

“Putting
 HLW Performance Assessment Results
 in
 Perspective”

(Nagra Bulletin No. 25)

高レベル放射性廃棄物処分に関する
 性能評価結果の比較
 [全訳]

| 技術資料 | | |
|--------------------------------------|--------------|------------|
| 開示区分 | レポートNo. | 受領日 |
| T | N1510 95-004 | 1995.12.26 |
| この資料は技術管理室保存資料です 閲覧には技術資料閲覧票が必要です | | |
| 動力炉・核燃料開発事業団 技術協力部技術管理室 | | |

動力炉・核燃料開発事業団

環境技術開発推進本部

複製又はこの資料の入手については、下記にお問い合わせ下さい。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13

動力炉・核燃料開発事業団

技術協力部 技術管理室

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:

Technical Evaluation and Patent Office.

Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

9-13, 1-chome, Akasaka, Minato-ku, Tokyo 107, Japan

動力炉・核燃料開発事業団

(Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation) 1995

公開資料
PNC TN1510 95-004
平成7年11月

“Putting HLW Performance Assessment Results in Perspective”
(Nagra Bulletin No. 25)

高レベル放射性廃棄物処分に関する性能評価結果の比較

F. Neall, P. Smith, T. Sumerling and H. Umeki

[全訳]

環境技術開発推進本部
内藤守正, 梅木博之

記者まえがき

地層処分システムの性能評価に用いられる個々の要素モデルについては、実験との比較やベンチマークによってそれらの妥当性を示していくことが可能であるが、これらを統合化して行われるシステム全体の性能評価結果については、どうであろうか？この問題について論じるために、スイスのNagra（スイス放射性廃棄物管理組合）では、最近実施された高レベル放射性廃棄物地層処分システムの性能評価Kristallin-I（Nagra, 1994）の結果を、先に実施したProject Gewähr 1985（Nagra, 1985）や同じく飽和結晶質岩を対象とした処分概念の下に行われたスウェーデンSKB91（SKB, 1992）、フィンランドTVO92（Vieno et al., 1993）、カナダAECL94*（Goodwin et al., 1994）、及び日本H-3（動燃事業団, 1992）の性能評価結果と比較検討する試みが行われた。この内容については、1994年10月に京都で開催された米国材料学会(MRS)放射性廃棄物対策に関する第18回国際シンポジウム(Neall et al., 1995)やNagraの技術資料(Neall et al., 1994)において詳細に報告されている。

本資料は、その要点としてまとめられ、Nagra Bulletin No. 25（Nagra, 1995）の47ページから55ページにわたって掲載された論文“Putting HLW Performance Assessment Results in Perspective”を、Nagraの御好意により許可を得て全訳したものである（原文を巻末に付す）。

ここで行われているように、地層処分システム全体に対するいくつかの性能評価結果を注意深く相互に比較検討することによって、それが妥当なものであるという確信を深

*:本比較が行われた時点では、カナダのEIS (Environmental Impact Statement) は公表されておらず、名称をAECL94として取り扱っている。

めていくことが可能であり、このことは地層処分システムの性能評価に対する信頼性を高める上で極めて有効である。

翻訳にあたり、環境技術開発推進本部の宮原要、中村正信両氏には、多くの有益な助言をいただいた。ここに記して感謝する。

【文 献】

- Goodwin, B. W., McConnell, D. B., Andres, T. H., Hajas, W. C., Leneveu, D. M., Melnyk, T. W., Sherman, G. R., Stephens, M. E., Szekely, J. G., Wuschke, D. M., Bera, P. C., Cosgrove, C. M., Dougan, K. D., Keeling, S. B., Kitson, C. I., Kummen, B. C., Oliver, S. E., Witzke, K. H., Wojciechowski, L. C. and Wikjord, A. G. (1994): Postclosure Assessment of a Reference System for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL Report AECL-10717, COG-93-7.
- Nagra (1985): Project Gewähr 1985 -Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analysis, Nagra Project Gewähr Report Series, NGB 85-09.
- Nagra (1994): Kristallin-I -Conclusions from the Regional Investigation Programme for Siting a HLW Repository in the Crystalline Basement of Northern Switzerland, Nagra NTB 93-09E.
- Nagra (1995): Bulletin No. 25 ; Disposal Programme for High-level Waste (HLW).
- Neall, F. (ed.), Baertschi, P., McKinley, I., Smith, P., Summerling, T. and Umeki, H. (1994): Kristallin-I Results in Perspective, Nagra NTB93-23.
- Neall, F., Smith, P., Summerling, T. and Umeki, H. (1995): Comparison of the Concepts and Assumptions in Five Recent HLW/Spent Fuel Performance Assessment, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVIII, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 353. pp. 503-510.
- 動燃事業団(1992): Research and Development on Geological Disposal of High-level Radioactive Waste, First Progress Report, PNC TN1410 93-059. (高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－)
- SKB (1992): SKB91 Final Disposal of Spent Nuclear Fuel, Importance of the Bedrock for Safety, SKB TR92-20.
- Vieno, T., Hautojärvi, A., Koskinen, L. and Nordman, H. (1993): TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal, YJT TR YJT-92-33E.

"Putting HLW Performance Assessment Results in Perspective"

高レベル放射性廃棄物処分に関する性能評価結果の比較

F. Neall, P. Smith, T. Sumerling and H. Umeki

摘要

スイスの高レベル放射性廃棄物処分場の概念に対して実施された性能評価の結果を、スウェーデン、フィンランド、カナダ、日本における性能評価の結果と比較した。地層処分概念の違いを越えて、これらの性能評価によって示された地層処分の長期的な影響は、非常に小さなものとなっている。

ここで取り上げた性能評価において計算されている線量の最大値は、すべて、スイスの放射線防護目標で設定された線量限度を下回っており、また、スイスで現在認められる自然放射線による被ばくに比べてはるかに低いレベルとなっている。

性能評価では、処分場に閉じ込められた放射性核種が長期間のうちに人間環境に移行するという想定の下に、地層処分による放射線学的影響が示される。このような方法に従った各国の性能評価を詳細に比較検討することにより、その結果を左右する重要な因子が明らかにされた。これらは以下に示すとおりである。

- ・放射性核種のインベントリ
- ・キャニスター（訳注：オーバーパックともいう）の材質と破損モード
- ・放射性核種の溶解度
- ・緩衝材の透水性
- ・ニアフィールドにおける放射性核種の移行遅延
- ・処分場建設に伴う岩盤での掘削影響領域（EDZ: Excavation Disturbed Zone）の存在
- ・処分坑道に最も近い大規模破碎帯までの距離
- ・亀裂性岩盤中の放射性核種移行に関する概念モデル
- ・地表付近での希釈
- ・線量係数

著者紹介

フィオナ・ニール (Fiona Neall) 博士

ポール・シェラー国立研究所・放射性廃棄物処分モデリングGrのメンバー。

ポール・スミス(Paul Smith)博士

NagraのKristallin-I 性能評価プロジェクト・マネージャー。

現在、英国Intera社に勤務。

トレバー・サマリング(Trevor Sumerling)博士

英国Safety Assessment Management社に勤務。

Kristallin-I におけるシナリオ解析に従事。

梅木博之(Hiroyuki Umeki)博士

日本の動力炉・核燃料開発事業団に勤務。

スイスNagraに派遣中、Kristallin-I プロジェクト・チームに参画。

序

高レベル放射性廃棄物の地層処分概念に関する総合的な性能評価は、前掲の論文（訳注1）にも述べられているとおり、複雑で学際的な研究によりはじめて可能なものである。このような研究が相互に有機的に結びつけられた結果、将来にわたる地層処分の影響（たとえば、線量）が示される。

性能評価に用いる個々のモデルについては、実験との比較等により、ある程度までその妥当性を実証することが可能であるが、これらのモデルを統合的に用いて得られる地層処分システムの性能評価結果については、どうであろうか？ Kristallin-Iで実施した性能評価の結果と、諸外国で行われた高レベル放射性廃棄物地層処分の性能評価結果との比較検討を行うことは、この問題について論じるための一つの有効な手段であると考えられる。また、56ページから掲載されている論文（訳注2）では、Kristallin-Iの性能評価結果を、自然放射線による被ばくや他のよく知られたリスクと比較して、地層処分の影響の程度について検討を行っている。

・訳注1：この論文は、Nagra Bulletin No. 25 (1995)に同時に掲載されている“Kristallin-I Safety Assessment” (P. Smith, P. Zuidema, I. McKinley 著, pp. 34-46.)を指している。

・訳注2：この論文は、同じく Nagra Bulletin No. 25 (1995)に掲載されている“Radiation Risk from a HLW Repository Compared with Other Risks” (P. Baertschi著, pp. 56-68.)を指している。

Kristallin-Iと諸外国の安全評価（訳注3）との比較

最近諸外国で実施された安全評価の中からいくつかを取り上げ、これらとKristallin-I (Nagra, 1994) やその前身であるProject Gewähr 1985 (Nagra, 1985)において行われたイスの安全評価との比較を行った。各国の性能評価で扱われている処分概念の特徴をTable 1に示す。これらを取り上げたのは、高レベル放射性廃棄物あるいは使用済燃料を地下水水面下に位置する結晶質岩中へ処分するという概念に類似性があること、性能評価の内容を理解する上で良い参考文献が利用可能であることによる。

線量の比較

Figure 1に、スウェーデン (SKB91), フィンランド (TVO92), カナダ (AECL94 (訳注4)), 日本 (H-3), スイス (Project Gewähr 1985 とKristallin-I) の各性能評価で示されたレファレンスケース (訳注5) における個人線量の計算結果を示す。図には、これら線量の計算結果と比較できるように、スイス、スウェーデン及びフィンランドで適用されている0.1 mSv/yの線量限度と、通常の自然放射線によるバックグラウンド (56ページからの論文 (訳注6) を参照) のレベルを併せて示してある。さらに、線量を大きく支配している放射性核種についても、時間の経過と対応させて示した。これらの放射性核種による線量は、別の放射性核種へと支配的核種が移っていく過渡期間を除くと、それが示されている期間にわたって、全線量の少なくとも90%以上、多くの場合、99%以上を占めている。

- ・訳注3：高レベル放射性廃棄物の地層処分に対する安全評価(Safety Assessment)では、まず地層処分の安全性に影響を及ぼすと考えられる現象を組み合わせて地層処分システムの将来挙動を想定するシナリオが作成され、続いてシナリオに沿ってその挙動を表現するための数学モデルが開発される。さらに、数学モデルとデータを用いて地層処分の持つ人間環境への影響が定量的に解析され、その結果を放射線に対する安全基準と比較することによって安全性の判断が下される。評価を行う際の基準が放射線に対する安全性に直接結びついていない場合あるいは地層処分システム全体に限らずサブシステム（例えば人工バリア）を評価対象とする場合には、性能評価(Performance Assessment)といわれる。
- ・訳注4：本比較が行われた時点では、カナダ原子力公社 (AECL) によるEIS (Environmental Impact Statement) は公表されておらず、名称をAECL94として取り扱っている。
- ・訳注5：レファレンスケースとは性能評価において基本的と考えられるケースであり、その具体的な内容については、後述のFigure 2に示される。
- ・訳注6：この論文は、同じくNagra Bulletin No. 25 (1995)に掲載されている“Radiation Risk from a HLW Repository Compared with Other Risks” (P.Baertschi著, pp. 56-68.)を指している。

Table 1 高レベル放射性廃棄物（日本、スイス）及び使用済燃料（スウェーデン、フィンランド、カナダ）の地層処分システムに関する主要な特徴

| 性能評価において考慮された地層処分システムの主要な特徴 | | | | | |
|-----------------------------|---------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|--|
| | スウェーデン SKB 91 ¹⁾ | フィンランド TVO 92 ²⁾ | カナダ AECL 94 ³⁾ | 日本 H-3 | スイス Kristallin-I Project Gewähr 1985 |
| 廃棄物／使用済燃料のタイプ ⁴⁾ | 使用済燃料 PWR & BWR | 使用済燃料 BWR | 使用済燃料 CANDU | ガラス固化体 | ガラス固化体 |
| 総インベントリ ⁵⁾ | 8,750 tU (キャニスタ5830体) | 1,840 tU (キャニスタ1150体) | 162,000 tU (キャニスタ101,000体) | 約50,000 tU (約40,000体のガラス固化体) | 約 3,730 tU (約2,700体のガラス固化体) ⁶⁾ |
| キャニスタのタイプ (主要材料) と含有量 | 鉛充填銅製キャニスタ, 1.5 tU | 銅と鉄製の合成キャニスタ, 1.6 tU | ガラス充填チタンライナーのキャニスタ, 1.6 tU | 厚肉の鉄製キャニスタ, 1.3 tU ⁷⁾ | 厚肉の鉄製キャニスタ 1.4 tU ⁷⁾ |
| キャニスタ定置方法 | 坑道の処分孔に縦置 | 坑道の処分孔に縦置 | 坑道の処分孔に縦置 | 処分坑道に横置定置 | 処分坑道に横置定置 |
| 緩衝材とその厚さ | ペントナイト 半径 35 cm 高さ 150 cm | ペントナイト 半径 35 cm 高さ 150 cm | ペントナイト 半径 25 cm 高さ 約150 cm | ペントナイト 半径 98 cm キャニスタ間隔 3 m | ペントナイト 半径 138 cm キャニスタ間隔 3 m |
| 処分場深さ | 600 m | 500 m | 500 m | 1,000 m | 約1,000 m |
| 母 岩 | カコウ閃綠岩 | 片麻岩またはカコウ岩 | カコウ岩 | 未 定 | 片麻岩またはカコウ岩 |
| 被覆層／地下水放出領域 | 不連続なモレーン, ピート及び湖 | 不連続なモレーン, ピート及び湖 | 不連続なモレーン, ピート及び湖 | 未 定 | サイトを覆う中生代の厚い堆積岩, ライン川への放水域にある砂礫層 |

1) SKB : Svensk Kärnbränslehantering AB, スウェーデン核燃料廃棄物管理会社

2) TVO : Teollisuuden Voima Oy, フィンランド民間産業電力会社

3) AECL : Atomic Energy of Canada Limited カナダ原子力公社

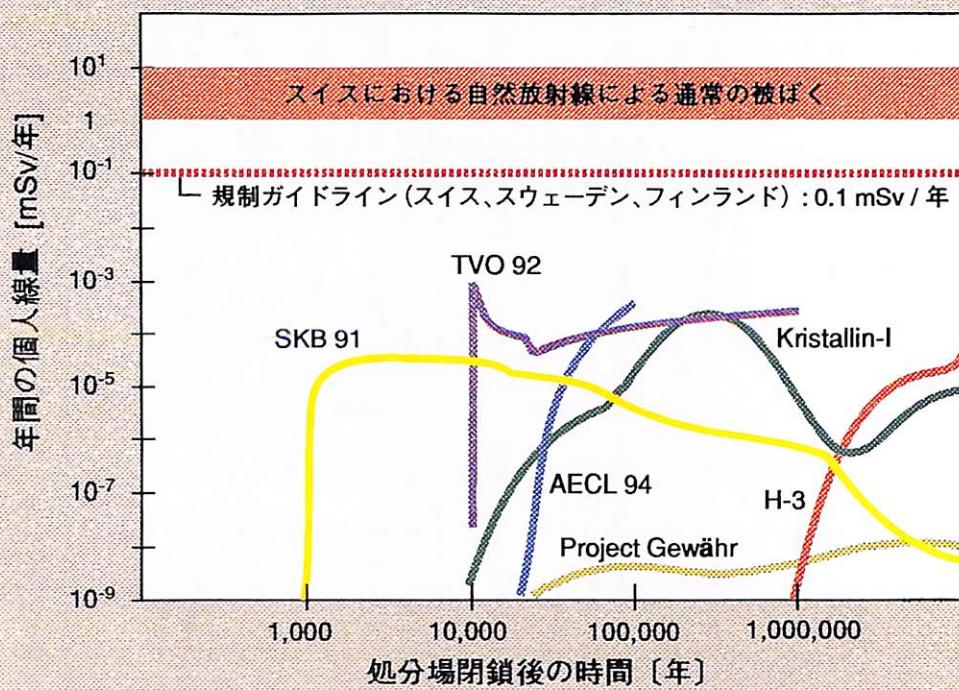
4) PWR : 加圧水型原子炉, BWR : 沸騰水型原子炉, CANDU : カナダ型重水炉

5) 評価に際して用いたインベントリは、一般的な放射性廃棄物対策の概念で考慮したものとは異なっている場合もある。

6) Kristallin-I で考慮した総発電量 120 GW(e)a のシナリオに基づく; Project Gewähr (240 GW(e)a) では 5,900 体のキャニスタ中に 7,860 tU

7) ある一定のウラン燃料から発生するものに相当するガラス固化体

性能評価により計算された個人線量



支配核種

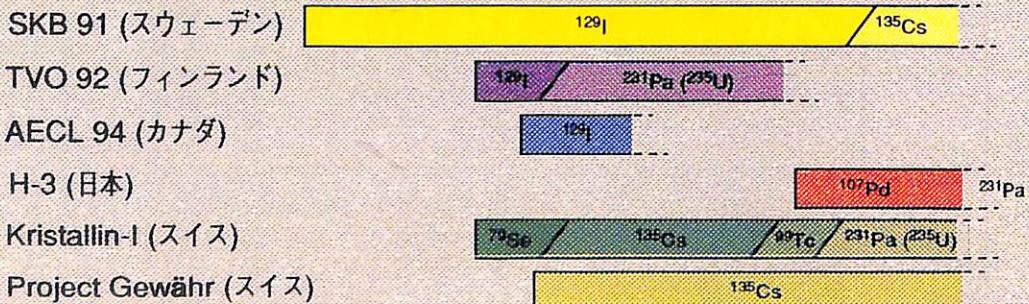


Figure 1 SKB 91, TVO 92, AECL 94, H-3, Project Gewähr, Kristallin-I のレファレンスケースに対する個人線量計算値と各ケースにおいて線量を最も支配する放射性核種

地層処分概念が異なるにもかかわらず、各レファレンスケースの線量は、驚くほど似かよったものとなっている。Project Gewähr 1985 の場合を除き、計算された線量の最大値は、 10^{-3} から 10^{-6} mSv/yの間にある。処分概念やモデル化のためのアプローチの違いが、性能評価の結果にどのように影響しているかを明らかにするため、より詳細な検討を実施した。

比較の前提となる特徴

ここで取り上げた6つの性能評価の特徴は次に示すとおりである。

- SKB 91 (SKB, 1992) では、キャニスターの破損を確率論的に取り扱っている。
また、地下水の流動を統計的に発生させた流管によって表し、これに沿った輸送解析により地質圏での核種移行を扱っている。
- TVO 92 (Vieno et al., 1992) では、サイト特性や、処分場から破碎帯までの核種移行経路に対して、非常に保守的な仮定を行っている。
- AECL94 (Goodwin et al., 1994) では、確率論的手法を採用しているのが特徴である。各パラメータの値を確率密度関数からサンプリングによって設定し、その組み合わせに対応する複数のシミュレーションによって計算した線量により、性能の評価を行っている。
- H-3 (動燃事業団, 1992) では、キャニスター（訳注：オーバーパック）の性能とベントナイト中の放射性核種の拡散挙動に対して保守的な仮定を設定しているが、地質圏での核種移行については、むしろ理想化された非保守的なモデルを採用している。これは、地質圏が有する放射性核種の移行遅延効果の幅を示すことを目的としているためである。
- Project Gewähr 1985 (Nagra, 1985) におけるニアフィールド評価には、簡単な保守的モデルが用いられている。このモデルでは、ベントナイトの有するバリア効果が無視されており、その結果、ニアフィールドからの核種放出は、ガラス固化体の溶解あるいは放射性核種に対する溶解度制限によって支配されることになる。
- Kristallin-I (Nagra, 1994) では、キャニスターの性能と地質圏での核種移行遅延効果に対して、どちらかと言えば保守的な仮定を行っている。

比較を簡単にするため、ここでは、Figure 2に示す各性能評価のレファレンスケースに

焦点をあてた。

全体システム評価のための概念モデルの特徴

上記の 6 つの評価は、どれも放射性核種が処分場から地表の人間環境に至るメカニズムとして、地下水による輸送を重要なものと考えている。Figure 2 に、それぞれのモデルの全体的な特徴を示す。すべてのケースにおいて、緩衝材は地下水によって比較的早期に飽和に達するものと仮定されている。キャニスターが破損した後、放射性核種の放出が開始する。キャニスターの破損モードについては、キャニスター全数が同時に破損すると仮定したもの（Kristallin-I, Project Gewähr 1985 及び H-3），欠陥を有する一定の数のキャニスターのみが処分後早期に破損すると仮定したもの（SKB 91 及び T VO 92），あるいは破損時期が分布すると仮定したもの（AECL94）とに分かれている。ガラスからの核種放出に関しては、コングルエント（調和）溶解が仮定されている。一方、使用済燃料の場合は、ヨウ素、セシウム、炭素などの同位体について、その一部が「瞬時」に放出されることを仮定している。また、キャニスターについては、破損後、種々の度合いで物質移動に対する抵抗として機能することが考慮されている。処分場からの、あるいは地質圈における放射性核種の輸送については、各ケースで非常に異なった取扱いがなされている。

地質圈モデルの違いは地下水の移行時間に端的に現れており、これをTable 2 に示す。特に、AECL94 の地質圈モデルでは、動水勾配が非常に小さいため、地下水の流れは極めて遅くなっていることが見てとれる。放射性核種が、処分場の上方に位置した緩やかに傾斜する破碎帯まで拡散によって移動するには長時間を要するのに対し、破碎帯内を移流によって地表面傍まで移動するのに要する時間は、比較的短いものとなっている。T VO 92 のケースでは、地下水の経路となる大規模な破碎帯が処分場を横切ると仮定されているため、その移行時間は短いものとなっている。また、H-3 でも、地質圈では非常に短い距離の経路を想定しており、地下水の移行時間はやはり短いものとなっている。

亀裂の存在頻度が低い母岩や亀裂自体の透水係数の値は各ケースで異なるが、性能評価上の主要な差異は、むしろモデルに用いられる仮定にある。たとえば、亀裂の存在頻度が低い母岩に対して、Kristallin-I の評価では 10^{-10} から 10^{-12} m/s, AECL94 では 10^{-12} m/s の透水係数が付与されている。しかしながら、Kristallin-I の場合、物質移動は、地下水が集中的に流れる、母岩中のより透水性の高い地質要素において選択的に生じるものとしており、AECL94 に比して地下水流速を大きく、また核種と岩体との相互作用を小さくする。

く見積もることとなっている。

以上まとめると、概念モデルの全体的特徴として現れる違いは、地層処分システムに関する実際的な差異（たとえば、対象とする廃棄体の違い）と、モデルの仮定に関する差異の双方から生じる。後者の代表は、AECL94において、亀裂頻度の低い母岩が多孔質媒体として取り扱われている点である。地下水の移行時間が非常に長いため、パラメータの中間値を設定するAECL94のレファレンスケースは、他のレファレンスケースに比べ保守的なものではないと考えられる（Table 2 参照）。

Kristallin-Iでは、物質移動に寄与する透水性地質要素の構造に関する地質学的観察結果を、モデルやパラメータの形で取り込んでいる。地質圈における核種移行の遅延効果は、透水性の空隙を有するこのような要素の構造モデルに対して非常に鋭敏であることが示されており、レファレンスケースでは、考えられる構造モデルのうち、遅延効果が最も小さくなるものが仮定されている。

性能評価結果に影響を与える主要な因子

以下では、性能評価上重要な因子がどのように扱われているかをさらに詳細に検討し、地層処分の安全性を示す上で各バリアにどのような重みづけが行われているかを明らかにする。

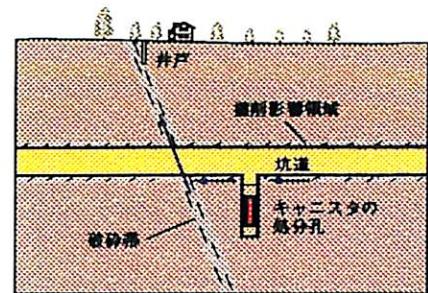
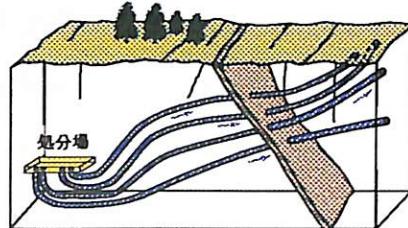
1. 廃棄物の形態とインベントリ

使用済燃料の直接処分を対象とした性能評価では、I-129やCs-135といった放射性核種の瞬時放出の割合が特に重要なものとなっている。評価で考慮されている廃棄物の総インベントリはそれほど重要ではなく、むしろ放射性核種の瞬時放出パルスが空間的・時間的にどのように拡がっていくかが、評価結果に大きな影響を与える。空間的な拡がりは処分場レイアウトに依存し、キャニスタの破損と放出される放射性核種の移行遅延に関する仮定が時間的な拡がりを左右する。

一方、ガラス固化体は均質な形態であり、放射性核種が瞬時に放出されることはない。放射性核種はガラス固化体から長期間にわたってゆっくりと放出されるため、ガラス固化体を対象とした性能評価の結果は、使用済燃料の場合に比べ、キャニスタの破損時期によってあまり影響を受けない。

スウェーデン (SKB 91) フィンランド (TVO 92)

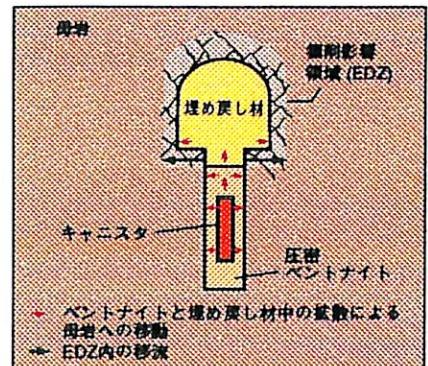
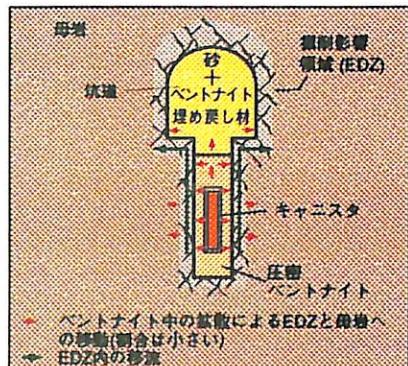
地質圈における核種移行



地下水の流れは、確率論的に発生させた3次元の透水係数場に基づいてモデル化され、処分場領域に接続した88個の二重空隙流管中の流れとして表現されている。

処分場は、主要な水みちとなる断層と交差すると想定され、亀裂頻度の低い母岩中での流れは無視されている。この断層は生物圏への核種移行経路となる。

人工バリアからの核種放出

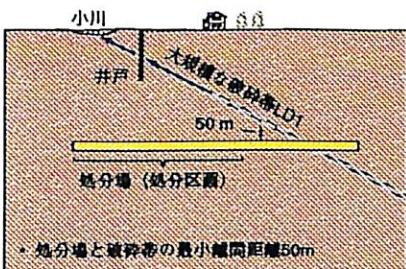


千分の一の確率でキャニスターが早期に破損する。処分場閉鎖後1000年でキャニスターに生じた 5mm^2 の孔を介して放射性核種が放出される。ペントナイトまたはバックフィル材からEDZ（掘削影響領域）までの拡散と、EDZ内の移流による核種移行が主要な放出経路であるとしている。

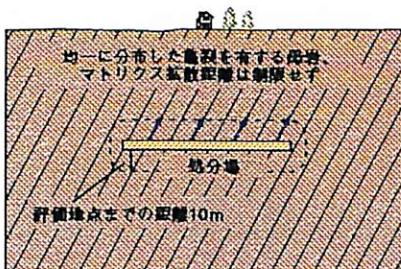
処分場閉鎖後10,000年において、1体のキャニスターが破損し水と接触する。破損後のキャニスターによる核種移行に対する移動抵抗は存在しないものとしている。核種移行は、EDZまでの人工バリア内の拡散と、EDZ内の移流による破碎帯への輸送によるとしている。

Figure 2 Kristallin-Iと、高レベル放射性廃棄物あるいは使用済燃料の地層処分に関する他の5つの性能評価における地質圏とニアフィールドの概念モデルの概要

カナダ (AECL 94)

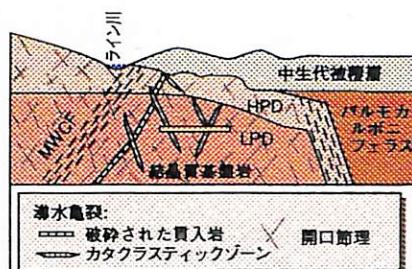


日本 (H-3)



スイス

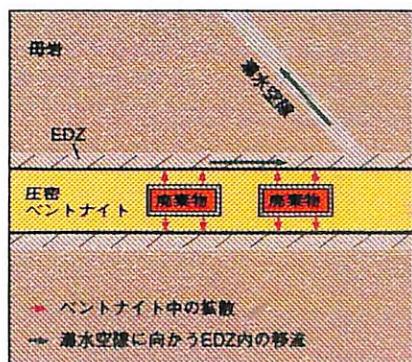
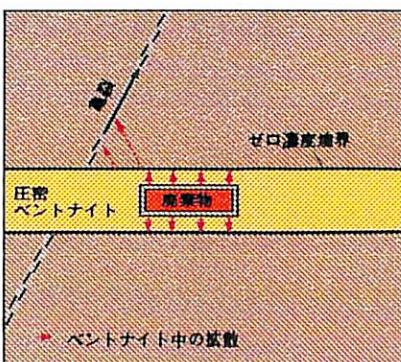
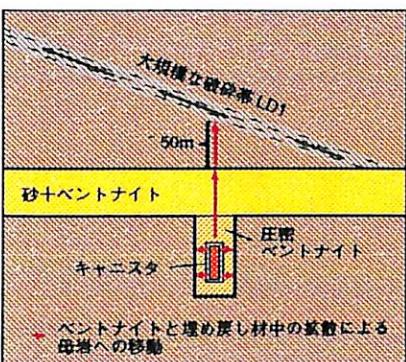
(Kristallin-I 及び Project Gewähr)



処分場周囲の亀裂頻度の低い母岩は多孔質媒体としてモデル化されている。大規模な破碎帯 LD1より下方では、動水勾配は非常に小さく、核種は処分場から断層に至る最短距離約50mを拡散で移動する。このため非常に長い移行時間を見る (Table 2 参照)。

可能性のあるあらゆる母岩の特性を包含するために、多孔質媒体と亀裂性媒体の双方がモデル化されている (亀裂性媒体のみ図示)。人工バリアからわずか10mの「仮想的評価地点」における核種放出率と線量の計算が行われた。

高透水性領域 (HPD) または主要な水みちとなる断層 (MWCF) に至るまでの地質圏の物質移動は、異なる幾何形状と特性をもつ単一の導水要素に対してモデル化されている。幅広い開口部を有する導水空隙が、広い間隔で存在しているようなカタクラスティック・ジョインテッドゾーン (Cataclastic Jointed Zone) の場合、地質圏のもつ核種移行遅延性能は最小となる。



500年から10,000年の間でキャニスターは確率論的に破損する。破損後には、キャニスターは「消滅」する (すなわち、物質移動に対する抵抗とはならない)。異なる処分区画からの多くの核種移行経路に対して計算が行われている。これらの中で最も重要なのは、LD1破碎帯に最も近い経路であり、LD1に移行した核種は移流によって被覆層や生物圏に移動する。

処分場閉鎖後1000年で、すべてのキャニスターは破損し「消滅」する。ガラスが溶解するにつれ、放射性核種はベントナイト中を拡散し母岩へ移動する。すべての核種は、単一の代表亀裂 (または代表的な大きさを有する多孔質媒体) に「流入」し、「評価地点」まで移流によって移行する。ベントナイト外側境界における核種の濃度をゼロと仮定しており、ベントナイト中での拡散速度は大きくなっている。

すべてのキャニスターは処分場閉鎖後1000年で破損し「消滅」する。放射性核種はベントナイト中を掘削影響領域 (EDZ) まで拡散によって移行する。EDZ内における地下水の流れは、ベントナイト中の拡散に対する境界条件を規定し、ベントナイトからの物質流入分がEDZへの損失分と等しくなるよう設定されている。これはH-3の境界条件よりも保守的ではない。Project Gewährでは、核種移行を扱う上でベントナイト中の拡散や収着を考慮していない。

Table 2 地下水の移流による物質移動を仮定して計算した放射性核種の移行時間。

核種移行に要する時間は、実際には人工バリア及び地質圈における遅延メカニズム（ペントナイトにおいては吸着、拡散、地質圈においては吸着、希釈など；Krisztallin-I の処分概念に対する 52/53 頁のFigure 2 及び 37 頁のFigure 3 を参照）によって規定される。

| | 各評価における地下水の移行時間 | | | | | |
|--------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| | スウェーデン SKB 91 ¹⁾ | フィンランド TVO 92 ²⁾ | カナダ AECL 94 ³⁾ | 日本 H-3 | Project Gewähr | Krisztallin-I |
| 各領域における典型的な地下水移行時間 | | | | | | |
| ・低透水性の岩体 | 100年 ¹⁾ | — | 7,800,000年 ³⁾ | 6年 ⁶⁾ | 83年 ⁷⁾ | 20年 ⁸⁾ |
| ・断層等 | — | 5年 ²⁾ | 430年 ⁴⁾ | — | 10年 ⁸⁾ | ~0 ¹⁰⁾ |
| ・被覆層 | — | — | 200年 ⁵⁾ | — | — | ~0 ¹⁰⁾ |

流路に関する記述：

- 1) レファレンスケース（処分深さ 600m）に対して確率論的計算から求められた最も確からしい値
- 2) 地下水流速 80m/y, 400mの破碎帶
- 3) 非常に小さい動水勾配を有する 46.5mの亀裂頻度の低い岩体（拡散支配となる：Figure 1 参照）
- 4) 536mに及ぶ破碎帶
- 5) 3.8 mの被覆層
- 6) 亀裂性岩体中の10m地点
- 7) レファレンス地下水流速 6m/y, 「中間に位置する結晶質岩(Middle Crystalline)」中に存在する500mのカキライト(Kakirite)
- 8) 上部結晶質岩と被覆堆積岩中の速い移動
- 9) 亀裂性母岩中の200mの透水性地質要素（ジョイントゾーン(Jointed Zone)／カタクラスティックゾーン(Cataclastic Zone)）
- 10) モデルでは、主要な水みちとなる断層 (MWCF: Major Water-conducting Faults), 高透水性領域(HPD) 及びライン川の砂礫層における移行時間無視

2. キャニスター

上述したとおり、ガラス固化体の場合、キャニスターの寿命が短く、しかもすべてのキャニスターが同時に破損するという仮定は、評価結果にそれほど大きな影響を及ぼさない。SKB91とTVO92においては、非常に長寿命のキャニスターを想定しており、評価に用いるソースタームは、わずかな割合で存在すると仮定した欠陥のあるキャニスターの破損によるものである。AECL94では、キャニスターの破損時期の分布、処分場の空間的拡がり（低燃焼度のCANDU炉使用済燃料を対象としているため、処分場は非常に大きなものとなり、したがって、地下水の移流が支配的となる破碎帯までの距離は大きく分布する）が考慮されており、放射性核種の放出は時間的・空間的に広く分散して生じることになる。

物理的閉じ込め機能の他に、スイスと日本の場合には鉄製オーバーパックの化学的緩衝機能が、またSKBの場合には破損したキャニスターの物質移動抵抗としての機能が考慮されている。

3. ニアフィールドにおける低溶解度の維持

この論文で比較検討の対象としたすべての性能評価において、ニアフィールドの長期的な条件は、中性から弱アルカリ性であり、化学的には還元性であるとされている。このような環境では、主要な元素の多くは溶解度が低く、このため放射性核種の最大放出率は大きく制限されることになる。AECL94の場合、ウランの溶解度が低いため、使用済燃料からの核種放出率は非常に小さくなると考えられているのに対し、SKB91とTVO92では、放射線分解の影響を重視して、核種放出が速くなることを仮定している。これらの違いはあるにせよ、上述したとおり、使用済燃料処分の場合にはどのケースにおいても、瞬時放出による放射性核種が評価結果を支配している。

ガラス固化体の場合、放射性核種の性能評価における相対的な重要度はその溶解度に大きく依存する。このため、溶解度が高く吸着性の低い長寿命元素の同位体（H-3の評価ではパラジウム、Project Gewähr 1985ではセシウム、Kristallin-Iではセシウムとテクネシウム）が、総線量を支配する傾向にある。

4. バックフィル（緩衝材）の低透水性

これは6つの性能評価すべてに共通する因子である。放射性核種の放出率が溶解度によって決定されるとしてよいのは、この因子により、ニアフィールド中でコロイドの輸送が

生じないということが前提となっているからである。また、バックフィル（緩衝材）によって、キャニスターを機械的・水理学的に防護する機能や、化学的環境を安定に維持する機能が提供される点が重要である。

5. ニアフィールドにおける核種移行遅延

すべての性能評価において、バックフィル（緩衝材）中の溶質の輸送は拡散によって支配されることが仮定されている。バックフィル（緩衝材）は放射性核種を強く吸着するため、その移動は遅延されることになり、どの性能評価も、半減期の短い放射性核種はすべて、また半減期の長い放射性核種についてはそのかなりの部分が、ニアフィールドで問題にならないレベルにまで減衰することを示している。元素に依存する移行遅延パラメータに加え、バックフィル（緩衝材）の厚さと外側境界条件についての仮定がニアフィールドからの核種放出を規定する。したがって、ニアフィールドにおける放射性核種の移行遅延の程度は、バックフィル（緩衝材）の厚さが薄い使用済燃料の処分のケースや、より保守的な「濃度ゼロ」の外側境界条件が仮定されているH-3に比べ、厚いバックフィル（緩衝材）と「現実的な」境界条件が考えられているKristallin-Iの場合、大きなものとなる。

6. 掘削影響領域（EDZ）

掘削影響領域については、TVO92, Project Gewähr 1985 及びKristallin-I の各評価において、速い物質移動が生じる経路として考慮されている。また、TVO92, H-3, Kristallin-I 及びSKB91では、バックフィル（緩衝材）中の物質移動に対する境界条件を提供するものとなっている。AECL94の場合には、掘削影響領域は評価において間接的に考慮されている。掘削影響領域が主要なバリアとしての役割をもつと仮定されているものはない。

7. 処分坑道に最も近い大規模破碎帯までの距離

TVO92の場合、地質圈の有するバリア効果は、非常に限られたものとなっているが、これは破碎帯が処分場と交差するという保守的な設定がなされているからである。また、SKB91, AECL94, Project Gewähr 1985, Kristallin-I では、処分坑道が大規模破碎帯から距離を置くように配慮されており、ニアフィールドから放出された放射性核種は破

碎帶に到達する前に、亀裂の存在頻度の低い岩盤中を通過することになる。H-3では、処分坑道近傍に仮想的線量評価地点を設定しており、間接的に処分坑道と破碎帶との距離を置いているものとみなすことができる。

8. 亀裂性岩盤中の核種移行評価

AECL94では地質圏が極めて良好なバリア性能をもつ。これは、亀裂頻度の低い岩盤が多孔質媒体によって表現でき、この結果得られるダルシー流速は極めて小さいものとなることから、岩盤中の物質移動が拡散によって支配されるためである。他の評価では、地下水がある流速で特定の経路を流れると考えている。地下水の流速は、TVO92の場合、単一の割れ目の開口幅、またKristallin-I, Project Gewähr 1985 及びH-3では、割れ目の開口幅とその頻度、SKB91では、流路中の透水性の空隙に依存する。

地質圏のバリア効果を決定するものとして、物質移動の距離とその移動経路の特性が重要である。地質圏のもつバリア効果は、各評価において大きく異なっている。AECL94, Project Gewähr 1985 及びH-3では、地質圏が大きなバリア効果を有しているのに対し、SKB91, TVO92及びKristallin-Iでは、反対に小さなものとなっている。しかしながら、このような違いは、岩盤自体の差（岩盤中の物質移動が拡散となり、そのため大きなバリア効果が示されているAECL94の場合を除く）というよりも、むしろ評価において求められているリアリティの程度に強く依存している。このことは、ファーフィールドにおける地下水の流動系について、互いに異なる仮定がなされているProject Gewähr 1985 とKristallin-Iとで、評価結果に違いが現れていることによって明らかである。また、Kristallin-Iにおける評価では、流路の幾何形状のわずかな違いにより、線量の計算結果が大きく減少することが示されており、このことからも、上述した点が裏づけられる。評価で用いられている元素に固有の収着データは、ある放射性核種の相対的な重要度に影響を及ぼすことはあっても、地質バリア効果全体に大きな影響を与えることはない。

9. 地表近傍での希釈と線量係数

生物圏における正味の線量換算係数は、Kristallin-Iの場合、ライン川の砂礫層で期待される希釈の効果が大きいため、他の評価（H-3では、生物圏はモデル化されていない）に比べて一般に小さいものとなっている。ただし、農業に基づく自給自足の生活形態を想定して被ばく経路を設定することにより線量が高く見積もられていることから、希釈

による効果は部分的には相殺されている。このように線量が高く見積もられているのは、Kristallin-I の生物圏モデルでは、かなりの放射性核種が局所的な土壤中に蓄積し保持されやすくなっていることに関連している。生物圏モデルや線量換算係数にみられるこのような差異が性能評価の結果に与える影響は、これまでに述べた他の因子ほどには大きくないようと思われる。

過度に簡略化することにより安全性の確保が不可能となるリスクを勘案して、それぞれの性能評価のレファレンスケースでは、特定のバリアに対して重み付けをしていることに留意する必要である。一般に、SKB91やTVO92では、銅製キャニスターの長期的な閉じ込め性能が評価結果を支配しているのに対して、AECL94の評価では非常に良質の岩盤が重要な役割を果している。また、スイスと日本における評価の「ロバスト性」は、強力な人工バリアの総合的な性能に依存している。

Figure 1に示す線量の時間変化にみられる差異は、以下のことに関連づけて説明することができる：

- a) SKB91とTVO92とでは、キャニスター破損モードについて異なる仮定がなされていること。
- b) AECL94の場合には、ヨウ素の破過が大きく遅れ、また定量的な計算を十万年後まで打ち切っているのが特徴であること。
- c) H-3, Kristallin-I 及びProject Gewähr 1985 では、ファーフィールドでの移行経路に関する構造モデルが異なっていること。

ここで行った比較により、Kristallin-Iで用いた概念モデル、数学的アプローチ及び数値データベースを、より幅広い観点から眺めることができた。その結果、Kristallin-Iで用いられた基本的なアプローチは他の評価で用いられているものと整合がとれていることが理解された。しかしながら、Kristallin-Iで行われた地質圈における核種移行の評価については、幾分保守的に過ぎるように思われる。比較に取り上げたすべての性能評価の結果はすべて、例示的に取り上げた規制のガイドラインを十分な裕度をもって充たしている。このように、異なる処分概念や評価手法がそれぞれ地層処分の安全性を示しているという事実は、今後求められる処分概念や評価手法の最適化に対して柔軟性が存在していることを併せて示している。

最後に、著者らは、本比較を行う上で情報を提供して下さったスウェーデン、フィンランド、カナダ及び日本の性能評価グループに対して感謝の意を表する。

【文 献】

- Goodwin, B. W., McConnell, D. B., Andres, T. H., Hajas, W. C., Leneveu, D. M., Melnyk, T. W., Sherman, G. R., Stephens, M. E., Szekely, J. G., Wuschke, D. M., Bera, P. C., Cosgrove, C. M., Dougan, K. D., Keeling, S. B., Kitson, C. I., Kummen, B. C., Oliver, S. E., Witzke, K. H., Wojciechowski, L. C. and Wikjord, A. G. (1994): Postclosure Assessment of a Reference System for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste. AECL Report AECL-10717, COG-93-7.
- Nagra (1985): Project Gewähr 1985 -Nuclear Waste Management in Switzerland; Feasibility Studies and Safety Analysis, Nagra Project Gewähr Report Series, NGB 85-09.
- Nagra (1994): Kristallin-I -Conclusions from the Regional Investigation Programme for Siting a HLW Repository in the Crystalline Basement of Northern Switzerland, Nagra NTB 93-09E.
- 動燃事業団 (1992): Research and Development on Geological Disposal of High-level Radioactive Waste, First Progress Report, PNC TN1410 93-059. (高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－)
- SKB (1992): SKB91 Final Disposal of Spent Nuclear Fuel, Importance of the Bedrock for Safety, SKB TR92-20.
- Vieno, T., Hautojärvi, A., Koskinen, L. and Nordman, H. (1993): TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal, YJT TR YJT-92-33E.

“Putting
HLW Performance Assessment Results
in
Perspective”

(原 文)

(Nagra Bulletin No. 25より抜粋)

bulletin

Number 25, March 1995. Also available in French and German, may be used freely in whole or in part provided the source is acknowledged



Disposal programme for high-level waste (HLW)

Page 4

Objectives, strategies and timescales

■ What is Nagra's strategy regarding disposal of high-level waste in Switzerland? When must the repository be available?

Pages 10 and 22

Geological investigations

■ What types of rock are being considered as potential host formations? Where in Switzerland is Nagra intending to carry out further investigations?

Pages 34, 47 and 56

Long-term safety analyses, radiation risk

■ What are the results of long-term safety analyses? How are other countries proceeding? How great is the radiation risk to the environment once the repository has been sealed?

Disposal of high-level waste: objectives, strategies and timescales

This article describes the long-term nature of studies carried out with a view to realising safe disposal of high-level waste. The three-phase strategy followed foresees investigations in both crystalline and sedimentary rocks and is discussed in detail in this article.

4

The "Kristallin" Programme: investigations, results, future procedure

In the 1980s and early 1990s, Nagra carried out investigations in the crystalline basement of Northern Switzerland. This comprehensive programme produced a wealth of relevant data and important new information on the structure of the basement and its hydrogeological regime.

10

Sedimentary rocks: defining the options

Investigations in recent years have concentrated on the Opalinus Clay and the Lower Freshwater Molasse. This article presents the work carried out, the results obtained and the project-relevant conclusions. Further investigations will concentrate on the Opalinus Clay in the "Zürcher Weinland".

22

Assessing the performance of the Nagra HLW disposal concept

The official limits for radiation exposure are outlined and the functioning and efficiency of the engineered barrier system discussed. Derivation of potential scenarios for release of radionuclides from the repository is explained and the resulting radiation doses presented.

34

Putting HLW performance assessment results in perspective

This article compares the safety-relevant features of planned repositories for high-level waste (or spent fuel elements) in Sweden, Finland, Canada, Japan and Switzerland. The individual doses resulting from performance assessment reference cases are compared and explained.

47

Radiation risk from a HLW repository compared with other risks

The natural radiation dose at the earth's surface is compared with the doses from a HLW repository which will occur at the surface after several 100,000 years. The article closes with a comparison between radiation-induced cancer risks and other causes of cancer.

56

A list of references cited in the text can be found on page 69.
Units of measurement and chemical symbols appearing in the text are explained on the inside of the back cover.

F. Neall, P. Smith, T. Sumerling and H. Umeki

The performance assessment for a Swiss HLW repository has been compared with assessments carried out for facilities in Sweden, Finland, Canada and Japan. The results of these studies show that the long-term consequences are in fact similar for the different disposal concepts considered.

According to performance assessment results for the different disposal concepts investigated, the maximum radiation doses to the population lie well below the limit set in the official Swiss Protection Objective and below the level of present-day natural background radiation.

A comparison of different performance assessments has shown that the following key factors determine radionuclide release from a repository: radionuclide inventory, canister material and failure mode, nuclide solubility limits, the permeability of the buffer material, retardation during transport through the near-field, the presence of an excavation disturbed zone in the rock, the distance to the nearest major water-bearing fracture zone, the conceptual model for transport in fractured rock and near-surface dilution and dose factors.

Introduction

Integrated performance assessments of HLW disposal concepts, as described in the previous article, involve complex, multidisciplinary studies. The results of such studies are presented as profiles of consequence (e.g. dose) against time which extends into the distant future.

Individual components of the model chains used can be tested to some extent, but how can the results of the integrated assessment be evaluated to ensure confidence in their validity? In order to address this issue, the results of the Kristallin-I performance assessment have been compared with results from other HLW performance assessments. In the companion article on page 56, performance assessment results are assessed by comparison with natural radiation exposures and other commonplace risks.

Comparison of Kristallin-I with other safety assessments

On the basis of some similarity of disposal concept (disposal of HLW or spent fuel in crystalline rock below the water table) and availability of good documentation, a small number of recent safety assessments were selected for comparison with Kristallin-I (Nagra, 1994b) and its predecessor Project Gewähr 1985 (Nagra, 1985b) (Table 1).

Comparison of overall doses

Figure 1 shows calculated individual doses for reference cases from the SKB 91, TVO 92, AECL 94, H-3, Project Gewähr and Kristallin-I assessments. The doses are compared to the annual dose limit of 0.1 millisieverts which applies in Switzerland, Sweden and Finland, and also to typical levels of natural background radiation (cf. also article on p. 56). The radionuclides which contribute most to dose as a function of time are also

The authors of this article:

Dr. Fiona Neall is a member of the waste disposal modelling group at the Paul Scherrer Institute.

Dr. Paul Smith was Nagra Project Manager for the Kristallin-I performance assessment and now works for Intera (UK).

Dr. Trevor Sumerling of Safety Assessment Management (UK) coordinated the Kristallin-I scenario analysis.

Dr. Hiroyuki Umeki worked in the Kristallin-I project team while on attachment in Switzerland from PNC (Japan).

Comparison of Kristallin-I with other safety assessments

| Key characteristics of the disposal systems considered in the performance assessments | | | | | |
|---|--|--|---|---|--|
| | Sweden SKB 91 ¹⁾ | Finland TVO 92 ²⁾ | Canada AECL 94 ³⁾ | Japan H-3 | Switzerland Kristallin-I and PG 85 |
| Waste/spent fuel type⁴⁾ | Spent fuel PWR & BWR | Spent fuel BWR | Spent fuel CANDU | Vitrified waste | Vitrified waste |
| Total inventory considered in assessment⁵⁾ | 8750 tU contained in 5830 canisters | 1840 tU contained in 1150 canisters | 162,000 tU contained in 101,000 canisters | Wastes from around 50,000 tU contained in ~40,000 canisters | Wastes from 3730 tU contained in 2700 canisters ⁶⁾ |
| Canister type | Copper with cast lead fill 1.5 tU | Composite Cu-steel with granular fill 1.6 tU | Thin-walled Ti with glass bead fill 1.6 tU | Massive cast steel canister 1.3 tU ⁷⁾ | Massive cast steel canister 1.4 tU |
| Typical content | | | | | |
| Emplacement | In individual deposition holes from drifts | In individual deposition holes from drifts | In individual deposition holes from drifts | Probably centrally in disposal tunnel | Centrally in disposal tunnel |
| Buffer material and thickness | Bentonite clay 35 cm radially 150 cm above | Bentonite clay 35 cm radially 150 cm above | Bentonite clay 25 cm radially ~150 cm above | Bentonite clay 98 cm radially 3 m between canisters | Bentonite clay 138 cm radially 3 m between canisters |
| Repository depth below ground level | 600 m | 500 m | 500 m | 1000 m | ~1000 m |
| Host rock | Granodiorite | Migmatitic gneiss or granite | Granite | Not decided | Gneiss or granite |
| Overlying geo-units or discharge zone | Discontinuous moraine, peat and lakes | Discontinuous moraine, peat and lakes | Discontinuous moraine, peat and lakes | Not yet known | Thick Mesozoic sediments over site, gravels in Rhine valley discharge zone |

¹⁾ SKB=Svensk Kärnbränslehantering AB; ²⁾ TVO=Teollisuuden Voima Oy; ³⁾ AECL=Atomic Energy of Canada Limited⁴⁾ PWR = Pressurised water reactor; BWR=Boiling water reactor; CANDU = Canada Deuterium Uranium⁵⁾ Inventories considered in assessment, which may differ from quantities considered in general waste management concepts⁶⁾ 120 GW(e) scenario considered in Kristallin-I; 7860 tU in 5900 canisters considered in Project Gewähr (240 GW(e) scenario)⁷⁾ Vitrified wastes corresponding to arisings from given amounts of uranium fuel

TABLE 1
The key characteristics of the disposal systems for high-level waste (Japan, Switzerland) and for spent fuel without reprocessing (Sweden, Finland, Canada).

indicated; in all cases the radionuclides identified contribute at least 90 per cent and usually over 99 per cent of the total doses at the times indicated, except at the times of crossover from one radionuclide to another.

Comparison of the reference case dose profiles shows surprising similarity, despite the differences in concepts; the maximum doses predicted generally lie between 10^{-3} and 10^{-5} millisieverts per year (with the exception of Project Gewähr). A more detailed examination was undertaken to examine the consequences of different disposal concepts and modelling approaches on individual results.

Basis for comparison

The methodological approaches differ between the six assessments. Most notably:

- The SKB 91 (SKB, 1992) assessment considers stochastic failure of canisters and geosphere transport in stochastically generated flow tubes;
- The TVO 92 (Vieno et al., 1992) assessment makes deliberately very conservative assumptions concerning the site properties and connection of the repository to fracture zones;
- The AECL (Goodwin et al., 1994) assessment employs a probabilistic methodology in which parameter values are sampled from probability density functions and the performance is assessed by analysis of doses calculated in multiple simulations;

- The H-3 (PNC, 1992) assessment makes conservative assumptions for canister performance and for diffusion in the bentonite but uses a rather idealised, somewhat non-conservative model for transport in the geosphere which serves, however, to illustrate the scale of the geosphere effect;
- Project Gewähr (Nagra, 1985b) uses only a simple, conservative model for the near-field in which the

barrier effect of the bentonite backfill is neglected so that radionuclide release from the near-field is controlled by the dissolution of the glass matrix or solubility limits for nuclides.

- The Kristallin-I (Nagra, 1994) assessment makes rather conservative assumptions concerning canister performance and retardation in the geosphere.

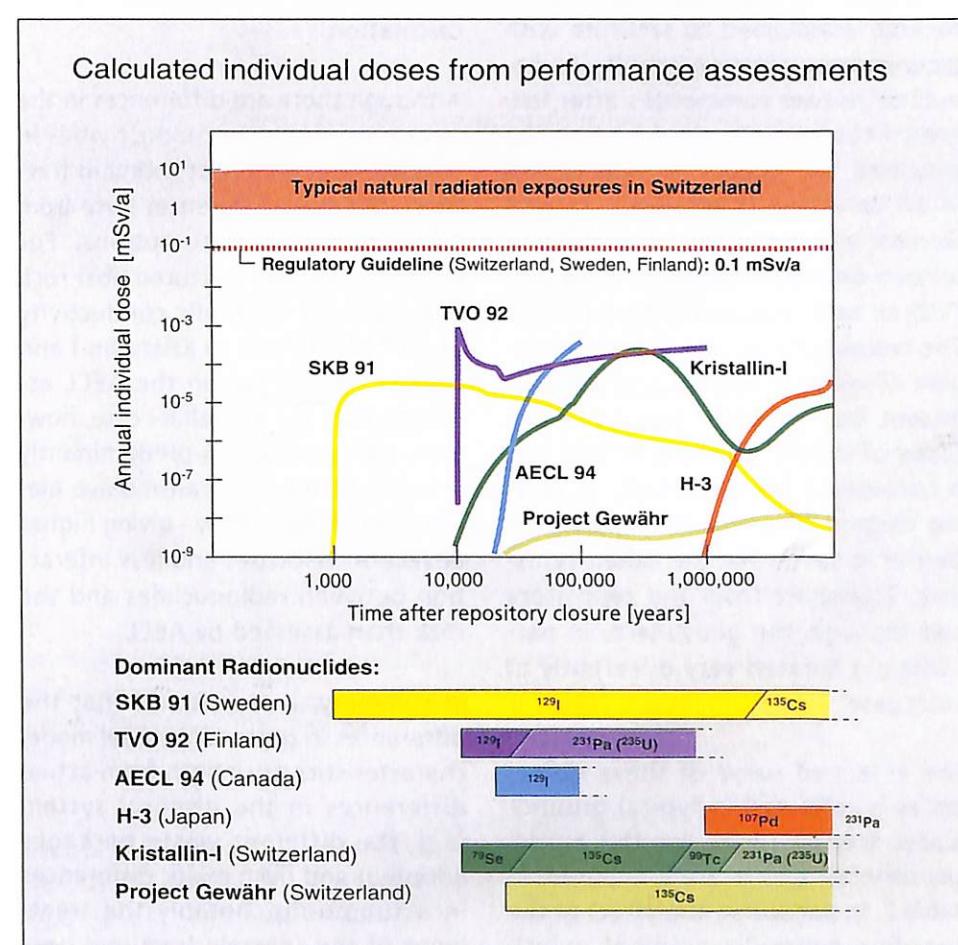


FIGURE 1
Calculated individual doses for reference cases from the SKB 91, TVO 92, AECL 94, H-3, Project Gewähr and Kristallin-I assessments and indication of the radionuclides that contribute most to dose in each case.

Comparison of Kristallin-I with other safety assessments

In order to simplify the comparison, we focused on the reference case considered in each assessment. The cases considered are illustrated schematically in Figure 2.

Gross conceptual model choices

All six assessments consider that the only significant mechanism for release and transport of radionuclides from the repository to the surface environment is via groundwater. Figure 2 compares the gross features of the various models. In all cases, the backfill is assumed to saturate with groundwater relatively rapidly. Radionuclide release commences after failure of the canister – which may be assumed to occur simultaneously in all canisters (Kristallin-I, Project Gewähr and H-3), occur early only in certain defective canisters (SKB and TVO) or be distributed in time (AECL). The release of nuclides from dissolution of glass is assumed to be congruent, but “prompt” release of isotopes of iodine, caesium, carbon etc. is considered for spent fuel. A varying degree of credit as a transport barrier is taken for the failed canisters. Transport from the repository and through the geosphere, in particular, is treated very differently in each case.

The effect of some of these differences is reflected in typical groundwater transit times for the model geospheres which are compared in Table 2. In particular, the effect of the very low hydraulic gradient, which

produces the low groundwater flow in the AECL geosphere model, can be seen clearly. Transport of nuclides by diffusion to the major low angle fault above the repository and advective transport thence to the near surface can give shorter transit times. The effect of the rapid transport pathway provided by the major fault, which is assumed to intercept the repository in the TVO case, is to give short transit times; the very short geosphere flow path in the H-3 model also gives a short transit time for the base case calculation.

Although there are differences in the values for hydraulic conductivities in sparsely fractured host rock and fractures, the main differences arise from different model assumptions. For example, sparsely fractured host rock is assigned a hydraulic conductivity of 10^{-10} to 10^{-12} m/s in Kristallin-I and a value of 10^{-12} m/s in the AECL assessment. In the Kristallin-I case, however, transport occurs predominantly in more permeable transmissive elements which focus flow – giving higher advection velocities and less interaction between radionuclides and the rock than assessed by AECL.

In summary, it was found that the differences in gross conceptual model characteristics arise both from actual differences in the disposal system (e.g. the different waste packages adopted) and from major differences in assumptions, notably the treatment of the sparsely fractured host

rock as a porous medium in the AECL model. The AECL median case is clearly less conservative than the reference cases considered in the other assessments, since it implies a very long groundwater transport time (see Table 2).

The Kristallin-I assessment is distinctive in that it clearly links geological observations of the detailed structure of potentially transmissive elements to assessment calculations. The results of the assessment were shown to be very sensitive to the geometry of such elements – less pessimistic assumptions leading to a much more efficient geosphere barrier than in the reference case.

Key factors influencing results

More detailed evaluation of the way in which the different assessments consider specific factors illustrates the various weightings which are given to particular barriers.

- 1. The waste form and inventory* – In all cases for direct disposal of spent fuel, the prompt-release fraction of radionuclides – in particular ^{129}I and ^{135}Cs – is of particular importance. Differences between the total inventories of waste considered are less critical than the way in which this prompt-release pulse can be spread in space (via repository layout) and time (differing assumptions on canister failure and retardation during transport).

Vitrified waste is homogeneous and hence has no significant prompt-release fraction. Slow release of radionuclides over very long periods of time make the results of these assessments much less sensitive to canister failure time.

2. *The canister* – As noted above, the assumption of conservatively short canister lifetimes and simultaneous failure of all canisters does not sensitively influence vitrified waste assessments. For SKB and TVO, very

long-lived canisters are selected and the source term for the assessment is critically dependent on assumptions about failure of a small proportion of defective canisters. AECL 94 spreads releases by distributing canister failures in time and taking the spatial distribution of the repository into account (due to the low burnup of CANDU fuels, the repository is very large and the range of travel distance to an advective flow path is considerable).

Additional barrier roles of the canister are as a chemical buffer for both the Swiss and Japanese steel overpacks and providing further transport resistance in the SKB case.

3. *Low elemental solubilities in the near-field* – In all the assessments considered, the long-term conditions in the near-field tend to be neutral to slightly alkaline and chemically reducing. In such an environment, the solubilities of

Calculated advective groundwater travel times in each assessment

| | SKB 91 | TVO 92 | AECL 94 | H-3 | Project Gewähr | Kristallin-1 |
|---------------------------------------|---------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| Typical water travel times in: | | | | | | |
| • low K rock | 100 a ¹⁾ | - | 7,800,000 a ³⁾ | 6 a ⁶⁾ | 83 a ⁷⁾ | 20 a ⁹⁾ |
| • faults etc. | - | 5 a ²⁾ | 430 a ⁴⁾ | - | 10 a ⁸⁾ | ~0 ¹⁰⁾ |
| • overburden | - | - | 200 a ⁵⁾ | - | - | ~0 ¹⁰⁾ |

Flow path description:

¹ Most probable value from the stochastic calculations for the reference case (repository depth 600m)

² 400 m in a fracture zone with water velocity of 80 m/a

³ 46.5 m sparsely fractured rock with very small hydraulic gradient (transport via diffusion is faster, cf. Fig. 1)

⁴ 536 m of extensive fracture zone

⁵ 3.8 m overburden

⁶ 10 m fractured host rock

⁷ 500 m of kakirite in "middle crystalline" with reference velocity of 6 m/a

⁸ Rapid transport in upper crystalline and overlying sediments

⁹ 200 m in transmissive element (jointed/cataclastic zone) in fractured host rock

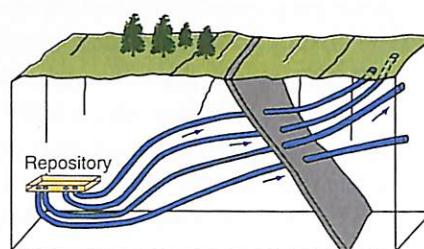
¹⁰ Model assumes negligible transit times in major water-conducting faults (MWCF), higher-permeability domain (HPD) and Rhine gravels

TABLE 2
Travel times calculated for radionuclides assuming advective groundwater transport. The duration of nuclide transport is determined by retardation mechanisms in the engineered barriers and the geosphere (transport in bentonite only by diffusion,

sorption and dilution in the geosphere, etc.; cf. Fig. 2 on p. 52/53 and Fig. 3 on p. 37 for the Kristallin-I disposal concept).

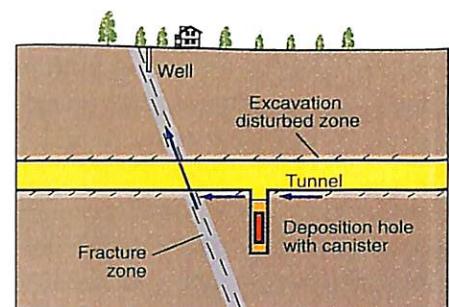
Sweden (SKB 91)

Transport through the geosphere



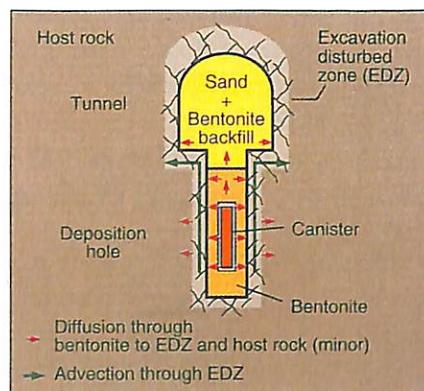
Groundwater flow is modelled with 3-D, stochastically-generated variable conductivity field which is used to calculate flow in 88 dual porosity flow tubes, each connected to a repository segment.

Finland (TVO 92)

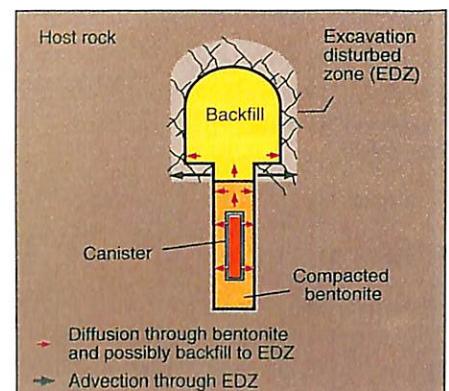


Flow in sparsely fractured host rock is neglected as the repository is assumed to be intersected by a major water-conducting fault which provides a rapid transport route to the biosphere.

Release from the engineered barriers



One in one thousand probability of early canister failure. Nuclides released through 5 mm² hole in canister at 1000 years after repository closure. Diffusion through bentonite or backfill to EDZ and advective transport through the EDZ is considered the major release pathway.

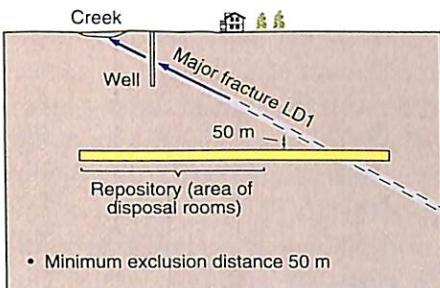


Failure of a single canister contacted by water at 10,000 years after repository closure. No further transport resistance from the canister after failure. Major release path from the engineered barriers via diffusion to EDZ and advective transport to the major fault.

FIGURE 2 (DOUBLE-PAGE)

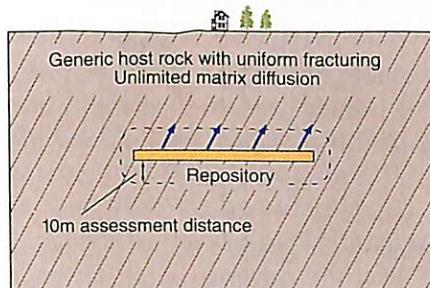
Gross conceptual model choices for the geosphere and near-field of Kristallin-I and the five other HLW/spent fuel performance assessments examined in this comparison.

Canada (AECL 94)



Sparingly fractured host rock modelled as porous medium around repository. Very low hydraulic gradients below major fault LD1 mean that transport from repository to fault is by diffusion over minimum distance of ~50 metres. Gives very long transit times (see Table 2).

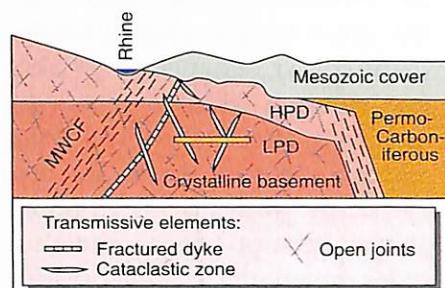
Japan (H-3)



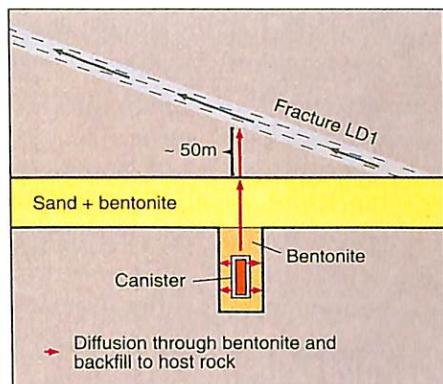
Both porous and sparsely fractured media modelled (only fractured version illustrated) to encompass all possible host rock properties. Releases and doses are calculated for a hypothetical assessment "point" only 10 metres from the engineered barrier system.

Switzerland

(Kristallin-1 and Project Gewähr)

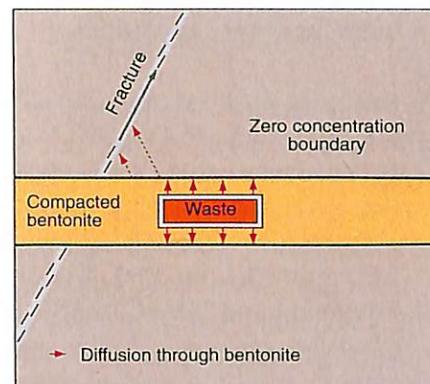


Transport through geosphere to higher-permeability domain (HPD) or major water-conducting fault (MWCF) modelled for a single transmissive element which can be assigned different geometries and properties. Cataclastic jointed zones with broad, widely-spaced openings provide the least favourable geosphere.

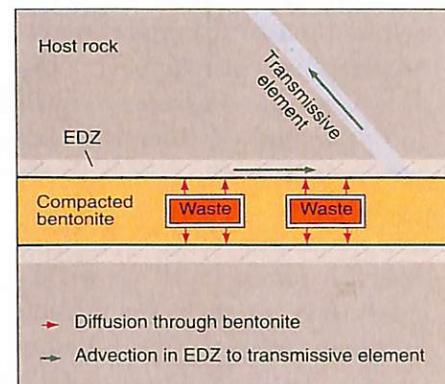


Probabilistic failure of canisters over 500 to 10,000 years. Canisters "disappear" (i.e. offer no transport resistance) after failure.

Many release pathways are calculated from different repository sectors – most important are those closest to the LD1 fracture, which provides advective transport to overburden and biosphere.



All canisters fail at 1000 years after closure and "disappear". As waste glass dissolves, nuclides diffuse through the bentonite to the host rock. All releases are "transferred" into a single representative fracture (or volume of representative porous medium) for advective transport to the "assessment point". The bentonite outer boundary is assumed to have zero nuclide concentration, which increases the rate of diffusion through the bentonite.



All canisters fail at 1000 years and "disappear". Nuclides diffuse through the bentonite to the excavation disturbed zone (EDZ). Water flow in the EDZ provides a boundary condition for diffusion such that rate of input from bentonite is equalled by the loss into the EDZ – a less conservative boundary than for H-3. Project Gewähr took no credit for diffusion and sorption within the bentonite buffer.

Comparison of Kristallin-I with other safety assessments
Conclusions

many key elements are low, which greatly limits their maximum rate of release. For the AECL case, the solubility of uranium is so low that the rate of nuclide release from the spent fuel is assumed to be very low whereas, due to increased radiolysis, faster release from the matrix is assumed for the SKB and TVO cases. Nevertheless, as noted above, prompt-release radionuclides dominate consequences for all spent fuel cases.

The particular elemental solubility limits set for the vitrified waste assessments can alter the relative significance of particular radionuclides. Long-lived isotopes of elements which are assigned high solubility and low sorption (see below) tend to dominate the calculated dose (palladium in the case of H-3, caesium in Project Gewähr and selenium, caesium and technetium in Kristallin-I).

4. *Low-permeability backfill* – This is a common factor in all six assessments. It is critical to the assumption of no colloid transport through the near-field, allowing solubility limits to be used as a constraint on release rates. It is also important in providing mechanical and hydraulic protection of the canister, and a stable chemical environment.

5. *Radionuclide retardation during transport through the near-field* – In all cases, solute transport through the

backfill is assumed to occur predominantly by diffusion. Strong retardation of many elements due to sorption on the backfill means that, in all assessments, all short-lived and many fairly long-lived elements decay to insignificance within the near-field. In addition to the specific retardation parameters assumed for particular elements, the thickness of the backfill and the external boundary condition assumed constrain releases. The extent of retardation in the near-field thus tends to be greatest for Kristallin-I (thick backfill and "realistic" external boundary conditions) than for the spent fuel cases (thinner backfill layers) or H-3 (more conservative "zero concentration" outer boundary condition).

6. *Excavation disturbed zone (EDZ)* – The EDZ is considered as a fast transport pathway in the TVO 92, Project Gewähr and Kristallin-I assessments, and provides a boundary condition for transport in TVO 92, H-3, Kristallin-I and SKB 91. Its effect is implicitly included in the AECL assessment. It does not play a major barrier role in any case.

7. *Distance to nearest major water-bearing fault zone* – The very limited effect of the TVO 92 geosphere is directly related to the conservative placing of the repository so that it is intercepted by a fracture zone. SKB 91, AECL 94, Project Gewähr and Kristallin-I all assume a sepa-

ration between disposal galleries and major fracture zones so that solutes must be transported through sparsely fractured rock. No exclusion zone is considered in H-3.

8. *Evaluation of radionuclide transport in fractured rock* – The very good performance of the AECL 94 geosphere is due to the assumption that the sparsely fractured rock can be represented as a porous medium so that, given the low Darcy velocity, the transport will be by diffusion. All the other assessments concentrate the water flow into discrete channels with flowing water velocity depending on a single fracture aperture (TVO 92), fracture or vein aperture and frequency (Kristallin-I, Project Gewähr and H-3) or a flow porosity (SKB 91).

The contribution of transport distance and, especially, the description of the transport path together determine the efficiency of the geosphere. This varies dramatically between assessments – being most efficient in the AECL, Project Gewähr and H-3 cases and much less so for SKB, TVO and Kristallin-I. To a large extent, however, the discrepancies are more related to the degree of realism aimed for in the assessment rather than great differences in the rocks themselves (except for the AECL case where diffusion in intact rock plays a major barrier role). This is demon-

strated by the differences between the Project Gewähr and Kristallin-I results which are predominantly due to different assumed structure of the far-field flow system. Within Kristallin-I, it was also shown that rather minor changes in flow path geometry could dramatically reduce calculated doses. The element-specific sorption data used in these assessments somewhat influenced the relative significance of particular radionuclides but had little influence on the overall importance of the geological barrier.

9. *Near-surface dilution and dose factors* – The net biosphere dose conversion factors in Kristallin-I are generally lower than in the other assessments (no biosphere model is included in H-3) due to the significant dilution expected in gravel deposits in the Rhine valley. However, this is partly compensated for by higher doses through agricultural pathways, which may be related to greater build-up and retention in local soils in the Kristallin-I biosphere model. Such differences do not seem to greatly affect results.

Conclusions

With the risk of over-simplification, it can be noted that the reference cases in different assessments put different weightings on different

barriers. In general, the SKB and TVO copper canisters dominate these assessments while the very high quality of the AECL rock plays a much more dominant role there. The "robust" part of the Swiss and Japanese assessments is the integrated performance of the massive engineered barriers.

The differences in the profiles in Figure 1 can be related to:

- a) differing canister failure assumptions for TVO and SKB
- b) long delay of iodine breakthrough in the AECL case and their chosen cut-off for quantitative calculations at 100,000 years
- c) different far-field flow path geometry assumptions for H-3, Kristallin-I and Project Gewähr.

This comparison exercise allows the conceptual models, mathematical approaches and numerical databases used in Kristallin-I to be viewed in a wider perspective. In this light, the fundamental approach used seems to be consistent with that used elsewhere. The representation of transport through the geosphere in Kristallin-I does, however, seem to be somewhat over-conservative. Although, in all cases, regulatory guidelines were met with comfortable margins, the different ways in which this was demonstrated indicates that there is some flexibility for any desired future optimisation of repository concepts and/or assessment techniques.

In conclusion, the authors would like to thank the performance assessment groups in Sweden, Finland, Canada and Japan who provided input for this comparison ■

REFERENCES

- BAG (1992): «Radioaktivität der Umwelt in der Schweiz. Bericht für das Jahr 1991»; Bundesamt für Gesundheitswesen, BAG (Federal Office of Health), Bern.
- BAG (1993): «Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1992»; Bundesamt für Gesundheitswesen, BAG (Federal Office of Health), Bern.
- Blaser P., Gubler T., Kämpfer T., Marschall P., Matter A., Matyas J., Meier B., Müller W.H., Schlanke S., Sieber N. and Wyss E. (1994): «Geothermiebohrung Bassersdorf: Charakterisierung der Oberen Meeressmolasse und Unterer Süßwassermolasse»; Nagra Tech. Rep. NTB 94-01. Nagra, Wettingen.
- Bosshard E., Zimmerli B. and Schlatter Ch. (1992): «Uranium in the diet – Risk assessment of its nephro- and radiotoxicity»; Chemosphere 24/3, 309–321.
- Cohen B.L. (1987): «Tests of the linear no threshold dose relationship for high-LET radiation»; Health Physics 52, 619–636.
- Diebold P., Naef H. and Ammann M. (1991): «Zur Tektonik der zentralen Nordschweiz – Interpretation aufgrund regionaler Seismik, Oberflächengeologie und Tiefbohrungen»; Nagra Tech. Rep. NTB 90-04. Nagra, Wettingen.
- Doll R. and Peto R. (1981): «The Causes of Cancer»; Oxford University Press.
- Fritzsche A.F. (1986): «Wie sicher leben wir? Risikobeurteilung und -bewältigung in unserer Gesellschaft»; Verlag TÜV Rheinland, Köln.
- Fritzsche A.F. (1992): «Wie gefährlich leben wir? Der Risikokatalog»; Verlag TÜV Rheinland, Köln.
- Goodwin B.W., McConnell D.B., Andres T.H., Hajas W.C., LeNeveu D.M., Melnyk T.W., Sherman G.R., Stephens M.E., Szekely J.G., Bera P.C., Cosgrove C.M., Dougan K.D., Keeling S.B., Kitson C.I., Kummen B.C., Oliver S.E., Witzke K., Wojciechowski L. and Wikjord A.G. (1994): «The disposal of Canada's nuclear fuel waste: postclosure assessment of a reference system»; AECL Report AECL-10717, COG-93-7. Atomic Energy of Canada Limited (AECL), Pinawa.
- HSK and KSA (1993): «Guideline for Swiss Nuclear Installations: Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste»; Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK (Nuclear Safety Inspectorate) and eidgenössische Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen, KSA (Federal Commission for the Safety of Nuclear Installations), Villigen.
- ICRP (1991): «1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection»; Publication 60, Pergamon Press.
- Keller B., Bläsi H.-R., Platt N.H., Mozley P.S. and Matter A. (1990): «Sedimentäre Architektur der distalen Unteren Süßwassermolasse und ihre Beziehung zur Diagenese und den petrophysikalischen Eigenschaften am Beispiel der Bohrungen Langenthal»; Nagra Tech. Rep. NTB 90-41. Nagra, Wettingen.
- Lienert Ch., Short S. and Gunten H.R. von (1992): «Versuchsfeld Glattfelden – Gehalte der Grundwässer an Uran, Ra-226, Po-210 und Pb-210»; unpublished.
- Lutz H.R. and Schnetzler U. (1994): «Zentrales Zwischenlager für radioaktive Abfälle in Würenlingen (ZWILAG)»; nagra bulletin 23, 5–13.
- Miller W., Alexander R., Chapman N., McKinley I. and Smellie J. (1994): «Natural analogue studies in the geological disposal of radioactive wastes»; Nagra Tech. Rep. NTB 93-03. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1985a): «Nukleare Entsorgung Schweiz: Konzept und Übersicht über das Projekt Gewähr 1985»; Project Rep. NGB 85-01 (Detailed reports NGB 85-02 to NGB 85-08). Nagra, Wettingen.
- Nagra (1985b): «Project Gewähr 1985. Nuclear waste management in Switzerland: feasibility studies and safety analyses»; Nagra Gewähr Rep. NGB 85-09. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1988): «Sediment Study – Disposal options for long-lived radioactive waste in Swiss sedimentary formations – Executive summary»; Nagra Tech. Rep. NTB 88-25E. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1991): «Sedimentstudie, Zwischenbericht 1990 – Zusammenfassende Übersicht der Arbeiten von 1988 bis 1990 und Konzept für das weitere Vorgehen»; Nagra Tech. Rep. NTB 91-19. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1994a): «Kristallin-I: Conclusions from the regional investigation programme for siting a HLW repository in the crystalline basement of Northern Switzerland»; Nagra Tech. Rep. NTB 93-09E. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1994b): «Kristallin-I: Safety assessment report»; Nagra Tech. Rep. NTB 93-22. Nagra, Wettingen.
- Nagra (1994c): «Sedimentstudie, Zwischenbericht 1993 – Zusammenfassende Übersicht der Arbeiten von 1990 bis 1994 und Konzept für weitere Untersuchungen»; Nagra Tech. Rep. NTB 94-10. Nagra, Wettingen.
- PNC (1992): «Research and development on geological disposal of high level radioactive waste. First progress report»; PNCTN 1410 93-059. Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation (PNC), Japan.
- Sagan L.A. (1987): «What is hormesis and why haven't we heard about it before?»; Health Physics 52, 521–525.
- Schmassmann H., Kullin M. and Schneemann K. (1992): «Hydrochemische Synthese Nordschweiz: Buntsandstein-, Perm- und Kristallin-Aquifere»; Nagra Tech. Rep. NTB 91-30. Nagra, Wettingen.
- SKB (1992): «SKB 91 Final Disposal of Spent Nuclear Fuel: Importance of the Bedrock for Safety»; Tech. Ber. SKB TR 92-20. Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), Stockholm.
- Thury M. and Ammann M. (1990): «The seven Nagra boreholes in Northern Switzerland, overview of the investigation programme»; Nagra bulletin 1990/2, 7–15.
- Thury M., Gautschi A., Mazurek M., Müller W.H., Naef H., Pearson F.J., Vomvoris S. and Wilson W. (1994): «Geology and hydrogeology of the crystalline basement of Northern Switzerland: Synthesis of regional investigations 1981–1993 within the Nagra radioactive waste disposal programme»; Nagra Tech. Rep. NTB 93-01. Nagra, Wettingen.
- UNSCEAR (1988): «Sources, effects and risks of ionizing radiation»; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), New York.

Vieno T., Hautojärvi A., Koskinen L. and Nordman H. (1992): «TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal»; YJT Report YJT-92-33E. Voimayhtiöiden Ydinjätetoiomikunta (YJT; Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies), Helsinki.

VSE, GKBP, UeW and Nagra (1978): «Die nukleare Entsorgung in der Schweiz»; Verband Schweizerischer Elektrizitätswerke (VSE), Gruppe der Kernkraftwerkbetreiber und -projektanten (GKBP), Konferenz der Überlandwerke (UeW), Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra).

Wilson R. (1979): «Analyzing the risks of daily life»; Technol. Rev. 81/4, 41-46

Other important NTBs not cited in this edition of the nagra bulletin

Andrews R.W., Dershowitz W., Black J. and Hufschmied P. (1992): «Evaluation of exploration strategies for hydrogeologic characterization of a repository area in the Opalinus Clay and Lower Freshwater Molasse»; Nagra Tech. Rep. NTB 91-15. Nagra, Wettingen.

Naef H., Birkhäuser P. and Roth P. (1994): «Interpretation der Reflexionsseismik im Gebiet Nördlich Lägern – Zürcher Weinland»; Nagra Tech. Rep. NTB 94-14. Nagra, Wettingen.

Sumerling T.J. and Grogan H.A. (1994): «Scenario development for Kristallin-I»; Nagra Tech. Rep. NTB 93-13. Nagra, Wettingen ■