Aktennotiz

Datum: 14.04.2015	Seiten: 35	Anhänge: 1	Beilagen: –

Verteiler intern: Aufsichtsbereich E
Verteiler extern: [redacted]
Sachbearbeiter:
Visum

Visum Vorgesetzte

Klassifizierung	keine
Aktenzeichen	33KGX.SGTE1
Referenz	ENSI 33/55
Schlagwörter	Sachplan, Abfallzuteilung, Rechenfälle, Etappe 1, SGT

435

Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1: Überprüfung der Abfallzuteilung und der Rechenfälle für die Radionuklidausbreitung

Zusammenfassung

Als ersten Schritt in Etappe 1 des Sachplans geologische Tiefenlager (SGT) müssen die Entsorgungspflichtigen die Zuteilung der Abfälle auf das Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA-Lager) und das Lager für hochaktive Abfälle (HAA-Lager) festlegen. Dabei sind grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten denkbar, die Abfälle der Abfallkategorien nach Art. 51 KEV (hochaktive Abfälle HAA, alphatoxische Abfälle ATA und schwach- und mittelaktive Abfälle SMA) in die beiden Lagertypen aufzuteilen. Es ist Aufgabe der Entsorgungspflichtigen, geeignete Lösungen vorzuschlagen; diese werden durch die Behörden geprüft.

Im Folgenden werden die Grundlagen der Abfallzuteilung (Kap. 2), die Angaben zum Abfallinventar (Kap. 2.2), das Vorgehen und die Rechenfälle für die Zuteilung (Kap. 3) und die resultierende Abfallzuteilung (Kap. 4) beurteilt.

Die Dauer des Betrachtungszeitraums für die generischen Sicherheitsbetrachtungen wurden von der Nagra anhand von drei Szenarien illustriert. Ein Szenarium (Auflösung und Verdünnung der Radionuklide im Grundwasser) wurde von der Nagra benutzt, um die Zuteilung der Abfälle auf das SMA-Lager und das HAA-Lager zu begründen. Das ENSI hat die zugrunde liegenden Berechnungen in Kap. 3.3 beurteilt.

Die Nagra hat das zugrunde liegende Inventar und die Zuteilung der Abfälle auf das SMA-Lager und HAA-Lager transparent und nachvollziehbar dargelegt. Das ENSI erachtet die von der Nagra gewählte Abfallzuteilung für plausibel und kann ihr zustimmen. Die zugrunde gelegten Rechenfälle sind ausreichend, um die Ausbreitung von Radionukliden aus dem Nahfeld eines Tiefenlagers durch die in Frage

kommenden Wirtgesteine bzw. einschlusswirksamen Gebirgsbereiche zu beschreiben. Die Zuteilung der Abfälle auf das SMA- und das HAA-Lager ist nachvollziehbar.

Klassifizierung:	**keine**
Aktenzeichen/Publidocs:	33KGX.SGTE1 / ENSI 33/55
Titel:	Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1: Überprüfung der Abfallzuteilung und der Rechenfälle für die Radionuklidausbreitung
Datum / Sachbearbeiter:	14.04.2015 [redacted]

Inhaltsverzeichnis

1 Vorwort 4

2 Abfallzuteilung auf das SMA- und das HAA-Lager 5

2.1 Angaben des Sachplans 5

2.2 Abfallinventar 5

3 Rechenfälle für die Zuteilung des Abfallinventars 6

3.1 Vorgehen, Modelle und Rechenfälle für die Abfallzuteilung 6

3.1.1 Angaben der Nagra 6

3.1.2 Beurteilung des ENSI 11

3.2 Rechenfallfamilie R1 bis R4 12

3.2.1 Rechenfallfamilie R1 (homogen-poröses Wirtgestein ohne Störungszonen) 12

3.2.2 Rechenfallfamilie R2 (Geklüftetes Wirtgestein ohne Störungszonen) 17

3.2.3 Rechenfallfamilie R3 (zwei vertikale Störungszonen) 21

3.2.4 Rechenfallfamilie R4 (zwei vertikale Störungszonen mit „Channeling“) 24

3.3 Rechenfallfamilie R5 (erosive Freilegung des Lagers nach langen Zeiten) 24

3.3.1 Modell 1: Freisetzung von im Grundwasser gelösten Radionukliden aus den nahe an der Erdoberfläche liegenden Lagerkammern in einem Grundwasserträger (vereinfachte Betrachtung) 25

3.3.2 Modell 2: Erosion der Lagerkammern mit anschliessender Verfrachtung und Ablagerung des entsprechenden Materials (vereinfachte Betrachtung) 28

3.3.3 Modell 3: Zeitabhängige Dekompaktion des Wirtgesteins (Modellierung der zeitlichen Entwicklung des SMA- bzw. HAA-Lagers) 31

4 Zuteilung der Abfälle auf das SMA- und das HAA-Lager 31

5 Referenzen 33

Anhang 1: Gesamtradionuklidinventar für die Berechnungen 34

1 Vorwort

Im Rahmen der Überprüfung der Berechnungen der Nagra wurden die Rechenfallfamilien R1 bis R4 vom ENSI durch eigene Modellierungen überprüft. Die Berechnungen des ENSI zeigten, dass die Aufteilung der Inventare auf das HAA-Lager und das SMA-Lager nachvollziehbar sind. Beispiele der Berechnungen des ENSI wurden im sicherheitstechnischen Gutachten zum Vorschlag geologischer Standortgebiete (ENSI 33/070) vom Januar 2010 dokumentiert (Figuren 2.4-1 und 2.4-2). Die vollständige Dokumentation der ENSI-Berechnungen verzögerte sich wegen zusätzlicher Überprüfungsaufgaben wie der Stellungnahme zu NTB 10-01 „Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in Etappe 2 SGT“ vom März 2011, der Stellungnahme zum Entsorgungsprogramm 2008 der Entsorgungspflichtigen vom Dezember 2011, der Stellungnahme zu NTB 08-02 „Bericht zum Umgang mit den Empfehlungen in den Gutachten und Stellungnahmen zum Entsorgungsnachweis“ vom März 2012, der Stellungnahme zur Kostenstudie 2011 über die Stilllegungs- und Entsorgungskosten der Kernanlagen in der Schweiz vom Oktober 2012 und schlussendlich wegen der Teilnahme am europäischen Forschungsprojekt FORGE (Fate of Repository Gases, 2009-2013).

Im Rahmen der Grobprüfung der Unterlagen der Nagra für den Sachplan geologische Tiefenlager (SGT) Etappe 2 wurde 2014 ein Rechenbeispiel eines geklüfteten Systems für das Standortgebiet Wellenberg nachgerechnet. Im Laufe dieser Überprüfung wurden Abweichungen zwischen den Nagra- und ENSI-Resultaten festgestellt. Eine detaillierte Überprüfung der Konzeptualisierung und Parameter ergab als Resultat, dass das von ENSI verwendete Rechenprogramm TOUGH2-EOS9nT einen Programmfehler bei der Behandlung der Matrixdiffusion in einem geklüfteten System beinhaltet. Das ENSI setzte sich diesbezüglich mit den Programmentwicklern in Lawrence Berkeley National Laboratory (LBNL) in den USA in Verbindung.

Das ENSI hat daraufhin einen Vorschlag gemacht, wie dieser Programmfehler zu beheben ist. Das LBNL hat den Programmfehler bei der Berechnung der Matrixdiffusion erkannt und arbeitet daran ihn zu korrigieren. Die Strategie des ENSI, verschiedene Rechenprogramme zu benutzen hat sich in dieser Situation bewährt, weil das Rechenprogramm COMSOL für die Berechnung der Rechenfälle für das Standortgebiet Wellenberg in SGT Etappe 2 eingesetzt wird und die Nagra-Resultate unabhängig überprüft werden können.

Die 2010 in SGT Etappe 1 mit TOUGH2-EOS9nT berechneten Resultate der geklüfteten Systeme wurden deshalb im März 2015 einer nochmaligen Qualitätsprüfung unterzogen. Dabei wurde festgestellt, dass die Advektion gegenüber der Matrixdiffusion eine wichtigere Rolle bei den Berechnungen der in Etappe 1 zugrunde gelegten, generischen geklüfteten Systeme spielt. Dies erklärt die relativ gute Übereinstimmung mit den Nagra-Resultaten in Etappe 1. Damit sind die Berechnungen in Etappe 1 für ein geklüftetes System kaum von diesem Programmfehler beeinflusst. Die Schlussfolgerungen der ENSI-Überprüfung bezüglich die Abfallzuteilung in SGT Etappe 1 bleiben deswegen unverändert.

2 Abfallzuteilung auf das SMA- und das HAA-Lager

2.1 Angaben des Sachplans

Für die Zuteilung sind gemäss SGT in erster Linie folgende Abfalleigenschaften massgebend (BFE 2008, S. 57):

- Das Inventar und die Halbwertszeiten der Radionuklide;
- die Auswahl der sicherheitstechnisch relevanten Nuklide (Wertung der radiologischen Toxizität);
- das Abfallvolumen;
- die Materialeigenschaften (Abfallmatrix, -behälter);
- die möglichen Auswirkungen auf das Wirtgestein;
- die Wärmeentwicklung;
- der Gehalt an potenziell Gas produzierenden Bestandteilen (Metalle, Organika);
- sowie der Gehalt an Komplexbildnern.

Die Nagra unterscheidet in ihren Berichten zwischen BE (abgebrannte Brennelemente), HAA (verglaste hochaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung) und LMA (langlebige mittelaktive Abfälle). In der vorliegenden Aktennotiz versteht das ENSI unter HAA sowohl verglaste hochaktive Abfälle als auch abgebrannte Brennelemente, falls nicht anders vermerkt.

2.2 Abfallinventar

Die Angaben der Nagra zum Abfallinventar wurden vom ENSI geprüft und in einer Aktennotiz (ENSI 33/54) dokumentiert. Nach Ansicht des ENSI ist das Vorgehen der Nagra für die Herleitung der MIRAM-Daten auf Basis der Datenbank ISRAM zweckmässig. Die Erfassung der Abfälle mit Hilfe von Abfallgebindetypen im ISRAM sowie die Zuordnung der Abfallgebindetypen zu den MIRAM-Abfallsorten sind nachvollziehbar und vollständig. Das Vorgehen für die Übertragung der ISRAM-Materialdaten in die MIRAM-Standardmaterialliste ist zweckmässig; die Liste ist zur weiteren Durchführung der Sicherheitsanalysen für die geologische Tiefenlagerung geeignet.

Die Methoden der Charakterisierung und Inventarisierung der verschiedenen Abfallkategorien werden als angemessen beurteilt. Die Abfalldokumentationen in MIRAM sind vollständig, zweckmässig und enthalten die erforderlichen Informationen für die Sicherheitsbetrachtungen. Die Angaben zu den Abfallvolumina und die angegebenen abdeckenden Aktivitätsinventare für das Referenzszenario sowie das Szenario mit 60 Jahre Betrieb der bestehenden Werke und das Szenario mit einer zusätzlichen Elektrizitätsproduktion von 5 GWe durch neue KKW, entsprechen den Vorgaben im Konzeptteil SGT (BFE 2008, Kap. 2.5) und werden als stufengerecht beurteilt.

Ausgehend vom modellhaften Inventar für radioaktive Materialien MIRAM (NTB 08-06) hat das ENSI die gesamten Aktivitäten für jedes Nuklid als Summe der Nuklidvektoren der jeweils betrachteten Abfallsorten berechnet. Als Beispiel werden im Anhang 1 die Resultate des Vergleichs des gesamten Inventars (alle Abfallsorten) aufgelistet. Diese Aktivitäten bildeten den Quellterm für die Ausbreitungsberechnungen des ENSI mit den Programmen TOUGH2 und COMSOL, mit denen die Varianten der Ab-

fallzuteilung und ihre Auswirkungen auf die Dosis für ein SMA-Lager untersucht wurden. Zur Überprüfung der von der Nagra vorgeschlagenen Abfallzuteilung hat das ENSI eigene Berechnungen für alle Rechenfallfamilien durchgeführt.

Im Bereich Stilllegungsabfälle von Grossforschungsanlagen (PSI und CERN) ist aus Sicht des ENSI festzuhalten, dass im Rahmen der Etappe 1 primär eine Abschätzung des Platzbedarfs für diese Abfälle im Lager notwendig ist. Die Bemühungen zur Charakterisierung des Nuklidinventars und Materialstroms dieser Abfälle sind weiterzuführen; die aktualisierten Daten sind für die weiteren Schritte im Sachplanverfahren zu dokumentieren.

3 Rechenfälle für die Zuteilung des Abfallinventars

In diesem Kapitel werden in einem ersten Teil das Vorgehen, die Konzeptualisierung und die Rechenfälle für die Abfallzuteilung behandelt. Die Modellannahmen für die Rechenfälle R1 bis R4 sind ähnlich und ihre Prüfung wird in einem zweiten Teil erläutert. Der Rechenfall R5 wird in dem dritten Unterkapitel behandelt. Diese drei Unterkapitel bilden die Basis für die Abfallzuteilung, die im nächsten Kapitel beurteilt wird.

3.1 Vorgehen, Modelle und Rechenfälle für die Abfallzuteilung

3.1.1 Angaben der Nagra

Vorgehen

Die Auswahl der den sicherheitstechnischen Betrachtungen zugrunde liegenden sicherheitsrelevanten Radionuklide (NTB 08-05, Tab. A3.1-2) leitet die Nagra für Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle und LMA in Anlehnung an das Projekt Entsorgungsnachweis ab (NTB 02-06, Tab. A5-1). Zusätzlich gilt neu ein Nuklid für die LMA als sicherheitsrelevant, falls es für die SMA als sicherheitsrelevant gilt. So wird sichergestellt, dass bei Abfallzuteilungen, bei denen ein Teil der SMA dem LMA-Teillager zugeteilt wird, die entsprechenden Nuklide ebenfalls berücksichtigt werden. Die Auswahl von sicherheitsrelevanten Radionukliden für ein SMA-Lager wird in Anlehnung an das Projekt Wellenberg (NTB 94-06) vorgenommen.

Die Dosis dominierenden Abfallsorten aus den Abfallkategorien ATA und SMA werden nach folgendem Schema identifiziert: Ausgehend vom Inventar, bestehend aus allen Abfallsorten der Kategorien ATA und SMA, werden sicherheitstechnische Berechnungen für ein generisches SMA-Lager und für ein breites Spektrum von generischen Wirtgesteinstypen und -situationen durchgeführt. Diese Berechnungen betreffen die Zeitperiode, während der die Abfälle ein im Vergleich zu natürlichen radiologischen Umweltrisiken erhöhtes radiologisches Gefährdungspotenzial darstellen und in der das Barrierensystem seine Sicherheitsfunktionen erfüllen muss.

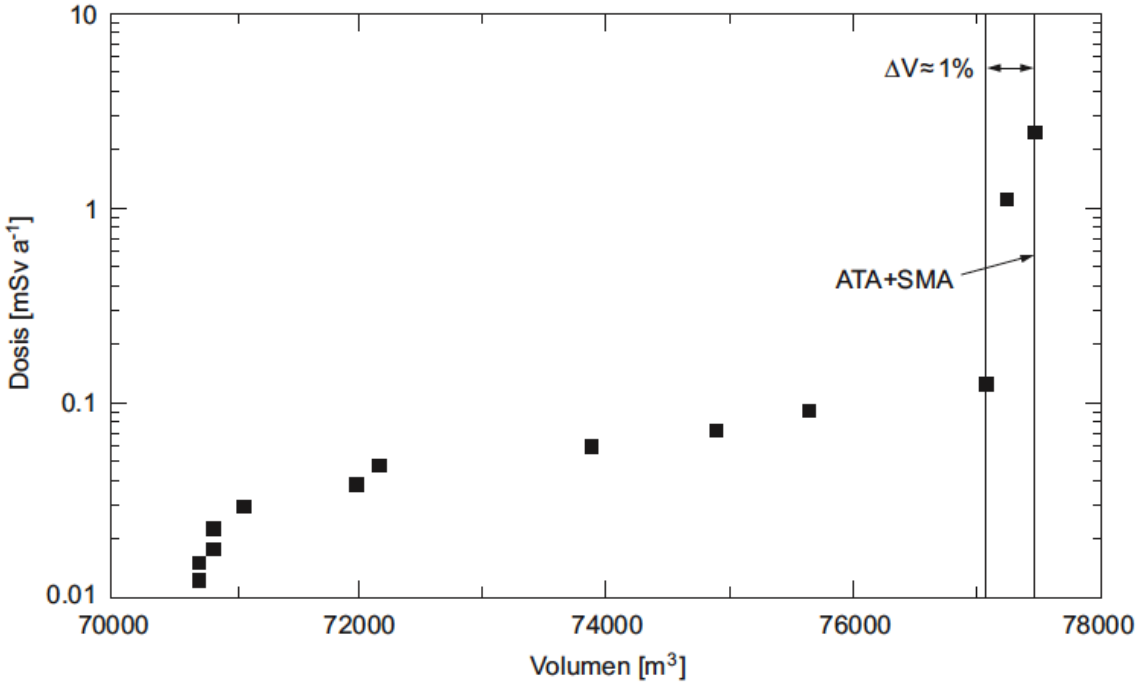
Für noch grössere Zeiträume kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Bereich mit den Lagerkammern aufgrund geologischer Vorgänge zunehmend Einflüssen der Erdoberfläche ausgesetzt wird. Für diese Zeiträume und für dieses Szenario werden vereinfachte Berechnungen durchgeführt. Sämtliche Berechnungen werden so strukturiert, dass der Einfluss der einzelnen Abfallsorten auf die berechnete Dosis sehr einfach analysiert werden kann (NTB 08-05, S. 81).

Die Resultate dieser Rechnungen werden ausgewertet mit Vorgaben bzgl. der maximal zulässigen Dosis. Eine solche Analyse erlaubt zwei Arten von Schlussfolgerungen:

- Sie zeigt auf, welche Wirtgesteinstypen und -situationen voraussichtlich für ein geologisches Tiefenlager für sämtliche ATA & SMA gemäss Definition KEV geeignet wären;
- Sie zeigt auf, für welche Wirtgesteinstypen und -situationen bei Wegnahme von bestimmten Dosis dominierenden Abfallsorten die vorgegebene Dosislimite voraussichtlich eingehalten werden kann.

Für jeden Rechenfall ergibt sich also eine Liste mit den dem HAA-Lager (Teil LMA) zuzuteilenden ATA/SMA-Abfallsorten. Dabei ist es wichtig, nur diejenigen Rechenfälle zu betrachten, bei denen bei ausgewogenen sicherheitstechnischen Anforderungen an die Geologie noch ein vertretbares Abfallvolumen im SMA-Lager verbleibt; d. h. ein Volumen, das den Bau eines SMA-Lagers rechtfertigt.

Die erhaltenen Listen mit den dem HAA-Lager (Teil LMA) zuzuteilenden Abfallsorten werden zu einer einzigen Liste zusammengefasst, die alle Dosis dominierenden ATA/SMA-Abfallsorten umfasst. Dies erlaubt die Definition eines reduzierten Inventars für das SMA-Lager, welches alle ATA/SMA-Abfallsorten umfasst, abzüglich der dem HAA-Lager (Teil LMA) zugeteilten Abfallsorten (NTB 08-05, S. 81/82).



Figur 1: **Berechnete Dosis als Funktion des Abfallvolumens im SMA-Lager für ein homogen-poröses Wirtgestein ohne Störungszonen**

Die Figur zeigt beispielhaft, dass, ausgehend vom Abfallvolumen ATA + SMA gemäss Definition KEV, bei einer schrittweisen Wegnahme von Abfallsorten nach abnehmendem Dosisbeitrag die berechnete Dosis deutlich reduziert wird. Eine gezielte Reduktion des Abfallvolumens um etwas weniger als 1 % bewirkt für diesen Rechenfall eine Reduktion der berechneten Dosis um mehr als eine Grössenordnung. Rechenfall: Homogen-poröses Wirtgestein; hydraulische Durchlässigkeit 10^{-9} m/s, vertikaler Gradient 0,1 m/m, Transportpfadlänge 50 m (NTB 08-05, S. 82).

Nahfeld SMA-Lager

Im Falle des SMA-Lagers wird für den Beginn der Freisetzung der Radionuklide konservativ angenommen, dass sie sich bereits unmittelbar nach Lagerverschluss homogen über das Zementporenwasser und die Festphasen des gesamten Kaverneninneren verteilt haben und sich die wässrige Phase mit den sorbierten Anteilen im geochemischen Gleichgewicht befindet. Das ^{14}C-Inventar in den Abfällen wird abfallspezifisch in die drei Fraktionen „anorganisch", „organisch mit instantaner Freisetzung" und „organisch mit kongruenter Freisetzung" eingeteilt. Für die kongruente Freisetzung wird angenommen, dass sie im Gleichschritt mit der Korrosion der Abfallmatrix (z. B. aktivierter Stahl) erfolgt. Basierend auf pessimistischen Annahmen bzgl. Korrosionsrate und Geometrie der korrodierenden Stahlteile wird vereinfachend eine konstante fraktionale Freisetzungsrate von 10^{-4} pro Jahr angenommen (NTB 08-05, S. A4-5). Die Radionuklidsorption in den Komponenten des zementierten Nahfelds wird durch elementspezifische Sorptionskoeffizienten beschrieben, welche die organischen Materialanteile im Rohabfall sowie die kontinuierliche Degradation (Auslaugung) des Zements berücksichtigen (NTB 08-05, S. 45).

Der Radionuklidtransport erfolgt advektiv/dispersiv bzw. diffusiv aus dem (modellhaft) als homogen angenommenen Kaverneninneren (Abfallmatrix, Endlagerbehälter inklusive Verfüllung, Kavernenverfüllung) unter Berücksichtigung der Sorption und des radioaktiven Zerfalls durch die Kavernenverkleidung und die Auflockerungszone ins umgebende Wirtgestein.

Nahfeld HAA-Lager

Die Radionuklid-Freisetzung aus dem Nahfeld des HAA-Lagers mit abgebrannten Brennelementen, verglasten hochaktiven Abfällen bzw. langlebigen mittelaktiven Abfällen wurde mit dem Rechenprogramm STMAN modelliert (NTB 02-06, S. A-2; NTB 08-05, S. 50). Das Programm berechnet

a) im Fall der HAA:

- Die Freisetzung der Radionuklide aus der Abfallmatrix ins Bentonit-Porenwasser unter Berücksichtigung der beschränkten (elementspezifischen) Löslichkeit (ab dem Zeitpunkt des Behälterversagens);
- die Diffusion der Radionuklide durch die Bentonitverfüllung und deren Sorption auf Bentonit;
- die Freisetzung der Radionuklide ins Porenwasser an der Schnittstelle Bentonit-Wirtgestein.

b) im Fall der LMA:

- Die Mobilisierung der Radionuklide im Zement-Porenwasser unter Berücksichtigung der Löslichkeit und der Sorption im Zementnahfeld;
- die diffusive Freisetzung der Radionuklide ins Grundwasser an der Schnittstelle Tunnelverkleidung-Wirtgestein.

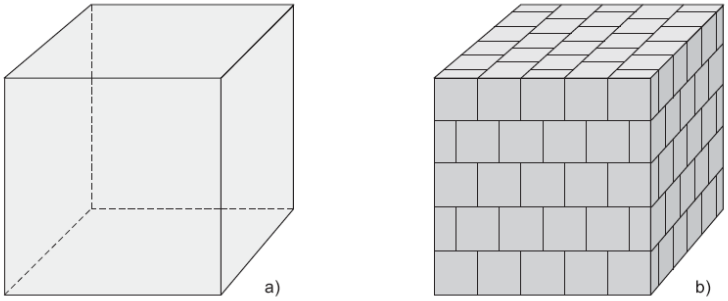
Eine Beschreibung der STMAN-Modellparameter für die Berechnung der (diffusen) Radionuklidfreisetzung aus dem Nahfeld des LMA-Teillagers ist in NTB 08-05, S. A3-17, dokumentiert.

Konzeptualisierung des Wirtgesteins und der geologischen Situation

Der Zielsetzung des SGT entsprechend werden die sicherheitstechnischen Untersuchungen für ein breites Spektrum verschiedener generischer geologischer Situationen durchgeführt. In diesem Sinne werden die folgenden Möglichkeiten zur Konzeptualisierung des Wirtgesteins (WG) bzw. des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs (EG) betrachtet (NTB 08-05, S. 51):

- Homogen-poröses WG (EG) mit isotroper oder anisotroper grossräumiger hydraulischer Durchlässigkeit;
- engständig geklüftetes WG (EG);
- grossräumig gestörtes WG (EG);
- WG (EG) mit schichtförmig horizontalen Architekturelementen mit oder ohne Klüftung;
- WG/EG mit unregelmässig angeordneten horizontalen Architekturelementen mit oder ohne Klüftung.

Erfolgt der Wasserfluss bzw. der Radionuklidtransport entlang diskreter wasserführender Strukturen (engständige Klüfte, grossräumige Störungszonen), können die gelösten Stoffe ins stagnierende Porenwasser der angrenzenden Gesteinsmatrix diffundieren (Matrixdiffusion).



Figur 2: **Beispiele für die Konzeptualisierung des Wirtgesteins (WG) bzw. des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs (EG) als a) homogen-poröses WG/EG und b) geklüftetes WG/EG (NTB 08-05, S. 52).**

Rechenfallfamilien

Ausgehend von der Beschreibung von möglichen generischen Wirtgesteinstypen bzw. geologischen Situationen und deren Modellierung und unter Berücksichtigung des Lagerkonzepts und der technischen Barrieren für ein generisches SMA-Lager, werden die folgenden Rechenfallfamilien R1 bis R5 bzw. Parametervariationen definiert (NTB 08-05, S. 88-92):

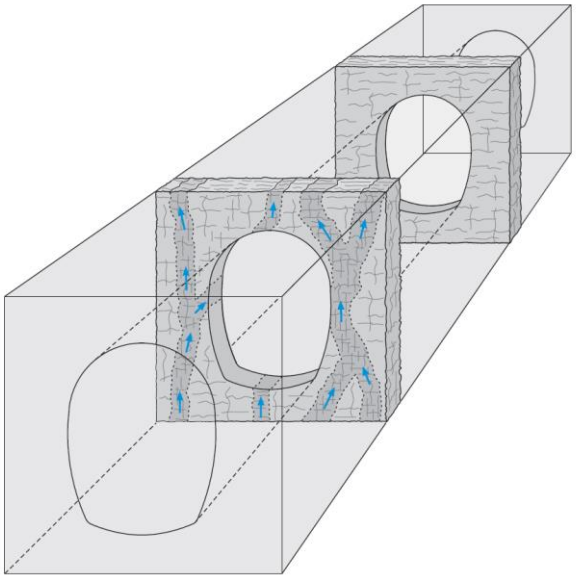
R1 Homogen-poröses Wirtgestein ohne Störungszonen

R2 Geklüftetes Wirtgestein ohne Störungszonen

R3 Homogen-poröses Wirtgestein mit zwei vertikalen Störungszonen (ohne „Channeling“)

R4 Homogen-poröses Wirtgestein mit zwei vertikalen Störungszonen (mit „Channeling“)

R5 Erosive Freilegung des Lagers nach langen Zeiten



Figur 3: Konzeptualisierung von Störungszonen, die eine SMA-Kaverne schneiden

Allenfalls vorhandene präferenzielle Fliesspfade („Channels“) mit erhöhter Transmissivität sind in dunkelgrauer Farbe und mit blauen Pfeilen versehen eingezeichnet (NTB 08-05, S. 54).

Für die Rechenfallfamilien R1 - R4 gilt:

- Verwendete Rechenprogramme: VPAC (Holocher et al. 2008, Nahfeld); PICNIC (NTB 01-03, Geosphäre) und TAME (NTB 02-06, Biosphäre);
- Konzeptualisierung der Nahfeld-Freisetzung: Radionuklid-Freisetzung aus einer Fläche im Abstand von 1 m von den Kavernenwänden (VPAC) bildet Quellterm für PICNIC;
- Ausgangsinventar: Summe aller ATA und SMA (50 Jahre Betrieb der bestehenden KKW);
- Hydraulischer Gradient *i*: 0,1 m/m (vertikal);
- Hydraulische Durchlässigkeit *K*: 10^{-13} bis 10^{-7} m/s;
- Geosphären-Transportpfadlänge *L*: 50 m;
- Geosphären-Sorptionsdatensätze: Tonstein-Datensatz (eher günstig) und Calcitdatensatz (pessimistisch);
- Biosphäre: Verwendung von mit TAME berechneten Referenzfall-Biosphärentransferkoeffizienten (NTB 08-05, Tab. A3.4-1).

Zusätzlich werden für die Rechenfallfamilien R3 bzw. R4 folgende Annahmen getroffen:

- Transmissivität der Störungszonen $T_{St.Z.}$: 10^{-8} und 10^{-7} m^2/s;
- Transmissivität der Fliesspfade innerhalb der Störungszonen („Channeling“) $T_{Ch.}$: $10 \times T_{St.Z.}$.

3.1.2 Beurteilung des ENSI

Vorgehen, Konzeptualisierung und Rechenfallfamilien

Das in NTB 02-06 (Appendix 5) aufgeführte Kriterium zur Bestimmung der sicherheitsrelevanten Radionuklide erachtet das ENSI als zweckmässig. Die von der Nagra als Limite vorgesehene Trinkwasserdosis von 10^{-5} mSv/Jahr entspricht einem Zehntausendstel des in Schutzkriterium 1 der Richtlinie ENSI-G03 festgesetzten Wertes. Die von der Nagra getroffene Auswahl der sicherheitsrelevanten Radionuklide für die weitere Berechnung der Nuklidfreisetzung wurde vom ENSI mit eigenen Berechnungen überprüft und wird als korrekt beurteilt.

Das Vorgehen der Nagra, den Beitrag einzelner Abfallsorten zu berechnen und für alle Rechenfallfamilien zu prüfen, welche Abfallsorten aus dem SMA-Lager entfernt und dem HAA-Lager zugeteilt werden müssen, ist nach Ansicht des ENSI transparent und zielführend.

Die von der Nagra dokumentierte Konzeptualisierung der möglichen Wirtgesteine ist stufengerecht. Mit den darauf beruhenden sicherheitstechnischen Berechnungen lassen sich die Anforderungen an die Wirtgesteine ableiten. Das ENSI stimmt der Wirtgesteinskonzeptualisierung der Nagra zu. Sie deckt die in der Schweiz vorkommenden Wirtgesteinsformationen hinreichend ab.

Dem Vorschlag der Nagra für geologische Standortgebiete liegen die folgenden Wirtgesteine zugrunde: Für das SMA-Lager der Opalinuston mit seinen Rahmengesteinen, die Tongesteinsabfolge 'Brauner Dogger' mit ihren Rahmengesteinen, die Effinger Schichten und die Mergel-Formationen des Helvetikums; für das HAA-Lager der Opalinuston mit seinen Rahmengesteinen.

Da die Sicherheitsbetrachtungen generischer Natur sind, hat die Nagra auf Anfrage des ENSI zusätzlich dokumentiert (NAB 09-29), welchen Wirtgesteinskonzeptualisierungen die in Etappe 1 SGT als bevorzugt betrachteten Gesteinsformationen zugeordet werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Zuteilung der vorgeschlagenen Wirtgesteine zu den Rechenfallfamilien R1 bis R4 gemäss NAB 09-29

Wirtgestein für SMA-Tiefenlager	Konzeptualisierung	Rechenfallfamilien
	NTB 08-05, Fig. 2.5-3, Seite 52	***NTB 08-05, Kap. 3.3.1, Seite 88 ff.***
Opalinuston	Typ a)	R1
Effinger Schichten	Typ d) bzw. Typ b)	R1, R2, R3, R4
Brauner Dogger	Typ d) bzw. Typ c)	R1, R2
Mergel des Helvetikum	Typ b) bzw. Typ d)	R1, R2, R3, R4

Diese Zuteilung ist aus Sicht des ENSI nachvollziehbar. In Tabelle 2 wird zusammengefasst, welche Rechenfallfamilien für die jeweiligen Standortgebieten von Bedeutung sind.

Tabelle 2: **Zusammenstellung der vorgeschlagenen Standortgebieten für ein SMA-Lager, die jeweilig vorkommenden Wirtgesteine und die jeweilig nach NAB 09-29 zugeteilten Rechenfallfamilien**

SMA-Lager Standortgebiet	Wirtgesteine	Rechenfallfamilien
Südranden	Opalinuston	R1
Zürcher Weinland	Opalinuston Brauner Dogger	R1 R1, R2
Nördlich Lägern	Opalinuston Brauner Dogger	R1 R1, R2
Bözberg	Opalinuston	R1
Jura-Südfuss	Opalinuston Effinger Schichten	R1 R1, R2, R3, R4
Wellenberg	Mergel des Helvetikum	R1, R2, R3, R4

Das ENSI stimmt der Auswahl der Rechenfallfamilien für die generischen Sicherheitsbetrachtungen zu. Die Rechenfälle umfassen die grundsätzlichen Varianten möglicher in Frage kommender Wirtgesteine bzw. einschlusswirksamer Gebirgsbereiche. Die in den Berechnungen verwendeten Parameter decken den Kenntnisstand der Eigenschaften der Wirtgesteine ab (die geochemischen Parameter wurden in ENSI 33/070, Kap. 3.2 beurteilt).

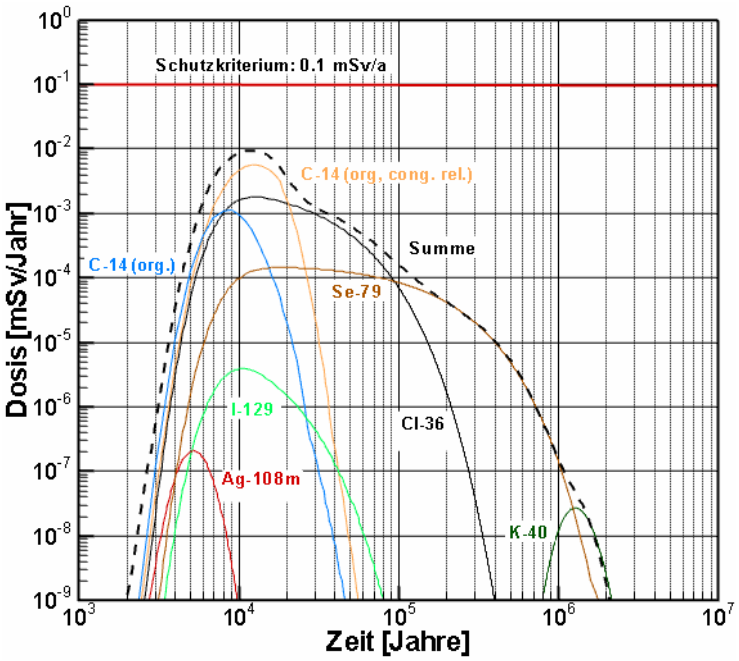
Die Resultate der Berechnungen mit den Rechenfallfamilien werden in den Kap 3.2 und 3.3 beurteilt. Primär sind die Rechenfallfamilien R1, R2 und R5 (Kap. 3.2.1, 3.2.2 und 3.3) für die Ableitung der Anforderungen an die Geologie und die Abfallzuteilung von Bedeutung. Die Rechenfallfamilien R3 und R4 (Kap. 3.2.3 und 3.2.4) basieren auf der Rechenfallfamilie R1 und führen als zusätzliches Element vertikale Störungszonen im Abstand von 100 m ein, denen bei der Anordnung eines SMA-Lagers nicht ausgewichen werden kann. Sie werden für die Untersuchung der möglichen radiologischen Auswirkungen im Falle der Wirtgesteine Effinger Schichten und Mergel des Helvetikum beigezogen. Für die Abfallzuteilung haben die Rechenfallfamilien R3 und R4 (für $K = 10^{-10}$ m/s) eine untergeordnete Bedeutung, da nur die Abfallsorte WA-F-4A der Kategorie ATA zusätzlich dem HAA-Lager zugeteilt werden müsste. Die Nagra teilt bereits in ihrer Referenzzuteilung alle Abfälle der Kategorie ATA dem HAA-Lager zu.

Die Nagra hat mit der Berechnung der möglichen radiologischen Folgen aus der erosiven Freilegung des Tiefenlagers die Forderung der Richtlinie ENSI-G03 stufengerecht umgesetzt. Das ENSI bewertet die Herleitung des Betrachtungszeitraums in Kap. 3.3. Die Argumente und Schlussfolgerungen der Nagra sind für das ENSI nachvollziehbar.

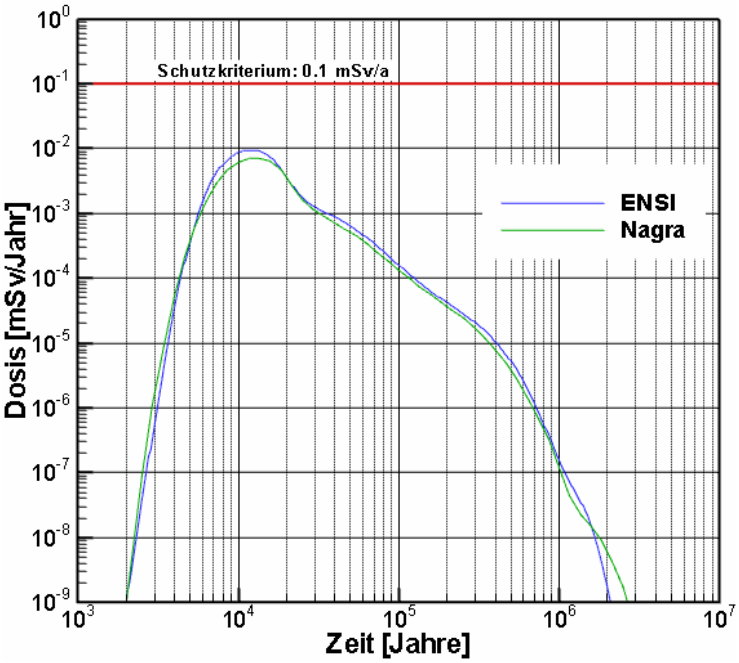
3.2 Rechenfallfamilie R1 bis R4

3.2.1 Rechenfallfamilie R1 (homogen-poröses Wirtgestein ohne Störungszonen)

Wie Tabelle 2 zeigt, liegt die Rechenfallfamilie R1 den Sicherheitsbetrachtungen für alle Standortgebietsvorschläge für das HAA-Lager und das SMA-Lager zugrunde. Das ENSI hat deshalb die entsprechenden Berechnungen vertieft überprüft (Figur 4, Figur 5, Figur 6 und Figur 7).



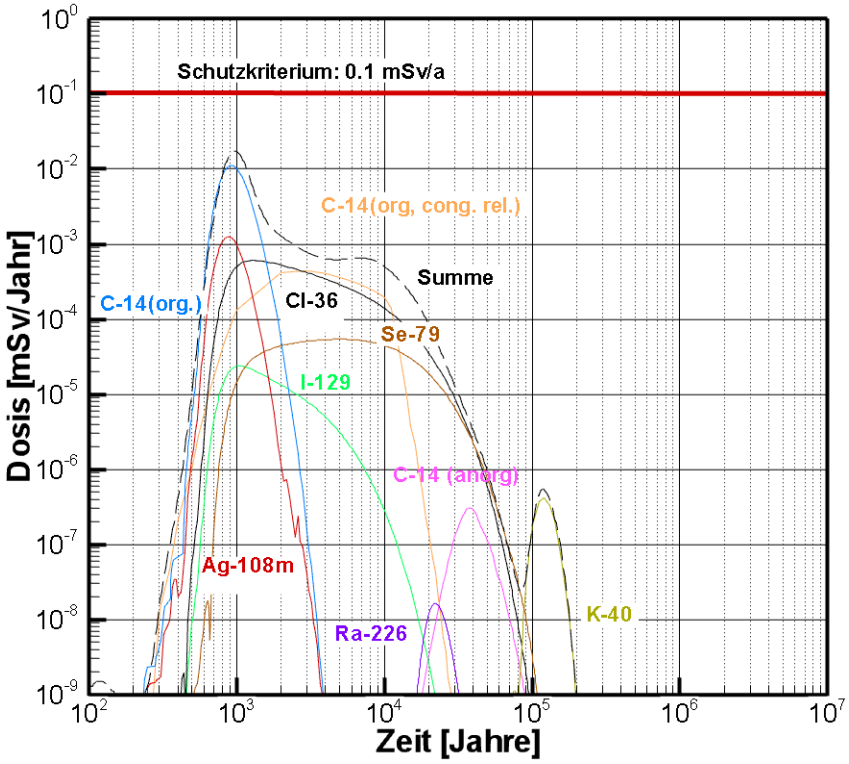
Figur 4: **Resultate der vom ENSI berechneten Dosen für ein SMA-Lager in einem homogen-porösen Wirtgestein für die dosisdominierenden Radionuklide basierend auf der Referenzzuteilung; hydraulischer Gradient: 0,1 m/m; hydraulische Durchlässigkeit: $K = 10^{-10}$ m/s; Transportpfadlänge: 50 m; Sorption: Tonstein (Rechenfallfamilie R1, NTB 08-05, Fig. 3.3-6)**



Figur 5: **Vergleich der vom ENSI (blau) und der Nagra (grün) berechneten Gesamtdosen für ein SMA-Lager in einem homogen-porösen Wirtgestein ($K = 10^{-10}$ m/s) (Rechenfall R1, NTB 08-05, Fig. 3.3-6)**

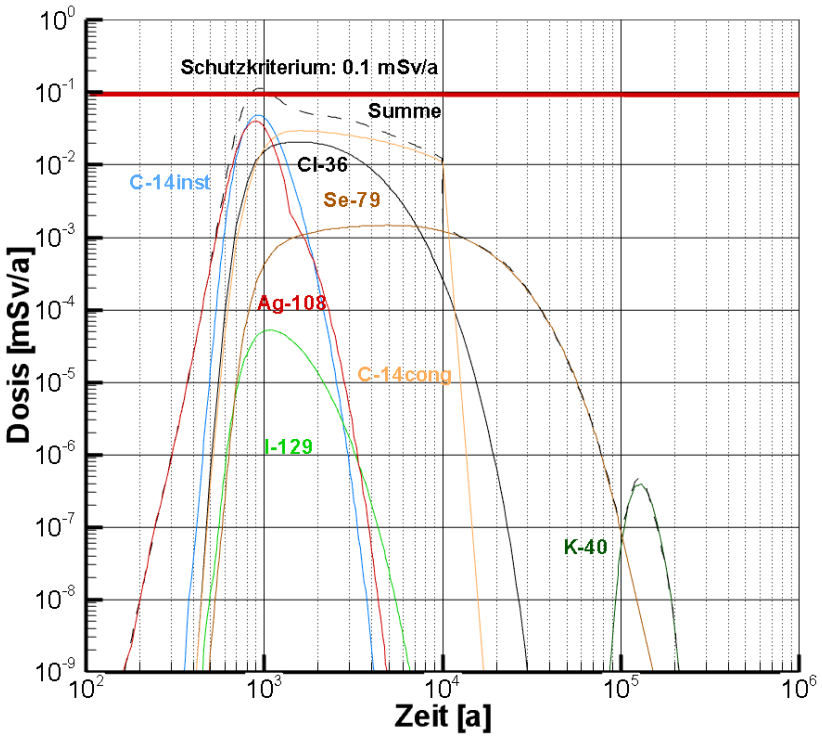
Insbesondere sind die aus den Berechnungen abgeleiteten Anforderungen an die Geologie hinsichtlich der grossräumigen hydraulischen Durchlässigkeit des Wirtgesteins von Bedeutung. Das ENSI hat mit eigenen Berechnungen den Nuklidtransport in homogen-porösen Wirtgesteinen überprüft und kann die Ergebnisse der Nagra nachvollziehen. Das ENSI erhält etwas grössere maximale Dosen als die Nagra, die aber noch deutlich unterhalb des Schutzkriteriums 1 der Richtlinie ENSI-G03 von 0,1 mSv/Jahr liegen (Figur 5). Die von der Nagra abgeleiteten Anforderungen an die hydraulischen Durchlässigkeiten der Wirtgesteine für ein SMA-Lager sind deshalb aus Sicht des ENSI nachvollziehbar.

Die Berechnungen für Rechenfallfamilie R1 des ENSI zeigen, dass auch mit einem K-Wert von 10^{-9} m/s und einer entsprechenden Reduktion des zugrunde liegenden Inventars die Schutzziele erreicht werden können (Figur 6). Die Nagra definiert die Referenzzuteilung für K =10^{-10} m/s und eine alternative Zuteilung für K = 10^{-9}. Die Nagra verzichtet im Einengungsverfahren aufgrund geologischer Überlegungen darauf, Gesteinsformationen mit K = 10^{-9} m/s weiter zu verfolgen. Alle Standortsgebietsvorschläge beruhen auf der Referenzzuteilung.



Figur 6: **Resultate der vom ENSI berechneten Dosen für ein SMA-Lager in einem homogen-porösen Wirtgestein für die Dosis dominierenden Radionuklide basierend auf der alternativen Zuteilung; hydraulischer Gradient: 0,1 m/m; hydraulische Durchlässigkeit: *K* = 10^{-9} m/s; Transportpfadlänge: 50 m; Sorption: Tonstein (Rechenfallfamilie R1, NTB 08-05, Fig. 3.3-7)**

Als Variation hat das ENSI die Dosen berechnet falls bei einem K-Wert von 10^{-9} m/s die Referenzaufteilung als zugrunde liegendes Inventar verwendet wird. In diesem Fall wird das Schutzkriterium knapp überschritten (Figur 7).



Figur 7: **Resultate der vom ENSI berechneten Dosen für ein SMA-Lager in einem homogen-porösen Wirtgestein für die Dosis dominierenden Radionuklide basierend auf der Referenzzuteilung; hydraulischer Gradient: 0,1 m/m; hydraulische Durchlässigkeit: *K* = 10^{-9} m/s; Transportpfadlänge: 50 m; Sorption: Tonstein**

In den nächsten Tabellen werden die Resultate der maximalen Dosis gezeigt, die als Basis für die Abfallzuteilung im Rechenfall R1 genommen werden. Der maximale Dosisbetrag wird von der Abfallsorte SA-L-SM im Fall einer hydraulischen Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s und von der Abfallsorte RA-G-E2 im Fall einer hydraulischen Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s gegeben.

Tabelle 3: Vergleich der Resultate der maximalen Dosis für die dosisdominierenden Abfallsorte im Rechenfall R1 für eine hydraulische Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s, Sorption: Tonstein (NTB 08-05, Tab. A4.6-1)

Die Resultate sind folgendermassen zu interpretieren: #1 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar. #2 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte SA-L-SM. #3 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte SA-L-SM und SA-B-SM, etc. Die Abfallsorte wird entfernt, falls die Gesamtdosis den Wert von 0,05 mSv/a überschreitet.

#	Abfallsorte	Gesamtdosis [mSv/a]		Faktor (ENSI/Nagra)
		Nagra	ENSI	
1	SA-L-SM	8,50E-03	9,49E-03	1,12
2	SA-B-SM	4,30E-03	4,78E-03	1,11
3	WA-F-4A	3,30E-03	3,76E-03	1,14
4	SA-G-SM	2,30E-03	2,61E-03	1,13
5	BA-P-MI1	1,70E-03	1,90E-03	1,12

Tabelle 4: Vergleich der Resultate der maximalen Dosis für die dosisdominierenden Abfallsorte im Rechenfall R1 für eine hydraulische Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s, Sorption: Tonstein (NTB 08-05, Tab. A4.6-9)

Die Resultate sind folgendermassen zu interpretieren: #1 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar. #2 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2. #3 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2 und RA-B-E2, etc. Die Abfallsorte wird entfernt, falls die Gesamtdosis den Wert von 0,05 mSv/a überschreitet.

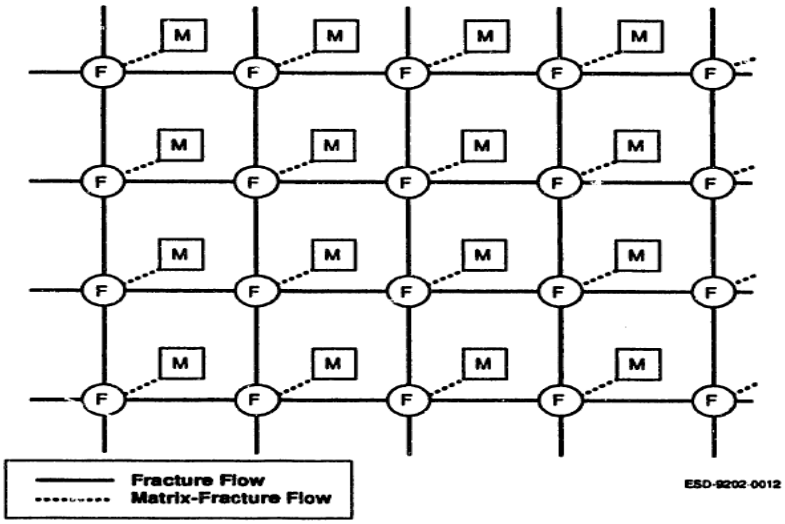
#	Abfallsorte	Gesamtdosis [mSv/a]		Faktor (ENSI/Nagra)
		Nagra	ENSI	
1	RA-G-E2	2,40E+00	2,73E+00	1,14
2	RA-B-E2	1,10E+00	1,24E+00	1,13
3	SA-L-SM	9,80E-02	1,10E-01	1,12
4	BA-P-MI1	7,90E-02	9,20E-02	1,16
5	WA-F-4A	6,00E-02	6,80E-02	1,13

Basierend auf diesen Berechnungen kann das ENSI die Schlussfolgerung der Nagra nachvollziehen, dass aufgrund von der Rechenfallfamilie R1 für eine hydraulische Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s keine Zuteilung der SMA-Abfallsorte in das HAA-Lager erforderlich ist. Hingegen ist für eine hydraulische Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s eine Zuteilung der SMA-Abfallsorte in das HAA-Lager erforderlich.

3.2.2 Rechenfallfamilie R2 (Geklüftetes Wirtgestein ohne Störungszonen)

Für die Rechenfallfamilie R2 (geklüftete Wirtgesteine) verwendet das ENSI ein zweidimensionales Modell mit dem Rechenprogramm TOUGH2-EOS9nT, das den Nuklidtransport im Nah- und Fernfeld gemeinsam berechnet und das Wirtgestein durchgängig als geklüftetes Medium voraussetzt. Dabei wird ein advektiver Fluss in den Klüften („Fracture flow“) und ein Fluss zwischen Matrix und Kluft („Matrix-fracture flow“) berücksichtigt (Figur 8).

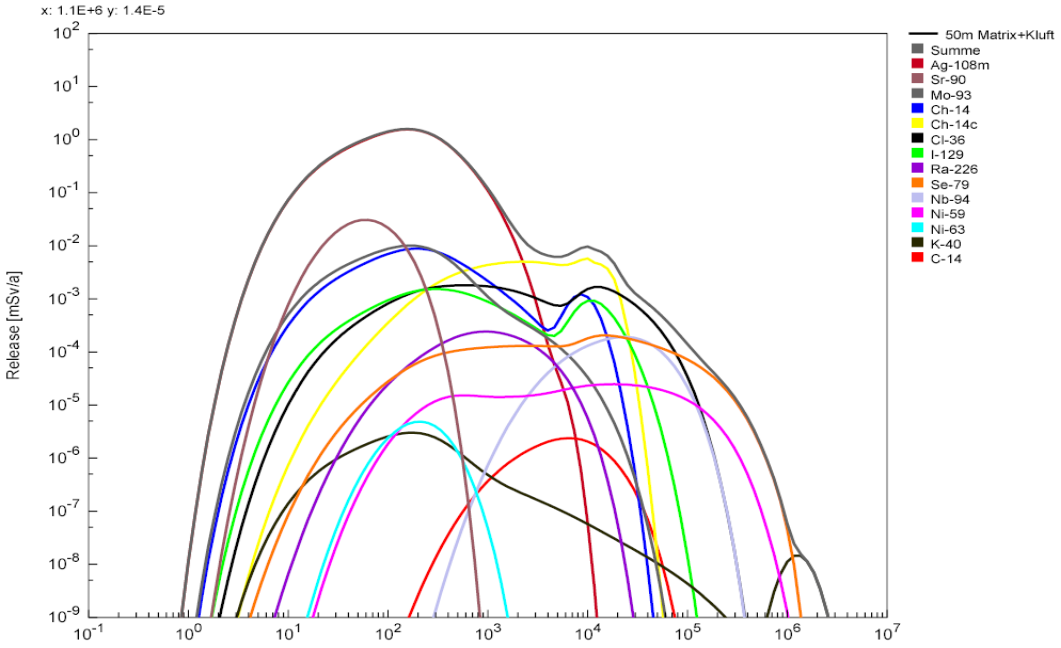
Die Nagra legt hingegen für die Berechnung der Radionuklidfreisetzung aus dem Nahfeld den Ansatz eines homogen-porösen Wirtgesteins zugrunde. Der berechnete Nuklidfluss in einem Meter Abstand von den Kavernenwänden wird von der Nagra als Quellterm für die Berechnung des Nuklidtransports im Fernfeld eines geklüfteten Wirtgesteins verwendet. Die Berechnungen des ENSI zur Rechenfallfamilie R2 zeigen, dass sowohl mit der Referenz- als auch der alternative Zuteilung der Abfälle das Schutzkriterium von 0,1 mSv/a nicht überschritten wird. Die aus den Berechnungen abgeleiteten Anforderungen der Nagra an die hydraulischen Durchlässigkeiten der Wirtgesteine sind deshalb nachvollziehbar.



Figur 8: Zwei-Porositäten-Modell für die ENSI-Modellierung des Radionuklidtransports in einem geklüfteten Wirtgestein

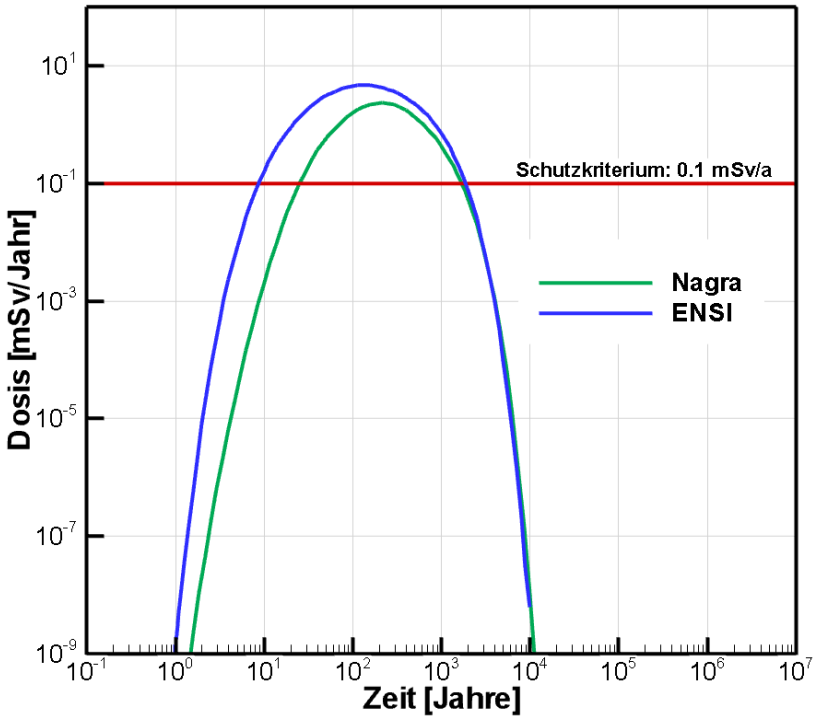
Dabei wird ein advektiver Fluss in den Klüften („Fracture flow“) und ein Fluss zwischen Matrix und Kluft („Matrix-fracture flow“) berücksichtigt.

Das ENSI hat die Dosiskurven für das Gesamtinventar der ATA/SMA-Abfallsorten analysiert, d. h. ohne Zuteilung von ATA/SMA-Abfallsorten in HAA-Lager. Figur 9 zeigt die Nagra-Resultate der Dosisberechnungen für die dosisrelevanten Radionuklide und daraus folgt, dass das Radionuklid Ag-108m die Gesamtdosis dominiert.



Figur 9: Nagra-Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar des SMA-Lagers. Die Gesamtdosis wird von Ag-108m dominiert.

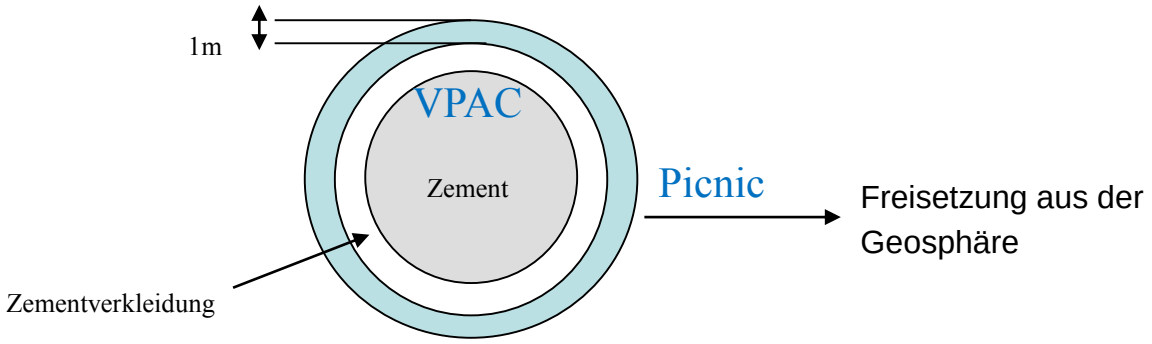
Basierend auf den Resultaten der Figur 9 hat das ENSI die Dosiskurve für das dosisdominierende Radionuklid Ag-108m nachgerechnet. Die Resultate und der Vergleich mit den Nagra-Resultaten werden in der Figur 10 dargestellt. Es wird wieder betont, dass das für diese Berechnungen verwendete Inventar (in diesem Fall Ag-108m-Inventar) die gesamten ATA/SMA-Abfallsorten beinhaltet. Mittels der Zuteilung der dosisdominierenden ATA/SMA-Abfallsorten im HAA-Lager wird die maximale Dosis unter das Dosisschutzkriterium gesenkt.



Figur 10: **ENSI-Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar des SMA-Lagers im Vergleich zu den Nagra-Resultaten. Die Berechnungen wurden für das dosisdominierende Radionuklid Ag-108m durchgeführt.**

Die Unterschiede zwischen den Nagra- und ENSI-Resultaten sind auf die verschiedenen Modelle und eingesetzten Rechenprogramme für die Berechnungen zurückzuführen.

Die Nagra berechnet in einem ersten Schritt mit VPAC die Freisetzung aus einem Meter Distanz von der Zementverkleidung. Diese Freisetzung wird als Input für das Programm Picnic benutzt, welches die Freisetzung aus der Geosphäre berechnet. Die Annahmen für die Modellierung der Nagra werden in Figur 11 gezeigt.



Figur 11: **Schematische Darstellung des Nahfeld-Modells der Nagra. Die Nagra verwendet zwei Rechenprogramme VPAC und Picnic für die Radionuklidrechnungen. Der 1 m dicke blaue Ring aus Wirtgestein stellt den Übergang zwischen VPAC und Picnic dar und wird als nicht geklüftetes System konzeptualisiert.**

Das ENSI ist auf die Frage eingegangen, wie die unterschiedliche Konzeptualisierung des Rings als geklüftetes und nicht geklüftetes System die Resultate der Dosisberechnungen beeinflusst. Das ENSI berechnet das ganze Modell mit einem einzigen Rechenprogramm; beim Vergleich wurde der Ring um die Zementverkleidung jeweils als geklüftetes und nicht geklüftetes Medium modelliert, um den Effekt der Konzeptualisierung dieses Rings zu untersuchen. Die Ergebnisse werden in Tabelle 5 gezeigt. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Konzeptualisierung des Rings als nicht geklüftetes Medium die maximale Dosis reduziert.

Tabelle 5: **Vergleich der maximalen Dosis mit dem Gesamtinventar, grossräumige Durchlässigkeit: 10^{-10} m/s, Sorption: Tonstein**

Der Zeitablauf wird in Figur 10 dargestellt. Das ENSI hat zwei verschiedenen Berechnungen durchgeführt mit und ohne geklüfteten Ring um die Zementverkleidung.

Dosis [mSv/a]		
1 m-Distanz geklüftet	**1 m-Distanz nicht geklüftet**	**1 m-Distanz nicht geklüftet**
ENSI	**ENSI**	**Nagra**
5,59	4,75	2,4

In einer Qualitätsprüfung in März 2015 wurde festgestellt, wie im Vorwort dieser Aktennotiz erläutert, dass ein Programmfehler im vom ENSI verwendeten Rechenprogramm TOUGH2-EOS9nT vorliegt. Aufgrund dieses Fehlers wird die Matrixdiffusion in TOUGH2-EOS9nT nicht richtig berücksichtigt; entsprechend erhöht sich der advektive Anteil des Nuklidtransports. Daraus ergibt sich in den ENSI-Berechnungen höhere Dosen gegenüber den Resultaten der Nagra (siehe Figur 10). Diese Abweichungen haben jedoch keinen Einfluss auf die Schlussfolgerungen hinsichtlich der Aufteilung des Inventars auf das HAA- und SMA-Lager.

In der folgenden Tabelle werden die maximalen Dosen der Resultate der Tab. A4.6-11 des NTB 08-05 mit den Resultaten des ENSI verglichen. Diese Resultate gelten als Basis für die Abfallzuteilung im Rechenfall R2. Der maximale Unterschied zwischen den maximalen Werten der Dosis beträgt knapp einen Faktor 2. Die Tabelle 6 zeigt, dass die Dosis der Rechenfallfamilie R2 bei Annahme einer hydraulischen Durchlässigkeit von K = 10^{-10} m/s durch die Abfallsorten RA-G-E2, RA-B-E2 und SA-L-SM dominiert wird.

Tabelle 6: Vergleich der Resultate der maximalen Dosis für die dosisdominierenden Abfallsorte im Rechenfall R2, grossräumige Durchlässigkeit: 10^{-10}, Sorption: Tonstein (NTB 08 05, Tab. A4.6-11)

Das ENSI hat diesen Fall mit einem nicht geklüfteten Ring (1 m) berechnet. Die Resultate sind folgendermassen zu interpretieren: #1 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar. #2 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2. #3 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2 und RA-B-E2, etc. Die Abfallsorte wird entfernt, falls die Gesamtdosis den Wert von 0,05 mSv/a überschreitet.

#	Abfallsorte	Gesamtdosis [mSv/a]		Faktor (ENSI/Nagra)
		Nagra	ENSI	
1	RA-G-E2	2,40E+00	4,75E+00	1,98
2	RA-B-E2	1,00E+00	1,99E+00	1,99
3	SA-L-SM	4,30E-02	4,94E-02	1,15

In Tabelle 7 werden die Unterschiede der maximalen Dosis für die Referenzzuteilung abhängig von der Konzeptualisierung des Übergangsrings gezeigt.

Tabelle 7: Dosis für ein geklüftetes Wirtgestein basierend auf der Referenzzuteilung. Grossräumige Durchlässigkeit: 10^{-10}, Sorption: Tonstein

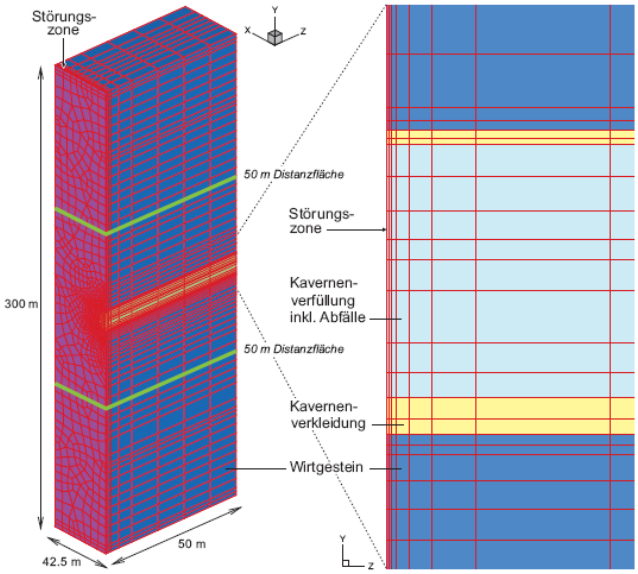
Dosis [mSv/a]		
1 m-Distanz geklüftet	1 m-Distanz nicht geklüftet	1 m-Distanz nicht geklüftet
ENSI	ENSI	Nagra
$5{,}80 \times 10^{-2}$	$4{,}94 \times 10^{-2}$	$3{,}78 \times 10^{-2}$

Aufgrund dieser Berechnungen kann das ENSI die Schlussfolgerung der Nagra bezüglich der Abfallzuteilung der Abfallsorten RA-G-E2 und RA-B-E2 in das HAA-Lager (LMA-Teil) nachvollziehen.

3.2.3 Rechenfallfamilie R3 (zwei vertikale Störungszonen)

Die Rechenfallfamilien R3 und R4 basieren auf der gleichen Wirtgesteinskonzeptualisierung wie Rechenfallfamilie R1, allerdings wird die sicherheitstechnische Bedeutung von vertikalen Störungszonen (R3, ohne „Channeling“) und R4 mit „Channeling“ in den Störungszonen betrachtet.

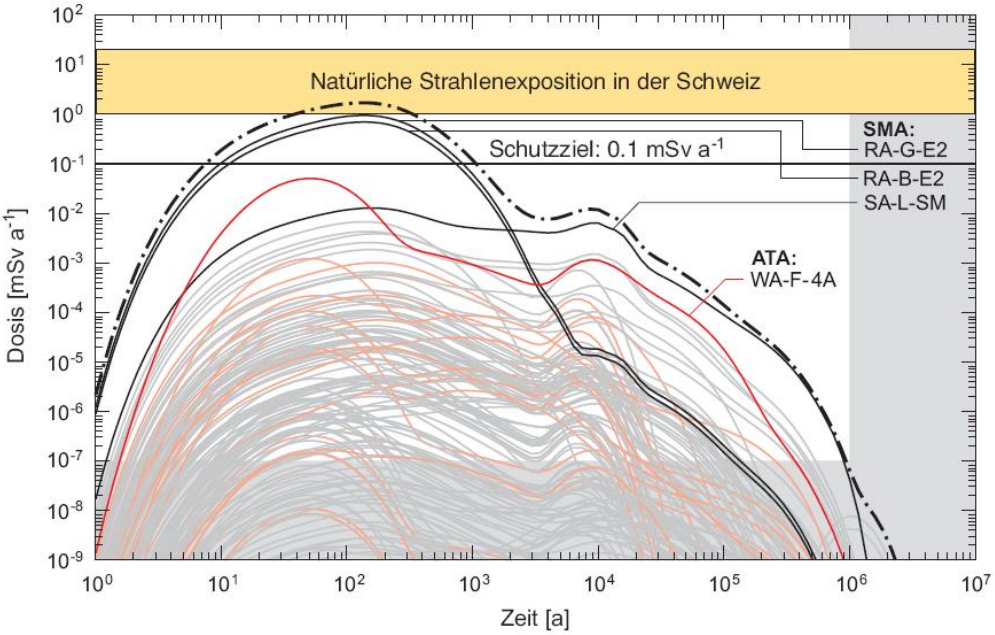
Im Rechenfall R3 werden zwei Störungszonen berücksichtigt. Aus Symmetriegründen wird von der Nagra entlang der Hauptachse der Kaverne nur die halbe Breite (0,05 m) einer Störungszone sowie die halbe Distanz zwischen den beiden Störungszonen betrachtet. Das Modell wird in Figur 12 dargestellt.



Figur 12: Modell für den Rechenfall R3. In der Figur werden Details des numerischen Gitters der Nagra gezeigt

Bei der Überprüfung geht das ENSI wie in den anderen Rechenfällen folgenderweise vor. Zuerst wird eine Berechnung der Dosis für das gesamte Inventar durchgeführt. Danach werden sukzessiv weitere Berechnungen ohne die jeweils dosisdominierende Abfallsorte, bis die Dosis unter dem Dosiswert des Schutzkriteriums reduziert wird, durchgeführt. Auf diese Weise wird die dosisdominierende Abfallsorte bestimmt. Das Resultat der ENSI-Berechnungen und ein Vergleich der maximalen Dosiswerte wird in der Tabelle 8 gezeigt.

Die Berechnungen der Nagra zeigen (Figur 13), dass die berechneten Dosen der Rechenfallfamilie R3 bei Annahme einer hydraulischen Durchlässigkeit von $K = 10^{-10}$ m/s durch die Abfallsorten RA-G-E2, RA-B-E2 und WA-F-4A dominiert werden.



Figur 13: Berechnete Dosen für alle ATA- und SMA-Abfallsorten im SMA-Lager für ein homogen-poröses Wirtgestein mit Störungszonen (Rechenfallfamilie 3)

Die Figur zeigt die individuellen Dosiskurven für alle ATA- und SMA-Abfallsorten für den Rechenfall mit einem homogen-porösen Wirtgestein mit zwei Störungszonen senkrecht zur Kavernenachse im Abstand von 100 m; hydraulische Durchlässigkeit des Wirtgesteins 10^{-10} m/s, Transmissivität der Störungszonen 10^{-8} m^2/s, vertikaler Gradient 0,1 m/m, Transportpfadlänge 50 m). Hervorgehoben sind Dosiskurven von Abfallsorten mit einem Maximum ≥ 0,01 mSv/a, wobei die ATA mit roten, die SMA mit schwarzen Linien dargestellt sind (NTB 08-05, S. 85).

Das ENSI hat die maximalen Dosen der dosisbestimmenden Abfallsorten RA-G-E2, RA-B-E2 und WA-F-4A für den Rechenfall R3 mit eigenen Berechnungen überprüft und kommt zu folgenden Resultaten für die dosisbestimmenden Abfalltypen:

Tabelle 8: Vergleich der Resultate der maximalen Dosis für die dosisdominierenden Abfallsorte im Rechenfall R3 (NTB 08-05, Tab. A4.6-13), grossräumige Durchlässigkeit: 10^{-10}, Sorption: Tonstein

Die Resultate sind folgendermassen zu interpretieren: #1 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar. #2 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2. #3 sind die Resultate der Dosisberechnungen für das gesamte Inventar ohne das Inventar der dosisdominierenden Abfallsorte RA-G-E2 und RA-B-E2, etc. Die Abfallsorte wird entfernt, falls die Gesamtdosis den Wert von 0,05 mSv/a überschreitet.

#	Abfallsorte	Gesamtdosis [mSv/a]		Faktor (ENSI/Nagra)
		Nagra	ENSI	
1	RA-G-E2	1,60E+00	1,32E+00	1,21
2	RA-B-E2	7,00E-01	5,70E-01	1,23
3	WA-F-4A	5,50E-02	4,10E-02	1,34

Die Resultate der Nagra ergeben rund 20-30 % höhere Werte als die Resultate des ENSI. Beide zeigen jedoch, dass auch im Falle einer vertikalen Störungszone bei angepasster Zuteilung für das SMA-Lager das Schutzkriterium 1 der Richtlinie ENSI-G03 von 0,1 mSv/Jahr eingehalten werden kann. Aufgrund dieser Berechnungen kann das ENSI die Schlussfolgerung der Nagra bezüglich der Abfallzuteilung der Abfallsorten RA-G-E2, RA-B-E2 und WA-F-4A in das HAA-Lager (LMA Teil) nachvollziehen.

3.2.4 Rechenfallfamilie R4 (zwei vertikale Störungszonen mit „Channeling“)

In dieser Rechenfallfamilie wird eine zusätzliche Erhöhung der hydraulischen Transmissivität in den Störungszonen aufgrund von präferenziellen Fliesskanäle innerhalb der hydraulisch inhomogenen Störungszonen betrachtet. Dieser Effekt wird „Channeling“ genannt und wird in den Modellen mit einer erhöhten Transmissivität Rechnung getragen. Ausgehend von den Resultaten der Nagra für die Referenzzuteilung in den Tabellen 3.2-2 und A4.6-18 des NTB 08-05 ist deutlich, dass dieser Rechenfall keine zusätzliche Zuteilung von neuen Abfallsorten in das HAA-Lager (LMA-Teil) verlangt. Es wird zwar eine neue Abfallsorte durch diesen Rechenfall bestimmt, nämlich SA-L-SM, aber aufgrund ihres kleinen Dosisbeitrag-Volumen-Verhältnisses wird die Abfallsorte SA-L-SM nicht dem HAA-Lager zugeteilt. Aus diesem Grund und weil dieser Rechenfall eine spezieller Fall von R3 mit demselben dosisdominierenden Radionuklid Ag-108m ist, hat das ENSI diesen Rechenfall nicht explizit nachgerechnet.

3.3 Rechenfallfamilie R5 (erosive Freilegung des Lagers nach langen Zeiten)

Die radiologischen Konsequenzen der erosiven Freilegung eines Tiefenlagers werden mit der Freisetzung von im Grundwasser gelösten Radionukliden aus den nahe an der Erdoberfläche liegenden Lagerkammern in einen Grundwasserträger (Modell 1, NTB 08-05, S. 61) betrachtet. Dabei wird von einer Dauer von 100'000 Jahren ausgegangen, bis das Lager in den Einflussbereich der Erdoberfläche gelangt. Ab diesem Zeitpunkt wird das gesamte Inventar über einen Zeitraum von 1000 Jahren gleichmässig in einen Aquifer mit einem Wasserfluss von 10^6 m^3/a freigesetzt. Die Bewohner der Region decken ihren gesamten Trinkwasserbedarf (2 Liter/Tag und Person) aus diesem Aquifer. Das betrachtete Ausgangsinventar entspricht der Summe aller ATA und SMA (50 Jahre Betrieb der bestehenden KKW).

Die Nagra hat in NTB 08-05, Anhang A5-4, dargelegt, für welchen Zeitraum die Geosphäre Schutz vor einer erosiven Beeinträchtigung des Barrierensystems bieten muss. Diese Analysen zeigen, dass auch für vereinfachte, z. T. konservative Annahmen dieser Zeitraum für SMA-Lager im Bereich von 100'000 Jahren und für HAA-Lager im Bereich von 1 Million Jahren liegt.

Angaben der Nagra

Bei den quantitativen Anforderungen an das Wirtgestein und die Geosphäre spielt der Betrachtungszeitraum eine spezielle Rolle, da die Anforderungen für verschiedene Indikatoren von diesem abhängen. Deshalb wird der Betrachtungszeitraum festgelegt, bevor die potenziell wichtigen Indikatoren diskutiert werden (NTB 08-05, S. 160).

Der Betrachtungszeitraum legt fest, wie lange die Barrieren des SMA- bzw. HAA-Lagers ihre Funktion zu erfüllen haben. Nach Ablauf des Betrachtungszeitraums kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Lagerkammern aufgrund geologischer Vorgänge zunehmend Einflüssen der Erdoberfläche ausgesetzt werden. Auch für diese Zeiten soll der Variationsbereich, der von einem geologischen Tiefenlager ausgehenden möglichen regionalen radiologischen Auswirkungen unter Berücksichtigung der inhärent vorhandenen Ungewissheiten, im Bereich der natürlichen radiologischen Umweltrisiken liegen (Richtlinie ENSI-G03). Der erforderliche Betrachtungszeitraum ist in erster Linie abhängig vom zugeteilten Nuklidinventar und seiner zeitlichen Entwicklung (radioaktiver Zerfall) und wird deshalb für SMA- und HAA-Lager unterschiedlich sein.

Als Betrachtungszeitraum wird zunächst aufgrund der Erkenntnisse aus früheren eigenen Sicherheits- und Systemanalysen sowie aus internationalen Erfahrungen für das SMA-Lager 100'000 Jahre und für das HAA-Lager 1 Million Jahre veranschlagt. Die Resultate der orientierenden sicherheitstechnischen Betrachtungen zu diesem Thema im vorliegenden Projekt zeigen, dass diese Werte vernünftig sind und dass auch für diese Phase, für die angenommen wurde, dass sich die Lagerkammern im Einflussbereich der Erdoberfläche befinden, weder durch den Konsum von Trinkwasser noch durch die Direktstrahlung aus dem Boden eine übermässige Strahlenbelastung zu erwarten ist.

Beurteilung des ENSI

Die Nagra illustriert die radiologischen Folgen im Falle einer erosiven Freilegung des SMA- und HAA-Tiefenlagers anhand von drei Modellen für die Begründung des Betrachtungszeitraums in den generischen Sicherheitsbetrachtungen. Modell 1 beschreibt die Freisetzung von im Grundwasser gelösten Radionukliden aus den nahe an der Erdoberfläche liegenden Lagerkammern in einem Grundwasserträger. Modell 2 beschreibt die Erosion der Lagerkammern mit anschliessender Verfrachtung und Ablagerung des entsprechenden Materials und Modell 3 zeigt die Folgen der zeitabhängige Dekompaktion des Wirtgesteins für das SMA- bzw. HAA-Lager auf. Die für die Begründung des Betrachtungszeitraums verwendeten Modelle 1 bis 3 (NTB 08-05, S. 60-68) sind aus Sicht des ENSI geeignet, die radiologischen Konsequenzen der Freisetzung von im Grundwasser gelösten Radionukliden aus den nahe an der Erdoberfläche liegenden Lagerkammern sowie der Freisetzung durch Erosion aufzuzeigen.

3.3.1 Modell 1: Freisetzung von im Grundwasser gelösten Radionukliden aus den nahe an der Erdoberfläche liegenden Lagerkammern in einem Grundwasserträger (vereinfachte Betrachtung)

Modellbeschreibung (Angaben der Nagra)

In dieser Betrachtung wird angenommen, dass vom Zeitpunkt t_E an eine Radionuklidfreisetzung mit konstanter Rate k aus dem Lager in einen Grundwasserträger mit konstantem Grundwasserdurchfluss Q stattfindet. Dabei wird angenommen, dass die Radionuklide aus demjenigen Teil des Lagers freigesetzt werden, der sich nahe der Erdoberfläche befindet, weil sich die Abfälle dort unter den teilweise oxidierenden Bedingungen im Grundwasser bevorzugt auflösen (n: entsprechender Volumenanteil des Lagers). Weiter wird angenommen, dass die Radionuklide in Lösung aufgrund der Dekompaktion und

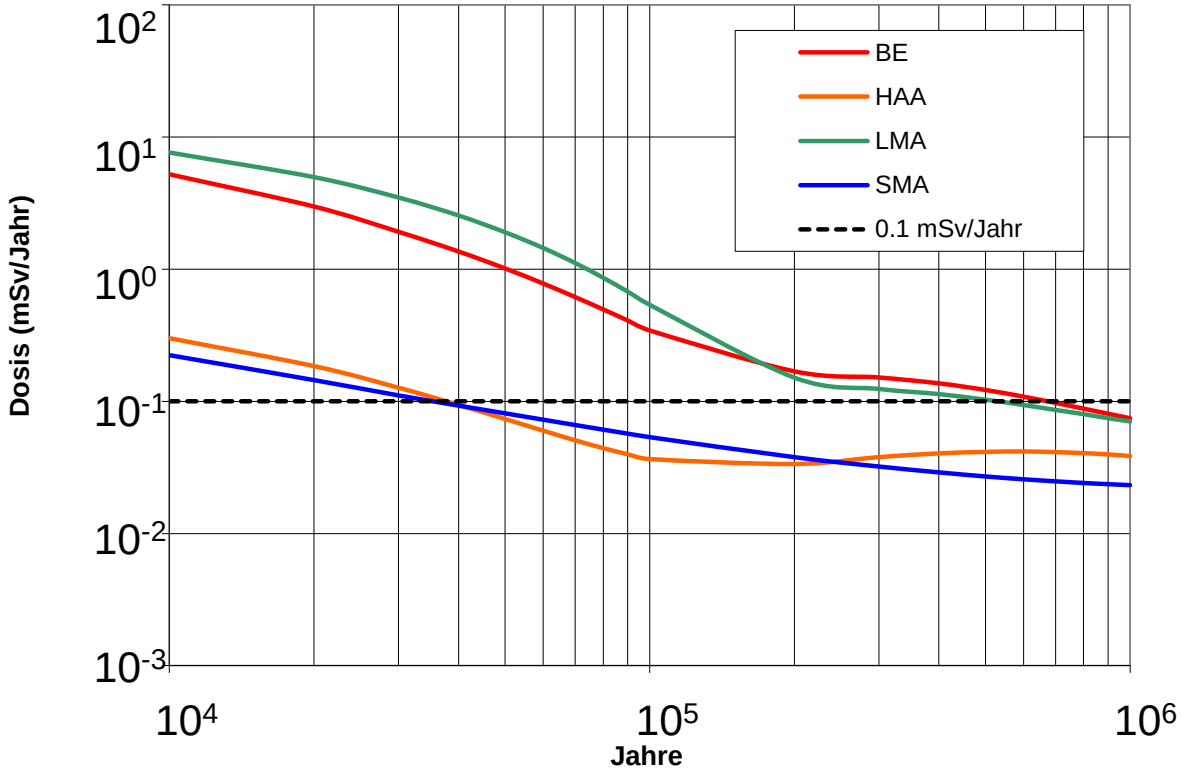
der damit einher gehenden hohen Durchlässigkeit instantan in den Grundwasserträger freigesetzt werden. Vereinfachend wird zudem konservativerweise vernachlässigt, dass die Radionuklide durch Sorption an der Festphase im Grundwasserträger zurückgehalten werden können. Dies ist eine bewusste Vereinfachung, um sicherzustellen, dass auch solche Fälle abgedeckt sind, bei denen aus irgendeinem Grund sonst stark sorbierende Nuklide (z. B. Aktiniden) merkbar zur Radionuklidkonzentration im Trinkwasser beitragen. Zur Bestimmung der Radionuklidkonzentrationen im Trinkwasser wird weiter angenommen, dass die aus den Abfällen freigesetzten Radionuklide homogen im Grundwasser verteilt werden. Schliesslich wird zur Berechnung der Strahlendosis unterstellt, dass die betroffenen Personen ihren gesamten Trinkwasserbedarf *q* aus dem betrachteten Grundwasserträger decken. Die pro Zeiteinheit akkumulierte Dosis *D* ergibt sich dann zu:

$$D(t) = \frac{qkn}{Q} \sum_i e^i_{ing} N^i(t) \qquad (1)$$

wobei e^i_{ing} den Dosiskoeffizienten für Ingestion des Radionuklids *i* und $N^i(t)$ das Inventar des Radionuklids *i* zur Zeit *t* bezeichnet. In Anhang 5 von NTB 08-05 sind die mit Modell 1 berechneten Strahlendosen als Funktion des Zeitpunkt t_E gezeigt, nach welchem das Lager in den Einflussbereich der Erdoberfläche gerät.

Beurteilung ENSI

Das ENSI hat die Resultate von Modell 1 mit eigenen Berechnungen überprüft, da für die Abfallzuteilung auf das SMA- und HAA-Lager ausschliesslich dieses Modell für die Rechenfallfamilie R5 verwendet wird. Die Rechenfallfamilie R5 (erosive Freilegung des Lagers nach langen Zeiten) beruht auf der numerischen Umsetzung des Modells 1. Das ENSI konnte mit unabhängigen Berechnungen die Resultate der Nagra (Rechenfallfamilie R5, NTB 08-05, Fig. A5.4-1) für Modell 1 nachvollziehen.



Figur 14: Jährliche Strahlendosis gemäss Modell 1 als Funktion des Zeitpunktes t_E nach welchem das Lager in den Einflussbereich der Erdoberfläche gelangt

Die Berechnungen des ENSI können die Resultate der Nagra für abgebrannte Brennelemente (BE) und schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) nachvollziehen. Bei den langlebig mittelaktiven Abfällen (LMA) erhält das ENSI Dosen über 0,1 mSv/ Jahr, falls für die Abfallform BA-P-O4 die gleiche Auflösungsrate wie für die restlichen Abfälle im LMA-Lagerteil angenommen wird. (Rechenfallfamilie R5, NTB 08-05, Fig. A5.4-1)

Die jeweiligen Beiträge der einzelnen Abfalltypen BE, HAA, LMA und SMA sind in Figur 14 aufgezeichnet. Die LMA liefern anfänglich den grössten Beitrag, da von der Nagra angenommen wurde, dass sowohl ein grösserer Teil des LMA-Lagerteils als auch eine grössere Auflösungsrate (1000-mal grösser als im Falle der abgebrannten Brennelemente) auftritt. Bei den LMA ist festzuhalten, dass die berechneten Dosen auch bei Zeiten > 1 Million Jahre über 0,1 mSv/Jahr wären, falls für alle Abfallsorten im LMA-Lager eine Auflösungsrate von $k = 10^{-2}$ Jahr^{-1} angenommen würde. Die Nagra nimmt für die Abfallsorte BA-P-O4 (Uran-Erz und uranhaltige metallische Bruchstücke) an, dass sie in oxidierenden Bedingungen zu Uranoxid umgewandelt wird und deshalb die gleiche Auflösungsrate wie für die abgebrannten Brennelemente $k = 10^{-5}$ Jahr^{-1} anzusetzen ist. Das ENSI beurteilt dieses Vorgehen als stufengerecht.

In der Richtlinie ENSI-G03 wird gefordert, dass für die Festlegung des Nachweiszeitraums die zeitliche Entwicklung des radiologischen Gefährdungspotenzials der eingelagerten Abfälle und die Prognostizierbarkeit der geologischen Langzeitentwicklung massgebend sind. Für einen Zeitraum bis zu einer Million Jahre ist im Rahmen des Sicherheitsnachweises zur Bewertung des geforderten Schutzes die

Einhaltung der Schutzkriterien nachzuweisen. Für spätere Zeiten ist der Variationsbereich, der von einem geologischen Tiefenlager ausgehenden möglichen regionalen radiologischen Auswirkungen unter Berücksichtigung der inhärent vorhandenen Ungewissheiten, zu ermitteln. Diese Auswirkungen dürfen nicht wesentlich höher als die natürliche radiologische Belastung sein. Die Berechnungen der radiologischen Auswirkungen für die ferne Zukunft sind nicht als effektive prognostizierte Strahlenexpositionen einer definierbaren Bevölkerungsgruppe zu verstehen, sondern als Indikatoren zur Bewertung der potenziellen Radionuklidfreisetzung in die Biosphäre. Szenarien, in denen der Tiefenlagerbereich aufgrund geologischer Vorgänge zunehmend Einflüssen der Erdoberfläche ausgesetzt wird, sind in diese Betrachtungen einzubeziehen.

Die Überprüfung der Annahmen und Resultate durch das ENSI zeigt, dass die von der Nagra hergeleiteten Betrachtungszeiträume von 100'000 Jahre (SMA-Lager) und 1'000'000 Jahre (HAA-Lager) nachvollziehbar sind. Die Nagra setzt damit die Anforderungen aus der Richtlinie ENSI-G03 um.

3.3.2 Modell 2: Erosion der Lagerkammern mit anschliessender Verfrachtung und Ablagerung des entsprechenden Materials (vereinfachte Betrachtung)

Modellbeschreibung (Angaben der Nagra)

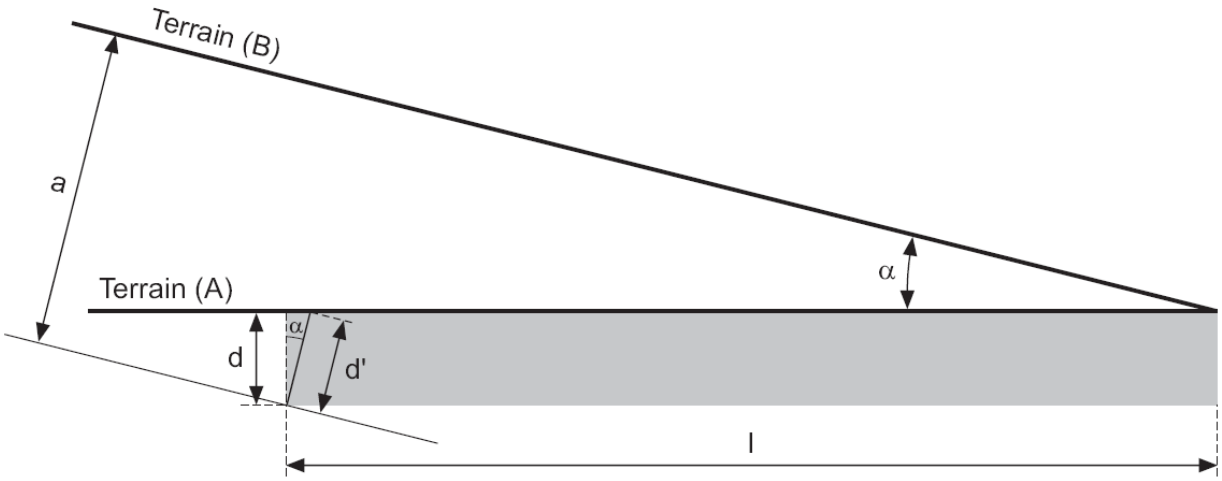
In dieser Betrachtung wird angenommen, dass die Lagerkammern erodiert werden, und dass das entsprechende Material später in einem stromabwärts gelegenen Akkumulationsgebiet wieder abgelagert wird. Dabei wird sowohl die Strahlendosis aufgrund der Ingestion von Trinkwasser im Akkumulationsgebiet sowie aufgrund der Direktstrahlung aus dem Boden des Akkumulationsgebiets betrachtet.

Falls das Lager parallel zum Terrain an die Erdoberfläche tritt (Figur 15, Situation A), entspricht die Fläche des radionuklidhaltigen Gebiets der Grundfläche des Lagers ($A_L = l \cdot b$). In diesem unwahrscheinlichen Fall ist die pro Zeiteinheit erodierte Masse von kontaminiertem Material (r_L: Erosionsrate im Gebiet des Lagers, ρ_L: Dichte des erodierten Materials, ε_L: Porosität des Bodens im Gebiet des Lagers):

$$f_L^0 = r_L A_L \rho_L (1 - \varepsilon_L) \quad (2)$$

Im Allgemeinen ist jedoch zu erwarten, dass das Lager nicht parallel zum Terrain an die Erdoberfläche gelangt (Figur 15). In diesem Fall ist die Mächtigkeit der vom Lagervolumen betroffenen Boden- bzw. Gesteinsschicht (*a*) grösser als die Mächtigkeit des Lagervolumens (*d*), siehe Figur 15, Situation B. Somit dauert es im Vergleich zu Situation A (bei konstanter Erosionsrate) um den Faktor *a/d'* länger, bis das gesamte Lagervolumen erodiert ist, wobei für kleine Winkel α gilt: $d' \approx d$. Entsprechend lässt sich der Fluss von radionuklidhaltigem Material folgendermassen abschätzen:

$$f_L \approx \frac{d}{a} f_L^0 = \frac{d}{a} r_L A_L \rho_L (1 - \varepsilon_L) \quad (3)$$



Figur 15: Modell 2; Auswirkung der Neigung des Lagers während der erosiven Freilegung

Situation A: Lager liegt parallel zum Terrain (Neigungswinkel α = 0). Situation B: Lager ist gegenüber der Erdoberfläche geneigt (α > 0). Der Neigungswinkel bestimmt die Mächtigkeit a der vom Lager betroffenen Bodenschicht (siehe Text).

Die Konzentration C^i_A eines Radionuklids *i* in den im Akkumulationsgebiet abgelagerten Feststoffen lässt sich anhand obiger Betrachtungen folgendermassen bestimmen (C^i_L ist die mittlere Radionuklidkonzentration im Tiefenlager, die unter der Annahme einer homogenen Radionuklidverteilung im Tiefenlagervolumen $l \cdot b \cdot d$ berechnet wird):

$$C_A^i = \frac{f_L}{f_W + f_L} C_L^i \qquad (4)$$

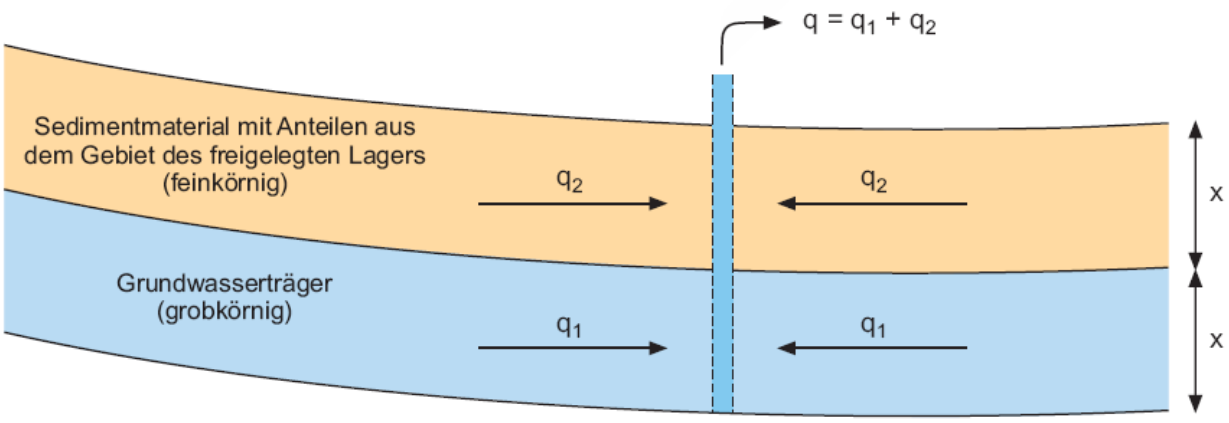
Die so berechneten Radionuklidkonzentrationen im Akkumulationsgebiet bilden die Grundlage zur Abschätzung der Strahlendosis aufgrund der Ingestion von kontaminiertem Trinkwasser sowie der Direktstrahlung aus dem kontaminierten Boden.

Im Gegensatz zur Betrachtung in Modell 1 wird hier angenommen, dass die Radionuklide instantan mobilisiert werden, und dass deren Konzentration im Grundwasser ausschliesslich durch die nuklidspezifischen fest/flüssig-Verteilungskoeffizienten bestimmt wird. Weil es sich bei den abgelagerten Stofffrachten um feinkörniges Material handelt, wurden die Verteilungskoeffizienten für eine feinkörnige Aquifermatrix eingesetzt (siehe Nagra 2008e).

Das Grundwasser in einer feinkörnigen Schicht ist jedoch nur bedingt zur Gewinnung von Trinkwasser geeignet, weil die geringe hydraulische Durchlässigkeit einer solchen Schicht keine effiziente Trinkwasserförderung erlaubt. Deshalb wird in dieser Betrachtung unterstellt, dass das Trinkwasser überwiegend aus einer tiefer liegenden grobkörnigen Aquiferschicht gewonnen wird und nur ein kleiner Teil des geförderten Trinkwassers aus der radionuklidhaltigen, feinkörnigen Schicht stammt (Figur 16). Es wird exemplarisch angenommen, die Mächtigkeiten der beiden Schichten und die hydraulischen Gradienten um den Brunnen in den beiden Schichten seien ungefähr gleich. Der Anteil v des kontaminierten Grundwassers an der gesamten Menge des geförderten Trinkwassers lässt sich dann aus den hydraulischen Durchlässigkeiten der beiden Schichten wie folgt abschätzen:

$$\nu = \frac{q_2}{q_1 + q_2} \approx \frac{K_2}{K_1 + K_2} \qquad (5)$$

Die Radionuklidkonzentrationen im Trinkwasser sind bei dieser Betrachtung im Vergleich zum Grundwasser der radionuklidhaltigen Schicht um den Verdünnungsfaktor 1/ν geringer. Entsprechend verringert sich auch die Strahlendosis aufgrund des Trinkwasserkonsums um den Faktor 1/ν.



Figur 16: Modell 2; Gewinnung und Verdünnung von Trinkwasser aus einem Grundwasserträger im Gebiet, das vom Vorfluter deponiertes radionuklidhaltiges Sedimentmaterial enthält

Der Grossteil des Trinkwassers wird aus grobkörnigeren Aquiferschichten ohne radionuklidhaltige Schwebstoffe aus dem Gebiet des freigelegten Lagers und mit hoher hydraulischer Durchlässigkeit gewonnen (q1). Nur ein kleiner Anteil (q2) stammt aus den feinkörnigeren Schichten mit radionuklidhaltigem Sedimentmaterial aus dem Gebiet des freigelegten Lagers. Der Einfachheit halber wird angenommen, dass der Trinkwasserbrunnen über die gesamte Tiefe verfiltert ist und beide Schichttypen gesamthaft ungefähr die gleiche Mächtigkeit (x) aufweisen (vereinfachte Darstellung).

Diese (konservative) Wahl der hydraulischen Durchlässigkeit ergibt einen Verdünnungsfaktor 1/ν = 100. Als pessimistischer unterer Wert der Bandbreite wird 1/ν = 50 angenommen.

Beurteilung des ENSI

Das ENSI hat die mit Modell 2 erhaltenen Resultate für die radiologischen Folgen einer Freisetzung eines Tiefenlagers für ein SMA-Lager geprüft. Der verwendete Ansatz der Nagra stuft das ENSI als zweckmässig ein. Die Nagra hat mit Variationen der verwendeten Parameter die Bandbreite der berechneten Dosis aufgezeigt.

Das ENSI hat die Dosen wie folgt berechnet:

$$D_i(t) = C_A^i(t) \cdot \nu \cdot T \cdot e_{ing}^i \frac{\varepsilon}{\varepsilon + (1-\varepsilon)\rho K_d^i} \qquad (6)$$

mit T dem jährlichen Trinkwasserverbrauch von 0,73 m³/Jahr. Die Werte einzelner Parameter wie beispielsweise der Hangneigungswinkel α (Bereich zwischen 5° und 15°) sind nicht weiter begründet. Der Unterschied zwischen α = 0° und α = 5° führt zu rund vierfach höheren Dosen bei α= 0° aufgrund der

Änderung des Faktors *d*/*a* in (3) und (4), mit $a=l\cdot\sin(\alpha)+d\cdot\cos(\alpha)$. Dies ändert nichts an den Schlussfolgerungen der Nagra hinsichtlich des Betrachtungszeitraums, da im Falle des HAA-Lagers der Betrachtungszeitraum mit 1 Mio. Jahre angesetzt ist und gemäss der Richtlinie ENSI-G03 für Zeiträume nach 1 Mio. Jahre die regionalen radiologischen Auswirkungen mit den natürlichen radiologischen Belastung verglichen werden und nicht mehr mit dem Schutzkriterium 1 von 0,1 mSv/Jahr. Die Berechnungen zeigen, dass im Falle des SMA-Lagers die radiologischen Konsequenzen nach dem Ende des Betrachtungszeitraums von 100'000 Jahren um Grössenordnungen unter dem Schutzkriterium 1 liegen und deshalb der Betrachtungszeitraum vernünftig gewählt ist.

3.3.3 Modell 3: Zeitabhängige Dekompaktion des Wirtgesteins (Modellierung der zeitlichen Entwicklung des SMA- bzw. HAA-Lagers)

Angaben der Nagra

In dieser Betrachtung wird die Freisetzung von Radionukliden aus dem HAA- bzw. SMA-Lager am Beispiel des Wirtgesteins Opalinuston unter expliziter Berücksichtigung der zeitabhängigen Dekompaktion illustriert. Im Nahfeld wird hierfür die zeitliche Entwicklung des Lagersystems nach Verschluss des Lagers berücksichtigt. Für die anschliessende Betrachtung des Nuklidtransports durch die Geosphäre wird von einer zeitlich zunehmenden Durchlässigkeit des Wirtgesteins infolge Dekompaktion aufgrund abnehmender Überdeckung durch Erosion ausgegangen. Bis zu einer Rest-Überdeckung des Lagers von 40 m (Annahme) wird das Biosphärenmodell mit dem Referenz-Datensatz (BTKs) verwendet. Für den darauffolgenden Zeitraum wird Modell 1 verwendet (Basisfall).

Beurteilung ENSI

Die Berechnungen der Nagra wurden für das Wirtgestein Opalinuston geführt und dienen nur der Illustration der radiologischen Konsequenzen und nicht der Abfallzuteilung. Die Resultate der Nagra zeigen, dass für das SMA- wie auch für das HAA-Lager die radiologischen Konsequenzen klein sind gegenüber natürlichen Strahlenexposition in der Schweiz und so die Vorgaben der Richtlinie ENSI-G03 erfüllen.

4 Zuteilung der Abfälle auf das SMA- und das HAA-Lager

Angaben der Nagra

Die Nagra schlägt in NTB 08-05 zwei Varianten der Abfallzuteilung vor. Die beiden Varianten sind charakterisiert durch eine grossräumige hydraulische Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s und 10^{-9} m/s. Aufgrund der Einschätzung der geologischen Möglichkeiten in der Schweiz, die zeigt, dass es genügend geeignete Wirtgesteine resp. einschlusswirksame Gebirgsbereiche mit einer grossräumigen hydraulischen Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s oder besser gibt, wird die entsprechende Zuteilungsvariante als Referenzzuteilung bezeichnet, die andere als alternative Zuteilung.

Die alternative Zuteilung wird im Einengungsverfahren nicht zur Bestimmung von Standortgebieten verwendet, da die Nagra die Mindestanforderung von $K \leq 10^{-9}$ m/s für das SMA-Lager aufgrund der Evaluationsresultate der Eigenschaften der bevorzugten Wirtgesteine (NTB 08-03, Kap. 4.4 und 4.5) modifiziert und für die weiteren Schritte im Einengungsverfahren auf $K = 10^{-10}$ m/s festgelegt hat. Dieser Wert wird auch für die Abfallzuteilung verwendet (NTB 08-03, Fussnote 83, Seite 119).

Im Rahmen der Referenzzuteilung teilt die Nagra dem HAA-Lager aufgrund ihrer sicherheitstechnischen Betrachtungen alle hochaktiven Abfälle (abgebrannte Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle)

und alle alphatoxischen Abfälle (ATA) zu. Dazu kommen noch die Abfalltypen RA-G-E2 und RA-B-E2 (Reaktor-Steuerstäbe, Messlanzen und sonstige aktivierte Kleinteile) sowie der Abfalltyp BA-P-O4_SMA (Uran-haltiger Forschungsabfall). Diese Abfälle umfassen ein Volumen von 431 m^3, damit reduziert sich die ins SMA-Lager einzulagernde Volumen um 0,6 % (Tab. 3.3-6, NTB 08-05). Die Abfallsorte SA-L-SM der Kategorie SMA (aktivierter Stahl) wird aufgrund ihres ungünstigen Dosisbeitrags/Volumenverhältnis im SMA-Lager belassen (NTB 08-05, S. 96).

Beurteilung des ENSI

Ausgehend vom modellhaften Inventar für radioaktive Materialien MIRAM (NTB 08-06) hat das ENSI die gesamten Aktivitäten für jedes Nuklid als Summe der Nuklidvektoren der betrachteten Abfallsorten berechnet. Als Beispiel werden im Anhang 1 die Resultate des Vergleichs des gesamten Inventars (alle Abfallsorten) aufgelistet. Diese Aktivitäten bildeten den Quellterm für die Ausbreitungsberechnungen des ENSI mit den Programmen TOUGH2-EOS9nT und COMSOL, mit denen die Varianten der Abfallzuteilung und ihre Auswirkungen auf die Dosis für ein SMA-Lager untersucht wurden. Zur Überprüfung der von der Nagra vorgeschlagenen Abfallzuteilung hat das ENSI eigene Berechnungen für alle Rechenfallfamilien durchgeführt. Das ENSI kann die Zuteilung der Nagra (Referenzzuteilung und alternative Zuteilung) nachvollziehen.

Die Analyse (Tabelle 3) zeigt, dass im Falle der Rechenfallfamilie R1 für ein homogen-poröses Wirtgestein mit einer grossräumigen hydraulischen Durchlässigkeit von $K = 10^{-10}$ m/s keine Abfallsorte (weder der Kategorie ATA noch SMA) dem HAA-Lager zugeteilt werden müsste. Die Resultate für die Rechenfallfamilien R2 bis R4 zeigen, dass die Abfälle RA-G-E2, RA-B-E2 und WA-F-4A zum LMA-Lager des HAA-Lagers zugeteilt werden müssen. Die Zuteilung der Abfallform SA-L-SM in das SMA-Lager kann das ENSI nachvollziehen.

Tabelle 9: Abfallsorten, die dem HAA-Lager (LMA-Teil) zugeteilt werden (NTB 08-05, Seite A4-27) für Rechenfälle mit $K = 10^{-10}$ m/s

Die Abfallsorten WA-F-2, WA-F-4A, BA-P-HL9, BA-P-HL1, BA-P-HL4, BA-P-O4_ATA, BA-P-O4_SMA, RA-G-E2, RA-B-E2 werden dem HAA-Lager zugeteilt.

Rechenfallfamilie	Abfallsorten, die dem HAA-Lager zugeteilt werden
R1	Keine
R2	RA-G-E2, RA-B-E2
R3	RA-G-E2, RA-B-E2, WA-F-4A
R4	RA-G-E2, RA-B-E2, WA-F-4A, SA-L-SM
R5 (Erosion, Modell 1)	BA-P-HL9, BA-P-HL1, WA-F-4A, BA-P-O4_SMA, BA-P-HL4, BA-P-O4_ATA, WA-F-2

Im Falle des untersuchten Erosionsszenariums (Rechenfallfamilie R5 mit Modell 1) müssen vor allem Abfallsorten der Kategorie ATA dem HAA-Lager zugeteilt werden. Diese Resultate unterstützen die Entscheidung der Nagra, alle Abfälle der Kategorie ATA dem HAA-Lager zuzuteilen. Dieses Vorgehen ist aus Sicht des ENSI sicherheitsgerichtet.

Das Vorgehen und die Grundlagen für die Zuteilung der Abfälle auf die Lagertypen HAA und SMA wurden von der Nagra in NTB 08-05 unter Berücksichtigung der Abfallsorten und ihrer entsprechenden Nuklidvektoren stufengerecht, transparent und nachvollziehbar dargelegt. Das Vorgehen der Nagra entspricht den Vorgaben des Sachplans.

5 Referenzen

BFE (2008): Sachplan geologische Tiefenlager - Konzeptteil, Bundesamt für Energie, Bern.

ENSI-G03: Spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager und Anforderungen an den Sicherheitsnachweis, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Richtlinie, Schweiz, 2009.

ENSI 33/54: Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1: Überprüfung des Abfallinventars, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Technische Beurteilung, Brugg, 2010.

ENSI 33/070: Sicherheitstechnisches Gutachten zum Vorschlag geologischer Standortgebiete, Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Brugg, 2010.

Holocher J., Mayer G., Namar R., Siegel P., Hubschwerlen N. (2008): VPAC - A numerical model for groundwater flow and radionuclide transport, Nagra Arbeitsbericht Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Wettingen.

NAB 09-29: Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1: Fragen des ENSI und seiner Experten und zugehörige Antworten der Nagra, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Arbeitsbericht, Wettingen, 2010.

NTB 01-03: Contaminant transport in fracture networks with hetereogeneous rock matrices: The PICNIC code, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 2001.

NTB 02-06: Project Opalinus Clay: Models; Codes and Data for Safety Assessment – Demonstration of disposal feasibility for spent fuel; vitrified high-level waste and longlived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 2003.

NTB 08-03: Vorschlag geologischer Standortgebiete für das SMA- und das HAA-Lager - Darlegung der Anforderungen, des Vorgehens und der Ergebnisse, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 2008.

NTB 08-05: Vorschlag geologischer Standortgebiete für das SMA- und das HAA-Lager: Begründung der Abfallzuteilung, der Barrierensysteme und der Anforderungen an die Geologie; Bericht zur Sicherheit und technischen Machbarkeit, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 2008.

NTB 08-06: Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 08, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 2008.

NTB 94-06: Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle (Endlager SMA) – Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen; NW), Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Nagra Technischer Bericht, Wettingen, 1994.

Anhang 1: Gesamtradionuklidinventar für die Berechnungen

Das ENSI hat das Radionuklidinventar der verschiedenen Abfallsorten für die Dosisberechnungen basierend auf dem MIRAM08-Datenbank mit einem VBA-Programm zusammengestellt. Für die Rechenfälle werden aus den jeweils betrachteten Abfallsorten der MIRAM08-Datenbank die entsprechenden Nuklidvektoren verwendet und schliesslich gesamthaft summiert, um den Quellterm für die Dosisberechnungen zu bestimmen. Als Beispiel wird in Tabelle 10 die Überprüfung des aus den gesamten Abfallsorten resultierenden SMA-Nuklidinventars gezeigt.

Tabelle 10: Überprüfung des aus den gesamten Abfallsorten resultierenden SMA-Nuklidinventars

Überprüfung der Tabelle A3.1-10 vom NTB 08-05			
Nuklid	**ENSI (Bq)**	**Nagra (Bq)**	**Faktor (ENSI/Nagra)**
^{10}Be	1,3944E+09	1,4E+09	0,9960
^{14}C	4,3687E+14	4,4E+14	0,9929
^{36}Cl	5,1667E+12	5,2E+12	0,9936
^{40}K	1,6376E+09	1,6E+09	1,0235
^{59}Ni	1,2298E+15	1,2E+15	1,0248
^{60}Co	1,5473E+17	1,5E+17	1,0315
^{63}Ni	2,3179E+17	2,3E+17	1,0078
^{79}Se	2,1337E+11	2,1E+11	1,0160
^{90}Sr	1,7753E+13	1,8E+13	0,9863
^{93}Mo	1,8236E+13	1,8E+13	1,0131
^{94}Nb	7,0255E+12	7,0E+12	1,0036
^{108m}Ag	7,5197E+12	7,5E+12	1,0026
^{126}Sn	4,1654E+10	4,2E+10	0,9918
^{129}I	1,5989E+08	1,6E+08	0,9993
^{137}Cs	1,6004E+14	1,6E+14	1,0002
^{210}Pb	5,5888E+10	5,6E+10	0,9980
^{210}Po	5,5269E+10	5,5E+10	1,0049
^{226}Ra	1,0110E+11	1,0E+11	1,0110
^{227}Ac	1,3965E+07	1,4E+07	0,9975
^{228}Ra	5,9714E+08	6,0E+08	0,9952
^{228}Th	7,2485E+09	7,2E+09	1,0067
^{229}Th	1,3391E+07	1,3E+07	1,0301
^{230}Th	1,1880E+07	1,2E+07	0,9900
^{231}Pa	8,2798E+06	8,3E+06	0,9976
^{232}Th	6,5061E+08	6,5E+08	1,0009
^{232}U	6,5108E+09	6,5E+09	1,0017
^{233}U	4,0031E+09	4,0E+09	1,0008

Überprüfung der Tabelle A3.1-10 vom NTB 08-05			
Nuklid	**ENSI (Bq)**	**Nagra (Bq)**	**Faktor (ENSI/Nagra)**
^{234}U	1,8748E+10	1,9E+10	0,9867
^{235}U	1,1761E+09	1,2E+09	0,9801
^{236}U	4,2858E+08	4,3E+08	0,9967
^{237}Np	2,4630E+07	2,5E+07	0,9852
^{238}Pu	1,6701E+12	1,7E+12	0,9824
^{238}U	1,0771E+10	1,1E+10	0,9792
^{239}Pu	4,9419E+11	4,9E+11	1,0085
^{240}Pu	3,1803E+11	3,2E+11	0,9938
^{241}Am	2,2711E+12	2,3E+12	0,9875
^{241}Pu	2,3468E+13	2,3E+13	1,0203
^{242m}Am	1,0698E+09	1,1E+09	0,9725
^{242}Pu	1,4455E+09	1,4E+09	1,0325
^{243}Am	2,5958E+10	2,6E+10	0,9984
^{243}Cm	5,1394E+09	5,1E+09	1,0077
^{244}Cm	2,5111E+12	2,5E+12	1,0044
^{245}Cm	6,4399E+08	6,4E+08	1,0062
^{246}Cm	7,3400E+09	7,3E+09	1,0055