Hipótesis alternativas de los modelos

En Kristallin-1, se han analizado casos de cálculo en los que se modifican las hipótesis de los modelos para el transporte en la geosfera. Se han considerado: geometrías alternativas para las características conductoras de agua y la difusión en la matriz rocosa; el transporte a través de fallas conductoras; el transporte mediado por coloides; y la variabilidad en la tasa de flujo de aguas subterráneas:

- Los resultados son más sensibles a la elección de la representación de la geometría interna de las características conductoras de agua, obteniéndose las dosis mayores con la geometría de zonas anchas y muy espaciadas adoptada en el caso base.
- Los resultados de los cálculos en los que el camino de transporte en la geosfera se considera divi-

dido en una parte que atraviesa el dominio de baja permeabilidad y otra parte a lo largo de una falla conductiva, son casi indistinguibles de los del caso de referencia, lo que demuestra que es el retardo en el dominio de baja permeabilidad el responsable de la reducción del flujo de radionucleidos a través de la geosfera.

- Para los radionucleidos considerados en el caso de transporte facilitado por coloides (la cadena de actínidos del Np-237), la sorción sobre los coloides presentes en las aguas subterráneas tiene poco efecto en los resultados para la geometría de las características conductoras de agua considerada en el escenario de referencia, aunque este efecto es mucho mayor en el caso de las geometrías menos conservadoras.
- Para investigar el efecto de la variabilidad del flujo de aguas subterráneas sobre el transporte, las características conductoras de agua se han dividido en 3 grupos: 50% con la tasa de flujo del caso de referencia, 47% con la tasa de flujo aumentada en un factor 10, y un 3% con el flujo aumentado en un factor 100, y aunque la dosis total aumenta menos de un orden de magnitud, aparecen antes dosis relativamente altas y persisten durante mayores periodos de tiempo.

Almacenamiento en el área Este del emplazamiento

En Kristallin-1, se considera un caso de cálculo en el que se asume que el almacenamiento se sitúa en el área Este del emplazamiento, en el que el flujo de aguas a través del repositorio aumenta un factor 33 y la densidad de características conductoras de agua que cortan los túneles de almacenamiento es tres veces mayor. Los radionucleidos dominantes son Cs-135, Tc-99 y la cadena del Np-237 y la dosis total aumenta en un factor 5 y 30 respecto al caso de referencia, según la liberación de los radionucleidos a la biosfera sea al valle del Rin o a un valle de un afluente.

Análisis del escenario de pozo profundo

En el escenario de Pozo Profundo de Kristallin-1, se asume que todos los radionucleidos liberados desde

la geosfera son capturados por un pozo perforado en el dominio de alta permeabilidad de la roca. La dosis máxima aumenta en un factor tres y sigue estando dominada por el Cs-135. Sólo difieren significativamente la dosis debidas a los actínidos de la cadena del U-238, ya que su principal vía de incorporación es el agua de bebida.

Análisis del escenario de sellos degradados

En el escenario de falta de efectividad de los sellos de los túneles o galerías de Kristallin-1, en el que se asume que el flujo de aguas en el sistema de túneles de almacenamiento es canalizado a través de las galerías al dominio de mayor permeabilidad y de allí a la biosfera, la dosis máxima es un orden de magnitud mayor que en el caso de referencia, pero la dosis está dominada por Cs-135, Tc-99 y los actínidos de la cadena del Np-236 en tiempos sucesivos, obteniéndose una dosis total que permanece prácticamente constante desde unos miles de años hasta el millón de años.

Análisis de los escenarios climáticos alternativos

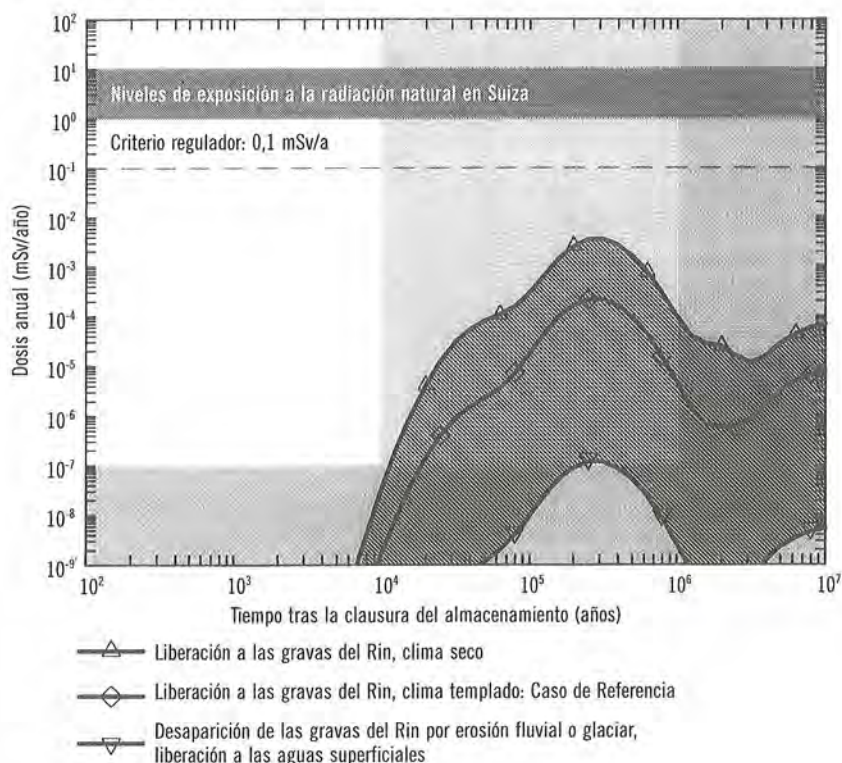
En Kristallin-1 se analizan los escenarios alternativos de cambio climático, de clima seco y clima húmedo, en los que se modifican las hipótesis sobre el uso de los recursos hídricos superficiales, y un escenario de clima de tundra o «casi-glaciar» en el que se considera como vía de exposición alternativa la cadena alimentaria liquen –reno – persona.

Las mayores dosis se obtienen para el escenario de clima seco, dado que se asume un mayor uso del acuífero para el riego y tasas de extracción del acuífero muy conservadoras. En los demás escenarios climáticos, las dosis son menores que en el escenario de referencia.

Escenario de ausencia de gravas del acuífero del Rin

En Kristallin-1 se considera también un escenario climático en el que se asume que las gravas del acuífero

Figura 68. Representación de las dosis anuales totales para el escenario de clima seco y el de ausencia de las gravas del Rin, comparadas con las del caso de referencia de Kristallin-1 (Modificado de Kristallin-1 [20])



ro del valle del Rin desaparecen debido a la erosión fluvial o glaciaria en un tiempo del orden de 100.000 años. Los radionucleidos se liberan directamente al río, obteniéndose dosis muy bajas debido a la gran dilución, o se liberan al compartimento de suelo profundo, obteniéndose dosis mayores que en el escenario de referencia ($2 \cdot 10^{-3}$ mSv/a).

En la figura 68 se comparan las dosis anuales totales obtenidas para algunos de los escenarios climáticos alternativos de Kristallin-1 con las del caso de referencia.

Análisis del Escenario Robusto

Con el escenario robusto de Kristallin-1, se trata de ilustrar el nivel de seguridad del almacenamiento, incluso con las hipótesis más pesimistas sobre las incertidumbres y los procesos de transporte en la geosfera, y para ello, se asume que los radionucleidos liberados desde el campo cercano alcanzan directamente la biosfera.

Se obtiene una dosis máxima no mucho mayor que en el escenario de referencia, dominada por el Cs-135, y a tiempos mayores por los nucleidos de la cadena radiactiva del U-238. Además se realizan algunas variaciones de parámetros como la condición de contorno de concentración cero en la interfase bentonita-roca, y una combinación de valores conservadores de la tasa de corrosión del residuo vitrificado, de los parámetros de sorción en la bentonita y de los límites de solubilidad, obteniéndose en ambos casos dosis por debajo del límite regulador de 0,1 mSv/a.

2.6. España: Enresa-97 y participación de Enresa en SPA

En Enresa-97 y en la participación de Enresa en el proyecto SPA se han realizado tanto análisis deterministas como probabilistas para el escenario de referencia y para los dos escenarios de evolución alterada, de pozo de producción y de sellos degradados, descritos en el capítulo 6. Además, se analizan una serie de variantes del escenario de referencia, para ilustrar la influencia de determinados parámetros sobre el comportamiento del sistema de almacenamiento.

Los cálculos se extienden hasta el millón de años en ambos ejercicios. Pero mientras que en el ejercicio de Enresa en SPA, las ejecuciones se realizan con 10.000 pasos de tiempo de 100 años, en Enresa-97 se realizan, para cada escenario dos ejecuciones (que se presentan en una única gráfica): hasta los 10^5 años, con pasos de tiempo de 100 años y hasta el millón de años, con pasos de tiempo de 1.000 años. Además, en la participación de Enresa en SPA, las realizaciones deterministas se extienden hasta los 10 millones de años.

Los cálculos se realizan para un inventario de radionucleidos reducido, que se obtiene eliminando los radionucleidos que en unos cálculos preliminares con simplificaciones conservadoras (camino geosférico ficticio con propiedades envolventes de las de los 10 caminos geosféricos, y ausencia de retardo en la geosfera) originan dosis menores de 10^{-11} Sv/año.

Los análisis de transporte se han realizado para el Grupo 1 de contenedores, asociado al camino geosférico con mayor flujo de aguas abandonando la zona de roca alterada.

Como resultado de los cálculos se presenta la evolución temporal de la dosis anual debida a cada radionucleido y la dosis total en función del tiempo (en los cálculos probabilistas, la dosis anual media promediada en 100 ejecuciones). Además, se presentan las liberaciones máximas de actividad desde el campo cercano y desde la geosfera y las tasas de dosis máximas liberadas a la biosfera, así como tablas de la actividad acumulada media que ha atravesado en un millón de años cada una de las barreras sucesivas para cada radionucleido considerado.

2.6.1. Análisis del caso base del escenario de referencia

En el escenario de referencia, se postula un caso base para los cálculos probabilistas, en el que se realizan 100 ejecuciones con los valores de los parámetros muestreados a partir de sus funciones de distribución, y un caso base para los cálculos deterministas, que consiste en una ejecución con los valores medios de las funciones de distribución de probabilidad de los parámetros.

En la presentación de los resultados de Enresa-97 se distingue, por un lado, los resultados del análisis de los procesos de transporte de radionucleidos y las estimaciones de las dosis potenciales y, por otro, el análisis de los procesos básicos (hidrogeología, termomecánica y fisicoquímica) que proporcionan datos o parámetros de entrada a los anteriores.

En Enresa-97 se muestran también las dosis medias asociadas al uso del agua del pozo y al suelo contaminado por agua de riego, separadamente.

Los radionucleidos que contribuyen en mayor proporción a la dosis son el I-129, y el Cl-36. La contribución de los demás radionucleidos, es órdenes de magnitud inferior:

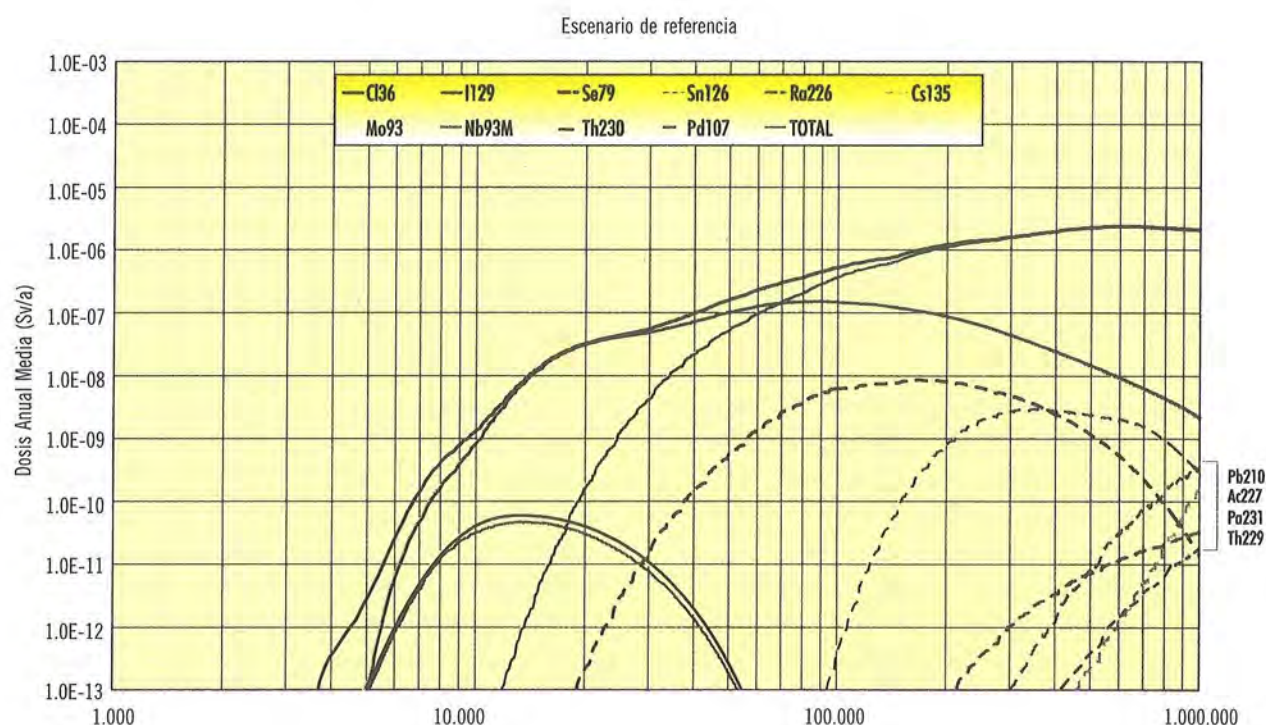
- En los cálculos deterministas, el Cl-36 domina la dosis hasta los $5 \cdot 10^5$ años, pasando a ser contro-

lada después por el I-129. En SPA la dosis anual alcanza un valor máximo de $1,44 \cdot 10^{-3}$ mSv/a a los $2,2 \cdot 10^6$ años, mientras que en Enresa-97, se da un máximo de $2,8 \cdot 10^{-3}$ mSv/a a los 10^6 años, por realizarse los cálculos sólo hasta el millón de años.

- En los cálculos probabilistas, el Cl-36 domina la dosis hasta los 10^5 aproximadamente, a partir de los cuales domina el I-129. En ENRESA-97 la dosis anual media tiene un máximo de $2,36 \cdot 10^{-3}$ mSv/a a los $6 \cdot 10^5$ años, como se observa en la figura 69.

Entre los cálculos de los procesos básicos en Enresa-97, destacan los cálculos del análisis térmico y termomecánico, que proporcionan condiciones de contorno a los cálculos de vida de la cápsula y a los de transporte. De dichos cálculos se concluye que:

Figura 69. Dosis anuales medias en el Escenario de Referencia de Enresa-97 [4]



- Cuando se evalúa el efecto del tiempo de saturación de la bentonita sobre el campo de temperaturas en el almacenamiento, se observan grandes diferencias entre el caso que considera la bentonita saturada desde el inicio y cualquiera de los casos con tiempo de saturación distinto de cero. Sin embargo, estas diferencias ya no se aprecian transcurridos 1.000 años.
- Si se supone que los productos de corrosión se acumulan entre cápsula y bentonita, las presiones generadas por el aumento de volumen de los productos de corrosión producirían tensiones considerables en el granito próximo a la galería, que podría llegar a fracturarse.
- Por efecto del calentamiento, para profundidades inferiores a los 200 m, puede esperarse la generación de fracturas en el granito, al superarse su límite de resistencia a la tracción.

2.6.2. Análisis de sensibilidad

En los ejercicios de Enresa, se analizan una serie de variantes del escenario de referencia diferentes del caso base y los dos escenarios alternativos de pozo de producción y de sellos degradados.

2.6.2.1. Variantes del escenario de referencia

Se han analizado una serie de variantes del escenario de referencia tanto probabilistas como deterministas en los que se modifican una serie de parámetros, que se describen a continuación.

Variaciones de los parámetros del campo cercano

Para evaluar la influencia sobre las consecuencias derivadas del almacenamiento de determinados parámetros del campo cercano, se han analizado los siguientes casos de cálculo:

- Casos de cálculo deterministas considerados en SPA, con distintos valores de la tasa de degradación de la matriz de combustible (entre 10^{-3} y 10^{-8} a^{-1}), observándose las mayores variaciones cuando los valores de la tasa de degradación

pasan de 10^{-4} a 10^{-6} a^{-1} . Los máximos de dosis asociados a I-129 y Cl-36 se ven más afectados por valores altos de la tasa de degradación y los debidos a Sm-146 y Sm-147, por los valores bajos.

- Caso de modelo de liberación de radionucleidos conservador, en el que se asume que los radionucleidos de la matriz de combustible se liberan a tasa constante en 30.000 años tras el fallo del contenedor. Las dosis máximas obtenidas con este modelo para I-129, Cl-36, Cs-135, Sn-126, Mo-93 y Nb-93m son 2-3 veces mayores que las del escenario de referencia, y como el máximo de la dosis anual media se debe a I-129, ésta se triplica.
- Caso de mayor tiempo de vida del contenedor, en el que se supone que los contenedores empiezan a fallar a los 30.000 años desde su disposición en el almacenamiento y que fallan a tasa constante durante los 6.000 años siguientes. La mayor dispersión en el tiempo de vida del contenedor no tiene un efecto importante sobre las dosis medias, que son similares a las del caso base, aunque retrasadas en el tiempo.
- Caso de reducción del espesor de la bentonita, en el que sólo se obtiene un pequeño aumento en las dosis, ya que los radionucleidos débilmente sorbidos, como I-129 y Cl-36 (que son los que dominan la dosis), no decaen apreciablemente en la bentonita y las especies fuertemente sorbidas, siguen encontrando gran cantidad de bentonita.
- Caso que considera solubilidades ilimitadas para todos los radionucleidos (SPA). Aunque los valores máximos de las dosis debidas a algunos actínidos y sus descendientes aumentan entre 200 y 300 veces, como estos no contribuyen mucho a la dosis, que está dominada por el I-129 (con solubilidad ilimitada ya en el caso base), la dosis total no se ve muy afectada.

Variaciones de los parámetros de la geosfera

Considerando que los parámetros de la geosfera con mayor influencia sobre las dosis son el flujo de aguas a través de la zona de roca alterada y los coe-

ficientes de retardo por difusión en la roca y el tiempo de tránsito en la geosfera, se han postulado los siguientes casos de cálculo:

- Dos casos de cálculo en los que el flujo de aguas subterráneas que abandonan la zona de roca alterada se aumentan y se reducen un factor 10 respecto al caso base. El análisis de estos casos de cálculo muestra que las dosis debidas a radionucleidos de solubilidades bajas, son proporcionales a las tasas de flujo que abandonan la zona de roca alterada, mientras que para los radionucleidos de solubilidades ilimitadas, las dosis máximas varían con dicho flujo a través de la EDZ, aunque la variación no es lineal.
- Dos casos de cálculo en los que los coeficientes de retardo en la geosfera se dividen por 10 y por 100 respecto al caso base. En estos casos las liberaciones a la biosfera comienzan antes, algunos radionucleidos que no eran relevantes en el ER, dan dosis superiores a los 10^{-11} Sv/a (C-14, Nb-94, Zr-93), y aumentan considerablemente las dosis máximas debidas a algunos nucleidos (Se-79, Sn-126). En el caso de reducción en un factor 100, aunque las dosis totales siguen dominadas por Cl-36 y I-129, en el intervalo entre 20.000 años y 60.000 años la contribución a la dosis total del C-14 es importante.
- Se aumentan los tiempos de tránsito en la geosfera en un factor 10, y solamente el I-129 y el Cl-36 originan dosis superiores a 10^{-11} Sv/año. Con la disminución de los tiempos de tránsito en un factor 10, se obtienen prácticamente los mismos resultados que los correspondientes a dividir por 10 los retardos en la geosfera.

En SPA, se representa el rango de variación de la tasa de dosis total para cada variante probabilista junto con la tasa de dosis media en las 100 realizaciones, y se observa que las diferencias en las tasas de dosis medias entre variantes son de menos de un orden de magnitud (salvo en la variante de retardo en la geosfera dividido por cien). También se evidencia una tendencia del valor medio hacia los valores mayores dentro del rango de variación, así mientras

los valores máximos están en torno a un orden de magnitud mayor que la media, los valores mínimos son dos o tres órdenes de magnitud inferiores.

Aplicación del escenario WELL-97 al ejercicio de ENRESA

En la participación de ENRESA en SPA, se considera un caso de cálculo determinista en el que se aplican los factores de conversión a dosis y la dilución del escenario WELL-97. En este caso de cálculo, las dosis son menores, ya que la dilución en la biosfera ($10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$) es mayor, la única vía de exposición considerada es la ingestión de agua de bebida, y además, los factores de conversión a dosis en WELL-97 son menores que en el caso base de Enresa. Los radionucleidos dominantes son los mismos.

Modelo común de término fuente de SPA

En el ejercicio de Enresa dentro del proyecto SPA, se han realizado cálculos deterministas para el escenario de referencia considerando el modelo común de término fuente de SPA, presentándose la evolución temporal de la dosis anual para los radionucleidos más representativos, así como las tasas de liberación máxima desde el campo cercano y desde la geosfera y las dosis máxima a la biosfera.

En la comparación de los resultados de los dos modelos se observa lo siguiente:

- Las tasas de liberación de radionucleidos son generalmente mayores para el caso del modelo de término fuente de SPA. Las mayores diferencias en las tasas de actividad liberadas desde el campo cercano se dan para Mo-93, Ni-59 y C-14, ya que la mayor parte de su inventario se encuentra en las vainas y partes estructurales del elemento combustible, y la liberación desde las mismas es más rápida en el modelo de término fuente de SPA.
- La dosis anual máxima también es ligeramente mayor para el caso del modelo de término fuente de SPA, debido a la mayor tasa de liberación desde la matriz de combustible a partir de los 60.000 años, aunque los principales contribuyentes, siguen siendo los mismos.

- Las liberaciones a la biosfera ocurren antes en el escenario de término fuente de SPA.

2.6.2.2. Análisis del escenario de pozo de explotación

En el escenario de pozo de explotación, se asume la perforación de un pozo a 200 m de profundidad en una zona de fracturas cercana a la zona de almacenamiento, que altera las condiciones hidrogeológicas locales respecto a las del escenario de referencia y cuya agua se emplea como agua de bebida (370 l/año).

En este escenario de pozo de producción los radionucleidos dominantes son los mismos que en el escenario de referencia, y como los tiempos de viaje a través de la geosfera son más cortos, las liberaciones a la biosfera, y por tanto las dosis, son mayores:

- En los cálculos deterministas de SPA para este escenario, la dosis máxima total obtenida es de $7,96 \cdot 10^{-6}$ Sv/a.

- Como se ilustra en la figura 70, en los cálculos probabilistas para este escenario, la máxima dosis media total es algo mayor que el doble de la del escenario de referencia ($5,46 \cdot 10^{-3}$ mSv/a en Enresa-97 y $2,79 \cdot 10^{-3}$ mSv/a en SPA). Las dosis medias debidas a actínidos y sus descendientes aumentan y la dosis debida al Cs-135 dos órdenes de magnitud, sin embargo las dosis debidas a Cl-36, Sn-126 y Se-79 disminuyen respecto al escenario de referencia.

2.6.2.3. Análisis del escenario de almacenamiento con sellos degradados

En el escenario de sellos degradados, se asume que la zona de roca alterada alrededor del almacenamiento es atravesada por grietas transmisivas que no están adecuadamente selladas.

En este escenario la dosis aumenta respecto al escenario de referencia, pero los radionucleidos dominantes son los mismos:

Figura 70. Resultados para el Escenario de Pozo de Producción de Enresa-97 [4]

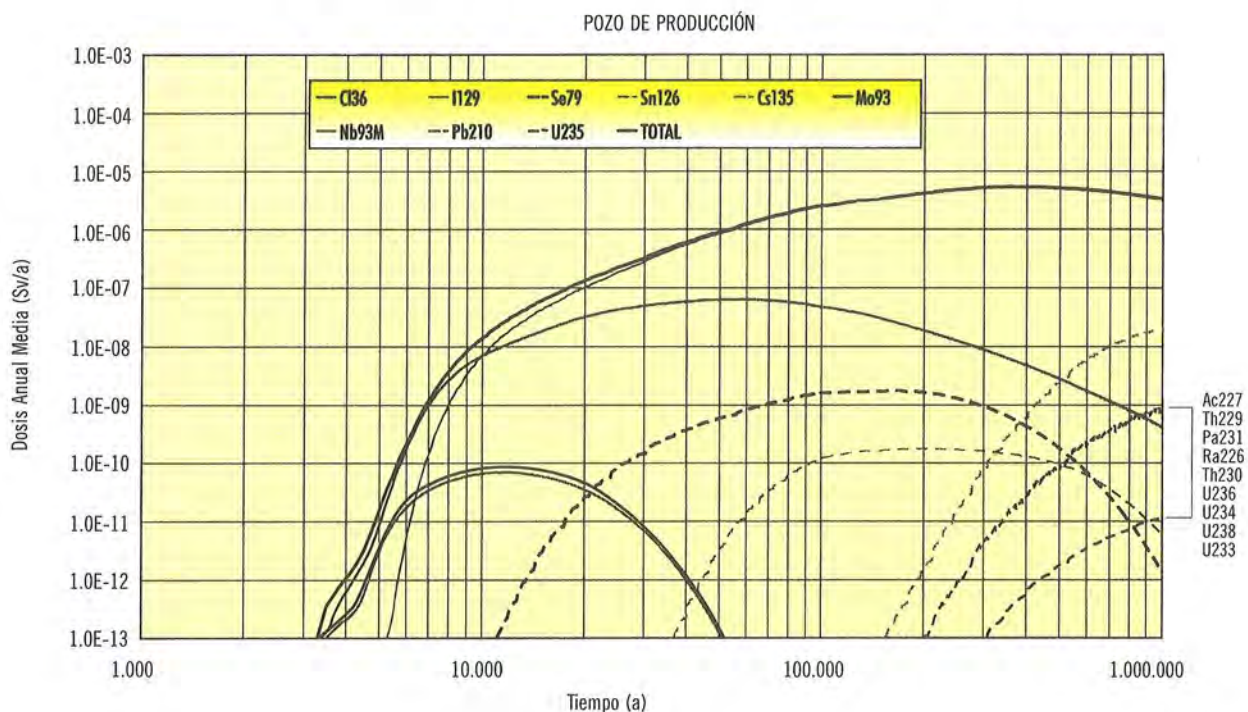
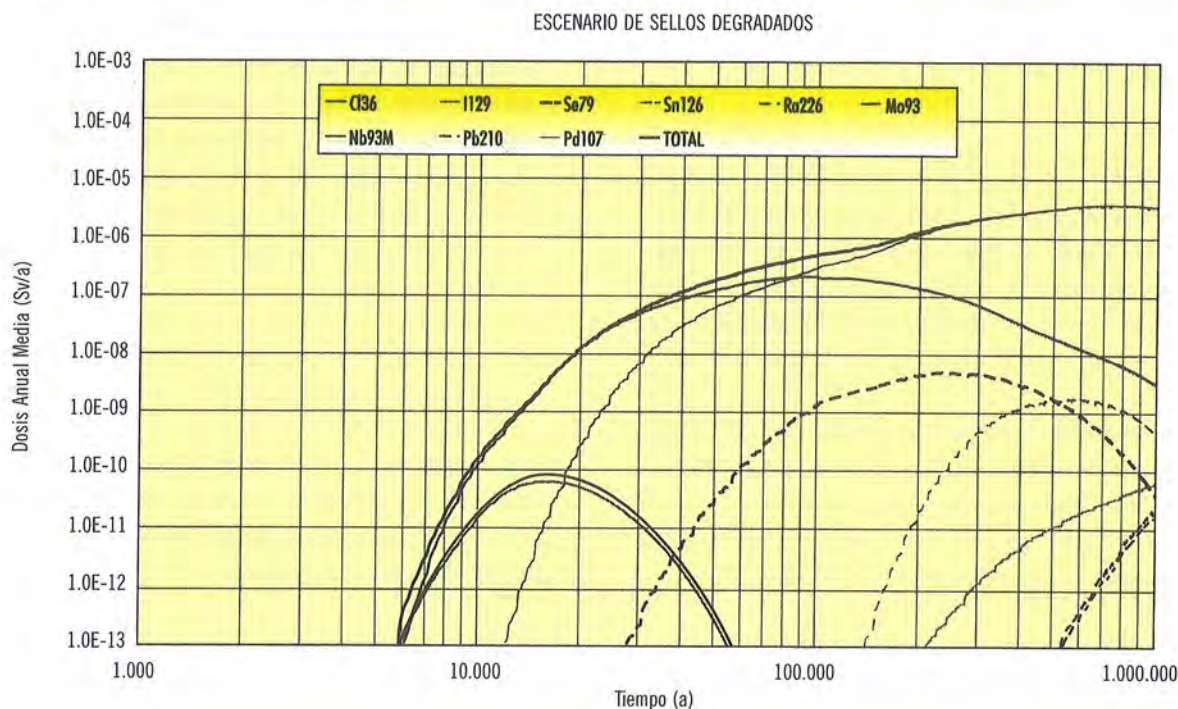


Figura 71. Resultados para el Escenario de Sellos degradados de Enresa-97 [4]



- En los cálculos deterministas de SPA, aunque la dosis máxima sigue estando controlada por el I-129 (que se duplica), el mayor aumento en la dosis máxima se da para el samario (un factor 5).
- En los cálculos probabilistas, la dosis anual media es poco mayor que en el escenario de referencia ($3,63 \times 10^{-3}$ mSv/a en Enresa-97) y el tiempo al que se produce la liberación de los radionucleidos a la biosfera aumenta, al ser mayor el tiempo de tránsito a través de la geosfera (ver figura 71).

2.7. Alemania: Participación de GRS en SPA

En el ejercicio de Alemania en SPA, se han realizado cálculos deterministas que se extienden hasta los 10^7 años, para el escenario de evolución normal o escenario de referencia y tres escenarios de evolución alterada.

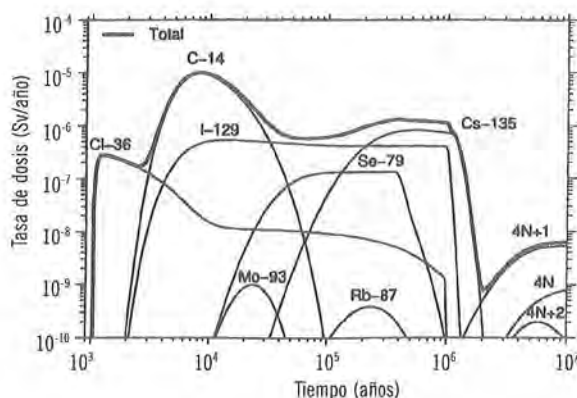
2.7.1. Análisis del escenario de referencia

En el ejercicio de GRS en SPA, se representa en función del tiempo la tasa de dosis debida a los radio-

nucleidos más significativos y la tasa de dosis total para el escenario de referencia (ver figura 72), observándose lo siguiente:

- Los máximos de la tasa de dosis total se deben a los productos de fisión y activación: C-14, Cl-36, I-129, Se-79 y Cs-135.
- Para los productos de fisión que no sufren sorción o son débilmente sorbidos (C-14, Cl-36, Ca-41, Se-79, Pd-107, I-129, Cs-135) las tasas de liberación máximas y el tiempo al que ocurren, se ven muy poco afectadas por el transporte en la geosfera.
- La geosfera es una barrera importante para los radionucleidos que sufren sorción, tales como los actínidos y sus descendientes. De este modo, las tasas de dosis máximas asociadas a los radionucleidos de las cuatro cadenas de desintegración, son varios órdenes de magnitud más pequeñas que las debidas a los productos de fisión y activación.

Figura 72. Tasas de dosis debidas a los radionucleidos considerados en el escenario de referencia del ejercicio de GRS (De SPA [22])



2.7.2. Análisis de sensibilidad

En el ejercicio de GRS en SPA, se han analizado casos de cálculo en los que se han modificado uno o un conjunto de parámetros, respecto de los del escenario de referencia, y tres escenarios alternativos de transporte a través de la EDZ, de cobertura sedimentaria y de pozo profundo.

2.7.2.1. Análisis de casos para el análisis de sensibilidad en el ER

En los análisis de sensibilidad para el escenario de referencia, se modifican una serie de parámetros del campo cercano, la geosfera o la biosfera dentro del rango de variación de los mismos y se presentan las tasas de dosis máximas debidas a los principales radionucleidos y la total.

Fallo del contenedor

Si se asume el fallo del 1% de los contenedores en los primeros años tras la fase operacional, la tasa de dosis máxima no varía mucho respecto al escenario de referencia, ya que los radionucleidos de vida corta Sr-90 y Cs-135 con mayores tasas de liberación desde el campo cercano, sufren un importante retardo y decaimiento en el campo lejano.

Término fuente

Solamente en el caso en el que se multiplica por 1.000 la tasa de disolución de la matriz de combustible, la variación de las tasas de liberación desde el elemento combustible da lugar a tasas de dosis significativamente mayores (debida a la mayor liberación del I-129).

Si se considera que las partes metálicas del combustible se corroen completamente en 10^4 años (frente a los 10^3 años del escenario de referencia) se produce una disminución en la tasa de dosis, debido a una disminución de la tasa de liberación de C-14.

La variación de la fracción de radionucleidos en el huelgo, no afecta casi a la tasa de dosis total, aunque sí afecta a la tasa de dosis debida al Cl-36.

Solubilidad y sorción en la bentonita

El aumento de los límites de solubilidad afecta a las tasas de dosis asociadas a los radionucleidos cuya liberación está limitada por la misma, como Se, Zr, Tc, Pd, U, Np, Th y Ra, así como a sus descendientes.

La consideración de coeficientes de distribución en la bentonita menores que en el escenario de referencia, da lugar a un aumento en la tasa de dosis total máxima en un factor 17, debido a una mayor tasa de dosis asociada al C-14, aunque las dosis asociadas a los actínidos y sus descendientes no se ven prácticamente afectadas.

Cuando se asumen condiciones oxidantes en el buffer de bentonita, las tasas de dosis de elementos como Ni, Se, Tc y U aumentan por disminuir su sorción y/o aumentar sus límites de solubilidad. La variación de las constantes de difusión en la bentonita no afecta al máximo de la dosis total.

Flujo de aguas subterráneas en la zona de roca alterada por la excavación (EDZ)

El flujo de aguas a través de la zona alterada por la excavación (EDZ), y el número de contenedores conectados con los caminos de transporte a la biosfera

son parámetros muy importantes. Así, un aumento o disminución de un factor 10 en el flujo de aguas a través de la EDZ da lugar a una variación de la tasa de dosis de casi un orden de magnitud.

Parámetros de la geosfera

La geosfera es una barrera efectiva para los radionucleidos fuertemente sorbidos y de período corto o medio. Sin embargo, el efecto de considerar parámetros conservadores para el campo lejano es limitado: la consideración de coeficientes de distribución en la roca conservadores, da lugar a un aumento del 2,7 en la tasa de dosis total máxima, aunque para los nucleidos de vida corta respecto al tiempo de transporte como Ni-59, Mo-93, Tc-99 y Sn-126, así como para algunos actínidos y sus descendientes, las tasas de dosis aumentan varios órdenes de magnitud.

Cuando se postula un aumento de la profundidad de penetración en la matriz rocosa, menores flujos de agua, y una mayor longitud del camino de transporte y de la anchura de los canales por unidad de área de roca, la dosis debida al C-14 se reduce significativamente, y por tanto, la tasa de dosis total es menor.

La longitud de dispersión longitudinal, la difusividad y la porosidad de la matriz rocosa son parámetros cuya variación no afecta prácticamente a la tasa de dosis total máxima.

Parámetros de la biosfera

La dilución de las concentraciones de contaminantes que alcanzan la biosfera es el parámetro cuya variación tiene mayor influencia sobre los resultados (aparte de los factores de conversión a dosis, que no se han modificado).

2.7.2.2. Análisis del escenario de transporte a través de la EDZ

En el ejercicio de GRS en SPA se postula un escenario de transporte a través de la zona alterada por la excavación (EDZ) que rodea túneles y galerías, de modo que el transporte en el campo lejano tiene lugar en 500 m de un medio poroso de mayor con-

ductividad hidráulica que la zona de roca sin alterar, con lo que el tiempo de tránsito de los radionucleidos hasta la biosfera se reduce.

En este caso, aunque las tasas de dosis asociadas a los actínidos y sus descendientes disminuyen a lo largo del camino de transporte, el máximo es dos órdenes de magnitud mayor que en el ER y el máximo de la tasa de dosis total es 2,7 veces mayor, debido a que el C-14 no sufre sorción ni retardo durante su transporte a través de la EDZ. Además, estos máximos se adelantan en el tiempo.

2.7.2.3. Análisis del escenario de cobertura sedimentaria

En el escenario de cobertura sedimentaria, se considera el transporte de radionucleidos a través de 200 m de una capa sedimentaria que cubre la masa rocosa con una porosidad del 20%.

En los cálculos para este escenario, el pico de dosis debido a C-14 se retrasa en el tiempo, y se reduce un 25%, debido al decaimiento radiactivo. Sin embargo, la capa de cobertura sedimentaria no tiene ningún efecto sobre las dosis asociadas al Cs-135 y al I-129, y sólo da lugar a reducciones insignificantes de las tasas de dosis de los actínidos.

2.7.2.4. Análisis del escenario de pozo profundo (WELL-97)

En el escenario de pozo profundo (WELL-97), se asume un menor volumen de dilución que en el escenario de referencia ($10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ frente a $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$) y se considera la ingestión de agua de bebida como única vía de exposición.

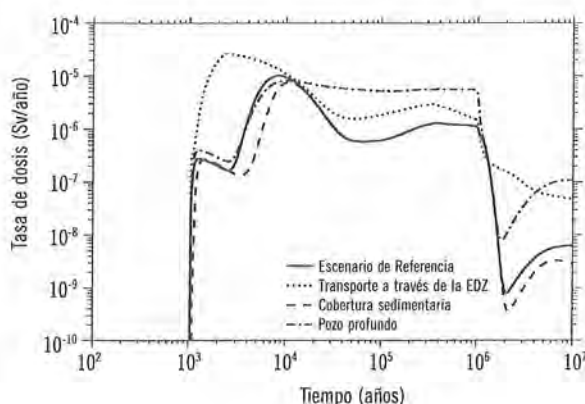
Dada la pequeña contribución (<1%) de la vía de ingestión de agua de bebida a la dosis total de C-14 cuando se consideran todas las vías de exposición, en este escenario la importancia relativa del C-14 en la dosis total disminuye considerablemente.

Sin embargo, la tasa de dosis debida al I-129, para el que la ingestión de agua de bebida era la vía de ex-

posición con mayor contribución a la dosis en el escenario de referencia, aumenta un orden de magnitud, obteniéndose dosis mayores que las del ER entre los 10^4 y 10^6 años. Por la misma razón, también aumentan las tasas de dosis asociadas a los nucleidos de las cadenas de desintegración.

En la figura 73 se representa las tasas de dosis totales en función del tiempo para los tres escenarios alternativos, comparadas con la del escenario de referencia.

Figura 73. Tasa de dosis totales para el escenario de referencia y los 3 escenarios alternativos (transporte a través de la EDZ, capa sedimentaria, y pozo profundo) en el ejercicio de GRS (De SPA [22])



2.8. Francia: Participación de IPSN en SPA

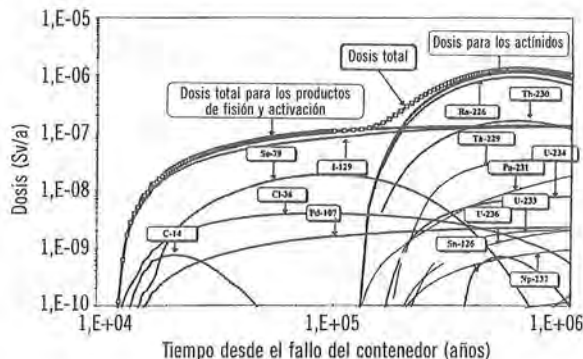
En el ejercicio de IPSN en SPA se realizan cálculos de consecuencias deterministas para el Escenario de Referencia y para dos escenarios de evolución alterada (pozo profundo y sellos degradados). Los cálculos se extienden hasta los 10^6 años.

2.8.1. Análisis del Escenario de Referencia

Para el Escenario de Referencia, se presentan las tasas de liberación de actividad a la biosfera y las tasas de dosis efectiva debidas a los principales radionucleidos y las totales, en función del tiempo, empleando el modelo común de término fuente de SPA. Los resultados de los cálculos para este escenario muestran lo siguiente:

- Las tasas de actividad debidas a los productos de fisión y activación, con solubilidad alta y sorción pequeña, alcanzan un máximo de $1,4 \cdot 10^8$ Bq/a a los $1,2 \cdot 10^5$ años. Las tasas de actividad debidas a los radionucleidos de las cadenas de desintegración, que sufren mayor sorción, alcanzan su máximo de $2,8 \times 10^7$ Bq/a más tarde (a los $6 \cdot 10^5$ años).
- Como se observa en la figura 74, la dosis total hasta los 10^5 años se debe principalmente a productos de fisión y activación, siendo los radionucleidos dominantes I-129 y Se-79. Posteriormente, los radionucleidos pesados dominan la dosis efectiva, debiéndose la principal contribución a Ra-226 y Th-230. La dosis máxima es de $1,3 \cdot 10^{-6}$ Sv/a y tiene lugar a los $6 \cdot 10^5$ años.

Figura 74. Tasas de dosis efectivas para el escenario de referencia de IPSN, con el modelo común de término fuente de SPA. (De SPA [22])



2.8.2. Análisis de sensibilidad

En el ejercicio de IPSN en SPA, se han realizado cálculos para el escenario de referencia, empleando un modelo de término fuente alternativo. También, se han realizado una serie de cálculos complementarios para estudiar la sensibilidad de los resultados a las variaciones de un conjunto de parámetros que se espera tengan una influencia importante sobre los mismos.

Además del escenario de referencia se han analizado los escenarios de pozo profundo y de fallo de las barreras de ingeniería.

2.8.2.1. Análisis del caso con modelo de término fuente de IPSN

En el modelo de término fuente alternativo de IPSN, se considera una mayor tasa de degradación de la matriz de residuo en los primeros 10^5 años. Se presentan las tasas de actividad y las tasas de dosis liberadas a la biosfera en función del tiempo para los principales radionucleidos, evidenciándose lo siguiente:

- Para los radionucleidos cuya liberación está controlada por su solubilidad (Zr-93, Pd-107, uranio y neptunio) y para los productos de activación Ni-59 y Nb-94, que se encuentran presentes mayoritariamente en las vainas del combustible, las tasas de dosis son similares a las del modelo de término fuente de SPA.
- Para los productos de fisión y de activación cuya liberación no está controlada por su solubilidad (C-14, Cl-36, Se-79, I-129), las mayores tasas de liberación durante un tiempo suficientemente largo en comparación con el tiempo de transporte a través del sistema, dan lugar a tasas de dosis cinco veces mayores que en el caso de referencia.
- Para los radionucleidos del final de cadena de desintegración, (Pa-231, Th-230, Ra-226), cuya actividad liberada a la biosfera está controlada en parte por la cantidad de radionucleidos progenitores que han precipitado en el almacenamiento, como existen menores cantidades de matriz de residuo degradada al cabo del millón de años para el modelo de término fuente alternativo que en el caso de referencia, la contribución de los actínidos a la dosis es menor.

El valor máximo de la dosis de $9,9 \cdot 10^{-7}$ Sv/a se alcanza a los $3,4 \cdot 10^5$ años. La tasa de dosis está dominada por el I-129 y el Se-79 hasta los 10^5 años, a partir de los cuales pasan a dominar los radionucleidos de las cadenas de desintegración, especialmente Ra-226, Th-230 y Th-229.

2.8.2.2. Análisis de los casos de cálculo con variación de algunos parámetros

En el ejercicio de IPSN en SPA, se han analizado una serie de casos de cálculo complementarios al escena-

rio de referencia en los que se modifican los valores de los siguientes 10 parámetros, que se espera tengan una influencia importante sobre los resultados: la conductividad hidráulica en la roca a los 100m (K_{100}) y a los 500 m (K_{500}), la conductividad hidráulica en el buffer (K_{buffer}), el factor de aumento de la conductividad hidráulica en la EDZ respecto a la de la roca sin alterar (k_{EDZ}), los coeficientes de difusión en el buffer (De_{buffer}) y en la roca (De_{roca}), la dispersividad transversal en la roca, el factor que relaciona la porosidad de la roca con su conductividad hidráulica, el factor de retardo R y el modelo de término fuente.

Para cada parámetro se establece un valor superior, uno inferior y el de referencia. Para el término fuente se define un valor alto, correspondiente al del modelo de IPSN y un valor bajo, correspondiente al valor del término fuente común de SPA.

A partir de una selección a priori de las interacciones más significativas entre los parámetros, se han establecido 64 combinaciones de los 10 parámetros, para las que se ha calculado la evolución temporal de la tasa de actividad de I-129 y C-14, que se asumen como radionucleidos representativos de liberaciones desde el término fuente con períodos de vida distintos. Los análisis se han centrado en la liberación de actividad desde una sola galería, empleándose como malla, un paralelepípedo centrado en la galería. Los resultados del análisis de sensibilidad indican que:

- El flujo de actividad de I-129 aumenta significativamente sólo en los casos en los que la conductividad hidráulica del granito a la profundidad del almacenamiento (K_{500}) y el coeficiente de difusión en el buffer (De_{buffer}) son ambos simultáneamente altos, y la sorción es nula, por una mayor contribución de la liberación instantánea (IRF) desde el combustible. En los demás casos, la contribución de las IRF está suavizada y la cinética de degradación de la matriz de combustible determina el flujo de actividad.

Para el valor superior de K_{500} , de $10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, el flujo de actividad que abandona la malla aumen-

ta progresivamente hasta igualar al flujo de actividad liberado desde la pastilla de combustible. Cuanto mayor es el factor de retardo y menor el coeficiente de difusión en el buffer, más tarde se alcanza el equilibrio, con lo que puede retrasarse el máximo del flujo de actividad, aunque su valor permanece comparable al del caso de referencia.

Para el valor inferior de K_{500} de $10^{-13} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, el flujo de actividad saliente de la malla, no alcanza el valor del flujo de actividad liberada desde el residuo en el primer millón de años, por lo que se produce una disminución significativa del máximo del flujo de actividad. El grado de reducción de este máximo es mayor cuando el parámetro que determina la porosidad del granito, o el coeficiente de retardo son altos. Cuando ambos son altos este máximo disminuye tres órdenes de magnitud.

- Los parámetros que más influencia tienen sobre el flujo de actividad de C-14 son el coeficiente de difusión en el buffer (De_{buffer}), el factor de retardo, y la conductividad hidráulica del granito a la profundidad del almacenamiento (K_{500}):

Con valores bajos de De_{buffer} , factores de retardo grandes y K_{500} pequeños, los flujos de actividad se reducen casi a cero. Por el contrario, con valores de De_{buffer} grandes, factores de retardo pequeños y K_{500} grandes, el flujo de actividad se multiplica por 500, respecto al del caso de referencia.

- Los demás parámetros (K_{100} , K_{buffer} , K_{EDZ} y la dispersión en el granito) tienen poca influencia sobre las tasas de liberación de actividad tanto de I-129, como de C-14.

2.8.2.3. Análisis del escenario de pozo profundo

En el escenario de pozo profundo, entendido como un escenario conservador, representativo de un caso de pérdida de la función de barrera de la geosfera, se asume la perforación de un pozo a una profundidad de 200 m en un área de fracturas próxima al almacenamiento, con una tasa de explotación del pozo de $1.000 \text{ m}^3/\text{año}$, durante 50 años.

Las dosis obtenidas para este escenario tienen una forma similar a las del escenario de referencia, con la misma jerarquía de radionucleidos contribuyendo a la dosis, pero son mucho mayores, ya que la dosis efectiva total presenta un máximo de 50 mSv/a a los $4,6 \cdot 10^5$ años. Este aumento se debe a la menor dilución de la pluma, principalmente, y también al menor camino de transporte.

2.8.2.4. Análisis del escenario de sellado inadecuado

En el escenario de fallo de las barreras de ingeniería, se analiza el efecto de un sellado inadecuado de las galerías de acceso al almacenamiento que resulta en un aumento de la conductividad hidráulica de los sellos.

Se han estudiado primero las perturbaciones hidráulicas del flujo a la escala de la galería de acceso mal sellada, observándose un efecto «sumidero» alrededor de la galería, limitado a un radio de unos 100 m.

Las dosis calculadas para el I-129, Cs-135 y Zr-93, muestran una pequeña modificación respecto a los resultados del escenario de referencia (aumento máximo del 20%), aunque la liberación total de radionucleidos a la biosfera no cambia globalmente. Únicamente, se da un aumento local importante (de un factor 5) en la concentración de actividad en las proximidades de la galería, que puede considerarse como un punto de descarga a la biosfera.

CONCLUSIONES

El estudio comparativo de los ejercicios analizados permite sacar conclusiones y resaltar cuestiones de interés de carácter general sobre el proceso de desarrollo del sistema de almacenamiento en los distintos países considerados, los objetivos, el marco legal y regulador de la evaluación de la seguridad, el concepto de almacenamiento y el aumento de confianza en la seguridad del mismo, que se presentan bajo el epígrafe de conclusiones generales.

Además, como resultado del análisis comparativo de la aproximación al desarrollo de escenarios, la modelización y el cálculo de consecuencias, se pueden destacar conclusiones y aspectos relevantes específicos, que se presentan separadamente.

1. Conclusiones generales

La existencia de un *proceso definido para la toma de decisiones* a nivel normativo *por etapas*, con la participación de los agentes implicados claramente definida, favorece el avance de los programas de AGP. Son los casos de Finlandia y Suecia, donde recientemente se han seleccionado emplazamientos específicos para su caracterización, tras la aprobación previa por los municipios afectados y sus correspondientes autoridades.

Algunos de los ejercicios analizados que se enmarcan en un programa bien establecido de toma de decisiones por etapas, han servido de base a la decisión correspondiente. En concreto, TILA-99 ha servido de base a la selección de un emplazamiento para el AGP en Finlandia y SR 97 a la selección de tres municipios en los que realizar investigaciones de emplazamiento más detalladas en Suecia.

Aunque en todos los programas considerados se mantiene que el AGP es una tecnología viable y segura para la gestión a largo plazo del CI y los RAA, algunos países han sufrido retrasos en sus programas, especialmente por problemas de aceptación social (Alemania, Canadá, Francia, Suiza), lo que les ha llevado al estudio en paralelo de alternativas al AGP

y al desarrollo de un marco legal adecuado para poder seguir avanzando.

Los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados corresponden a distintos estados de desarrollo del programa nacional de AGP y a distintas etapas dentro del mismo, lo que determinan en gran medida el alcance y los objetivos de dichos ejercicios. Mientras que los ejercicios más antiguos (KBS-3, Gewähr), o los correspondientes a una fase inicial del programa (H12), corresponden a la etapa de evaluación de la viabilidad del AGP, o de un diseño particular del mismo (AECL-94), otros ejercicios corresponden a la fase de selección de un concepto de almacenamiento y algunos están en la fase de selección de un emplazamiento para realizar estudios más detallados o de un emplazamiento candidato para el almacenamiento.

Los *objetivos* de los ejercicios de ES dependen en gran medida del estado de desarrollo del programa de AGP en cada país en el momento de su realización, aunque un objetivo común a todos los ejercicios analizados es la adquisición de una mejor comprensión de comportamiento del sistema de almacenamiento y del medio exterior circundante. Son también objetivos comunes a muchos de los ejercicios analizados el establecimiento del «estado del arte» en la evaluación de la seguridad para orientar los programas de I+D asociados al AGP y el desarrollo de herramientas y metodologías de evaluación de la seguridad. Los ejercicios realizados por organismos reguladores (Project-90 y SITE-94), tienen el objetivo adicional de adquirir capacidad de revisión independiente, que les permita abordar sus funciones en las distintas etapas del licenciamiento del almacenamiento.

A medida que se avanza en el proceso iterativo se observa una evolución de los objetivos de los ejercicios hacia una mayor concreción, con mayor énfasis en la «completitud» y «traceabilidad» de los resultados y en el aumento de la confianza en la seguridad intrínseca del almacenamiento y en la evaluación de la seguridad.

En una evaluación de la seguridad que sirva de base a la toma de alguna decisión relativa al programa de

AGP, la estimación de las consecuencias derivadas del almacenamiento debe compararse con *uno criterios de seguridad* que permitan garantizar un nivel adecuado de protección de las personas y el medio ambiente. Por ello, en los últimos años, los países con programas de AGP más avanzados, han desarrollado normativa reguladora específica para la seguridad de sistemas de almacenamiento geológico, y de este modo, una gran parte de los ES, particularmente los más recientes, se han desarrollado sobre un marco regulador previamente establecido.

Los criterios reguladores hasta ahora establecidos se basan en los principios generales para la gestión de residuos radiactivos sólidos recogidos en ICRP 46 [178], aunque en el futuro deberán tenerse presente las recomendaciones de la reciente publicación nº 81 de ICRP [183] sobre la protección radiológica aplicada al almacenamiento a largo plazo de residuos.

En estos ejercicios en los que se cuenta con un proceso de toma de decisiones y con un marco legal y regulador bien establecidos, su descripción en la evaluación de seguridad permite determinar el papel del ES en el cumplimiento de los objetivos establecidos para abordar el programa de AGP, situando el ejercicio y sus objetivos en el contexto del programa, así como entender cómo se ha interpretado en el estudio la filosofía y los detalles o matices de la regulación.

La *normativa* o las recomendaciones desarrolladas para la seguridad del almacenamiento, establecen criterios de protección de la salud humana para miembros de un grupo crítico formulados en términos de riesgo ($\sim 10^{-6}$ año⁻¹) y/o dosis ($\sim 0,1$ mSv/año) aplicables durante un periodo de al menos varios miles de años. En algunos casos, a tiempos más grandes, se considera como indicador de seguridad adicional las tasas de actividad liberadas desde el almacenamiento, estableciéndose límites de tasas de actividad liberada a un tiempo dado para cada radionucleido (STUK). La protección del medio ambiente se contempla en las normativas de Canadá, Finlandia y Suecia.

En la corriente de preocupación por el medio ambiente, hoy en día, en todos los países considerados

en el estudio comparativo se contempla dentro del proceso de licenciamiento del AGP la realización de evaluaciones de impacto ambiental en las distintas fases del proyecto. Además, la tendencia actual está en la línea de tratar de integrar la protección frente a la radiactividad en la protección medioambiental.

La *presentación y estructura del informe de evaluación de la seguridad* varía considerablemente entre ejercicios, aunque suele seguir la misma estructura en los ejercicios que constituyen diferentes iteraciones en el proceso de evaluación. Sin embargo, el contenido es similar dado el amplio consenso internacional existente respecto a la metodología de evaluación de la seguridad. Un ejemplo de ello es que todos los temas que según el informe de revisión de 10 ejercicios de evaluación de la seguridad del grupo IPAG [28] deberían tratarse en un ejercicio de evaluación de seguridad, se incluyen en los ejercicios de evaluación posteriores. Así mismo, se alude a los objetivos de transparencia, «traceabilidad» y capacidad de reproducción de los resultados, que según IPAG, deben perseguirse en todos las evaluaciones de la seguridad.

Aunque la mayoría de los programas nacionales contemplan la información pública y la participación de los agentes sociales en la toma de decisiones relativas al desarrollo del AGP, en los pocos ejercicios que se indica la audiencia a la que van dirigidos, está la constituyen especialistas en alguna rama de la ciencia o de la tecnología. La presentación de los resultados de la evaluación de la seguridad a audiencias menos técnicas, es una tarea que prácticamente no se ha abordado y que requiere la dedicación de esfuerzos específicos en todos los programas analizados, dada la dimensión política y social de la gestión segura de los residuos radiactivos.

Respecto al *concepto de almacenamiento* definido en cada estudio de seguridad analizado, se pueden destacar los siguientes puntos:

- El tipo de residuo que se va a almacenar depende de la estrategia y el programa de gestión de residuos de alta actividad adoptado en cada país. En general, por simplicidad, en la mayor parte de los

cálculos de la evaluación de la seguridad se considera un tipo /tipos de residuo de referencia, con las características del residuo /residuos mayoritarios.

- Se consideran, básicamente, dos tipos de contenedores para el almacenamiento: los de vida larga, constituidos por materiales muy resistentes a la corrosión en las condiciones del almacenamiento, como el cobre o el titanio y los contenedores hechos de materiales que se corroen, como acero o aleaciones de hierro, con un tiempo de vida menor, pero cuyo comportamiento se conoce mejor, que se diseñan de mayor espesor.
- El buffer y los materiales de relleno tienen como componente principal la arcilla. Las diferencias existentes en las dimensiones de estas barreras pueden deberse a la distinta disposición de los bultos de residuo en el almacenamiento, a las distintas propiedades del material empleado como buffer, a las diferencias en el medio geológico del almacenamiento o simplemente a un mayor o menor grado de conservadurismo en el diseño.
- Existen dos disposiciones básicas de los bultos de residuos en el lugar de almacenamiento: en galerías horizontales o en perforaciones verticales individuales en el suelo de los túneles horizontales. La disposición final de los bultos en el almacenamiento se ajustará, considerando la cantidad y carga térmica de los residuos, a las características geológicas del medio, pudiendo considerarse varios niveles de profundidad en el almacenamiento.
- En los ejercicios correspondientes a fases iniciales del desarrollo del AGP, se consideran emplazamientos genéricos con características representativas de las formaciones geológicas adecuadas para el almacenamiento contempladas en sus respectivos territorios. En los ejercicios que se enmarcan en programas en fase más avanzada, se consideran emplazamientos concretos correspondientes a áreas candidatas para el almacenamiento o a zonas en las que se han realizado investigaciones de campo y de las que existen datos disponibles.

En los programas en los que se han realizado varios ejercicios de evaluación de la seguridad, se observa un proceso de realimentación, tratándose en la siguiente iteración los aspectos identificados en la anterior como cuestiones sin resolver o que requieren mayor estudio. Esto está en el objeto mismo de la naturaleza iterativa de la ES y contribuye al aumento de la confianza en la misma.

En Suecia y Finlandia, donde se han realizado varias iteraciones en el proceso de evaluación de la seguridad, las principales modificaciones en el concepto de almacenamiento, han consistido en la mejora del diseño del contenedor, insistiéndose en los últimos ejercicios en la demostración de la viabilidad de fabricación del concepto seleccionado con los niveles de calidad requeridos. En esta línea, SKB está investigando en una instalación prototipo de sellado de los contenedores. En Suiza, la revisión de Gewähr llevó al requerimiento de la extensión del programa de almacenamiento a formaciones sedimentarias, además de las cristalinas.

En los últimos años, en algunos programas se ha puesto más énfasis en las barreras de ingeniería y se observa una tendencia hacia la *adopción de sistemas de ingeniería robustos* con el fin de evitar las dificultades inherentes a la caracterización del medio geológico con sus heterogeneidades, constituyendo una medida de aumento de la confianza. De todos modos, la barrera geológica sigue teniendo un papel crucial en la seguridad a largo plazo del almacenamiento.

Aunque la opinión técnica predominante es que el almacenamiento suponga la disposición de los residuos sin intención de recuperarlos, existe un creciente interés en la posibilidad de incluir características de diseño o adoptar las existentes para facilitar la *recuperabilidad* del sistema de almacenamiento sin comprometer el comportamiento a largo plazo del mismo. Así, en los ejercicios más recientes TILA-99 y SR 97 se indica que el sistema se diseñará de modo que sea posible la recuperación de los residuos en el futuro, aunque no se alude al grado de recuperabilidad, ni a las implicaciones de su consideración en

el diseño del almacenamiento ni en su seguridad a largo plazo.

En cuanto al *aumento de la confianza* en la seguridad del sistema de almacenamiento, el OIEA y la NEA en sus publicaciones más recientes [34] [27], recomiendan documentar los factores que proporcionan confianza en la seguridad intrínseca del emplazamiento y el diseño del almacenamiento, así como en la evaluación del comportamiento/ seguridad a largo plazo y sus resultados, proponiendo el empleo de múltiples líneas de razonamiento. Siguiendo estas recomendaciones, en muchos ejercicios se han empleado múltiples líneas de razonamiento, pero únicamente en el ejercicio H12, que es el más reciente, se incluye un capítulo específico en el que se describen las medidas adoptadas para el aumento de la confianza, según recomienda la NEA [27].

Entre las múltiples líneas de razonamiento sugeridas, está el uso de indicadores del comportamiento y la seguridad complementarios a la dosis y el riesgo, como el flujo de radionucleidos desde las distintas barreras, que se estiman en muchos de los ejercicios analizados y el empleo de datos de análogos naturales, que se han utilizado básicamente de modo cualitativo para confirmar la efectividad de las barreras de ingeniería y respaldar las hipótesis de los modelos de liberación de radionucleidos.

La revisión de los ejercicios de evaluación de la seguridad por los organismos reguladores y la realización de revisiones internas o de revisiones independientes por parte de grupos de expertos («peer review») constituyen una medida fundamental para aumentar la confianza en la evaluación de la seguridad. El interés por parte de las agencias de someter a «peer review» sus evaluaciones contribuye al objetivo de mayor aperturismo de la organización y la revisión reguladora aumenta la credibilidad del papel tanto del regulador como de la agencia, favoreciendo el avance del programa de AGP. De este modo, muchos de los ejercicios analizados han sido sometidos a «peer review» o han contado con una revisión independiente (AECL-94, TVO-92, TILA-99, H12, SR 97).

2. Desarrollo de escenarios

El tratamiento de la incertidumbre asociada a la evolución futura del sistema de almacenamiento mediante el desarrollo y análisis de escenarios está sólidamente aceptado en el ámbito internacional, siendo parte de la metodología de evaluación de la seguridad propuesta por la NEA [44] [106]. La aproximación de simulación integrada no se ha empleado en ninguno de los ejercicios analizados.

Como se indica en la introducción, el desarrollo de escenarios ha sido objeto de numerosos estudios y workshops a nivel internacional, especialmente por parte de la NEA. Estos trabajos han sido tomados como referencia en los ejercicios de evaluación posteriores a su realización, en especial, la Lista Internacional de FEPs de la NEA [106], que se ha empleado, tanto como base de partida para la elaboración de listas de FEPs, como para verificar dichas listas.

Además, la comparación de las listas de FEPs y los escenarios empleados en un programa, con las listas utilizadas en otros trabajos nacionales o realizados en el marco de programas internacionales, es una práctica común en todos los ejercicios, más habitual cuanto mayor similitud exista entre los correspondientes conceptos de almacenamiento.

El uso de aproximaciones sistemáticas al desarrollo de escenarios, presenta grandes ventajas a la hora de garantizar la «completa» identificación con el suficiente grado de detalle de toda la información relevante para la evaluación, la «suficiencia» de los escenarios seleccionados y la *traceabilidad* de la evaluación.

- Aunque es imposible demostrar la «completitud» del conjunto de factores relevantes identificados y de los escenarios seleccionados, en los ejercicios analizados se demuestra que existe gran confianza en la «suficiencia» de las listas de FEPs elaboradas. La identificación y clasificación de los factores mediante procesos sistemáticos, el uso de herramientas gráficas para identificar FEPs y presentar la información relevante, y la comparación con otras listas, como la Lista Internacional de la NEA, con-

tribuyen a aumentar dicha confianza. Sin embargo, la «suficiencia» de los escenarios seleccionados requiere una mejor demostración.

- La documentación y el registro de todo el procedimiento de desarrollo de escenarios seguido y de las decisiones tomadas en relación con el mismo, junto con el uso de software para facilitar estas tareas, y de herramientas gráficas para organizar la información, son medidas que contribuyen a la *traceabilidad* de la evaluación de seguridad.

La *terminología* utilizada en el desarrollo de escenarios no es uniforme, en especial la relativa a los distintos tipos de escenarios, y en algunos casos, responde a diferencias en el marco regulador y en la metodología. Esta falta de uniformidad en los términos empleados, dificulta la comunicación entre programas y a mayores audiencias, por lo que, en ausencia de una terminología estándar, es fundamental que se definan clara y explícitamente todos los términos utilizados en el desarrollo de escenarios.

El desarrollo de escenarios requiere el empleo de una gran cantidad de *juicio de expertos*. Por ello, en algunos ejercicios se insiste sobre la importancia de la alta capacidad técnica de los expertos, de un amplio rango de disciplinas, así como de los expertos en la evaluación de la seguridad. El uso de aproximaciones formales para la elicitación del juicio de expertos, sería también recomendable.

En relación con los *escenarios considerados* en los ejercicios analizados, cabe destacar lo siguiente:

- En general, los ejercicios analizados definen uno o varios *escenarios de referencia* (ER) y una serie de *escenarios alternativos*, cuya elección depende de varios factores (alcance, requisitos reguladores, etc.). Mientras que en los primeros ejercicios, el cálculo de consecuencias se centraba casi exclusivamente en el ER, los ejercicios más actuales, se ocupan en mayor detalle de escenarios alternativos (como los de cambio climático, o fallos de las barreras de ingeniería).

- El estudio del efecto de las acciones humanas futuras sobre el almacenamiento, supone el planteamiento de una serie de cuestiones sobre el hombre y la sociedad del futuro, sometidas a grandes incertidumbres en las escalas de tiempo consideradas, por lo que se sugiere su tratamiento aparte. De este modo, en el análisis de los escenarios de intrusión humana en los ejercicios analizados, no se ha considerado la intrusión humana intencionada y se ha asumido que el estado del conocimiento y la tecnología disponibles en el futuro coinciden con las actuales, siguiendo las recomendaciones recogidas en un documento de la NEA [115].

Además, en el ejercicio TILA-99 se propone el establecimiento de directrices sobre su tratamiento por parte del Organismo Regulador, y la definición de escenarios «simplificados» en el marco de un proyecto internacional.

La conexión entre FEPs, escenarios y modelos empleados para el análisis de las consecuencias, es un aspecto clave a la hora de justificar la «completitud» y trazabilidad de la evaluación de seguridad.

En los ejercicios analizados esta conexión se ha abordado mediante la descripción de la consideración de los FEPs en los escenarios seleccionados, o mediante la distinción entre los FEPs incluidos en el escenario de referencia y los FEPs externos incluidos en escenarios alternativos. Sin embargo, ésta es una cuestión que debería tratarse con más rigor en futuros ejercicios.

La estimación de la *probabilidad de ocurrencia de los distintos escenarios* analizados es un aspecto particularmente complicado de la evaluación y sujeto a gran incertidumbre. En la mayoría de los ejercicios no se ha tenido en cuenta, por lo que esta cuestión merece futuros estudios.

La consideración explícita de la dependencia temporal en el desarrollo de escenarios está en sus comienzos, y aunque se está aplicando en el programa inglés, no ha sido abordada en ninguno de los ejercicios analizados.

3. Modelización

La mejora del conocimiento de los procesos a modelizar y la mayor cantidad y calidad de los datos de partida para los modelos, a medida que se han ido realizando nuevos ejercicios de evaluación de la seguridad y como resultado de los ejercicios de comparación y aumento de la confianza de los modelos realizados en estas dos últimas décadas, ha llevado asociado un importante desarrollo en el ámbito de la modelización del comportamiento de los sistemas de AGP.

Así, a medida que se ha avanzado en el proceso iterativo de la evaluación de la seguridad y en los ejercicios más actuales, se observa un mayor realismo de los modelos empleados y un progreso en la representación de la heterogeneidad del medio, y en la modelización de procesos acoplados. También se han realizado importantes avances en la integración de los datos del programa de caracterización de emplazamientos y en la realimentación del diseño del almacenamiento.

En relación a las distintas *áreas de modelización* pueden hacerse los siguientes comentarios:

- El cálculo del inventario de radionucleidos de partida para los cálculos de transporte de los mismos a través del almacenamiento se realiza con códigos comerciales de uso ampliamente extendido. La cuestión clave en esta área de modelización radica en que en los cálculos de dicho inventario se tengan presentes los distintos tipos de residuos que se vayan a generar, y el residuo/ residuos de referencia que generalmente se emplea sea representativo o, al menos, conservador respecto a los distintos tipos de residuo a almacenar.
- El análisis del comportamiento del contenedor se traduce, en general, en la definición de un tiempo de vida del mismo conservador, respaldado por los datos de experimentos y, en algunos ejercicios, de análogos naturales y arqueológicos. Sin embargo, en aquellos programas con un diseño robusto de esta barrera, con un papel clave en la seguridad global del almacenamiento, el adecuado com-

portamiento del contenedor requiere un estudio exhaustivo. Aunque, en este sentido cabe destacar el estudio en SR 97 de la evolución hidrodinámica del contenedor, todavía hay que profundizar en el tema, dada su importancia para la seguridad en estos diseños.

- En la modelización de la liberación de los radionucleidos desde el residuo se han hecho diferentes hipótesis sobre los mecanismos y condiciones de liberación en los ejercicios analizados, debidas en algún caso, a las diferencias en el tipo de residuo y concepto y condiciones del almacenamiento, y en otros al mayor o menor conservadurismo de la aproximación metodológica. En los ejercicios más actuales, que se sustentan sobre un mayor número de datos de estudios experimentales y de observaciones de la naturaleza, las tasas de liberación empleadas son más realistas.
- La modelización del transporte de radionucleidos en el campo cercano varía principalmente en función de la representación más o menos detallada de las distintas componentes del campo cercano, siendo los principales procesos considerados la difusión y los distintos procesos de sorción.
- El transporte en la geosfera se modeliza generalmente en una dimensión (mediante los denominados caminos de migración o tubos de flujo) que tratan de reproducir los resultados de la modelización hidrogeológica realizada en tres dimensiones.
- La modelización hidrogeológica se ha abordado mediante diferentes aproximaciones conceptuales (medio continuo equivalente, fracturas discretas, modelos mixtos) y de modo determinista y estocástico. En algunos ejercicios se han empleado varias de estas aproximaciones, para analizar las incertidumbres en el modelo conceptual. El análisis de transitorios y el acoplamiento del flujo de aguas subterráneas con otros procesos, como la variación de la salinidad, requieren mayor estudio.
- En la modelización de la biosfera, dadas las importantes incertidumbres sobre su evolución y los hábitos humanos a tiempos grandes, existe una

tendencia hacia el uso de aproximaciones simplificadas, mediante el empleo de «biosferas de referencia». La justificación y definición de dichas biosferas de referencia han sido objeto del proyecto BIOMASS del OIEA.

- El uso de modelos globales para la evaluación del comportamiento total del sistema de almacenamiento, es fundamental en los ejercicios en los que se realizan cálculos de consecuencias probabilistas, ya que ahorran tiempo de cálculo e integran el muestreo de los parámetros de entrada a los modelos.
- Algunas áreas de modelización como la generación y transporte de gas, el transporte de radionucleidos facilitado por coloides o por materia orgánica, los efectos de procesos acoplados o la modelización del terremoto están todavía desarrollándose.

El *aumento de la confianza en los modelos* empleados en la evaluación de la seguridad, ha sido objeto de gran interés desde el principio de la realización de ES y se ha abordado principalmente mediante la comparación de los resultados de los modelos con los de modelos analíticos simples (especialmente en los ejercicios más antiguos), la utilización de los modelos para la solución de problemas prueba, la comparación de los modelos en ejercicios internacionales de comparación y aumento de la confianza y el uso en la evaluación de la seguridad de diferentes modelos conceptuales alternativos para simular un mismo proceso.

4. Cálculo de consecuencias y análisis de resultados

Aunque se ha reconocido la utilidad de considerar las *aproximaciones al cálculo de consecuencias* determinista y probabilista de forma complementaria, en la mayoría de los ejercicios analizados se ha empleado una aproximación determinista, aduciendo, en algunos casos, a la falta de cantidad y calidad suficiente de los datos disponibles para definir de las funciones de distribución de probabilidad de los parámetros empleados en el cálculo de consecuencias.

Además, el número de ejecuciones varía considerablemente entre los ejercicios en los que se realizan cálculos probabilistas, por lo que será necesario establecer que con el número de ejecuciones llevadas a cabo, la estimación probabilista tiene sentido desde el punto de vista estadístico.

Los cálculos se extienden hasta periodos de tiempo largos, típicamente del orden de 10^6 - 10^7 años. Aunque en algunos ejercicios se aplica un *límite temporal* («cut-off») para la realización de los cálculos de la evaluación de la seguridad de 10^6 (TILA-96, TILA-99, SR 97), se suele estimar además el máximo de dosis u otros indicadores del impacto del almacenamiento, si este ocurre a tiempos mayores que el límite temporal, para demostrar que no suponen un riesgo inaceptable para la población y el medio ambiente.

En todos los ejercicios se presentan las dosis estimadas para una persona o grupo crítico, y en algunos casos también el riesgo, ya que son los principales *indicadores del impacto radiológico* del almacenamiento, en términos de los cuales están definidos los criterios de protección reguladores.

Como resultados intermedios de la ES se estiman muchos de los posibles indicadores del comportamiento y de la seguridad adicionales a la dosis y el riesgo (flujos de radionucleidos desde las distintas barreras del almacenamiento, tiempos de vida de las barreras, tiempos de viaje de las aguas subterráneas, tiempo en el que el residuo alcanza la radiotoxicidad del uranio natural empleado para su fabricación), aunque solamente en algunos ejercicios (TVO-92, TILA-96, TILA-99, H12) se comparan con criterios o valores de referencia.

Además, en algunos ejercicios se realizan estimaciones de dosis colectivas (KBS-3, SITE-94) y en AECL-94 se calculan dosis a especies distintas del hombre y se estima el impacto derivado de contaminantes no radiactivos.

Los estudios en fase de realización sobre indicadores de seguridad complementarios que se están desarrollando en el ámbito internacional, como los del grupo de Principios y Criterios del OIEA [33] [34] [35] o el programa SPIN de la Unión Europea, van a ser de

gran utilidad para la aplicación de dichos indicadores de seguridad adicionales en la ES en el futuro.

Para poner los riesgos derivados del almacenamiento en perspectiva, aplicando el uso de diferentes líneas de razonamiento, en algunos ejercicios se comparan las dosis derivadas del almacenamiento con los niveles de radiación natural.

En los escenarios de referencia de todos los ejercicios analizados se obtienen dosis muy bajas, muy por debajo de los límites de dosis recogidos en los criterios reguladores existentes. Además, solamente unos pocos radionucleidos tienen una contribución importante a las dosis liberadas a la biosfera.

Entre estos radionucleidos, existen productos de fisión y activación de vida media relativamente larga, con solubilidad alta y sin sorción o con sorción débil (I-129, C-14, Cs-135, Cl-36), que suelen controlar las dosis en los primeros 100.000 años y elementos transuránicos de larga vida (Ra-226, Th-229, Pa-231) que tienen una contribución a la dosis importante e incluso comparable a la de los productos de fisión y activación, pero en el largo plazo.

En los ejercicios en los que se considera el almacenamiento de residuos vitrificados de alta actividad, el inventario de partida no contiene cantidades significativas de I-129, Cl-36 o C-14, que tenían un papel predominante en las dosis en el caso de almacenamiento de combustible gastado, y los radionucleidos con mayor contribución a la dosis son Cs-135 y Se-79. En ambos casos, los valores de las dosis obtenidas son del mismo orden.

En los últimos años se han realizado importantes avances en el *tratamiento de las incertidumbres* y en la presentación de los resultados. En todos los ejercicios considerados, se han analizado variantes o casos de cálculo para los análisis de sensibilidad e incertidumbre en los que se modifican los valores de una serie de parámetros e hipótesis, respecto a los considerados en los escenarios de referencia y también se postulan y analizan diferentes escenarios alternativos.

De los análisis de sensibilidad e incertidumbre incluidos en los ES se observa que los factores con mayor

influencia sobre los resultados son los parámetros que afectan a los tiempos de viaje a través de la geosfera (flujo y velocidad de las aguas subterráneas, transmisividad de las fracturas) y a la sorción en la matriz rocosa (coeficientes de distribución, proporción de la superficie de las grietas disponible para la sorción), la sorción en el buffer, los límites de solubilidad de los radionucleidos, y la dilución en la biosfera.

En una gran parte de los cálculos realizados para los análisis de sensibilidad e incertidumbre y para los escenarios alternativos al escenario de referencia, el

impacto radiológico es pequeño, probando la «robustez» del sistema de almacenamiento. Sin embargo, en algunos escenarios asociados a hipótesis extremas muy conservadoras, en los que varias barreras pierden su función o con valores desfavorables de varios parámetros simultáneamente, el impacto radiológico asociado puede alcanzar mayores valores. Las dosis más altas se han obtenido para el personal de la excavación en los escenarios de intrusión humana (AECL-94, SR 97), aunque el riesgo asociado es inferior a los límites de riesgo aplicables.

REFERENCIAS

- [1] AECL, 1994a. Environmental Impact Statement on the concept for the disposal of Canada's nuclear fuel waste: AECL-10711, COG-93-1, 1994.
- [2] AECL, 1994. The disposal of Canada's nuclear fuel waste: Postclosure assessment of a reference system.
- [3] Environmental Assessment Panel Report on Nuclear Fuel Waste Management & Disposal Concept, February 1998.
- [4] ENRESA, 1997. Publicación Técnica Num. 06/97. Evaluación del comportamiento y de la seguridad de un almacenamiento geológico profundo en granito.
- [5] Vieno et al., 1992. TVO-92, Safety analysis of spent fuel disposal Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-33E.
- [6] Vieno T. & Nordman H., 1996. TILA 96, Interim report on safety assessment of spent fuel disposal. Helsinki, POSIVA, 96-17.
- [7] Vieno T. & Nordman H., 1999. TILA-99 Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. Helsinki, POSIVA, 99-07.
- [8] JNC, 2000. H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan Project Overview Report.
- [9] JNC, 2000. H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan Supporting Report 3: Safety Assessment for the Geological Disposal System.
- [10] JNC, 2000. H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan Supplementary Report: Background of Geological Disposal.
- [11] SKBF/KBS, 1983. Final storage of spent nuclear fuel - KBS-3.
- [12] SKI- Project 90.
- [13] SKB, 1991. SKB-91, Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety.
- [14] SKI, 1996. SITE-94, The SKI deep repository performance assessment research project SITE-94.
- [15] SKB, 1999. Deep repository for spent nuclear fuel SR 97 - Post-closure safety. SKB TR-99-06.
- [16] SKB, 1999. Deep repository for spent nuclear fuel SR 97 - Data and data uncertainties. Compilation of data and data uncertainties for radionuclide transport calculations. Johan Andersson, Goder Grundteknik. SKB TR-99-09.
- [17] SKB, 1999. SR 97 Prozesse in the repository evolution. Background report to SR 97. SKB TR-99-07.

- [18] NAGRA, 1985. Project Gewähr 1985, Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analysis, June 1985. Project Report NGB 85-09.
- [19] NAGRA, 1985. Project Gewähr 1985, Feasibility and Safety Studies for Final Disposal of Radioactive Wastes in Switzerland.
- [20] NAGRA, 1994. Kristallin -I, Safety Assessment Report.
- [21] European Commission, 2000. Spent fuel disposal Performance Assessment (SPA Project). Project Report EUR 19132 EN.
- [22] European Commission, 1999. Spent Fuel Disposal Performance Assessment (SPA Project): Topical Report 1: Review of waste management policies and disposal systems. DOC XII/109/99 –EN.
- [23] European Commission, 1999. Spent Fuel Disposal Performance Assessment (SPA Project): Topical Report 2: Near-field data and models, Near-field performance assessment.. DOC XII/110/99 –EN.
- [24] European Commission, 1999. Spent Fuel Disposal Performance Assessment (SPA Project): Topical Report 3: Far-field data and models, Far-field performance assessment. DOC XII/111/99 –EN.
- [25] El almacenamiento definitivo de residuos radiactivos: ¿Es posible evaluar la seguridad a largo plazo?. Posición conjunta del Comité de Gestión de Residuos Radiactivos de la NEA y del Comité Asesor para la Gestión de Residuos Radiactivos del OIEA compartida por los expertos del Plan de Acción Comunitario para la Gestión de Residuos Radiactivos de la Comisión de las Comunidades Europeas. 1991.
- [26] NEA, 1995. The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long Lived Radioactive Wastes. A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD, Paris.
- [27] NEA, 1999. Confidence in the Long-term Safety of Deep Geologic Repositories – Its Development and Communication, OECD, Paris.
- [28] NEA, 1997. Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies. Working Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD, Paris.
- [29] NEA, 2000. Regulatory Reviews of Assessments of Deep Geologic Repositories. Working Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD, Paris.
- [30] NEA, 2000, Draft version. Approaches and arguments to establish and communicate confidence in safety and the overall results of IPAs. Working Part on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD, Paris.
- [31] NEA, 2000. Nuclear Energy in a Sustainable Development Perspective, OECD, Paris.
- [32] SKI, 99. Regulatory Perspectives on Model Validation in High Level Radioactive Waste Management Programs: A Joint NRC/ SKI White Paper. SKI Report 99:2.

- [33] IAEA, 1994. IAEA-TECDOC-767, Safety indicators in different time frames for the safety assessment of underground radioactive waste disposal, First report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal.
- [34] IAEA, 1997. IAEA-TECDOC-975 Regulatory decision making in the presence of uncertainty in the context of the disposal of long lived radioactive wastes.
- [35] IAEA, 1999. IAEA-TECDOC-1077 Critical groups and biospheres in the context of radioactive waste disposal, Fourth report of the Working Group on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal.
- [36] Thompson, B. G. J., 1999. The Role of Performance Assessment in the Regulating of Underground Disposal of Radioactive Wastes: An International Perspective. *Risk Analysis, An International Journal* Vol. 19, No. 5 (pg 808-846).
- [37] Intera Information Technologies Ltd., 1995. The Scientific and Regulatory Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste. Edited by David Savage.
- [38] IAEA, 1993. Radioactive Waste Management Glossary, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- [39] IAEA, 2000, working material. Safety Glossary. Terminology used in Nuclear, Radiation, Radioactive Waste and Transport Safety. Version 1.0 April 2000.
- [40] IAEA, 1989, Safety Series Nº 99. Safety principles and technical criteria for the underground disposal of high level radioactive waste, Vienna.
- [41] INTERA Environmental Consultants Inc., 1983. GSM: Geological Simulation Model for a Hypothetical Site in the Columbia Plateau: Large Computer Version of Nuclear Waste Isolation Report ONWI-447, 1983.
- [42] INTERA Environmental Consultants Inc., 1983. FFSM: Far-Field State Model, Office of Nuclear Waste Isolation Report ONWI-436.
- [43] Sumerling T.J., 1992. Dry Run 3: A trial Assessment of Underground Disposal of Radioactive Wastes Based on Probabilistic Risk Analysis: Overview. UK DoE report DoE/HMIP/RR/92.039.
- [44] NEA, 1992. Systematic approaches to scenario development. A report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal, OECD, Paris.
- [45] Atomic Energy Control Act, 1946, Canadá.
- [46] An Act to establish a federal environmental assessment process. 1992, c.37, Canadá.
- [47] Nuclear Control and Safety Act, 1997, c.9, Canadá.
- [48] Bill C-27, An Act Respecting the Long-Term Management of Nuclear Fuel Waste, Canadá.

- [49] AECB, 1985. R-71 Deep Geological Disposal of Nuclear Fuel Waste: Background Information and Regulatory Requirements Regarding the Concept Assessment Phase.
- [50] AECB, 1987. R-72 Geological Considerations in Siting a Repository for Underground Disposal of High-Level Radioactive Waste.
- [51] AECB, 1987. R-104 Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes - Long-Term Aspects.
- [52] TVO, 1992a. Final disposal of spent nuclear fuel in Finnish bedrock – Technical plans and safety assessment. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-31E.
- [53] TVO, 1992b. Final disposal of spent nuclear fuel in Finnish bedrock – Preliminary site investigations. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-32E.
- [54] Ruokola E., 1994. Review of TVO's spent fuel disposal plans of 1992. Helsinki, STUK, Report STUK-B-YTO 121.
- [55] Nuclear Energy Act issued on 11 December 1987 (990) as amended by the Acts of 29 December 1994 (1420), 21 April 1995 (593), and 12 December 1996 (1078), Finlandia.
- [56] Act on Environmental Impact Assessment Procedure (468/1994), september, 1994, Finlandia.
- [57] Nuclear Energy Decree Issued on 12 February 1988 as amended by the Decrees of 26 March 1993 (278), 25 August 1994 (794), 16 June 1995 (881), 20 June 1996 (473) and 20 December 1996.
- [58] Disposal of High Level Waste – Consideration of Some Basic Criteria. The Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1993.
- [59] 478/1999 Government Decision on the safety of disposal of spent nuclear fuel, Finlandia.
- [60] AEC, 1980. Promotion of R&D on Radiactive Waste Processing and Disposal, Advisory Committee on Radioactive Waste Management, Atomic Energy Commission of Japan (en japonés).
- [61] AEC, 1984. Radioactive Waste Processing and Disposal Measures (Interim Report) Advisory Committee on Radioactive Waste Management, Atomic Energy Commission of Japan (en japonés).
- [62] AEC, 1987. Long-Term Program for Development and Utilization of Nuclear Energy, Atomic Energy Commission of Japan (en japonés).
- [63] PNC, 1992. Research and Development on Geological Disposal of High-level Radioactive Waste, First Progress Report - H3. PNC TN 1410 93-059.
- [64] AEC, 1993. On the Progresss of R&D on High-Level-Radioactive Waste Geological Disposal, Advisory Committee on Radioactive Waste Management, Atomic Energy Commission of Japan (en japonés).
- [65] The Specified Radioactive Waste Final Disposal Act, June 2000, Japan.

- [66] AEC, 1997. Guidelines on Research and Development Relating to Geological Disposal of High-Level-Radioactive Waste in Japan, Advisory Committee on Nuclear Fuel Cycle Backend Policy, Atomic Energy Commission of Japan.
- [67] NEA, 2000. International Peer Review of the Main Report of JNC's H12 Project to Establish the Technical Basis for HLW Disposal in Japan. OECD, Paris.
- [68] NEA, 2000. An International Peer Review of Safety Report 97: Post-closure Safety of a Deep Repository for Nuclear Spent Fuel in Sweden. OECD, Paris.
- [69] SKB, 2000. Integrated account of method, site selection and programme prior to the site investigation phase. Technical report - Svensk kärnbränslehantering AB; 2001: 03.
- [70] Act on Nuclear Activities (1984:3; 1992:1536), Sweden.
- [71] Radiation Protection Act (1998: 220), Sweden.
- [72] Act on Financing of Future Costs for Spent Fuel and Nuclear Waste (1981; 669) Sweden.
- [73] SSI FS 1998:01, Sweden.
- [74] Bundesbeschluss zum Atomgesetz vom 6. Oktober 1978; SR 732.01, Switzerland.
- [75] Atomic Energy Law, 23 December 1959, Switzerland.
- [76] Radiological Protection Law, 22 March 1991, Switzerland.
- [77] HSK R-21, Switzerland.
- [78] Real Decreto 1522/1984, de 4 de julio, por el que se autoriza la constitución de la «Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A.», España.
- [79] Ley 25/1964, de 29 de abril, sobre Energía Nuclear. Publicada en el BOE nº 107 de 4 de mayo de 1964, España.
- [80] Ley 15/1980, de 22 de abril, de creación del Consejo de Seguridad Nuclear. Publicada en el BOE nº 100 de 25 de abril de 1980, España.
- [81] Informe aprobado por la Ponencia para el estudio de la problemática generada por los residuos radiactivos, constituida en el seno de la Comisión de Industria, Comercio y Turismo. Publicado en el BOE nº 451 de 27 de abril de 1998, España.
- [82] Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, modificado por la Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de evaluación de impacto ambiental, España.
- [83] Real Decreto Legislativo 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la Ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986 de Evaluación de Impacto Ambiental, España.

- [84] Resolución del CSN de 1985, España.
- [85] Informe del Consejo de Seguridad Nuclear al Ministerio de Industria sobre el Primer Plan General de Residuos Radiactivos, febrero de 1987.
- [86] Real Decreto Legislativo 1836/1999, de 3 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas, España.
- [87] Ley 14/1999, de 4 de mayo, de Tasas y Precios Públicos por servicios prestados por el Consejo de Seguridad Nuclear. Publicada en el BOE nº 107 de 5 de mayo de 1999, y rectificada en el BOE nº 131 de 2 de junio de 1999, España.
- [88] Evaluación del Comportamiento y de la Seguridad de un Almacenamiento Profundo en Arcilla, febrero de 1999. Publicación Técnica Nº 03/99.
- [89] European Commission, 1988. Performance assessment of geological isolation systems for radioactive waste: Summary. EUR 11775 EN.
- [90] European Commission, 1991. PACOMA: Performance Assessment of the Confinement of Medium-active and Alpha bearing waste. EUR 12993 FR, EUR 13042 EN, EUR 13143 EN, EUR 13178 EN, EUR 13634 EN.
- [91] European Commission, 1996. Evaluation of elements responsible for the effective engaged dose rates associated with the final storage of radioactive waste: Everest project. Summary Report. EUR 17122 EN.
- [92] Atomic Energy Act, Bundesgesetzblatt I, zuletzt geändert 1994, Germany.
- [93] Radiological Protection Act, Bundesgesetzblatt I, zuletzt geändert 1996, Germany.
- [94] Safety Criteria for the Disposal of Radioactive Waste in a Mine, Bundesanzeiger, Jahrgang 35, 1983, Germany.
- [95] Federal Mining Act, Bundesgesetzblatt I, zuletzt geändert 1995, Germany.
- [96] Loi du 30 décembre 1991, France.
- [97] Regla de seguridad BSR I-2, France.
- [98] NEA, 1991. Performance Assessment Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee OECD Nuclear Energy Agency. Disposal of Radioactive Waste: Review of Safety Assessment Methods.
- [99] Bingham, F.W., G.E., Barr, 1979. Scenarios for Long Term Release of Radionuclides from a Nuclear Waste Repository in the Los Medanos Region of New Mexico. Sandia National Laboratories Report SAND78-1730.
- [100] Cranwell, R.M. et al., 1982. Risk Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Waste: Scenario Selection Procedure. NUREG/CR-1667, SAND80-1429, December 1982, revised April 1990.
- [101] Stephens, M.E., Goodwin, B.W., 1989. Scenario Analysis for the Postclosure Assessment of the Canadian Concept for Nuclear Fuel Waste Disposal. NEA/IAEA/CEC Symposium, Paris, 1989.

- [102] Ringrose, P.S. et al., 1991. Probabilistic simulation of the long-term evolution of radioactive waste disposal sites, Paris, Proc. Int. Symp. on Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories organised by NEA, IAEA and CEC.
- [103] Andersson, J. et al., 1989. The Joint SKI/SKB Scenario Development Project. SKI TR 89:14, SKB TR 89-35.
- [104] Vieno et al., 1994a. Application of the RES methodology for identifying features, events and processes (FEPs) for near-field analysis of copper-steel canister. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-94-21.
- [105] Vieno T. & Nordman H., 1997. FEPs and scenarios – Auditing of TVO-92 and TILA-96 against international FEP database. Helsinki, POSIVA 97-11.
- [106] NEA, 1997. An International Database of Features, Events and Processes. A report of the NEA Working Group on development of a database of features, events, and processes relevant to the assessment of post-closure safety of radioactive waste repositories.
- [107] CRIEPI and FEPC, 1999. Study on Execution Techniques for High-level Radioactive Waste Disposal (japonés).
- [108] Kjellbert N. Eng T. 1992. Processes and events in the SKB-91 PROCESS SYSTEM. SKB Arbetsrapport AR 92-34.
- [109] Thorne, 1992. U.K. Department of Environment Dry Run 3 «A trial assessment of underground disposal of radioactive wastes based on probabilistic risk analysis, Volume 8.
- [110] Hodgkinson, D. P. and Sumerling T. J., 1989. A review of approaches to scenario analysis for repository safety assessment. In Proceedings of the IAEA/CEC/NEA (OECD) Symposium on Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, Paris, 1989.
- [111] Miller, W.M. and Chapman, N.A., 1993. HMIP Assessment of Nirex Proposals, Identification of Relevant Processes (System Concept Group Report). Technical Report IZ3185-TR. United Kingdom: HMIP/ DoE. TIC: 238458.
- [112] ENRESA, Publicación Técnica Num. 10/97. Metodología de generación de escenarios para la evaluación del comportamiento de los almacenamientos de residuos radiactivos.
- [113] IAEA, 1981, Safety Series Report No. 56. Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Wastes. IAEA, Vienna.
- [114] Stenhouse, M., Chapman, N.A., and Sumerling T., 1993. Scenario development FEP audit list preparation: methodology and presentation, SKI TR 93:27, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm.
- [115] NEA, 1995. Future human actions at disposal sites. A report from the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites.
- [116] Sumerling, T. J. and Grohan, H. A., 1994. Scenario Development for Kristallin-1. Nagra Technical Report NTB 93-13. Nagra Wettingen, Switzerland.

- [117] Sumerling, T. J., Zuidema, P., Grohan, H. A., and Van Dorp, F., 1993. Scenario Development for Safety Demonstration for Deep Geological Disposal in Switzerland; Proc. 4th Int. Conf. on High Level Radioactive Waste Management, Las Vegas USA.
- [118] Prij, J., Blok, B.M., Laheij, G.M.H., Van Rheenen, W., Slagter, W., Uffink, G.J.M, Uijt de Haag P., Wildenborg, A.F.B and Zanstra, D.A., 1993a. PRObabilistic SafetyAssessment (PROSA), Final report of ECN, RIVM and RGD in Phase 1A of the OPLA Programme.
- [119] SANDIA NATIONAL LABORATORIES, 1991. Preliminary Comparison with 40 CFR Part 191, Subpart B for the Waste Isolation Pilot Plant, December 1991. Volume. 1: Methodology and Results. SAND91-0893/1.
- [120] PSE, 1985. Zusammenfassendes Abschlussbericht. Hahn-Meitner Institut für Kernforschung, Berlin.
- [121] ENRESA, 1992. Performance Assessment for a High Level Radioactive Waste repository in Granite: Philosophy, Methodology, and Conceptual Model. Final report.
- [122] Billington, D. E., Bailey, L., 1998. Development and Application of a Methodology for Identifying and Characterising scenarios.
- [123] Skagius, K., Ström, A., Wiborgh, M., 1995. The use of interaction matrices for identification, structuring and ranking of FEPs in a repository system. Application on the far-field of a deep geological repository for spent fuel. SKB TR 95-22.
- [124] Johnson, L.H., LeNeuve, D.M., Shoesmith, D.W., Oscarson, D.W., Gray, M.N., Lemire, R.J. and Garisto, N.C., 1994. The disposal of Canada's nuclear fuel waste: The vault model for postclosure assessment. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-10714, COG-93-4.
- [125] Davison, C.C., Chan, T., Brown, A. et al., 1994. The disposal of Canada's nuclear fuel waste: The geosphere model for postclosure assessment. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-10719, COG-93-9.4.
- [126] Davis, P.A., Zach, R., Stephens, M.E., Amiro, B.D., Bird, G.A., Reid, J.A.K., Sheppard, M.I. and Stephenson, M., 1993. The disposal of Canada's nuclear fuel waste: The biosphere model, BIOTRAC, for postclosure assessment. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-10720, COG-93-10.
- [127] Sheppard, M.I., 1992. The soil submodel, SCEMR1, for the assessment of Canada's Nuclear Fuel Waste Management Concept. AECL-9577, COG-91-194.
- [128] Napier, B.A., Peloquin, R.A., Strenge, D.L., Ramsdell, J.V., 1988. GENII - The Hanford environmental radiation dosimetry software system.
- [129] BIOMOVs, 1989a. Aging of a Lake, BIOMOVs Technical Report N°5, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.
- [130] BIOMOVs, 1989b. Irrigation with Contaminated Groundwater, BIOMOVs Technical Report N°6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

- [131] BIOMOVs II, 1996b: Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories, BIOMOVs II Technical Report N°12, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.
- [132] Goodwin, B.W., Andres, T. H., Davis, P. A., Leneveu, D. M., Melnyk, T. W., Sherman, G.R. and Wuschke, D. M., 1987a. Post-closure environmental assessment for the Canadian nuclear fuel waste management program. *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle* 8. 241-272.
- [133] PSAC (Probabilistic Systems Assessment Code Users Group), 1987. PSACoin Level 0 Intercomparison – An international Code Intercomparison Exercise on a Hypothetical Safety Assessment Case Study for Radioactive Waste Disposal Systems.
- [134] PSAC, 1989. PSACoin Level E Intercomparison – An international Code Intercomparison Exercise on a Hypothetical Safety Assessment Case Study for Radioactive Waste Disposal Systems.
- [135] PSAC, 1990. PSACoin Level 1A Intercomparison – An international Code Intercomparison Exercise on a Hypothetical Safety Assessment Case Study for Radioactive Waste Disposal Systems.
- [136] PSAC, 1993. PSACoin Level 1B Intercomparison – An international Code Intercomparison Exercise on a Hypothetical Safety Assessment Case Study for Radioactive Waste Disposal Systems.
- [137] Carrera J., 1987. Avances científicos y tecnológicos (hidrogeología de rocas fracturadas poco permeables). XIII Hidrogeología y recursos hidráulicos. IV Simposio de Hidrogeología. España.
- [138] Croff, A.G., 1980. ORIGEN 2: A Revised and Updated Version of the Oak Ridge Isotope Generation and Depletion Code, Oak Ridge National Laboratory, ORNL-5621).
- [139] S.B. Ludwig and J.P. Renier, 1989. Standard- and Extended-Burnup PWR and BWR Reactor Models for the ORIGEN2 Computer Code ORNL/TM-11018.
- [140] Wakasugi, K., Makino, H., Robinson, P., 1999. The Development of MESNOTE Code for Radionuclide Migration in the Near Field. JNC Technical Report, JNC TN84000 99-05.
- [141] Ohi, T. Miyahara, K., Umeki, H., 1992. RELEASE Code for Radionuclide Transport in Engineered Barrier System, PNC Technical Report, PNC TN8410 92-060 (en japonés).
- [142] Parkhurst, D.L., Thorstensen, D.C., Plummer, L.H., 1980. PHREEQE – A Computer Program for Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations 80-96. (2nd. Rev 1985).
- [143] Parkhurst, D.L., 1995. User's Guide to PHREEQC- A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, Advective – Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 95-4227.
- [144] Yui, M., Takeda, S., Komuro, M., Makino, H., Shibutani, T., Umeki, H., Ishiguro, K., Takase, H., Neyama, A., (1992a. Modelling of Groundwater Evolution for Performance Assessment of High-level Radioactive Waste Isolation, PN TN8410 92-166 (en japonés).
- [145] FracMan Module. An integrated set of tools for discrete feature network (DFN) analysis of fractured and non-fractured heterogeneous rock masses FracMan Technology Group Golder Associates Inc.

- [146] MAFIC Matrix and Fracture Interaction Code. Module of the FracMan discrete feature modeling package. FracMan Technology Group Golder Associates Inc.
- [147] PAWorks Pathways Analysis Code. Module of the FracMan discrete feature modeling package, FracMan Technology Group Golder Associates Inc.
- [148] PAWorks/LTG Transport Code (Laplace Transform Galerkin Method 1-D Transport with Matrix Diffusion) Module of the FracMan discrete feature modeling package. FracMan Technology Group Golder Associates Inc.
- [149] Finite Element Package NAMMU. Numerical Assessment Method for modelling Migration Underground. AEA Technology PLC.
- [150] BIOMASS, 1998a. Long-term releases from solid waste disposal facilities: The reference biosphere concept. Vienna, IAEA, BIOMASS Theme 1, Working Document Nº 1.
- [151] BIOMASS, 1998b. Alternative assessment contexts: Implications for development of reference biospheres and biosphere modelling. Vienna, IAEA, BIOMASS Theme 1, Working Document Nº 2.
- [152] QuantiSci, 1998. AMBER 4.0 Reference Guide. QuantiSci Limited, Hentley on Thames, United Kingdom.
- [153] Edenius, M., Ekberg, K., Forssén, B.H., Knott, D., 1993. CASMO-4 A Fuel Assembly Burnup Program Users Manual STUDSVIK/SOA-93/1.
- [154] Anttilla, M., 1992. Spent fuel characteristics for TVO-92 safety analysis. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-03 (en finlandés).
- [155] Anttilla, M., 1995. Characteristics of Loviisa NPP spent fuel. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-95-21.
- [156] Nordman, H.& Vieno, T., 1994. Near Field Model REPCOM. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-94-12.
- [157] Muurinen, A., 1992. Transport processes in the buffer and backfill of spent fuel disposal – Data for TVO-92 safety analysis. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-09.
- [158] INTERA Environmental Consultants, Inc., 1983. FTRANS: A two-dimensional code for simulating fluid flow and transport of radioactive nuclides in fractured rock for repository performance assessment. Office of Nuclear Waste Isolation, Technical Report ONWI-426.
- [159] Rasilainen, 1989. Installation and testing of the migration model FTRANS. Helsinki, Teollisuuden Voima Oy, TVO/Safety and Technology, Work Report 89-24 (en finlandés).
- [160] Hautajärvi, A., 1989. Effects of matrix diffusion on transport of tracer in rock fractures. Helsinki, Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Technical Report TOKA-4/89 (en finlandés).
- [161] SKI/NEA, 1990. The international INTRAVAL Project. Backgrounds and results. Swedish Nuclear Power Inspectorate and OECD / Nuclear Energy Agency, Paris.

- [162] SKI/NEA, 1994, The international INTRAVAL Project. Summary Report. Swedish Nuclear Power Inspectorate and OECD / Nuclear Energy Agency Paris.
- [163] Meling, K., 1984. Simulation of the groundwater flow in the safety analyses of nuclear waste disposal. Espoo, Technical Research Centre of Finland, Research Reports 245 (en finlandés).
- [164] Meling, K., 1988. Particle tracking in three-dimensional groundwater flow models containing lower-dimensional elements. Helsinki, TVO/ Safety and Technology, Work Report 88-26 (en finlandés).
- [165] Taivassalo, V. & Saarenheimo, A., 1991. Groundwater flow analysis for the VLJ repository. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-91-10 (en finlandés).
- [166] Taivassalo, V., Koskinen, L. & Mészáros, F., 1991. Further development of the FEFLOW code for transient simulations. Helsinki. TVO/ Safety and Technology, Work Report 91-14 (en finlandés).
- [167] The International HYDROCOIN Project, 1987. Backgrounds and Results, Swedish Nuclear Power Inspectorate and OECD/ Nuclear Energy Agency.
- [168] The International HYDROCOIN Project, 1988. Level 1: Code verification, Paris, OECD/ Nuclear Energy Agency.
- [169] The International HYDROCOIN Project, 1990. Level 2: Code validation, Paris, OECD/ Nuclear Energy Agency.
- [170] The International HYDROCOIN Project, 1992. Level 3: Sensitivity and Uncertainty analysis. Paris, OECD / Nuclear Energy Agency.
- [171] The International HYDROCOIN Project, 1992. Summary Report, Swedish Nuclear Power Inspectorate and OECD / Nuclear Energy Agency.
- [172] PATRAN 1989. PATRAN Plus user manual. Release 2.4. Costa Mesa, PDA Engineering.
- [173] Dershowitz, W., Lee, G. & Geir, J., 1991. FracMan version 2.3 user documentation. Redmond, Goder Associates Inc.
- [174] Poteri, A. & Taivassalo, V., 1989. Installation and testing of the JINX fracture network model. Helsinki, Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Technical Report TOKA-33/89.
- [175] Ludwig, J.C. Qin, H.W. & Spalding, D.B., 1989. The PHOENICS reference manual. London, Cham Ltd., TR200.
- [176] Löfman, J. & Taivassalo, V., 1992. The influence of salinity on groundwater flow. Helsinki, TVO/ Site Investigations, Work Report 92-88 (en finlandés).
- [177] Taivassalo V., Koskinen, L. & Meling, K., 1994. FEFTRA acronym for Finite Element Flow and TRANsport/TRANsfer: Groundwater flow analyses in the preliminary site investigations – Modelling strategy and computer codes. Helsinki, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-94-04.
- [178] ICRP Publication 46, 1986. Radiological protection principles for the disposal of solid radioactive waste.

- [179] ICRP Publication 60, 1991. The 1990 recommendations of the ICRP.
- [180] ICRP Publication 61, 1991. Annual limits of intake of radionuclides by workers based on the 1990 recommendations.
- [181] ICRP Publication 68, 1995. Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers.
- [182] ICRP Publication 72, 1996. Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients Annals of the ICRP Vol. 26/1.
- [183] ICRP Publication 81, 2000. Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste.
- [184] Liljenzin, J.O., 1990. Some estimates of the total nuclide inventory on the year 2100 from Swedish Nuclear Power Production. SKI TR 90:18, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm.
- [185] Andersson G., Rasmusson A., Neretnieks I., 1982. Migration Model for the Near Field. Royal Institute of Technology KBS TR 82-24.
- [186] Narasimhan, T N, Witherspoon, P A., 1976. An Integrated Finite Difference Method for Analysing Fluid Flow in Porous Media. Water Resources Res 12 (1976) 57.
- [187] Neretnieks I, Rasmusson A., 1983. An Approach to Modelling Radionuclide Migration in a Medium with Strongly Varying Velocity and Block Sizes along the Flow Path. KBS TR 83-69.
- [188] Robinson P. and Worgan K., 1991. The CALIBRE Source-Term Code. Technical Documentation for Project-90, SKI TR 91:20.
- [189] Worgan K., and Robinson P., 1995a. Use Guide For CALIBRE, Version 2, SKI Report 95:12.
- [190] Worgan K., and Robinson P., 1995b. The CALIBRE Source Term Code: Technical Documentantion for Version 2, SKI Report 95:13.
- [191] Andersson, K., 1991. Project-90: Chemical Data. SKI TR 91:2.
- [192] Moreno L. and Gylling B., 1998. Equivalent flow rate concept in near fiel transport model COMP23, SKB Report R-98-53.
- [193] Lindgren M., Widén H., 1998. Discretization in COMP23 for SR 97. SKB R-98-03.
- [194] Romero L., 1995. The near-field transport in a repository for high level nuclear waste, PhD Thesis, TRIKA-KET R21, The Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- [195] Romero L., Thompson A., Moreno L., Neretnieks I., Widén H., Boghammar A., Thompson A., 1999. COMP23, Nuctran user's guide. PROPER Version 1.1.6. SKB R-99-XX (in preparation).
- [196] Wikberg, P. (ed.), Gustafson, G., Rhén, I., and Stanfors, R., 1991. Äspö Hard Rock Laboratory, Evaluation and conceptual modelling based on the pre-investigations 1986-1990, SKB TR 91-22.

- [197] Sundquist, U. and Torssander, P. 1996. The SKN conceptual model of Äspö (SITE-94), SKI Report SKI 96:19.
- [198] Voss C., Tirén, S., and Glynn, P., 1996. Hydrogeology of Äspö Island, Simpevarp, Sweden (SITE-94), SKI Report 96:13.
- [199] Geier, J.E., 1996a. Discrete - feature modelling of the Äspö site: 2. Development of the integrated site-scale model (SITE-94), SKI Report 96:6.
- [200] Geier, J.E., 1996b. Discrete - feature modelling of the Äspö site: 3. Predictions of hydrogeological parameters for performance assessment (SITE-94), SKI Report 96:7.
- [201] Tsang Y.W., 1996. Stochastic Continuum hydrological model of Äspö (SITE-94), SKI Report 96:9.
- [202] Worgan, K., and Robinson, P.C., 1991. CRYSTAL: A model of a fractured rock geosphere for performance assessment within Project-90, SKI TR 91:13.
- [203] Lovius L., Norman S., Kjellbert N., 1990. Uncertainties in repository performance from spatial variability of hydraulic conductivities- statistical estimation and stochastic simulation using PROPER. SKB Technical Report TR 90-03.
- [204] PROPER, 1996. PROPER MONITOR USER'S MANUAL, Version 3.1, Edition II, SKB.
- [205] Rasmuson, A., and Neretnieks, I., 1982. Migration of radionuclides in fissured rock - Results obtained from a model based on the concepts of hydrodynamic dispersion and matrix diffusion. SKBF/KBS TR 82-05.
- [206] Sudström, B., 1987. Development of uncertainty analyses for the transport of radionuclides from a repository for high-level radioactive waste. Stage one. SKI TR 87:1.
- [207] Rasmuson, A., 1984. Migration of radionuclides in fissured rock - The influence of micropore diffusion and longitudinal dispersion, Journal of Geophisic Research.86, 3749.
- [208] Pereira, A., Ismail, M., and Sundström, B., 1991. Preliminary probabilistic system assessment calculations for Cs-135 and Np-237 within the SKI Project-90, SKI TR 91:07.
- [209] Woery, T.J., Jackson K. J., et al., 1992. Current status of the EQ3/6 software package for geochemical modelling, In Chemical Modelling of Aqueous Systems II, (D.C. Melchior and R.L. Bassests, eds), ACS Symp. Ser., 416, AM., Chem., Soc., Washington D.C.
- [210] Norman S. and Kjellbert N., 1990. FARF31 - A far field radionuclide migration code for use with the PROPER package. SKB TR 90-01.
- [211] ORNL, 1996. SCALE 4.3 Modular Code System for Performing Santardized Computer Analyses for Licensing Evaluation. Oak Ridge National Laboratory, March 1996, CCC-545.
- [212] Carver M. B., Hanley D. V., Chaplin K. R., 1979. «Macksima- Chemist2. A program for mass action kinetics simulation by automatic chemical equation manipulation and integration using stiff techniques, AECL 6413.

- [213] Atkinson et al., 1989. NAMMU User Guide (Release 4) UKAEA Report AERA-R. 12354 (Draft).
- [214] Andersson J. and Dverstorp B., 1987. Conditional simulations of fluid flow in three-dimensional networks of discrete fractures, *Water Resources Research*, 23(10), 1876-1886, 1987.
- [215] Dverstorp B. and Andersson J., 1989. Application of the discrete fracture network concept with field data: Possibilities of model calibration and validation, *Water Resources Research*, 25(3), 540-550, 1989.
- [216] Dverstorp B., 1991. Analysing flow and transport in fractured rock using the discrete fracture network concept, Doctoral Dissertation, Hydraulics Engineering, Royal Institute of Technology, RITA-VBI-151, Stockholm, Sweden, 1991.
- [217] Norman S., 1991. Verification of HYDRASTAR – A code for stochastic continuum simulation of groundwater flow. SKB-TR-91-27. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- [218] Norman S., 1992. HYDRASTAR – a code for stochastic simulation of groundwater flow. SKB Technical Report TR 92-12, 1992.
- [219] Spalding D. B., 1981. A general purpose computer program for multi-dimensional one and two-phase flow. *Math. Com. Sim.* 8, p 267-276.
- [220] Gylling B, Moreno L, Neretnieks I, 1999b. SR 97 Alternative Models Project: Performance assessment using CHAN3D. SKB R-99-44.
- [221] Bruno J., Cera E., Duro L., de Pablo J., Jordana S., Savage D., 1997. Determination of radionuclide solubility limits to be used in SR 97. Uncertainties associated to calculated solubilities. SKB TR-98-22. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- [222] Grindrod P. and Worth D.J., 1991. Radionuclide and colloid migration in fractured rock: model calculations. SKI TR 91:11, Swedish Nuclear Power Inspectorate.
- [223] Emrén A., 1991. CRACKER- a Code Modelling Chemical Changes of Ground Water Passing a System of Cracks. *Radiochim. Acta* 52/53, 473-475, 1991.
- [224] Emrén A., 1993. CRACKER- A program coupling chemistry and transport. Version 92-11. SKI Technical Report 93:6.
- [225] Emrén A. CRACKER, 1996a. A program coupling inhomogeneous chemistry and transport. *Computers and Geosciences*, submitted.
- [226] Bergström U., 1983. Dose and Dose commitment calculations from groundwater radioactive elements from a repository for spent nuclear fuel; KBS TR 83-49.
- [227] Bergström U., Røjder B, 1982. BIOPATH-A Computer Code for Calculation of the Turnover of Nuclides in the Biosphere and the Resulting Doses to Man. Studsvik Energiteknik AB.
- [228] Robinson P. C., and Worgan K.J., 1988. Technical description of RAM: A compartmental Model for Environmental Assessment, INTERA-ECL/ESD-102, Intera Sciences, U.K.

- [229] Barrdahl, R., 1996. A biosphere model for use in SITE-94, SKI Report 96:62.
- [230] Westall, J.C., Zarhary, S.L. and Morel, F.M.M, 1976. «MINEQL – A computer program for the calculation of chemical equilibrium composition of aqueous systems; MIT Technical Note 18, 1976.
- [231] Grindrod, P., Williams, M., Grogan, H. & Impey, M., 1990b. «STRENG»: a Source Term Model for Vitrified High Level Waste; Nagra Technical Report NTB 90-48.
- [232] L. Kiraly, 1985. FEM 301 – A Three Dimensional Model for Groundwater Flow Simulation; Centre d'hydro-géologie de l'université de Neuchâtel, Januar 1985. NTB 84-49.
- [233] Hartley, R.W., 1985. Release of radionuclides to the geosphere from a repository for high-level waste – mathematical model – Results. Polydynamics Ltd. Zürich.
- [234] Gilby, D.J., Hopkirk, R.J., 1985. MC.TRAD-2D, 1985. A Multiple Coordinate Computer Code for Transport by Diffusion in Two Dimensions; Polydynamics Ltd. Zürich.
- [235] Gilby, D.J., Hopkirk, R.J., 1985. TROUGH-1D - A One Dimensional Computer Code for Calculations of Radionuclide Transport in Groundwater. Polydynamics Ltd. Zürich.
- [236] Handermann, J., Rösel, F., 1983. Numerical solution of the radionuclide transport equation – Non –linear sorption effects; EIR Würenlingen.
- [237] Handermann, J., Rösel, F., 1985. Radionuclide Chain Transport in Inhomogeneous Crystalline Rocks: Limited Matrix Diffusion and Effective Surface Sorption; EIR-Report Nr.551, 1985. Nagra Technical Report NTB 85-40.
- [238] Jakob, A., Hadermann, J., Roesel, F., 1989. Radionuclide Chain Transport with Matrix Diffusion and Non-linear Sorption, PSI Report Nr. 54, November 1989. PSI. Nagra Technical Report NTB 90-13, Nagra.
- [239] Jakob, A., 1992. RANCHMD – Radionuclide Chain Transport with Matrix Diffusion; Nagra.
- [240] Klos, R.A., Müller-Lemans, H., Van Dorp, F. & Gribi, P., 1994. Biosphere Datasets for the Kristallin-I Assessment; PSI-Report; Nagra Technical Report. NTB 93-11.
- [241] INTRACON, 1983. Larsson A., Grundfelt B., Andersson K., Hadermann J. Mathematical Models for Nuclide Transport in Geologic Media - An international Intercomparison (INTRACON) IAEA /CN-43/434, Seattle 16-20 May, 1983.
- [242] INTRACON, 1984. Final Report Level 1, 1984: Code Verification SKI 84:3.
- [243] INTRACON, 1986. Final Report Level 2 and 3, 1986. Model Validation and Uncertainty Analysis SKI 86:2.
- [244] ANSYS 5.0. A Finite element program for structural/thermal problems ANSYS, Inc. December 1, 1993.
- [245] J. Miller, R.Kossik; M. Cunnae, 1992. RIP Repository Performance Assessment and Strategy Evaluation Model. Theory and Capabilities. GOLDER ASSOCIATES, 1992.

- [246] «RIP Repository Performance Assessment and Strategy Evaluation Model» Version 5.18. GOLDBER ASSOCIATES INC, 1998.
- [247] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de inventario de radionucleidos e isótopos estables en el combustible. Documento 48-1P-1OOG-05.
- [248] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de liberación de los radionucleidos contenidos en el combustible. Documento 48-1P-1OOG-06.
- [249] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de resaturación. Documento 48-1P-1OOG-07.
- [250] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de comportamiento de la cápsula. Documento 48-1P-1OOG-08.
- [251] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de transporte en el campo cercano. Documento 48-1P-1OOG-11.
- [252] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de transporte en el campo lejano. Documento 48-1P-1OOG-12.
- [253] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo hidrogeológico. Documento 48-1P-1OOG-15.
- [254] Enresa, 1997. Proyecto AGP Fase 2. Evaluación de comportamiento. Opción granito. Modelo de biosfera y cálculo de los factores de paso a dosis. Documento 48-1P-1OOG-13.
- [255] NRC, 1987. «TOUGH User's Guide». NUREG/CR-4645.
- [256] Lawrence Berkeley Laboratory, 1991. «TOUGH2. A general purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat flow». LBL-29400.
- [257] Wiese, D., 1997. CORIGEN- Abbrandrechnungen. KfK 1985 und FZK 1997.
- [258] GRAPOS: Freisetzung aus mit Bentonit verfüllten Einlagerung in granitischen Gesteinsformationen als eindimensionales Transportmodell.
- [259] CHETMAD: Eindimensionaler Transport von Schadstoffen im klüftigen Deckgebirge unter Berücksichtigung der Matrixdiffusion.
- [260] Storck, D. Buhmann, R.-P. Hirsekorn, T. Kühle, L. Lührmann, 1996. Programmpaket EMOS zur Analyse der Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle. Version 5. GRS-122, Braunschweig 1996.
- [261] Boudin, 1997. Inventaires des combustibles usés destinés au stockage géologique, Note technique SEC/T 97/471 – Novembre 1997.
- [262] APOLLO-Code multigroupe de résolution de l' equation du transport pour les neutrons thermiques et rapides, CEA-N 1610, Centre d' Etudes Nucléaires.

- [263] MELODIE, Modèle d'Evaluation à Long terme des Déchets Irradiants Enterrés. Modular deterministic code composed mainly of a geosphere model adopted from METIS, developed at the Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris; and of the ABRICOT biosphere model, developed at CEA/IPSN.
- [264] Bion, LY, 1998. Détermination d'eaux types et des paramètres de transport associés: rapport final. Rapport SESD N° NT 98.13 Juin 1998.
- [265] IAEA, 1992. Effects of ionizing radiation on plants and animals at level implied by current radiation protection standards. IAEA, Viena Technical Report Series N° 332.
- [266] P. Baudoin, C. Serres, C. Certes, D. Gay., 2000. Major results and lessons learned for performance assessments of spent fuel geological disposal: the SPA project. Eurosafe, 6 y 7 de noviembre de 2000, Köln.
- [267] «Estudio comparativo de los ejercicios de evaluación de la seguridad del almacenamiento de residuos de alta actividad realizados en formaciones cristalinas. Parte 1: Aspectos generales técnicos y reguladores». CSN/SCR/ARAA-AGP-MON/9805/06.
- [268] «Estudio comparativo de los ejercicios de evaluación de la seguridad del almacenamiento de residuos de alta actividad realizados en formaciones cristalinas. Parte 2: Metodología de evaluación y técnicas de modelización». CSN/SCR/ARAA-AGP-MON/ /9809/09.
- [269] «Estudio comparativo de los ejercicios de evaluación de la seguridad de un almacenamiento de residuos de alta actividad realizados en formaciones cristalinas. Parte 3: Análisis de las metodologías de desarrollo de escenarios». CSN/SCR/ARAA-AGP-MON/9904/03.
- [270] «Estudio comparativo de los ejercicios de evaluación de la seguridad de un almacenamiento de residuos de alta actividad realizados en formaciones cristalinas. Parte 4: Análisis de resultados». CSN/SCR/ARAA-AGP-MON/9911/07.
- [271] «Aspectos generales técnicos y reguladores y bases de partida», IBERINCO GN10QN-IN-00.001593.00002, Rev.0.
- [272] «Análisis de metodologías de desarrollo de escenarios», IBERINCO GN10QN-IN-01.001593.00001, Rev. 0.
- [273] «Modelización, Cálculo de Consecuencias y Análisis de Sensibilidad e Incertidumbre», IBERINCO GN10QN-IN-01.001593.00002, Rev. 0.
- [274] NEA, 1993. The Status of Near-Field Modelling. OECD Nuclear Energy Agency.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1:	Ejercicios de evaluación de la seguridad de sistemas de AGP de CI y RAA en medios cristalinos analizados.....	17
Tabla 2:	Principales acciones realizadas y actuaciones previstas en el proceso de desarrollo del AGP en los países de los ejercicios analizados y fase del proceso en la que se enmarca cada ejercicio	42
Tabla 3:	Principales objetivos de los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados.....	47
Tabla 4:	Marco regulador y criterios para el almacenamiento de los residuos radiactivos considerados en los ejercicios de seguridad en medios cristalinos analizados.....	49
Tabla 5:	Principales características del concepto de almacenamiento de los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados.....	52
Tabla 6:	Metodología de desarrollo de escenarios: tratamiento del denominado análisis de FEPs y de la construcción de escenarios en los ejercicios de evaluación de la seguridad analizados	88
Tabla 7:	Escenarios considerados en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados.....	91
Tabla 8:	Clasificación, según las áreas de modelización, de los códigos empleados en los ES en medios cristalinos analizados.....	116
Tabla 9:	Modelos de liberación de radionucleidos en los ejercicios de evaluación de la seguridad en medios cristalinos analizados	131
Tabla 10:	Principales códigos de liberación y transporte en el campo cercano utilizados en los ejercicios de evaluación de seguridad en medios cristalinos analizados.....	133
Tabla 11:	Principales códigos de transporte en la geosfera utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados	135
Tabla 12:	Principales códigos hidrogeológicos utilizados en los diferentes ejercicios de evaluación de la seguridad considerados.....	137
Tabla 13:	Principales códigos para la modelización de la biosfera empleados en los ejercicios de seguridad analizados	139
Tabla 14:	Radionucleidos que contribuyen en mayor medida a las dosis en los escenarios de referencia (ER) de los ejercicios de ES considerados	205

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema del concepto de sistema de barreras múltiples para el AGP (Fuente: Enresa año 2000).....	12
Figura 2: Componentes de la evaluación de la seguridad considerados en el estudio comparativo de los ES en medios cristalinos.....	20
Figura 3: Esquema del flujo de información procedente de diferentes áreas científicas y técnicas, requerido en la evaluación de la seguridad (Modificado de NEA, 1991 [98])	21
Figura 4: Esquema de las etapas de desarrollo de escenarios en una aproximación sistemática (Traducido de NEA, 1992 [100])	22
Figura 5: Representación esquemática de las aproximaciones de simulación integrada y de desarrollo de escenarios (Traducido de NEA, 1991 [98])	22
Figura 6: Representación esquemática de los distintos componentes del sistema de almacenamiento y de las interacciones entre ellos (Traducido de International IntraVal Project [161])	23
Figura 7: Etapas del proceso de modelización (Traducido de NEA, 1991 [98])	24
Figura 8: Sistema de almacenamiento de referencia en el ejercicio AECL-94 (Modificado de AECL-94 [2])	57
Figura 9: Vista general del sistema de almacenamiento del CI propuesto en Finlandia.....	61
Figura 10: Representación esquemática del sistema de almacenamiento geológico en Japón (De H12 [9]).....	64
Figura 11: Concepto de almacenamiento KBS-3	68
Figura 12: Concepto del almacenamiento para residuos de alta actividad y residuos de actividad media y vida larga considerado en Suiza	71
Figura 13: Esquema de las instalaciones del sistema de almacenamiento propuesto en ENRESA-97 (Modificado de Enresa-97 [4])	73
Figura 14: Combinación de escenarios usando parámetros «interruptores» en AECL-94: Los 32 escenarios posibles obtenidos se analizan conjuntamente con el código SYVAC-CC3 (Traducido de AECL-94 [2])	94
Figura 15: Clasificación de los casos de cálculo del ejercicio H12 (De H12 [9]).....	98
Figura 16: Representación esquemática del proceso de selección de FEPs realizado en el ejercicio conjunto de desarrollo de escenarios de SKI y SKB, que da lugar a la clasificación de los mismos en 4 clases mutuamente excluyentes (Modificado de Project-90 [12])	100

Figura 17: Representación de las consecuencias sobre las barreras del almacenamiento de varios FEPs considerados en el ejercicio conjunto de SKI/SKB (Modificado de: Project-90)	100
Figura 18: Situación e las distintas regiones del almacenamiento y de los factores dentro de cada región del PID en SITE-94. (De Enresa 10/97 [4])	101
Figura 19: Representación parcial del Diagrama de Influencia de Procesos (PID) considerando las 102 influencias con distintos niveles de importancia (De SITE-94 [14]).....	102
Figura 20: Diagrama THMC para el escenario base de SR 97 (De SR 97 [15])	104
Figura 21: Esquema del procedimiento de desarrollo de escenarios en Kristallin-1 (Traducido de Kristallin-1 [20])	109
Figura 22: Representación gráfica de los factores externos y de las familias de escenarios de Enresa-97 [4].....	111
Figura 23: Geometría simplificada empleada para representar el campo cercano en AECL-94 (De AECL-94 [2])..	140
Figura 24: Red de segmentos aplicada en GEONET (De AECL-94 [2])	142
Figura 25: Procesos considerados en el modelo del lago y sus sedimentos en AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2])	143
Figura 26: Procesos considerados en el modelo del terreno de AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2]).....	144
Figura 27: Procesos considerados en el modelo de la atmósfera de AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2])	145
Figura 28: Modelo conceptual de transporte en el campo cercano para el escenario de referencia de TVO-92 (Traducido de TVO-92 [5]).....	148
Figura 29: Modelo de transporte en el campo cercano para el escenario de desaparición del contenedor de TILA-96 y TILA-99 (Traducido de TILA-96 [6]).....	149
Figura 30: Modelo de transporte en el campo cercano para el escenario de contenedor con defecto inicial de TILA-96 y TILA-99 (Traducido de TILA-96 [6]).....	150
Figura 31: Representación de los análisis del flujo de aguas subterráneas a escala regional-emplazamiento y a escala emplazamiento-contenedor (Traducido de TILA-99 [7])	154
Figura 32: Representación de un camino de migración desde la posición de almacenamiento, en la zona alterada por la excavación, en TILA-99 [7].....	155
Figura 33: Cadena de modelos empleados en H12 y flujo de información entre ellos (De H12 [9])	158
Figura 34: Esquema conceptual de los procesos de transporte en un canal de la geosfera considerados en el Caso de Referencia de H12, junto con los parámetros más relevantes (Modificado de H12 [9])	162

Figura 35: Esquema de los modelos (cajas) y los datos (elipses) empleados para los cálculos de transporte de radionucleidos en SR 97 (Traducido de SR 97 [15])	166
Figura 36: Geometría del modelo conceptual empleado en CALIBRE (De Project-90 [12])	169
Figura 37: Representación esquemática de las diferentes vías de salida de los radionucleidos a la roca de la geosfera, consideradas en el modelo de campo cercano de SR 97. (Modificado de SR 97 [15])	171
Figura 38: Componentes del modelo de características discretas en SITE-94, que incluye: a) zonas de fracturas deterministas; b) poblaciones de fracturas estocásticas; c) la masa de roca representada por una malla ortogonal; y d) la zona alterada por la excavación. (Traducido de SITE-94 [14])	176
Figura 39: Cadena de modelos de Kristallin-1, que incluye los códigos STRENG, RANCHMD y TAME y los procesos y modelos de apoyo considerados (Traducido de Kristallin-1 [20])	181
Figura 40: Representación esquemática del sistema de almacenamiento y de las características conductoras de agua consideradas en el Caso Base de Gewähr (Modificado de Gewähr [19])	183
Figura 41: Modelo hidrogeológico de campo cercano en Gewähr. (Modificado de Gewähr [19])	184
Figura 42: Representación esquemática de la relación entre el modelo hidrogeológico conceptual y los modelos numéricos a escala regional, local y de bloque. (Modificado de Kristallin-1 [20])	185
Figura 43: Modelización del campo cercano en Kristallin-1. A la izquierda se muestra una sección transversal del túnel de almacenamiento con las características del campo cercano, y a la derecha, la representación en el modelo de estas características y de los procesos importantes para el transporte en el campo cercano (Modificado de Kristallin-1 [20])	186
Figura 44: Modelo de transporte de doble porosidad: Se representa la advección y dispersión longitudinal en conductos plano paralelos (a) o en conductos tubulares (b) y la difusión en matriz de roca perpendicular a la dirección de advección- dispersión. (Modificado de Kristallin-1 [20])	188
Figura 45: Esquema del modelo integrado empleado en el ejercicio Enresa-97 (De Enresa-97 [4])	189
Figura 46: Esquema del campo cercano (contenedor, perforación, EDZ y galería de almacenamiento), y su representación en el código de cálculo, para el ejercicio de GRS (Modificado de SPA [23])	195
Figura 47: Estimación de la dosis anual total y debida a los radionucleidos más significativos para el análisis determinista. (Traducido de AECL-94 [2])	213
Figura 48: Efectos de las características del diseño del almacenamiento y del emplazamiento sobre la dosis anual media en AECL-94, a los 10^5 años, promediada a partir de 500 simulaciones. La primera barra representa la dosis anual media en el Escenario de Referencia (ER), y las demás las dosis anuales medias para cada caso en relación con la del ER (Traducido de AECL-94 [2])	215
Figura 49: Representación del comportamiento de las barreras a los 10^5 años, en AECL-94. Las 8 últimas columnas de cajas ilustran la mínima efectividad posible de cada una de las barreras para los	

radionucleidos indicados y la primera columna la de las 8 barreras conjuntamente: La longitud de las cajas indica la efectividad de la barrera: a mayor longitud, mayor efectividad y menor liberación de contaminante (Traducido de AECL-94 [2])	216
Figura 50: Riesgo para los escenarios de intrusión humana inadvertida en AECL-94 (Traducido de AECL-94 [2]).....	218
Figura 51: Tasas de dosis para el escenario de referencia de TVO-92 [5]	221
Figura 52: Tasas de dosis para el escenario de referencia de TILA-96 [6]	221
Figura 53: Tasas de dosis en el escenario SH-sal50 de defecto inicial pequeño del contenedor, datos de flujo y transporte medios y aguas subterráneas salinas de TILA-99 [7]	221
Figura 54: Tasas de dosis en el escenario DC-ns50 de «desaparición» del contenedor con datos de flujo y transporte medio y aguas subterráneas no salinas de TILA-99 [7]	222
Figura 55: Tasas de dosis en los escenarios de aguas de fusión glacial (gmw) y fallas posglaciales (pgf) en los escenarios de «desaparición» del contenedor de TILA-99 [7]	226
Figura 56: Tasas de dosis correspondientes a la liberación desde la roca del campo cercano (ignorando el retardo en la MWCF) para el Caso de Referencia de H12 [9].....	229
Figura 57: Tasas de dosis correspondientes a la liberación desde la MWCF a la biosfera en el Caso de Referencia de H12 [9]	230
Figura 58: Tasas de dosis asociadas a los casos de levantamiento / erosión del terreno y cambio climático y en el nivel del mar de H12 [9]	235
Figura 59: Dosis individuales para el Escenario Central de KBS-3, considerando la liberación desde 4.400 contenedores y la descarga de los contaminantes a la biosfera vía un pozo (De KBS-3 [11])	238
Figura 60: Dosis en función del tiempo para la realización correspondiente al percentil 95 de la distribución de dosis máximas hasta los 10.000 años en el ER de SKB-91 [13]	239
Figura 61: Dosis Potencial Intermedia (IDP) para la liberación desde el campo cercano en el Escenario de Referencia de SITE-94 [14]	240
Figura 62: Dosis anuales para la liberación desde el campo lejano en el Escenario de Referencia de SITE-94 [14]	241
Figura 63: Dosis a la biosfera para el CR del emplazamiento de Aberg en SR 97 (Traducido de SR-97 [15]).....	242
Figura 64: Resultados probabilistas para los escenarios de zonas pantanosas en los tres emplazamientos de SR 97. Las líneas verticales discontinuas de colores representan los valores medios de las distribuciones acumuladas de dosis, es decir el riesgo, para cada emplazamiento (De SR 97 [15])....	243

Figura 65: Tasas de dosis intermedia posibles (IDPs) debidas a los radionucleidos I-129, Tc-99 y los de las cadenas de actínidos y la dosis total para la liberación desde el campo cercano en el Escenario Centra de SITE-94 con condiciones oxidantes en todo el almacenamiento (De SITE-94 [14])	249
Figura 66: Representación de las dosis anuales totales y las debidas a los radionucleidos más significativos en Kristallin-1 para: a) el Caso Base; y b) el Caso Base con transporte instantaneo en la geosfera y liberación directa del campo cercano a la biosfera (Traducido de Kristallin-1 [20])	255
Figura 67: Dosis anuales totales y debidas a los distintos radionucleidos en el escenario de Gewähr con valores de retención conservadores (Traducido de Gewähr [19])	257
Figura 68: Representación de las dosis anuales totales para el escenario de Clima Seco y el de Ausencia de las gravas del Rin, comparadas con las del Caso de Referencia de Kristallin-1 (Modificado de Kristallin-1 [20])	260
Figura 69: Dosis anuales medias en el Escenario de Referencia de Enresa-97 [4].....	262
Figura 70: Resultados para el Escenario de Pozo de Producción de Enresa-97 [4]	265
Figura 71: Resultados para el Escenario de Sellos degradados de Enresa-97 [4]	266
Figura 72: Tasas de dosis debidas a los radionucleidos considerados, en el escenario de referencia del ejercicio de GRS (De SPA [22])	267
Figura 73: Tasa de dosis totales para el escenario de referencia y los 3 escenarios alternativos (transporte a través de la EDZ, capa sedimentaria, y pozo profundo) en el ejercicio de GRS (De SPA [22]).....	269
Figura 74: Tasas de dosis efectivas para el escenario de referencia de IPSN, con el modelo común de término fuente de SPA. (De SPA [22]).....	269

1- The first part of the paper is devoted to the study of the properties of the function $f(x)$ defined by the equation $f(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{f(n)}{n!} x^n$. It is shown that $f(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $f(x) = f(x/2) + f(x/4) + \dots$.

2- In the second part, we study the properties of the function $g(x)$ defined by the equation $g(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{g(n)}{n!} x^n$. It is shown that $g(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $g(x) = g(x/2) + g(x/4) + \dots$.

3- In the third part, we study the properties of the function $h(x)$ defined by the equation $h(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{h(n)}{n!} x^n$. It is shown that $h(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $h(x) = h(x/2) + h(x/4) + \dots$.

4- In the fourth part, we study the properties of the function $k(x)$ defined by the equation $k(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{k(n)}{n!} x^n$. It is shown that $k(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $k(x) = k(x/2) + k(x/4) + \dots$.

5- In the fifth part, we study the properties of the function $l(x)$ defined by the equation $l(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{l(n)}{n!} x^n$. It is shown that $l(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $l(x) = l(x/2) + l(x/4) + \dots$.

6- In the sixth part, we study the properties of the function $m(x)$ defined by the equation $m(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{m(n)}{n!} x^n$. It is shown that $m(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $m(x) = m(x/2) + m(x/4) + \dots$.

7- In the seventh part, we study the properties of the function $n(x)$ defined by the equation $n(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{n(n)}{n!} x^n$. It is shown that $n(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $n(x) = n(x/2) + n(x/4) + \dots$.

8- In the eighth part, we study the properties of the function $o(x)$ defined by the equation $o(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{o(n)}{n!} x^n$. It is shown that $o(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $o(x) = o(x/2) + o(x/4) + \dots$.

9- In the ninth part, we study the properties of the function $p(x)$ defined by the equation $p(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{p(n)}{n!} x^n$. It is shown that $p(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $p(x) = p(x/2) + p(x/4) + \dots$.

10- In the tenth part, we study the properties of the function $q(x)$ defined by the equation $q(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{q(n)}{n!} x^n$. It is shown that $q(x)$ is a continuous function and that it satisfies the functional equation $q(x) = q(x/2) + q(x/4) + \dots$.

GLOSARIO DE ACRÓNIMOS

AEC	Comisión de la Energía Atómica de Japón (<i>Atomic Energy Commission</i>)
AECL	Atomic Energy of Canada Limited
AECB	Organismo regulador canadiense (<i>Atomic Energy of Canada Board</i>). En el año 2000, pasó a llamarse CNSC.
AGP	Almacenamiento Geológico Profundo
AMF	Diagrama de flujo de los modelos (<i>Assessment Model Flowchart</i>)
ANDRA	Agencia francesa de gestión de residuos radiactivos (<i>Agence Nationale pour la Gestion des Déchets Radioactifs</i>)
BfS	Organismo federal alemán responsable del almacenamiento y vertido de residuos radiactivos (<i>Bundesamt für Strahlenschutz</i>)
BMU	Ministerio de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de Alemania
BNFL	Empresa británica de fabricación de combustible (<i>British Nuclear Fuels Limited</i>). Ahora, BNF plc.
BWR	Reactor de agua en ebullición (<i>Boiling Water Reactor</i>)
CANDU	Diseño canadiense de reactores de agua pesada a presión (<i>Canadian Deuterium-Natural Uranium Reactor</i>)
CE	Comunidad Europea
CCNN	Centrales Nucleares
CEA	Comisión de Energía Atómica de Francia (<i>Commissariat à l'Energie Atomique</i>)
CLAB	Instalación sueca de almacenamiento temporal de combustible gastado (<i>Centralt Lager för Använt Kärnbränsle</i>)
CI	Combustible irradiado
COGEMA	Empresa francesa de fabricación de combustible nuclear (<i>Compagnie Générale des Matières Nucléaires</i>)
EDZ	Zona alterada por la excavación (<i>Excavation Damaged Zone</i>)
EECC	Elementos combustibles
EFEP	Características, sucesos y procesos externos (<i>External FEPs</i>)

EIA	Estudio de Impacto Ambiental (<i>Environmental Impact Assessment</i>)
EKRA	Grupo de expertos suizo sobre diferentes conceptos de almacenamiento de residuos radiactivos
ENRESA	Empresa Nacional de Residuos Radiactivos S.A. (España)
ES	Estudio de seguridad
EURATOM	Comunidad Europea de la Energía Atómica Europea (<i>European Atomic Energy Community</i>)
FEP	Características, sucesos y procesos (<i>Features, Events and Processes</i>)
GRS	Organización científico-técnica de Alemania para la seguridad nuclear y la gestión de residuos nucleares (<i>Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit</i>)
ICRP	Comisión Internacional de Protección Radiológica
IDP	Dosis potencial intermedia (<i>Intermediate Dose rate Potentials</i>)
I+D	Investigación y desarrollo
IPSN	Centro de apoyo técnico al organismo regulador francés (<i>Institut de Protection et de Sûreté-Nucléaire</i>)
IRF	Fracciones de liberación instantánea (<i>Instant Release Fraction</i>)
IVO	Empresa finlandesa operadora de CN (<i>Imatran Voima Oy</i>)
JNC	Centro de investigación japonés para el desarrollo de tecnología necesaria para completar el ciclo del combustible nuclear (<i>Japan Nuclear Cycle Development Institute</i>)
LWR	Reactor de agua ligera (<i>Light-Water Reactor</i>)
MOX	Combustible de óxido mixto (<i>mixed oxide</i>)
NIREX	Agencia británica de gestión de residuos radiactivos (<i>Nuclear Industry Radioactive Waste Executive</i>)
NRC	Organismo regulador de los EE.UU. (<i>Nuclear Regulatory Commission</i>)
NUMO	Agencia japonesa de gestión de residuos radiactivos (<i>Nuclear Waste Management Organization</i>)
OIEA	Organismo Internacional de la Energía Atómica (<i>International Atomic Energy Agency, IAEA</i>)
PAAG	Grupo asesor de la NEA dedicado a la evaluación del comportamiento (<i>Performance Assessment Advisory Group</i>)
PAGIS	Evaluación del comportamiento de sistemas de almacenamiento geológico (<i>Performance Assessment for Geological Isolation Systems</i>)

PNC	Corporación para el desarrollo de las CC.NN. y el Combustible Nuclear (<i>Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation</i>), sustituido en 1998 por JNC
POSIVA	Empresa finlandesa para la gestión de residuos radiactivos
PWR	Reactor de agua a presión (<i>Pressurised Water Reactor</i>)
PID	Diagrama de influencia de procesos (<i>Process Influence Diagram</i>)
PS	Sistema de Procesos (<i>Process System</i>)
P&T	Separación y transmutación (<i>Partitioning & Transmutation</i>)
RAA	Residuos de Alta Actividad
RSK	Autoridad alemana competente en materia de seguridad nuclear (<i>Reaktorsicherheits-Kommission</i>)
SKB	Agencia sueca de gestión de residuos radiactivos (<i>Svensk Kärnbränslehantering AB</i>)
SKI	Autoridad sueca competente en materia de seguridad nuclear (<i>Statens Kärnkraftinspektion</i>)
SSI	Instituto sueco de investigación (<i>Statens Strålskyddsinstitut</i>)
SSK	Autoridad alemana competente en materia de protección radiológica (<i>Strahlenschutz-Kommission</i>)
STUK	Autoridad finlandesa competente en materia de seguridad nuclear y protección radiológica (<i>Säteilyturvakeskus</i>)
TVO	Empresa finlandesa operadora de CCNN (<i>Teollisuuden Voima Oy</i>)
VVER	Reactor refrigerado y moderado por agua, de diseño ruso. (<i>Water - Cooled Water-Moderated Energy Reactor</i>)
UE	Unión Europea

GLOSARIO DE DEFINICIONES

Absorción	Proceso de sorción en la interfase sólido-líquido que tiene lugar dentro de los poros del sólido. La capacidad de absorción del sólido es proporcional a su volumen. (ver sorción)
Activación	Mecanismo por el cual un átomo que no es radiactivo se convierte en otro que lo es al someterse a un proceso de irradiación con neutrones o partículas cargadas. Los rayos gamma sólo producen activación cuando son de alta energía, por lo que, habitualmente, las sustancias que se someten a la radiación gamma no se vuelven radiactivas.
Actínidos	Cada uno de los elementos químicos de la serie de catorce, de número atómico comprendido entre el 90 (Torio) y el 103 (Laurencio), ambos incluidos, que ocupan el mismo lugar que el Actinio en la tabla periódica de los elementos. Constituyen una serie de transición interna, similar a la de los lantánidos, en los que se ocupan con catorce electrones los siete orbitales 5f.
Actividad	Cantidad de un nucleido radiactivo en un particular estado energético en un momento dado, que se puede expresar por el cociente dN/dt . Es por tanto una magnitud física que mide el número de transformaciones espontáneas ' dN ' (ver radiactividad) ocurridas en una sustancia por unidad de tiempo ' dt '. La unidad es el Becquerelio (Bq). En la práctica se usa el Curio (Ci) $1\text{Ci}=3,7 \cdot 10^{10} \text{ s}^{-1}$. Suele hablarse de residuos de baja, media o alta actividad de forma abreviada cuando se hace referencia a la actividad específica de dichos residuos.
Actividad específica	Número de desintegraciones nucleares por unidad de tiempo y por unidad de masa del material radiactivo. Se expresa en Ci/g o Bq/g. En una cantidad determinada de residuo radiactivo, habrá una actividad específica determinada para cada uno de los elementos radiactivos que contenga.
Acuífero	Formación geológica saturada, fisurada o porosa, capaz de almacenar y transmitir cantidades aprovechables de agua que dejar circular agua a su través ¹⁵ .
Adsorción	Proceso de sorción en la interfase sólido-líquido que tiene lugar en la superficie del sólido. La capacidad de adsorción del sólido es proporcional a su superficie específica efectiva. (Ver sorción)
Advección	Movimiento de una sustancia o transferencia de calor por el movimiento de un fluido en el cual dicha sustancia esté presente, debido a la existencia de un gradiente hidráulico o de temperatura. En los análisis de seguridad de los AGP de residuos radiactivos se suele utilizar para describir el movimiento de radionucleidos debido al movimiento del agua en el cual se hallan disueltos o suspendidos.
Almacenamiento	Disposición de los residuos radiactivos en una instalación que proporciona la adecuada protección de las personas y el medio ambiente, pudiendo incluir dis-

¹⁵ Glosario Internacional de Hidrología, Unesco, 1992.

posiciones para la vigilancia y control. En función del período puede ser a corto o a largo plazo y temporal o definitivo. Se habla de almacenamiento definitivo (*disposal*), cuando no se tiene intención alguna de recuperar los residuos, lo cual no implica que no sea posible. Se habla de almacenamiento temporal (*storage*) cuando se contempla la posibilidad de su recuperación.

Almacenamiento geológico	Aislamiento de los residuos, mediante la interposición de un sistema combinado de barreras de ingeniería y naturales entre el residuo y la biosfera, en un medio geológico estable a varios cientos de profundidad. Frecuentemente es la solución seguida para los residuos de larga vida y/o alta actividad.
Almacenamiento temporal	Disposición de los residuos en una instalación diseñada para tal fin, que cuenta con medidas de vigilancia y control, y proporciona el aislamiento de los residuos y la protección radiológica y ambiental, previéndose medidas ulteriores de tratamiento, transporte y evacuación (o en su caso reproceso). Las instalaciones de almacenamiento temporal permiten el almacenamiento de los residuos durante el tiempo necesario para que la actividad que contienen descienda hasta unos valores fijados previamente. El almacenamiento temporal del CI, puede realizarse en seco (contenedores, nichos, bóvedas, etc.) o en húmedo (en piscinas), dentro del área del emplazamiento de una central nuclear o fuera del mismo.
Análisis de consecuencias	Análisis de seguridad que evalúa las dosis de radiación colectivas o individuales a las personas a partir de las descargas y el transporte de los radionucleidos desde la instalación nuclear al entorno humano mediante una serie de supuestos escenarios de liberación y transporte.
Análisis del comportamiento («Performance Analysis»)	Análisis cuantitativo de un conjunto de procesos importantes para el comportamiento de una o varias partes o subsistemas del sistema de almacenamiento y cálculo de los parámetros de interés indicadores del comportamiento de dichos sistemas o subsistemas del almacenamiento [28].
Análisis determinista	Método de estudio del comportamiento de un sistema definido mediante parámetros, características y sucesos, a los que se les asigna un conjunto fijo de valores.
Análisis de incertidumbre	Análisis para calcular las incertidumbres y los intervalos de error de las cantidades implicadas y en los resultados de la solución de un problema. Requiere el uso de técnicas estadísticas y la definición de la información de entrada de modo probabilística.
Análisis de riesgos	Análisis del riesgo asociado a una tecnología o sistema, considerando los posibles sucesos y sus probabilidades de ocurrencia junto a sus potenciales consecuencias, la distribución de estas consecuencias dentro de la población(es) afectada(s), el factor tiempo y las incertidumbres de las estimaciones.
Análisis probabilista	Método estadístico de estudio del comportamiento de un sistema definido mediante parámetros, características y sucesos cuyos valores vienen representados

	mediante distribuciones estadísticas. El resultado de tales estudios es también una distribución.
Análisis de Seguridad («Safety Analysis»)	Análisis cuantitativo del conjunto de procesos identificados como más importantes para el comportamiento global del sistema de almacenamiento y cálculo de los indicadores del comportamiento global del sistema considerados en la normativa y criterios reguladores aplicables (ej. Dosis a miembros del grupo crítico, riesgo radiológico) [28]
Análisis de sensibilidad	Examen cuantitativo o semicuantitativo de cómo el comportamiento de un sistema varía con los cambios, normalmente al variar los valores de los parámetros que lo gobiernan. Las dos aproximaciones comunes son: a) la <i>variación de los parámetros</i> , en las cuales se investiga la variación de los resultados como consecuencia de la variación de uno o más de los parámetros de entrada dentro de un rango razonable alrededor de un valor de referencia o de la media, y b) <i>análisis de una perturbación</i> , en los cuales la variación de los resultados respecto a cambios en todos los valores de los parámetros de entrada se obtienen mediante técnicas diferenciales o de integración.
Análogo natural	Situación en la naturaleza con características paralelas a los sistemas construidos por el hombre. En particular, pueden estudiarse los radionucleidos presentes en yacimientos minerales con una historia de migración durante largos periodos de tiempo y los resultados utilizarse para predecir el comportamiento potencial de radionucleidos similares almacenados en un repositorio.
Aproximación integrada	Término referido a la estrategia lógica y óptima para la planificación e implementación de un programa de gestión de residuos como un todo, desde la generación de estos hasta su almacenamiento, de modo que las interacciones entre las diferentes fases de la gestión sean tenidas en cuenta con objeto de que decisiones tomadas en una fase dada, no excluyan alternativas de las fases siguientes.
Backfill (Material de relleno/ sellado)	Material utilizado para rellenar las partes excavadas del repositorio (pozos, galerías, etc.) después de que los residuos hayan sido depositados en él.
Barrera	Característica natural o artificial que se interpone entre los residuos y el hombre para impedir o retardar la llegada de los radionucleidos al medio ambiente, hasta que su actividad haya caído hasta niveles aceptables. Comúnmente se habla de barrera química-física (inmovilizado del residuo y confinamiento en contenedores), barrera de ingeniería (instalación donde se colocan los residuos) y barrera geológica (el medio de la corteza terrestre en el que se sitúan los residuos). El concepto de un AGP se basa en el concepto de un sistema multibarrera o de barreras múltiples.
Bentonita	Arcilla formada a partir de la alteración de cenizas volcánicas, compuesta principalmente por montmorillonita y otros minerales del grupo de la esmectita.

Normalmente utilizada como material de sellado por su baja permeabilidad, alta capacidad de sorción y alta capacidad de hinchamiento.

Biosfera	Parte del medioambiente normalmente habitada por organismos vivos. Aunque en la práctica no se define con gran precisión, se considera que incluye la atmósfera, la hidrosfera (mares, océanos, lagos y aguas superficiales) y la parte mas superficial de la litosfera normalmente asociada con la actividad humana (el suelo, los sedimentos y el subsuelo afectado por las labores humanas, en particular las agrícolas).
Buffer (Material de sellado)	Material colocado alrededor del contenedor de residuos en un repositorio, como barrera adicional para estabilizar en ambiente circundante, restringir el acceso del agua subterránea y reducir por sorción la tasa de escapes eventuales de radionucleidos desde los residuos.
Calibración	Proceso de ajuste de un modelo en el que se busca que los resultados del modelo reproduzcan lo más fielmente posible la información disponible sobre el sistema real. La calibración de un modelo es tanto más necesaria cuanto mayor es la incertidumbre existente en los parámetros o más simplistas son las hipótesis conceptuales realizadas. El proceso puede ser realizado manualmente, por tanteos sucesivos, o automáticamente, mediante algoritmos que minimicen las diferencias entre los resultados del modelo y los datos disponibles.
Campo cercano o campo próximo	La parte del almacenamiento próxima o en contacto con los residuos, incluyendo el propio bulto de residuo, los materiales de relleno y sellado y la zona de la roca almacén cuyas características se hayan visto alteradas por la construcción del repositorio y su contenido.
Campo lejano (geosfera)	La zona de la geosfera excluido el repositorio, e incluyendo los estratos circundantes a una distancia desde el repositorio tal que, con fines de su modelización, el repositorio puede considerarse como una entidad independiente, no diferenciándose el efecto de los contenedores de residuos individuales. En términos prácticos, el campo lejano está constituido por el resto de la formación geológica no incluida en el campo cercano.
Ciclo (del combustible nuclear)	Todas las operaciones asociadas con la producción de energía nuclear, incluyendo: la minería, el procesado y enriquecimiento de U o Th, la fabricación del combustible nuclear, la operación de los reactores nucleares, el reprocesado o no del combustible gastado, el desmantelamiento de instalaciones, y cualquier actividad de I+D relacionada y las actividades asociadas a la gestión de los residuos radiactivos.

Atendiendo a la estrategia adoptada para la parte final del ciclo del combustible, una vez que el combustible nuclear es descargado del reactor, se distingue entre:

- *Ciclo abierto:* Cuando no se prevé la reutilización de los materiales contenidos en el combustible irradiado y se decide gestionar dicho combustible gas-

tado o irradiado como residuo. Es la opción adoptada en España, EE.UU. Suecia o Finlandia.

- *Ciclo cerrado*: Cuando el combustible gastado se reprocesa para separar el uranio y el plutonio del resto de componentes y reciclarlos en la fabricación de nuevos elementos combustibles. En este caso, los residuos líquidos de alta actividad procedentes del reproceso, solidificados mediante vitrificación, constituyen el residuo a gestionar (RAA). Es la opción adoptada por países como Francia, Reino Unido o Japón.

Clausura	Operación consistente en la finalización de todas las operaciones de ingeniería (u otras) realizadas tras el emplazamiento de los residuos, el relleno y sellado de la instalación de almacenamiento, con el fin de dejar dicha instalación en condiciones seguras a largo plazo.
Coeficiente de Distribución (K_d)	Relación entre la cantidad de sustancia sorbida por unidad de masa de sólido seco y la concentración de sustancia en una solución en contacto con el sólido. En el Sistema Internacional se expresa en m^3/kg . Supone condiciones de equilibrio.
Coeficiente de transferencia	En modelos de compartimentos, es la constante que expresa la cantidad de sustancia que se transfiere de un compartimento a otro como una fracción del compartimento fuente.
Código	Programa informático utilizado para resolver numéricamente las ecuaciones de un modelo. Generalmente, el código consiste en los algoritmos numéricos necesarios para la resolución de los sistemas de ecuaciones resultantes del modelo matemático.
Coloide	Estado de subdivisión de la materia en la cual el tamaño de la partícula puede variar desde comportarse como una solución 'molecular' verdadera hasta una suspensión. El tamaño de las partículas varía entre 1-1000 nm y las partículas se encuentran dispersas en la fase líquida sin formar parte del sedimento. Los trasuranidos tienen cierta tendencia a coagular y formar macromoléculas por polimerización bajo ciertas condiciones naturales.
Conductividad hidráulica	Capacidad de un medio poroso para permitir el flujo de agua a su través. Coeficiente de proporcionalidad entre el caudal unitario (velocidad de Darcy) y el gradiente hidráulico en un medio poroso y en condiciones de flujo en régimen laminar. Su valor depende del medio poroso y de las propiedades del agua.
Contenedor	Recipiente diseñado para alojar el combustible irradiado o el material radiactivo con el fin de facilitar su transporte o almacenamiento.
Cooprecipitación	Precipitación simultánea de un componente soluble con otro macrocomponente de la misma solución acuosa, formando cristales mixtos por adsorción, oclusión o atrapamiento mecánico.

Corrosión	Ataque químico o electroquímico en la superficie de un material, que destruye dicha superficie. Cabe diferenciar entre la corrosión general o uniforme en toda la superficie del material y la corrosión local que supone una aceleración de la misma en áreas susceptibles concretas de dicha superficie. Corrosión 'Crevice', que consiste en una degradación química localizada en poros, junta, pernos o cualquier otra discontinuidad física. Corrosión por picadura ('Pitting') que consiste en una corrosión selectiva localizada alrededor de cavidades en la superficie del metal.
Criticidad	Término utilizado en física del reactor para describir la condición existente cuando el número de neutrones producidos por fisión coincide con el número de neutrones absorbidos y fugados del reactor y se establece una reacción nuclear en cadena automantenida. En un sistema de almacenamiento debido a las cantidades considerables de actínidos, se puede producir, después de un cierto tiempo, una acumulación de ^{239}Pu y/o ^{235}U , que en presencia de neutrones y de un moderador apropiado (como es el agua subterránea que pueda acceder a las inmediaciones del contenedor de residuos), provoque una reacción de fisión automantenida, dándose condiciones de criticidad. La criticidad es un factor considerado en el análisis de la seguridad de un AGP de RAA, dadas las posibles implicaciones negativas para la seguridad del almacenamiento.
Daño (nuclear)	Pérdidas de vidas humanas, lesión corporal o perjuicio material que se produce como resultado directo o indirecto de la radiactividad o de su combinación con las propiedades tóxicas, explosivas u otras peligrosas de los materiales radiactivos o de cualquier otra fuente de radiación.
Desintegración radiactiva	Proceso espontáneo por el cual átomos de núcleos inestables disipan su exceso de energía emitiendo una partícula, capturando un electrón orbital o fisionándose. Los tipos de desintegración radiactiva más importantes son la desintegración alfa, beta, la captura electrónica, conversión interna, gamma y la fisión espontánea.
Difusión	Movimiento de átomos o moléculas en un gas, líquido o sólido desde una zona con concentraciones altas hacia regiones con concentraciones menores (gradiente de concentración) debido al movimiento Browniano de las partículas. El proceso de la difusión molecular obedece a la Ley de Fick, que establece que el flujo másico difusivo es directamente proporcional al gradiente de concentración cambiado de signo. La constante de proporcionalidad se denomina <i>coeficiente de difusión</i> .
Dispersión	La diseminación de los radionucleídos en el aire (dispersión aerodinámica) o el agua (dispersión hidrodinámica) resultante de los procesos físicos que afectan a la velocidad de cada una de las moléculas en el medio.
Disolución	Mezcla homogénea a nivel molecular de dos o más sustancias. Una disolución está formada por solutos y disolvente. Se denomina soluto a cada uno de los componentes minoritarios de una disolución respecto al disolvente. Este último

es el componente mayoritario de una disolución con respecto al soluto o solutos presentes.

Dosis	Medida de la energía depositada por la radiación en un cuerpo.
Dosis absorbida	Cantidad dosimétrica fundamental definida como $D = dE / dm$, con dE la energía media suministrada por la radiación ionizante a un elemento de volumen de masa dm . La unidad de medida es el Gray (Gy).
Dosis colectiva	Es la dosis efectiva para el conjunto de personas expuestas a una fuente de radiación. Se denomina también dosis efectiva colectiva. La unidad de medida es el sievert por persona (Sv.p.).
Dosis efectiva (dosis equivalente efectiva)	Es la dosis equivalente ponderada por la diferente sensibilidad al daño de los distintos órganos y tejidos del cuerpo humano. Los factores de corrección se llaman «factores de ponderación de los tejidos». La unidad de medida es el Sievert (Sv): $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/Kg}$. Hasta hace poco tiempo este término se denominaba «dosis equivalente efectiva», pero las últimas recomendaciones de la ICRP se ha simplificado la denominación.
Dosis equivalente	Es la dosis absorbida ponderada por el daño biológico que producen los distintos tipos de radiación sobre el medio considerado (órganos y tejidos biológicos). Los factores de corrección se denominan «factores de ponderación de la radiación». La unidad de medida es el Sievert (Sv): $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/Kg}$.
Efecto biológico	Transformaciones producidas por la radiación ionizante cuando incide en un organismo vivo como, por ejemplo, el cuerpo humano. Pueden ser de dos tipos: - Determinísticos (o no estocásticos) Son aquellos en los que una relación causal entre la dosis y el efecto. Únicamente se manifiestan cuando la dosis alcanza o supera un determinado valor (llamado nivel umbral) y su gravedad depende, de la dosis recibida. - Probabilísticos (o estocásticos) Son aquellos en los que la relación entre dosis y efecto es de naturaleza probabilística. Carecen de dosis umbral y su gravedad no depende, linealmente, de la dosis recibida
Eh	Medida cuantitativa del potencial redox o de oxidación/reducción de un sistema (ver potencial redox).
Escenario	Conjunto de características, sucesos y procesos frecuentemente utilizados en los análisis o evaluaciones para representar posibles condiciones futuras y/o sucesos a modelar tales como posibles accidentes en una instalación nuclear o la posible evolución de un repositorio y su entorno. Un escenario puede representar las condiciones en un punto discreto del tiempo o un único suceso, o una historia de condiciones y/o sucesos.

Especificación	Término referido a la forma(s) química(s), valencia, propiedades de cada elemento químico presente en el agua bajo un conjunto de condiciones (pH, Eh, ligandos, fuerza iónica, potencial redox, etc.)
Estudio de seguridad («Safety Case»)	Compilación del conjunto de argumentos que sirve de base a la evaluación de la seguridad a largo plazo del almacenamiento, en una etapa dada del desarrollo de dicho almacenamiento. Comprende, además de la evaluación de la seguridad, una declaración de la confianza en los resultados de dicha evaluación. En éste, se deberían identificar aquellas cuestiones sin resolver y establecer un plan de trabajo para que sean abordadas en las etapas sucesivas del proceso de desarrollo del AGP [27].
Evaluación del comportamiento («Performance Assessment»)	Comprende además del análisis del comportamiento, la comparación de los parámetros calculados con los criterios de diseño o criterios reguladores aplicables (Ej.: máximas temperaturas permitidas, mínimo tiempo de viajes de las aguas subterráneas, liberación de contaminantes desde un subsistema). Un análisis del comportamiento pasa a ser un análisis de seguridad cuando el sistema en consideración es la totalidad del sistema de almacenamiento y la medida de comportamiento es el impacto radiológico u otra medida global del impacto en términos de seguridad [28].
Evaluación del riesgo:	Evaluación del riesgo radiológico. Lleva implícito la evaluación de consecuencias radiológicas y de las probabilidades de éstas.
Evaluación de seguridad («Safety Assessment»)	Comprende además del análisis de seguridad, la demostración de que se ha analizado un conjunto suficientemente completo de procesos y de que se han empleado datos y modelos adecuados, así como la comparación de los indicadores del comportamiento global del sistema calculados con los criterios o límites reguladores aplicables [28].
Evaluación de impacto Ambiental	Conjunto de estudios, informes técnicos y consultas que permitan estimar las consecuencias que un determinado proyecto o actividad, como por ejemplo un almacenamiento de residuos, puede causar sobre la salud humana y el medio ambiente, teniendo en cuenta aspectos físicos, ecológicos, culturales y socioeconómicos.
Exclusión iónica	Fenómeno que causa un déficit de iones en las proximidades de las superficies minerales cargadas. En el caso de materiales arcillosos, el exceso de carga negativa presente en las superficies minerales provoca un déficit de aniones en las proximidades de dichas superficies, debido a repulsiones electrostáticas. En este caso se habla de exclusión aniónica.
FEP	Acrónimo de «Features, Events and Processes» (Características, Sucesos y Procesos) surgido para la definición y selección de escenarios de un almacenamiento de residuos radiactivos.
Fondo radiactivo natural	Conjunto de radiaciones ionizantes que existen en el medio ambiente de forma natural y que provienen de fuentes cósmicas o radiactivas terrestres.

Frente redox	Frente que separa dos zonas con marcadas diferencias en el estado redox de las soluciones y/o de las fases sólidas.
Fuerza iónica	En una solución con partículas cargadas (iones) la fuerza iónica se expresa matemáticamente como la mitad de la suma de las concentraciones molales de cada ión por el cuadrado de sus cargas. Es un modo de expresar la concentraciones eficaces de los constituyentes en el agua subterránea. Es una propiedad que afecta, por ejemplo, al cálculo de los coeficientes de actividad, a la estabilidad coloidal, a la capacidad para lixiviar los residuos desde los contenedores y al transporte de radionucleidos.
Geosfera	Ver campo lejano.
Gestión de residuos radiactivos	Conjunto de actividades técnicas y administrativas necesarias para la manipulación, tratamiento, acondicionamiento, transporte, almacenamiento y evacuación de residuos radiactivos, cuyo objetivo final es proteger a las personas y al medio ambiente de las radiaciones que emiten los radionucleidos contenidos en los residuos, minimizando las cargas de esa protección a las generaciones futuras.
Glaciación	Cada una de las grandes invasiones de hielo que en épocas remotas acontecieron en zonas muy extensas de distintos continentes ¹⁶ .
Gradiente hidrogeológico	Variación del nivel piezométrico por unidad de longitud en la dirección del flujo ¹⁷ .
Intercambio iónico	Intercambio de los iones del mismo signo entre un sólido y un líquido ¹⁸ . Intercambio, normalmente reversible, de un ión por otro ambos en una superficie sólida o dentro de una redícula.
Límites anuales de dosis	Valores máximos, referidos siempre a los 12 últimos meses, de las dosis que pueden ser recibidas por los trabajadores profesionalmente expuestos y los miembros del público. Estos valores están fijados legalmente y en ellos no se tienen en cuenta las dosis resultantes del fondo radiactivo natural ni de las exposiciones sufridas como consecuencia de exámenes o tratamientos médicos. Los límites de dosis se aplican a la suma de las dosis recibidas por exposición externa, durante el periodo considerado, y de la dosis interna integrada resultante de la incorporación de radionucleidos que haya podido tener lugar durante ese mismo periodo.
Juicio de expertos	Metodología para abordar las incertidumbres del conocimiento, que trata de recoger o capturar el estado del arte del conocimiento de los expertos sobre temas inciertos y sobre los cuales no existen datos suficientes.

¹⁶ Diccionario de la Lengua Española de la Real Academia.

¹⁷ Glosario Internacional de Hidrología, Unesco 1992.

¹⁸ Diccionario de Términos Científicos y Técnicos de la Real Academia

Matriz de interacción	Metodología para la estructuración de los FEPs y de las interacciones entre ellos, en la que se sitúan en la diagonal de una matriz los parámetros y variables principales (FEPs) y en los elementos fuera de la diagonal las interacciones entre ellos, con la dirección de la interacción según el sentido de las agujas del reloj.
Migración	Usado como sinónimo de transporte de solutos. Término que engloba a todos los posibles mecanismos de transferencia de masa. Los principales mecanismos de migración en un medio poroso son: advección, difusión y dispersión.
Modelo	Representación idealizada y, por lo tanto, simplificada de un sistema real.
Modelo conceptual	Idealización cualitativa para la descripción un sistema o subsistema con un propósito determinado. Incluye la geometría y dimensiones del sistema, las condiciones iniciales y de contorno, la dependencia temporal, y la naturaleza de los procesos y características mas importantes, así como los valores de los parámetros involucrados en dichos procesos.
Modelo matemático	Conjunto de ecuaciones que describen los procesos considerados en el modelo conceptual. En el caso de modelos sencillos, puede ser posible resolver el modelo matemático usando soluciones analíticas (exactas). En este caso se habla de un modelo analítico.
Modelo numérico	En modelos complejos las ecuaciones del modelo matemático no se pueden resolver analíticamente. Por ello se recurre a soluciones numéricas del modelo matemático. El modelo numérico contiene un conjunto de ecuaciones que se resuelven mediante ordenadores utilizando códigos de cálculo.
Nivel piezométrico	Suma del potencial de elevación y del potencial de presión en un punto dentro un líquido, expresada en unidades de altura ¹⁷ .
pE	Medida cuantitativa del potencial redox o de oxidación/reducción de un sistema (ver potencial redox). Es un parámetro que se define, de forma análoga al pH, como logaritmo decimal del inverso de la actividad del electrón ($pE = -\log a_e$). El pE se relaciona con el Eh con la expresión: $pE = (F/2.303RT)Eh$, siendo F la constante de Faraday, R la constante de los gases y T la temperatura.
pH	Medida cuantitativa que se emplea para caracterizar el grado de acidez de una disolución. Se define como el logaritmo decimal del inverso de la actividad del ión hidrógeno.
Periodo de semidesintegración	Tiempo durante el cual el número de átomos radiactivos que existe inicialmente en una sustancia radiactiva se reduce a la mitad. Se representa por la letra T, y es igual a: $T = (0.693/\lambda)$, siendo λ la constante de desintegración radiactiva. No se debe de confundir este término con la vida media ($1/\lambda$).

Porosidad	Relación entre el volumen de huecos y el volumen total del medio poroso considerado.
Porosidad efectiva	Cantidad de espacios porosos interconectados que permiten la transmisión de fluidos. Se expresa como la relación entre el volumen de intersticios interconectados y el volumen total del medio poroso.
Potencial redox	Es una medida del estado de oxidación del sistema. Voltaje asociado a una reacción redox. Corresponde al Eh si se expresa respecto al electrodo estándar de hidrógeno. Medida de la capacidad de una especie para ganar o perder electrones, es decir, la capacidad para reducirse u oxidarse. Se mide en voltios y en relación con un potencial de referencia de valor cero, que corresponde al electrodo normal de hidrógeno H_2/H_3O^+ .
Precipitación	Formación de una fase sólida en el seno de una disolución. En el caso de un electrolito el precipitado se forma cuando el producto de las concentraciones de sus iones sobrepasa el valor del producto de solubilidad ¹⁸ .
Presión hidrostática	Presión estática ejercida por la carga de agua existente en un punto dado.
Producto de activación	Nucleido, comúnmente radiactivo, generado a partir de un material, cuyos átomos se encontraban inicialmente en estado estable, como consecuencia de la absorción o captura de partículas, generalmente neutrones.
Producto de fisión	Nucleido, estable o inestable, que es miembro de una cadena de fisión. Puede ser un fragmento de fisión o uno de sus descendientes.
Quemado (grado de)	Cantidad de energía extraída de la unidad de masa de un combustible nuclear desde que se introduce en el reactor. Suele expresarse en megavatios hora (o día) por tonelada de combustible (MWd/tU), o de metal pesado (MWd/tMP). En el combustible nuclear y para un nucleido fisionable dado, relación entre el número de átomos fisionados y los inicialmente presentes. Suele expresarse en tanto por ciento.
Quemado (combustible nuclear)	Proceso en el que a partir de la introducción en un reactor nuclear de materiales de control y venenos u otras sustancias, se transforman los átomos del combustible como consecuencia de las reacciones nucleares que se experimentan, aprovechándose la energía generada.
Radiaciones ionizantes	Nombre genérico empleado para designar las radiaciones de naturaleza corpuscular o electromagnética que en su interacción con la materia producen iones, ya sea de forma directa o indirectamente.
Radiactividad	Propiedad de algunos elementos químicos de emitir partículas o radiaciones electromagnéticas. Esta propiedad se debe a la existencia de una descompensación entre el número de neutrones y de protones del núcleo del átomo, que provoca una inestabilidad y una liberación de la energía acumulada en forma de

partículas u ondas. La radiactividad natural se debe a elementos que emiten radiaciones espontáneamente, como es el caso del uranio, el torio, el radón, etc.

Radiólisis	Proceso de descomposición química de la materia (fundamentalmente en el agua subterránea pero también en la materia orgánica, etc) provocado por la incidencia de radiaciones ionizantes de alto poder energético. Los dos procesos principales de la radiólisis del agua son la ionización y la excitación electrónica, que se producen en un tiempo inferior a 10^{-16} segundos.
Radiotoxicidad	Toxicidad debida a las radiaciones ionizantes emitidas por un radionucleido incorporado al organismo y por sus productos resultantes. La radiotoxicidad no sólo depende de las características radiactivas del radionucleido, sino también de su estado físico y químico así como del metabolismo de ese elemento en el organismo.
Repositorio	Traducción del término inglés «repository». Instalación nuclear en la que se colocan los residuos con el fin de ser almacenados de manera definitiva en ella. No se considera la posible recuperación futura de tales residuos.
Reproceso	Recuperación del material fisionable presente en el combustible nuclear irradiado con el fin de ser reutilizados en la fabricación de nuevo combustible. Llevado a cabo mediante una separación química del Uranio y Plutonio de otros productos de fisión y trasuránidos. Determinados productos de fisión pueden ser también recuperados.
Residuo radiactivo	Cualquier materia (sólida, líquida o gaseosa) que contiene o está contaminada con radionucleidos en concentraciones superiores a las establecidas por las autoridades competentes, para el cual no está previsto ningún uso. Se generan en la producción de energía eléctrica de origen nuclear y en la utilización de radioisótopos en múltiples actividades (industria, medicina, agricultura, investigación, etc.).
Residuos de alta actividad (RAA)	Residuos con una elevada actividad específica en emisores de vida corta, contienen radionucleidos emisores alfa de vida larga en concentraciones apreciables y pueden ser grandes productores de calor: • Los líquidos altamente radiactivos, conteniendo la mayor parte de los productos de fisión y algunos actínidos, que se separan en el primer ciclo de extracción con disolventes durante el reproceso del combustible irradiado, así como los efluentes relacionado con dicho proceso; • El combustible nuclear irradiado, si ha sido declarado residuo, y • Cualquier otro residuo de actividad comparable a uno de los dos anteriores.

En general los HLW se consideran residuos de vida larga. Es también característico de ellos su elevada potencia térmica

Residuos radiactivos de baja y media actividad

Residuos con una actividad específica baja, radionucleidos emisores beta-gamma con periodos de semidesintegración menores de 30 años y contenido limitado en emisores alfa de vida larga (periodos de semidesintegración de varios miles de años.

- Residuos radiactivos de media actividad: Son los de menor nivel de actividad y de generación de calor que los de alta actividad pero que todavía requieren blindaje durante su transporte y manipulación. El término se usa, en forma general, para referirse a todos los residuos no definidos como de alto o de bajo nivel.
- Residuos radiactivos de baja actividad: Son aquéllos que, por su bajo contenido radiactivo, no requieren blindaje durante su manipulación y transporte.
- Residuos de vida larga: Residuos radiactivos con un contenido importante en nucleidos de vida larga con radiotoxicidad suficiente, en cantidades y o concentraciones, que requieren el que sean aislados durante un largo plazo de la biosfera. Se refiere a vidas medias superiores a los 30 años.

Retardo (factor)

Retraso que experimentan las especies químicas en solución en su migración por el medio subterráneo, resultado de un conjunto de procesos que tiene lugar entre las especies en solución y el medio a través del cual se desplazan.

Coeficiente de Retardo (R_d)

Medida de la capacidad de un medio poroso para retrasar el movimiento de un radionucleido transportado en el medio fluido que circula a su través. Viene expresado mediante: Donde el ρ_b es la densidad aparente del medio, n la porosidad y K_d el coeficiente de distribución.

Riesgo

En general riesgo es la probabilidad o posibilidad de que determinado suceso ocurra dentro de un especificado periodo o en unas condiciones determinadas. En las evaluaciones de seguridad de un almacenamiento, el riesgo es un indicador de la seguridad del mismo. En este contexto se define como el producto de la probabilidad de que un individuo se vea expuesto a una dosis de radiación determinada y la probabilidad de que esta última conduzca un efecto adverso sobre la salud.

Riesgo nuclear

Contingencia de un daño nuclear. Puede entenderse como una medida relativa a la probabilidad de una consecuencia perniciosa (efectos genéticos, cánceres mortales, etc.) asociada a una actividad o fenómeno determinado. En términos matemáticos se puede expresar mediante tripletes del tipo: donde S_i es una descripción del escenario 'i', P_i la probabilidad de ese escenario y X_i es una medida de las consecuencias de dicho escenario.

Salmuera

Solución salina muy concentrada (convencionalmente superior a 100 000 mg/l) producida a menudo por evaporación o congelación del agua del mar.

Sievert(Sv)

Unidad de la dosis equivalente y de la dosis efectiva en el Sistema Internacional de Unidades: 1 Sv = 1 J/kg. La unidad antigua es el REM. 1Sv = 100 REM.

Solubilidad	En química, es la cantidad de una sustancia que puede ser disuelta en una cantidad dada de otra sustancia. La solubilidad del residuo o de los radionucleidos es un factor importante en los estudios de liberación y migración.
Sorción	Interacción que tiene lugar en la interfase sólido-líquido entre átomos, moléculas o partículas en disolución o suspensión y la superficie sólida que da lugar a la retención de las moléculas o partículas en la fase sólida. El término en general, incluye la <i>absorción</i> (las interacciones tienen lugar dentro de los poros del sólido, siendo la capacidad de absorción del sólido proporcional a su volumen) y <i>adsorción</i> (las interacciones tienen lugar en la superficie del sólido, siendo la capacidad de adsorción del sustrato proporcional a la superficie específica efectiva). Además se diferencia entre 'sorción química' (chemisorption) y 'sorción física' (physisorption), asociadas con atracciones de tipo químico y físico respectivamente. En la práctica, la sorción frecuentemente resulta difícil de diferenciar de otros procesos que intervienen en la migración, tales como la filtración o la dispersión.
Capa freática	Superficie en la zona de saturación de un acuífero libre sometido a la presión atmosférica.
Tasa (de exposición, de dosis, etc.)	Para cada magnitud, relación entre el incremento que ésta experimenta y el intervalo de tiempo en que se ha producido dicho incremento. La tasa de desintegración se mide en desintegraciones por segundo (dps); la de dosis equivalente y dosis efectiva en Sievert por hora (Sv/h) o Sievert por año (Sv/a); etc.
Tiempo de tránsito	En los modelos de transporte de radionucleidos para un almacenamiento de residuos es el tiempo que tarda el radionucleido en recorrer cierta distancia, superar cierta barrera, etc.
Tortuosidad	Cociente entre la longitud real de una vía de agua, medida entre dos puntos a lo largo de su línea central y la menor distancia (en línea recta) entre esos dos puntos.
Traceabilidad	Registro completo e inequívoco de las decisiones tomadas, las hipótesis realizadas y los datos y modelos empleados para la obtención de un conjunto dado de resultados, de modo que puedan ser reproducidos por alguien no implicado en su realización. Esto supone proporcionar información de cuándo y por quién se han tomado determinadas decisiones o hipótesis, en qué se han basado, del conjunto de datos y códigos empleados. etc. [28]
Transmisividad hidráulica	Caudal que circula a través de una sección de acuífero de anchura unidad bajo un gradiente hidráulico unitario. Se expresa como el producto de la conductividad hidráulica por la potencia saturada del acuífero.
Transmutación	Transformación de un nucleido en otro por tener lugar una desintegración nuclear o mediante una reacción nuclear inducida por un tipo determinado de partículas. Actualmente en estudio como un modo de convertir los nucleidos de vida larga en otros de vida corta o estables.

Transparencia	Modo de presentar la evaluación/ estudio de seguridad que permite a los lectores formarse una idea clara de lo que se ha hecho, los resultados obtenidos y de por qué los resultados son los que son. La transparencia depende de la audiencia [28].
Transuránido o transuránico	Elemento químico cuyo número atómico es superior a 92 (Neptunio, Plutonio, Americio, Curio, Berquelio, Californio, etc.)
Validación	Proceso de determinar si un modelo constituye una representación adecuada de la realidad física del sistema modelizado, mediante la comparación de los resultados del modelo con las observaciones del sistema. Científicamente hablando es imposible demostrar o validar un modelo, en el sentido estricto de la palabra, por lo que en los últimos años se prefiere el término «aumento de confianza en la capacidad predictiva de modelos» en lugar de «validación de modelos».
Velocidad de Darcy	Caudal de agua por unidad de área perpendicular a la dirección del flujo que fluye a través de un medio poroso. Se trata de una velocidad ficticia de filtración (V_D), distinta de la velocidad media real de las moléculas de agua (V_R), con la que se relaciona a través de la porosidad efectiva del medio (ϵ): $V_R = V_D / \epsilon$.
Verificación	Proceso cuyo objetivo es demostrar que un código resuelve correctamente las ecuaciones matemáticas planteadas en el modelo matemático asociado.
Vida media	Forma de expresar la medida de la inestabilidad de los radionucleidos que se define como la inversa de la constante de desintegración ($1/\lambda$).
Vida corta	Aquellos residuos radiactivos cuya actividad cae hasta niveles no significativos durante el período de tiempo en el que se puede garantizar el mantenimiento de un control institucional (200-300 años máximo). Sus principales componentes radiactivos tienen períodos máximos de semidesintegración de menos de 30 años.
Vida larga	Aquellos residuos radiactivos cuya desintegración requiere períodos largos de tiempo que no permiten garantizar el mantenimiento del control institucional. Contienen cantidades significativas de isótopos con períodos de semidesintegración superiores a 30 años.
Vitrificación	Proceso de incorporación de los materiales a un vidrio o en la forma de un vidrio. Normalmente se refiere a la solidificación de los residuos líquidos de alta actividad generados en el reproceso del combustible gastado.

Almacenamiento geológico profundo de residuos de alta actividad en medios cristalinos

Estudio comparativo de evaluaciones de seguridad

Colección Informes Técnicos
10.2003

