



Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH

Modellrechnungen zur Langzeitsicher- heit von Endlagern in Salz- und Granit- formationen

Modellrechnungen zur Langzeitsicher- heit von Endlagern in Salz- und Granit- formationen

Sven Keesmann
Ulrich Noseck
Dieter Buhmann
Eckhard Fein
Anke Schneider

Juli 2005

Anmerkung:

Die diesem Bericht zugrunde-
liegenden Arbeiten wurden mit
Mitteln des Bundesministerium
für Wirtschaft und Arbeit (BMWA)
unter dem Förderkennzeichen
02 E 9239 gefördert.

Die Arbeiten wurden von der
Gesellschaft für Anlagen- und
Reaktorsicherheit (GRS) mbH
durchgeführt.

Die Verantwortung für den Inhalt
dieser Veröffentlichung liegt al-
lein bei den Autoren.

Deskriptoren:

Aktiver Abfall, Computer Code, Deutschland, Endlagerung, Felsformation, Geosphäre, Hydrogeologie, Kenndaten, Langzeitsicherheit, Modell, Nuklidtransport, Rechenverfahren, Salz, Sicherheitsanalyse, Simulation, Strömung, Technische Barriere, Quellterm

Vorwort

Die Bewertung der Langzeitsicherheit von Endlagern erfordert ein leistungsfähiges und erprobtes Instrumentarium. Dafür werden Rechenprogramme und Daten eingesetzt, mit denen die relevanten physikalischen und chemischen Prozesse beschrieben werden, die bei der Freisetzung von Schadstoffen, deren Ausbreitung im Deckgebirge und der Exposition in der Biosphäre eine Rolle spielen. Ziel des Vorhabens "Wissenschaftliche Grundlagen zum Nachweis der Langzeitsicherheit von Endlagern", FKZ 02 E 9239, war die Verfolgung nationaler und internationaler Entwicklungen sowie die Auswertung wissenschaftlicher Ergebnisse im Hinblick auf deren Relevanz für die Langzeitsicherheitsanalyse von Endlagern. Hierzu wurden hauptsächlich experimentelle und theoretische FuE-Vorhaben betrachtet, die wichtige Beiträge zu den Modellvorstellungen und Modellparametern für Langzeitsicherheitsanalysen lieferten. Daneben standen Arbeiten zur Weiterentwicklung der methodischen Vorgehensweise beim Langzeitsicherheitsnachweise, insbesondere die Erprobung von Sicherheits- und Performance-Indikatoren im Vordergrund.

Dieses sonderfinanzierte Vorhaben des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie wurde in der Zeit vom 01.02.2000 bis 31.10.2004 durchgeführt. Zu den schwerpunktmäßig während des Projektes bearbeiteten Themen wurden die folgenden wissenschaftlichen Einzelberichte angefertigt.

GRS-Bericht 203 Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung

GRS-Bericht 205 Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager

GRS-Bericht 206 Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit von Endlagern für abgebrannte Brennstoffe in Salz- und Granitformationen

In einem zusammenfassenden Abschlussbericht wurden außerdem alle während der Laufzeit des Projekts durchgeführten Arbeiten in Kurzbeiträgen zusammengefasst:

GRS-Bericht 204 Wissenschaftliche Grundlagen zum Nachweis der Langzeitsicherheit von Endlagern. Abschlußbericht.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Abfallinventar und Einlagerungsbehälter	3
3	Endlagerkonzepte	7
3.1	Multibarrieren-Konzept	7
3.2	Endlagerkonzept im Granit	8
3.3	Endlagerkonzept im Salz	9
4	Szenarien und Modellierungskonzepte	13
4.1	Referenzszenario für das Endlager im Granit	13
4.2	Referenzszenario für das Endlager im Salz	13
4.3	Modellierungskonzept	14
5	Nahfeld	17
5.1	Quellterm	17
5.2	Konzept und Daten des Nahfeldmodells des Endlagers im Granit	20
5.3	Konzept und Daten des Nahfeldmodells des Endlagers im Salz	22
6	Fernfeld	25
7	Biosphäre	27
8	Ergebnisse	29
8.1	Freisetzung aus dem Nahfeld	29
8.2	Freisetzung aus dem Fernfeld	35
8.3	Strahlenexposition in der Biosphäre	38
9	Parametervariationen	41
9.1	Beschreibung der Parametervariationen	41
9.2	Ergebnisse der Parametervariationen	42
9.3	Fazit	47

10	Zweidimensionale Modellierung des Fernfeldes eines Endlagers im Salz	49
10.1	Das hydrogeologische Modell	49
10.2	Das Strömungsfeld	51
10.3	Der Radionuklidtransport	54
11	Zusammenfassung und Ausblick	65
12	Literatur	69
	Abbildungsverzeichnis.....	73
	Tabellenverzeichnis	75

1 **Einleitung**

Granit und Steinsalz stellen mögliche Wirtsgesteinsformationen eines Endlagers für radioaktive Abfälle in Deutschland dar. Bisherige Sicherheitsanalysen in Deutschland wurden hauptsächlich für Endlager in Salzformationen durchgeführt. Im Projekt „Spent Fuel Performance Assessment“ wurde erstmals ein Instrumentarium für Langzeitsicherheitsanalysen für Endlager in kristallinen Formationen entwickelt und auf ein generisches deutsches Endlager angewendet [12]. Die Barrierenkonzepte und die relevanten Prozesse in Nah- und Fernfeld des Endlagers hängen wesentlich vom Wirtsgestein ab. In dieser Studie sollen anhand von ausgewählten Modellrechnungen für generische Endlager in Salzgestein und Granit Unterschiede in der Auswirkung einzelner Prozesse aufgezeigt werden. Dabei wird für die Endlager in beiden Formationen von einheitlichen Abfallmengen und von einem einheitlichen Behälterkonzept, das in beiden Wirtsformationen auf der Kokille BSK3 beruht, ausgegangen.

Die Modellrechnungen wurden mit dem Programmpaket EMOS durchgeführt. Für die Endlager im Salz und Granit wurden Referenzfälle, ausgewählte Parametervariationen sowie der Ausfall von Barrierensystemen im Nah- und Fernfeld untersucht. Die Arbeit lehnt sich an die in den Vorhaben „Spent Fuel Performance Assessment“ [12] und „Systemanalyse Mischkonzept“ [2] durchgeführten Untersuchungen an, wobei aktualisierte Daten aus [7] und [3] sowie das Behälterkonzept der Kokille BSK3 berücksichtigt wurden.

Im Folgenden werden zunächst in Kapitel 3 die Endlagerkonzepte in den betrachteten Wirtsgesteinsformationen erläutert, die auf dem Multibarrieren-Konzept beruhen. Das Multibarrieren-Konzept spiegelt sich in dem im Kapitel 4 kurz dargestellten Modellierungskonzept wieder. Die folgenden Kapitel 5 bis 7 gehen auf die einzelnen Komponenten der Modellierung ein. In Kapitel 8 werden die Ergebnisse der Referenzszenarien der Endlager im Salz und Granit dargestellt, während anschließend in Kapitel 9 die Auswirkungen von Variationen der Eingangsparameter der Referenzszenarien diskutiert werden.

2 Abfallinventar und Einlagerungsbehälter

Das für die Modellrechnung verwendete Radionuklidinventar für abgebrannten Brennstoff in Tabelle 2.1 beruht auf Abbrandrechnungen für UO_2 - und MOX-Brennstoff [11]. Das Inventar wurde dort für 10 Jahre Abklingzeit angegeben. Die Daten basieren auf der Annahme, dass in der Bundesrepublik Deutschland Abfälle in einer Menge von 8550 Tonnen Schwermetall (t_{SM}) anfallen werden. Dabei wird bei der Zusammenstellung des Inventars vernachlässigt, dass die Abklingzeit vom Zeitpunkt der Entnahme des Brennstoffs aus dem Reaktor abhängt. D. h. es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass der gesamte Brennstoff zum selben Zeitpunkt im Abbrandzustand vorliegt. Andere Arten radioaktiven Abfalls werden hier nicht betrachtet. Es wird angenommen, dass jedes Abfallgebinde das gleiche Inventar enthält, indem das Gesamtinventar auf 5350 Behälter gleichmäßig verteilt ist. Die Anzahl der Behälter ergibt sich aus der Annahme, dass jeder Behälter etwa $1,6 t_{\text{SM}}$ des Abfalls enthält.

Dem Behälterkonzept liegt die Kokille vom Typ BSK3 zugrunde, in die jeweils die Brennstäbe dreier Brennelemente eingebracht werden [4]. Dieser verschweißte Stahlbehälter ist so ausgelegt, dass er dem Gesteinsdruck im Endlager widersteht. Sein Durchmesser entspricht dem der HAW-Kokillen (COGEMA), vgl. Abbildung 2.1, so dass durch einheitliche Behälterdurchmesser der technische Umgang mit den Abfallgebinden vereinfacht wird. Weiterhin wird durch den einheitlichen Durchmesser die gemeinsame Einlagerung von abgebranntem Brennstoff, HAW und MAW in einem tiefen Bohrloch ermöglicht, wodurch die Temperaturentwicklung im Bohrloch beeinflusst werden kann. Der Abbrand des in die Kokille BSK3 verbrachten Brennstoffs beträgt $50 \text{ GWd}/t_{\text{SM}}$. Als Temperaturkriterium gilt eine maximale Temperatur von 100°C im Bentonit beim Endlager im Granit und 200°C im Salz. Dieses Temperaturkriterium ist durch eine geeignete Endlagerauslegung (Abstand der Einlagerungsorte untereinander) und geeignete Abklingzeiten zu erfüllen. Als Abklingzeiten wurden 60 Jahre für ein Endlager im Granit wie in [12] und 40 Jahre für ein Endlager im Salz wie in [2] angenommen. Die Unterschiede in den Zwischenlagerzeiten sind gegenüber einer angenommenen Behälterstandzeit von 500 Jahren relativ niedrig.

Tab. 2.1 Radionuklidinventar nach 10 Jahren Abklingzeit

Radionuklid	Halbwertszeit [a]	Gesamtinventar [Bq]	Behälterinventar [Bq]
C-14	$5,730 \cdot 10^3$	$1,616 \cdot 10^{14}$	$3,020 \cdot 10^{10}$
Cl-36	$3,000 \cdot 10^5$	$2,939 \cdot 10^{12}$	$5,493 \cdot 10^{08}$
Co-60	$5,272 \cdot 10^0$	$8,743 \cdot 10^{17}$	$1,634 \cdot 10^{14}$
Ni-59	$7,500 \cdot 10^4$	$5,150 \cdot 10^{14}$	$9,626 \cdot 10^{10}$
Ni-63	$1,000 \cdot 10^2$	$7,333 \cdot 10^{16}$	$1,371 \cdot 10^{13}$
Se-79	$1,100 \cdot 10^6$	$1,496 \cdot 10^{14}$	$2,796 \cdot 10^{10}$
Sr-90	$2,864 \cdot 10^3$	$2,009 \cdot 10^{19}$	$3,756 \cdot 10^{15}$
Zr-93	$1,500 \cdot 10^6$	$7,172 \cdot 10^{14}$	$1,341 \cdot 10^{11}$
Nb-94	$2,000 \cdot 10^4$	$5,421 \cdot 10^{08}$	$1,013 \cdot 10^{05}$
Mo-93	$3,500 \cdot 10^3$	$3,824 \cdot 10^{11}$	$7,148 \cdot 10^{07}$
Tc-99	$2,100 \cdot 10^5$	$2,175 \cdot 10^{15}$	$4,066 \cdot 10^{11}$
Sn-126	$2,345 \cdot 10^5$	$2,656 \cdot 10^{14}$	$4,964 \cdot 10^{10}$
I-129	$1,570 \cdot 10^7$	$1,724 \cdot 10^{13}$	$3,222 \cdot 10^{09}$
Cs-135	$2,000 \cdot 10^6$	$1,863 \cdot 10^{14}$	$3,481 \cdot 10^{10}$
Cs-137	$3,017 \cdot 10^1$	$3,383 \cdot 10^{19}$	$6,324 \cdot 10^{15}$
Sm-151	$9,300 \cdot 10^1$	$5,844 \cdot 10^{17}$	$1,092 \cdot 10^{14}$
Ra-226	$1,600 \cdot 10^3$	$9,048 \cdot 10^{07}$	$1,691 \cdot 10^{04}$
Th-229	$7,880 \cdot 10^3$	$5,519 \cdot 10^{07}$	$1,032 \cdot 10^{04}$
Th-230	$7,540 \cdot 10^4$	$3,360 \cdot 10^{10}$	$6,280 \cdot 10^{06}$
Th-232	$1,405 \cdot 10^{10}$	$4,343 \cdot 10^{04}$	$8,118 \cdot 10^{00}$
Pa-231	$3,276 \cdot 10^4$	$1,085 \cdot 10^{10}$	$2,029 \cdot 10^{06}$
U-233	$1,592 \cdot 10^5$	$3,100 \cdot 10^{10}$	$5,795 \cdot 10^{06}$
U-234	$2,455 \cdot 10^5$	$3,536 \cdot 10^{14}$	$6,609 \cdot 10^{10}$
U-235	$7,038 \cdot 10^8$	$4,263 \cdot 10^{12}$	$7,969 \cdot 10^{08}$
U-236	$2,342 \cdot 10^7$	$7,210 \cdot 10^{13}$	$1,348 \cdot 10^{10}$
U-238	$4,468 \cdot 10^9$	$1,045 \cdot 10^{14}$	$1,953 \cdot 10^{10}$
Np-237	$2,144 \cdot 10^6$	$1,152 \cdot 10^{14}$	$2,153 \cdot 10^{10}$
Pu-238	$8,774 \cdot 10^1$	$2,540 \cdot 10^{18}$	$4,747 \cdot 10^{14}$
Pu-239	$2,411 \cdot 10^4$	$1,854 \cdot 10^{17}$	$3,465 \cdot 10^{13}$
Pu-240	$6,563 \cdot 10^3$	$4,366 \cdot 10^{17}$	$8,160 \cdot 10^{13}$
Pu-241	$1,435 \cdot 10^1$	$7,419 \cdot 10^{19}$	$1,387 \cdot 10^{16}$
Pu-242	$3,750 \cdot 10^5$	$3,229 \cdot 10^{15}$	$6,035 \cdot 10^{11}$
Am-241	$4,322 \cdot 10^2$	$1,753 \cdot 10^{18}$	$3,277 \cdot 10^{14}$
Am-242m	$1,410 \cdot 10^3$	$1,727 \cdot 10^{16}$	$3,228 \cdot 10^{12}$
Am-243	$7,37 \cdot 10^3$	$3,071 \cdot 10^{16}$	$5,740 \cdot 10^{12}$
Cm-243	$2,91 \cdot 10^1$	$7,741 \cdot 10^{15}$	$1,447 \cdot 10^{12}$
Cm-244	$1,810 \cdot 10^1$	$4,813 \cdot 10^{18}$	$8,996 \cdot 10^{14}$
Cm-245	$8,500 \cdot 10^3$	$1,864 \cdot 10^{15}$	$3,484 \cdot 10^{11}$

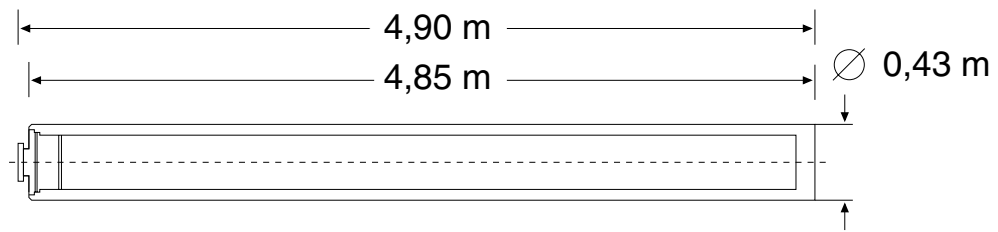


Abb. 2.1 Skizze einer Kokille vom Typ BSK3

Tab. 2.2 Daten der Kokille BSK3

Länge	[m]	4,90
Durchmesser	[m]	0,43
Wandstärke	[m]	0,05
Masse	[kg]	1660
Inventar	[t _{SM}]	1,6

3 Endlagerkonzepte

3.1 Multibarrieren-Konzept

Der Einlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen liegt das Multibarrieren-Konzept zugrunde: Durch ein System technischer und natürlicher Barrieren soll es entweder zu einem vollständigen Einschluss der eingelagerten Radionuklide kommen, zumindest aber soll die Radionuklidausbreitung bis in die Biosphäre behindert und zeitlich verzögert werden. Der Nuklidstrom vom eingelagerten Behälter durch das Barriersystem in die Biosphäre ist schematisch in Abbildung 3.1 dargestellt.

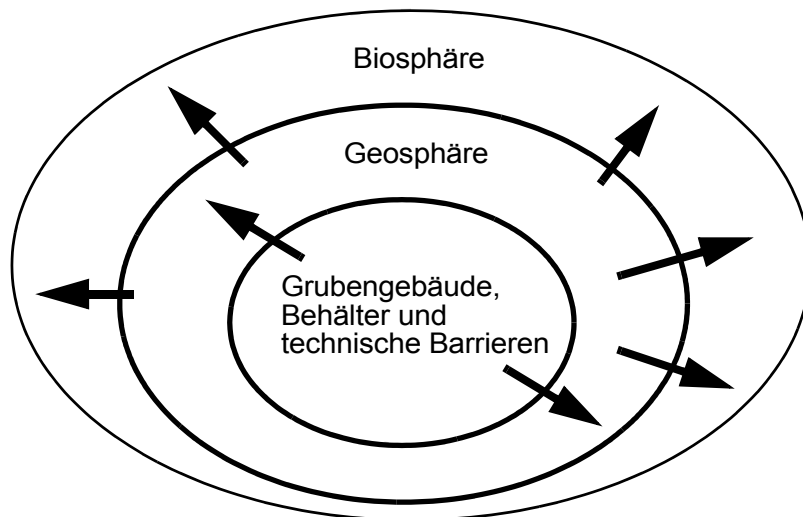


Abb. 3.1 Prinzip des Multibarrieren-Konzepts und der Nuklidausbreitung

Im Fall der Kokille BSK3 als Behälter wird sowohl unter den Bedingungen im Salz als auch im Granit nach dem ersten Kontakt mit Lösungen von einer Standzeit und damit einem Einschluss der Radionuklide über einige hundert Jahre ausgegangen. Eine weitere Barriere stellt die Abfallmatrix dar, aus der die Mobilisierung der Radionuklide nach Behälterausfall erfolgt. Die Migration der Radionuklide wird dann durch verschiedene geotechnischen Einbauten behindert. Im Salz sind dies vor allem Verschlüsse und Abdichtungen, im Granit hauptsächlich der Bentonitbuffer. Während im Salz die Radionuklide nur an Störstellen des Grubengebäudes austreten können, wird im Granit davon ausgegangen, dass die Radionuklide durch den wassergesättigten Bentonit in die Auflockerungszone der Bohrlöcher diffundieren.

Nach dem Austritt aus dem Grubengebäude gelangen die Nuklide in das Deckgebirge (Salz) bzw. in die Granitformation, die eine weitere Barriere bezüglich der Nuklidausbreitung darstellt.

3.2 Endlagerkonzept im Granit

Das im Projekt SPA [12] betrachtete Konzept für die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle im Granit sieht vor, dass sich die Einlagerungsbehälter zentrisch in vertikalen und 8,3 m tiefen Bohrlöcher befinden, in denen sie von einem Mantel aus verdichtetem Bentonit vollständig umgeben sind, wie es in Abbildung 3.2 skizziert ist. Der Bentonitmantel wird als Puffer (*buffer*) bezeichnet. In jedem Bohrloch befindet sich ein Behälter, dessen Puffer nach einem Behälterausfall die Radionuklidausbreitung verzögert, da wegen der geringen Permeabilität die Nuklidausbreitung innerhalb des Bentonitmantels nur rein diffusiv erfolgen kann. Der minimale Abstand benachbarter Bohrlöcher beträgt nach dem SPA-Konzept 10 m [12].

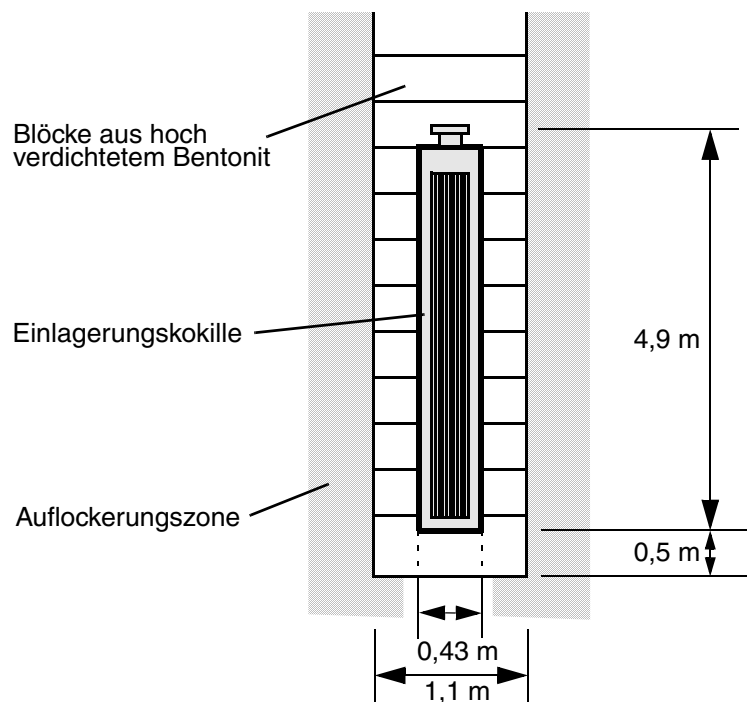


Abb. 3.2 Kokille in einem Bohrloch im Granit

Das einsöhlige Grubengebäude eines Endlagers in 900 m Tiefe nach Abbildung 3.3 besteht aus parallelen, 215 m langen Beschickungsstrecken, in denen die Einlagerungsbohrlöcher angelegt sind. Die Beschickungsstrecken sind über Zugangsstrecken, die voneinander jeweils 25 m entfernt sind, erreichbar.

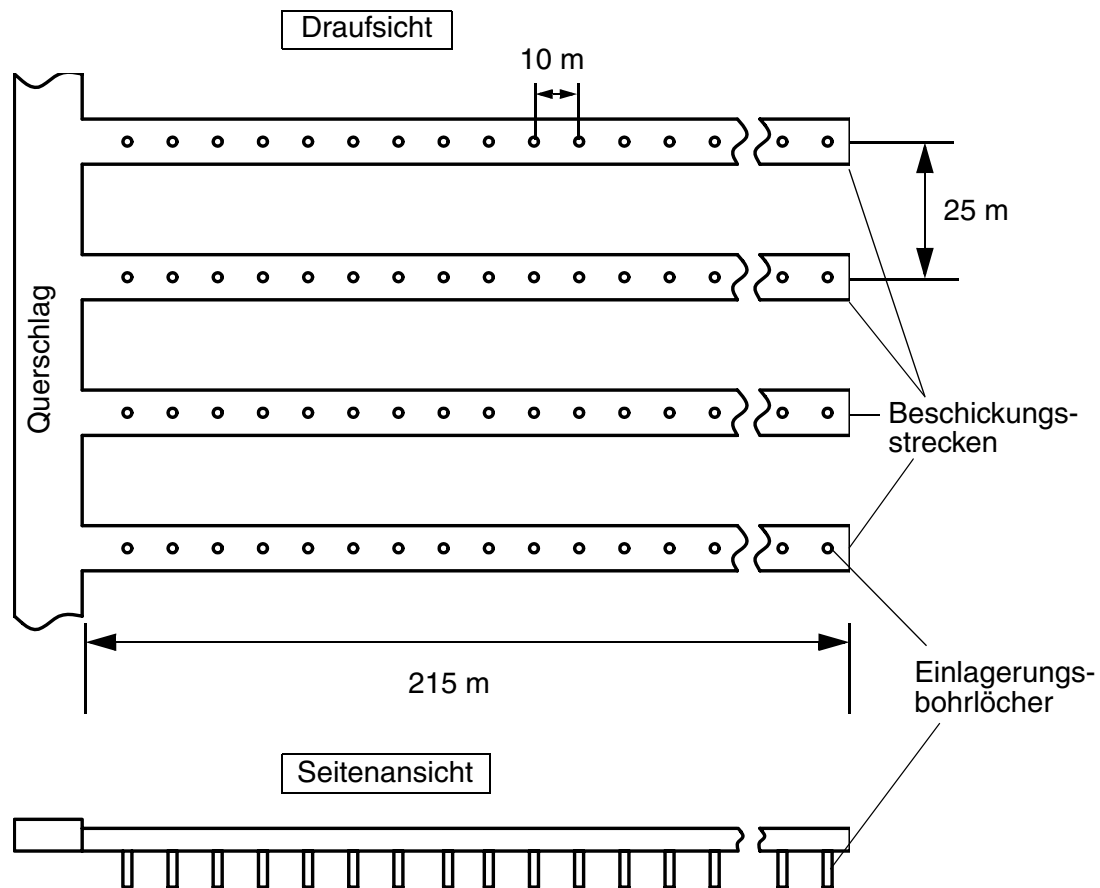


Abb. 3.3 Schema eines Grubengebäudes eines Endlagers im Granit (aus [12])

Für die 5350 einzulagernden Behälter wird von einer Endlagerfläche von 1,376 km² ausgegangen.

3.3 Endlagerkonzept im Salz

Ein entscheidender Aspekt des Endlagerkonzeptes im Salz ist die Gebirgskonvergenz, die zum Verschluss von aufgefahrenen Hohlräumen im plastischen Steinsalz führt. Sofern der Salzstock keinen Veränderungen durch äußere geologische oder anthropogene

Prozesse unterliegt, ist nach Abschluss der Konvergenz der Zutritt von Wasser aus dem Deckgebirge in die Einlagerungsbereiche bzw. der Austritt kontaminierten Wassers ins Deckgebirge nicht mehr möglich.

Das Grubengebäude zur Einlagerung des Abfalls in einem Salzstock besteht aus einem Infrastrukturbereich und zwei Einlagerungsfeldern mit jeweils 49 Bohrlöchern. Das Schema des Grubengebäudes in Abbildung 3.4 gibt die Anordnung dieser Bereiche wieder.

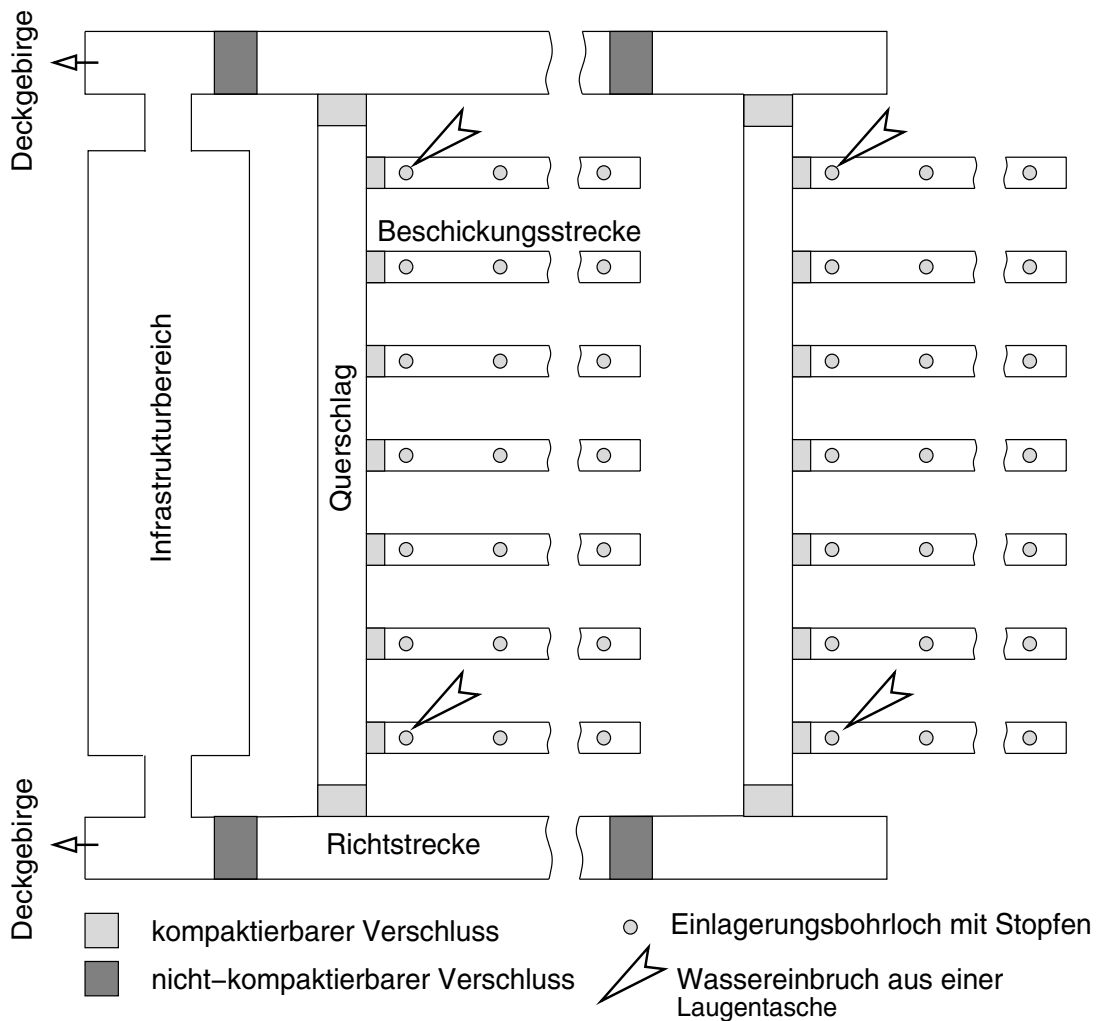


Abb. 3.4 Schema eines Grubengebäudes eines Endlagers im Salz

Jedes Einlagerungsfeld ist von den Richtstrecken über einen Querschlag zugänglich, von dem die Beschickungsstrecken mit jeweils sieben Einlagerungsbohrlöchern abzweigen. Eine Richtstrecke ist 512,0 m und ein Querschlag ist 373,5 m lang. Der Abstand zwischen benachbarten Beschickungsstrecken beträgt etwa 50 m. Jede Beschickungsstrecke ist einschließlich ihres Stopfens 226,2 m lang; ein Bohrloch mit Stopfen ist schematisch in

Abbildung 3.5 dargestellt. In jedes der 325,0 m tiefen Bohrlöcher werden 55 Behälter eingelagert, so dass insgesamt 5390 Behälter eingelagert werden können. Die Bohrlöcher sind längs einer Beschickungsstrecke jeweils 35 m voneinander entfernt. Die Bohrlöcher, Beschickungsstrecken und Querschläge werden an ihren Ausgängen durch Verschlüsse aus verdichtetem Salzgrus von 10 m bis 15 m Länge abgedichtet. Die Beschickungsstrecken und Querschläge werden mit Salzgrusversatz verfüllt. Die Einlagerungsfelder und der Infrastrukturbereich werden durch nicht-kompaktierbare, 50 m lange Abdichtungen in den Richtstrecken voneinander getrennt. Die aufgeführten Abmessungen lehnen sich an Angaben in [2] und [3] an.

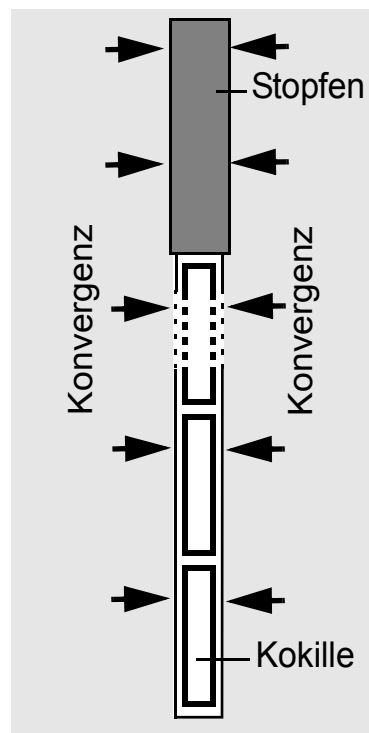


Abb. 3.5 Schema eines Einlagerungsbohrlochs im Salz

4 Szenarien und Modellierungskonzepte

4.1 Referenzszenario für das Endlager im Granit

Für das Endlager im Granit wird von der folgenden Entwicklung als Referenzszenario ausgegangen:

- Aufsättigung des Bentonits unmittelbar nach Schließung des Endlagers,
- Behälterausfall 500 Jahren nach Schließung des Endlagers,
- Mobilisierung von Radionukliden in das wassergefüllte Resthohlraumvolumen im Behälter und Ausfällung bei Überschreiten der Löslichkeitsgrenzen,
- Diffusion von Radionukliden durch den Bentonit unter Berücksichtigung von Sorptionsprozessen am Bentonit,
- advektiver Abtransport von Radionukliden aus der Auflockerungszone im Kontaktbereich zwischen Bentonit und umgebendem Gestein durch einen Bereich geringer Permeabilität im Granit; dabei werden Dispersion und Matrixdiffusion sowie Sorption an der Oberfläche der Gesteinsmatrix berücksichtigt,
- nur 50 % des Endlagerbereichs steht in Verbindung mit schnellen Transportwegen im Granit (wasserführende Klüfte),
- Radionuklide werden schließlich bis in oberflächennahe Aquifere transportiert und führen über verschiedene Pfade zu einer Strahlenexposition des Menschen.

4.2 Referenzszenario für das Endlager im Salz

Für das Endlager im Salz wird als Szenario ein Störfallszenario gewählt, da es bei einer normalen Entwicklung nicht zu einer Radionuklidfreisetzung kommt:

- Es wird unmittelbar nach Schließung des Endlagers von einem Wasserzutritt aus Laugentaschen im Gebirge zu einem Teil der Einlagerungsbehälter ausgegangen. Die Behälterstandzeit nach Laugenkontakt beträgt 500 Jahre. Nach Ausfall der Behälter erfolgt die Mobilisierung der Radionuklide. Bei Überschreiten von Löslichkeitsgrenzen werden die Radionuklide ausgefällt.
- Die Gebirgskonvergenz verschließt allmählich die Hohlräume des Grubengebäudes.
- Einhundert Jahre nach Schließung des Endlagers dringt Lauge aus dem Deckgebirge in das Endlager ein.

- Sobald die Hohlräume gefüllt sind, wird Lauge durch die Konvergenz aus dem Grubengebäude hinaus gepresst.
- Die zusammen mit der Lauge aus dem Grubengebäude gepressten Radionuklide bewegen sich advektiv durch das Deckgebirge, wobei Diffusion, Dispersion und Sorption berücksichtigt werden.
- Radionuklide werden schließlich bis in oberflächennahe Aquifere transportiert und führen über verschiedene Pfade zu einer Strahlenexposition des Menschen.

Das aus Laugentaschen an die Einlagerungsbehälter tretende Wasser und der Laugeneinbruch aus dem Deckgebirge einhundert Jahre nach Schließung des Endlagers werden als Bestandteil des Referenzszenarios angenommen. Diese Entwicklung stellt einen Störfall dar, der eine signifikante Radionuklidfreisetzung zur Folge hat.

4.3 Modellierungskonzept

Die Modellierung der Radionuklidfreisetzung wird durch die drei Teilmodelle des Nah- und Fernfeldes des Endlagers und der Biosphäre realisiert. Diese beschreiben die Mobilisierung der Radionuklide aus den Einlagerungsbehältern und den Transport durch das Grubengebäude und die Geosphäre in die Biosphäre mit der dort stattfindenden Strahlenexposition des Menschen.

Das Modell des Nahfeldes beinhaltet die durch den sogenannten Quellterm beschriebene Freisetzung der Radionuklide aus den Behältern sowie die Migration durch die technischen Barrieren. Im Granit bedingen die Strömungsverhältnisse in der Auflockerungszone, die den Übergang zwischen Nah- und Fernfeld darstellt, die Randbedingung für den diffusiven Transport im Nahfeld. Das Fernfeldmodell beschreibt den Radionuklidtransport durch die geologischen Barrieren, während mit dem Biosphärenmodell aus den in die Biosphäre freigesetzten Radionuklidinventaren eine Strahlenexposition des Menschen ermittelt wird.

Die Nahfeldmodelle der Endlager für die untersuchten Gesteinsformationen weisen grundsätzliche konzeptionelle Unterschiede auf. Entsprechend der Vorgehensweise im EU-Projekt SPA wird der gleiche Quellterm für Salz- und Granitformationen verwendet. Dem Modell für den Transport durch das Fernfeld im Granit liegt das Konzept des geklüfteten Mediums zugrunde, dem Transport durch das Fernfeld im Salz, also durch das

Deckgebirge über dem Salzstock, das des porösen Mediums. Die Modelle der Biosphäre sind bis auf die Schnittstelle zum Fernfeld identisch. Die Modellierungskonzepte der Szenarien im Granit und im Salz sind schematisch in den Abbildungen 4.1 und 4.2 veranschaulicht. In den folgenden Kapiteln werden die genannten Teilmodelle näher erläutert.

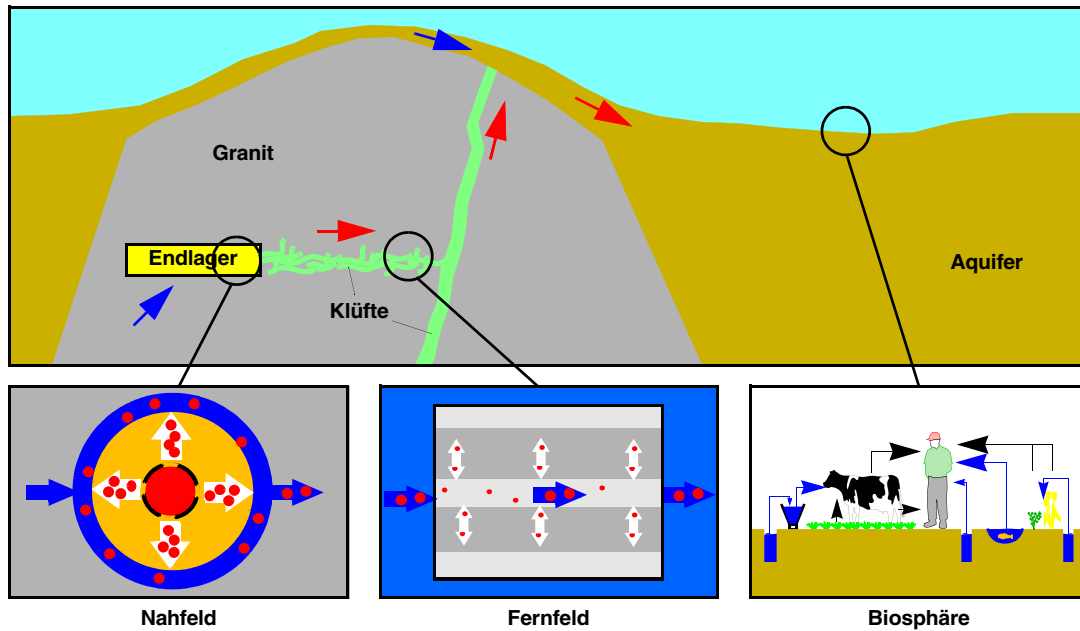


Abb. 4.1 Modellierungskonzept des Endlagers im Granit

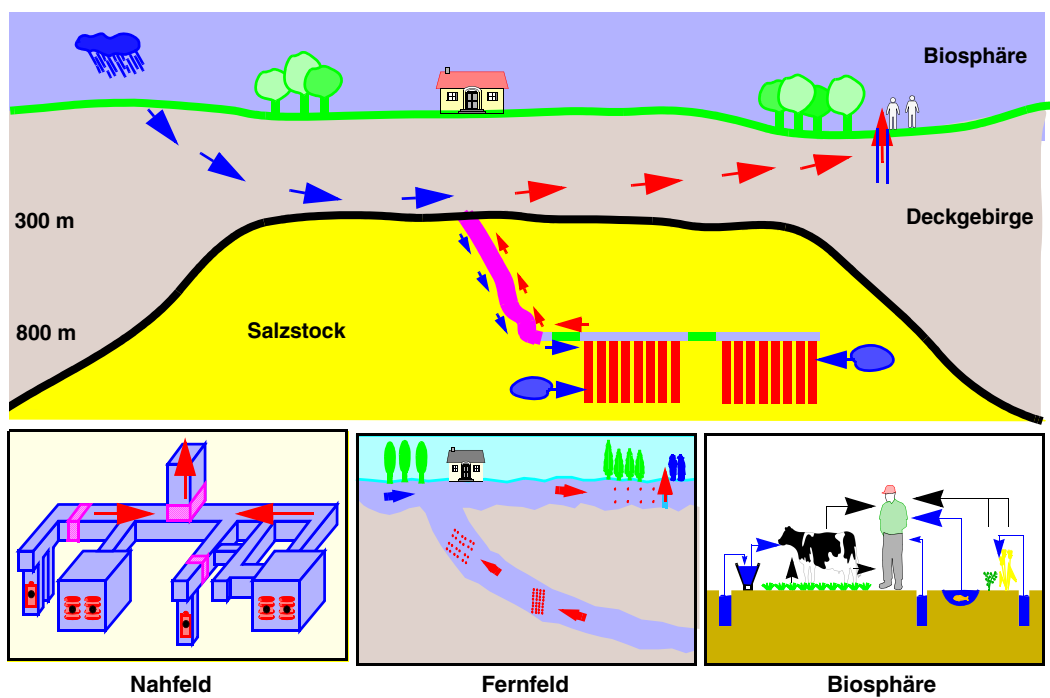


Abb. 4.2 Modellierungskonzept des Endlagers im Salz

5 Nahfeld

5.1 Quellterm

Der Quellterm beschreibt als Teil des Nahfeldmodells die Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebinden. Er wird durch den radioaktiven Zerfall des Inventars, das Ausfallverhalten der Einlagerungsbehälter und die Mobilisierungsraten der Radionuklide aus verschiedenen Bereichen des Abfalls bestimmt. Die Quellterme sind für beide Formationen bis auf den vom ersten Wasserzutritt abhängigen Mobilisierungsbeginn gleich.

Bei abgebrannten Brennelementen werden konzeptionell die folgenden Bereiche unterschieden:

- die Brennstoffmatrix, aus der die Radionuklide über einen sehr langen Zeitraum (1 Million Jahre) freigesetzt werden,
- die Metallteile des Brennelementes einschließlich der Hüllrohre der Brennstäbe, aus denen der wesentliche Anteil der Aktivierungsprodukte während einiger hundert Jahre nach dem Ausfall des Behälters freigesetzt wird,
- der Gasraum einschließlich der Kornoberfläche der Brennstoffmatrix, dessen Inventar annähernd instantan nach dem ersten Kontakt mit Wasser freigesetzt wird (*instant release fraction*, IRF),

Die Verteilung des Nuklidinventars auf die drei genannten Bereiche des Brennelementes ist in Tabelle 5.1 wiedergegeben.

Die Standzeit der Kokille BSK3 nach dem ersten Wasserkontakt wird mit 500 Jahren angesetzt. Dies ist der halbe Wert der Standzeit des Behälters aus der Studie *Spent Fuel Performance Assessment* [12], für den eine doppelte Wandstärke angenommen wurde. Nach Ablauf der Standzeit fallen alle Kokillen in einem Einlagerungsbohrloch aus, und es beginnt die Mobilisierung der Nuklide aus den drei verschiedenen Bereichen eines LWR-Brennelementes. Die relativen Freisetzungsraten sind in Tabelle 5.2 angegeben. Es wird von konstanten Raten ausgegangen.

Zur mathematischen Beschreibung des Quellterms wird mit α_i der Anteil des Nuklidinventars im Gasraum, in den Metallteilen oder in der Brennstoffmatrix bezeichnet und mit r_i die jeweilige relative Freisetzungsrate während der Mobilisierungsphase aus Ta-

Tab. 5.1 Elementspezifische Inventaranteile in den einzelnen Bereichen eines LWR-Brennelementes

Element	Metallteile [%]	Brennstoff-Matrix [%]	Gasraum (IRF) [%]	
			bzgl. Brennstoff	bzgl. Gesamtinventar
C	72,20	26,41	5,00	1,39
Cl	0,00	94,00	6,00	6,00
Ni, Mo, Nb	99,50	0,47	0,50	0,03
Sn	0,00	98,00	2,00	2,00
I, Se	0,00	97,00	3,00	3,00
Cs	0,00	96,00	4,00	4,00
Rb, H	0,00	95,00	5,00	5,00
Sr, Sm, Pb	0,00	99,90	0,10	0,10
Zr	9,40	86,07	5,00	4,53
Tc	0,10	99,89	0,01	0,01
Pd, Cm, Am, Pu, Pa, U, Th, Ac, Np, Ra	0,00	99,99	0,01	0,01

Tab. 5.2 Relative Freisetzungsrate in den Abfallbereichen

	Matrix	Metallteile	IRF
Mobilisierungsrate [a ⁻¹]	1,0·10 ⁻⁶	3,6·10 ⁻³	instantane Mobilisierung

belle 5.2. Das Inventar eines Abfallgebundes zum Einlagerungszeitpunkt t_0 wird mit $I_0(t_0)$ bezeichnet, so dass zum Zeitpunkt t_0 im jeweiligen Bereich eines Abfallgebundes das Inventar $I_{A, l}(t_0) = \alpha_l I_0(t_0)$ vorliegt. Dieses Inventar unterliegt einer Abnahme durch Freisetzung mit der absoluten Rate s_l und durch radioaktiven Zerfall, bzw. einem Aufbau durch Mutternuklide, d. h. es gilt

$$\dot{I}_{A, l} = -\lambda I_{A, l} + \sum_{\mu} \lambda_{\mu} I_{A, l, \mu} - \dot{s}_l \quad (5.1)$$

Hierbei ist λ die Zerfallskonstante des Nuklids und λ_μ die der Mutternuklide. Vor Beginn der Mobilisierung und nach ihrem Abschluss ist $s_l = 0$.

In der Mobilisierungsphase erfolgt die Freisetzung im jeweiligen Bereich mit der absoluten Rate $\alpha_l r_l I_0$. Dabei unterliegt auch das Inventar I_0 dem radioaktiven Zerfall,

$$\dot{I}_0 = -\lambda I_0 + \sum_{\mu} \lambda_\mu I_{0,\mu} \quad (5.2)$$

Es lässt sich zeigen, dass mit diesem Ansatz die Dauer der Mobilisierungsphase unabhängig von ihrem Anfangszeitpunkt im jeweiligen Bereiche $1 / r_l$ beträgt. Die Mobilisierung setzt zum Zeitpunkt $t_L + t_S$ ein, d. h. nach Ablauf der Behälterstandzeit t_S nach dem ersten Wasserzutritt zum Zeitpunkt t_L . Damit lässt sich die absolute Freisetzungsrate im Bereich l durch

$$\dot{s}_l(t) = \alpha_l r_l \chi(r_l(t - (t_S + t_L))) I_0(t) \quad (5.3)$$

darstellen, wobei die charakteristische Funktion des Einheitsintervalls χ durch

$$\chi(t) = \begin{cases} 1, & \text{falls } 0 \leq t \leq 1 \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

gegeben ist. Die gesamte Freisetzungsrate s aus dem Abfallgebinde ergibt sich aus

$$\dot{s} = \sum_l \dot{s}_l \quad (5.4)$$

Abbildung 5.1 skizziert den Verlauf der Mobilisierungsrate eines Nuklids, das in allen drei Bereichen vorkommt.

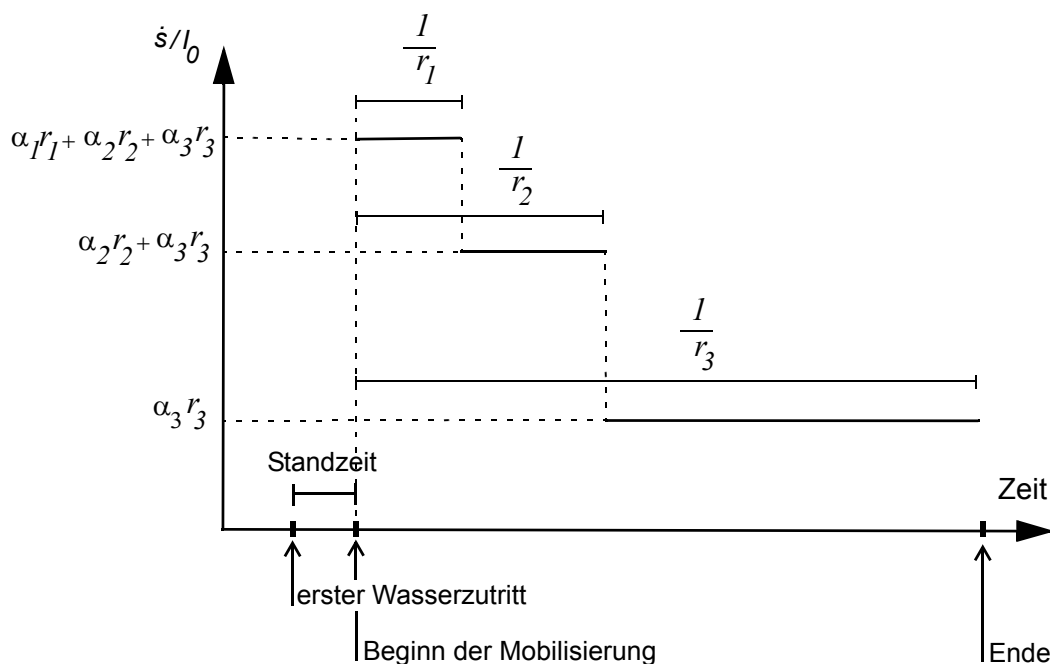


Abb. 5.1 Mobilisierungsrate eines Nuklids s / I_0 aus einem Behälter

5.2 Konzept und Daten des Nahfeldmodells des Endlagers im Granit

Das Nahfeldmodell für ein Endlager im Granit beschreibt die Ausbreitung der aus einem einzelnen beschädigten Behälter mobilisierten Radionuklide durch den Puffer in die angrenzende Auflockerungszone. Durch Multiplikation mit der Anzahl der Behälter ergibt sich die gesamte Freisetzung der Radionuklide aus dem Nahfeld. Nur die Hälfte der Behälter liegt in einem Bereich des Endlagers, der in Verbindung mit schnellen Transportwegen im Granit steht. Aus diesem Grund wird auch nur 50 % der Endlagerfläche betrachtet (vgl. Tab. 6.1). Die räumliche Abgrenzung des Nahfeldes ist in Abbildung 5.2 skizziert. Daten zu den im Modell verwendeten physikalischen Eigenschaften des Nahfeldes sind in Tabelle 5.3 aufgeführt. Es wurde das EMOS-Modul GRAPOS zur Nahfeldberechnung verwendet.

Zunächst werden die Radionuklide entsprechend dem Quellterm aus den Abfallgebinden mobilisiert und gelangen in das wassergefüllte Resthohlraumvolumen des Behälters. Beim Überschreiten von Löslichkeiten kommt es zur Ausfällung von Radionukliden. Aus dem Resthohlraumvolumen erfolgt die Radionuklidenausbreitung durch den wassergesättigten Bentonitpuffer rein diffusiv. Während des Transportes werden Nuklide am Bentonit

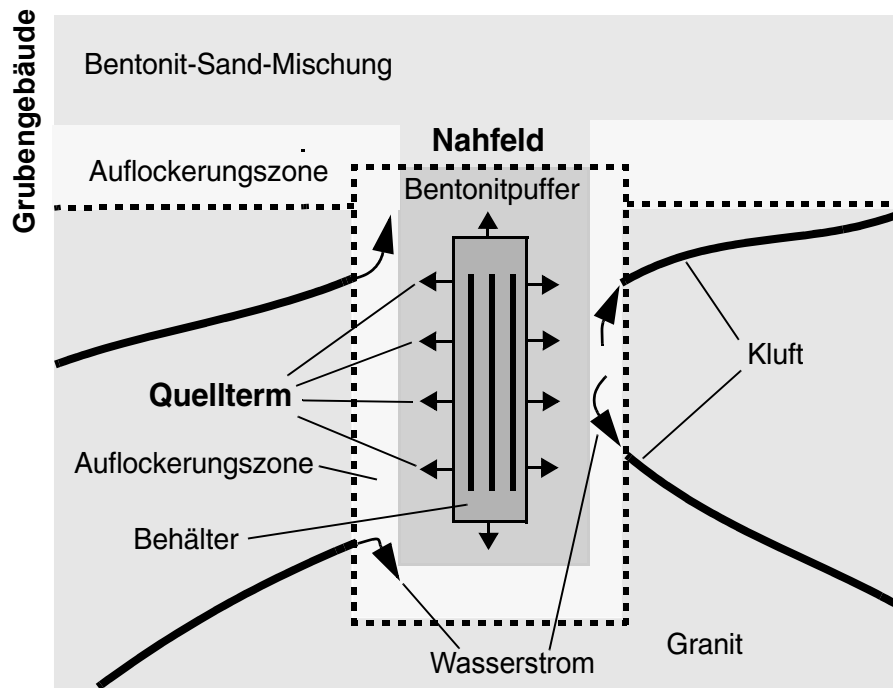


Abb. 5.2 Geometrische Abgrenzung des Nahfeldes im Granit

sorbiert, was durch ein lineares Sorptionsmodell berücksichtigt wird. Es wird angenommen, dass in der Auflockerungszone eine instantan Durchmischung der Radionuklide erfolgt. Entsprechend wird die Randbedingung für den diffusiven Transport am äußeren Bentonitrand so gewählt, dass der diffusive Massenfluss gleich dem advektiven Fluss in der Auflockerungszone ist [12]. Die Löslichkeiten und die Verteilungskoeffizienten im Bentonit sind in Tabelle 5.4 aufgeführt. Das mathematische Modell für das Nahfeld ist ausführlich in [12] dargestellt.

Tab. 5.3 Daten zum Nahfeldmodell des Endlagers im Granit

Teufenlage	[m]	900
Anzahl Behälter (50 % der gesamten Behälterzahl)		2 675
Innendurchmesser des Bentonitmantels	[m]	0,43
Außendurchmesser des Bentonitmantels	[m]	1,1
Porosität des Bentonits		0,38
Dichte des Bentonits	[kg/m ³]	2760
Diffusionskoeffizient im Bentonit	[m ² /s]	$5 \cdot 10^{-10}$
Volumenstrom in der Auflockerungszone	[m ³ /a]	2,75

Tab. 5.4 Daten zu Rückhalteprozessen im Nahfeld des Endlagers im Granit [9, 12]

Element	K_D -Wert [m ³ /kg]	Löslichkeit [mol/m ³]	Element	K_D -Wert [m ³ /kg]	Löslichkeit [mol/m ³]
C	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{+3}$	I	$5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{+3}$
Cl	0	$1 \cdot 10^{+3}$	Cs	10^{-2}	$1 \cdot 10^{+3}$
Co	1	$1 \cdot 10^{+3}$	Sm	1	$2 \cdot 10^{-4}$
Ni	1	$1 \cdot 10^{+3}$	Pb	10^{-1}	$2 \cdot 10^{-3}$
Se	0	$3 \cdot 10^{-6}$	Cm	$1 \cdot 10^{+1}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Ra	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{+3}$	Am	$1 \cdot 10^{+1}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Sr	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$	Ac	1	$2 \cdot 10^{-4}$
Zr	$1 \cdot 10^{+1}$	$1 \cdot 10^{-3}$	Pu	$1 \cdot 10^{+1}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Mo	$5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-1}$	Np	1	$2 \cdot 10^{-5}$
Nb	1	$1 \cdot 10^{-1}$	Pa	1	$2 \cdot 10^{-5}$
Tc	$1 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^{-5}$	Th	1	$5 \cdot 10^{-3}$
Pd	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-6}$	U	1	$8 \cdot 10^{-6}$
Sn	1	$5 \cdot 10^{-3}$	Ra	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-9}$

5.3 Konzept und Daten des Nahfeldmodells des Endlagers im Salz

Das Nahfeldmodell des Endlagers im Salz umfasst die durch den Quellterm beschriebene Mobilisierung der Radionuklide, die Beschreibung der Laugenbewegung durch das gesamte Grubengebäude und den Transport der mobilisierten Radionuklide innerhalb des Grubengebäudes. Das in dem Modul LOPOS des Programmpakets EMOS implementierte Modell ist in [7] beschrieben.

Die Struktur des Grubengebäudes ist in Abschnitt 3.3 dargestellt; Daten zu Eigenschaften des Grubengebäudes sind in Tabelle 5.5 aufgeführt. Als Referenzszenario wird ein Störfall mit Wasserzutritt aus dem Deckgebirge einhundert Jahre nach dem Ende der Betriebsphase des Endlagers angenommen. Zusätzlich fließt aus im Salzstock vorhandenen Laugentaschen sofort Flüssigkeit in die vier in Abbildung 3.4 gekennzeichneten Einlagerungsbohrlöcher, die sich jeweils bzgl. des Einlagerungsfeldes am nächsten zur Austrittsstelle ins Deckgebirge befinden. Dadurch setzt die Korrosion der Behälter an diesen Stellen sofort ein, was zu einem Behälterausfall 500 Jahre nach dem Ende der Betriebsphase führt. Mit dem Behälterausfall setzt die Mobilisierung der Radionuklide ein.

Eine Rückhaltung von Nukliden durch Sorption wird im Grubengebäude nicht betrachtet, jedoch wird die Ausfällung von Radionukliden beim Überschreiten von Löslichkeiten berücksichtigt. Die verwendeten Daten zum Nahfeld im Salz beruhen auf [2, 3].

Die Konvergenz führt zu einer stetigen Verringerung der Hohlraumvolumina. Sobald Hohlräume vollständig mit Lauge gefüllt sind, führt die Konvergenz zu einem Auspressen der Lauge aus diesen Hohlräumen und damit zu einem advektiven Transport. Die Verschlüsse und Abdichtungen stellen Strömungswiderstände für den Laugenstrom dar. Sobald Radionuklide mobilisiert worden sind, werden sie advektiv und diffusiv transportiert. Eine Freisetzung erfolgt aus dem Infrastrukturbereich in das darüberliegende Deckgebirge.

Der Prozess der Gebirgskonvergenz ist u. a. von der Wärmeentwicklung durch den in den Bohrlöchern eingelagerten Abfall abhängig. Die dadurch bedingte Temperaturerhöhung im Grubengebäude wird dem Programmmodul LOPOS in Form von Eingangsdaten vorgegeben. Da zu der Einlagerung von abgebranntem Brennstoff in Kokillen vom Typ BSK3 noch keine entsprechenden Temperaturberechnungen durchgeführt wurden, sind Temperaturdaten zu in Bohrlöchern gelagertem abgebranntem Brennstoff aus [2] verwendet worden.

Tab. 5.5 Daten zum Grubengebäude im Salz

Teufenlage	[m]	900
Volumen des Infrastrukturbereichs	[m ³]	101 000
Anzahl der Einlagerungsfelder		2
Anzahl der Beschickungsstrecken pro Querschlag		7
Anzahl der Bohrlöcher pro Beschickungsstrecke		7
Anzahl der Kokillen in einem Bohrloch		55

Tab. 5.5 Daten zum Grubengebäude im Salz

Länge einer Beschickungsstrecke	[m]	226,2
Länge eines Querschlages	[m]	373,5
Länge einer Richtstrecke	[m]	512,0
Länge eines Bohrlochs	[m]	325,0
Querschnittsfläche einer Beschickungsstrecke	[m ²]	41,0
Querschnittsfläche eines Querschlages	[m ²]	27,0
Querschnittsfläche einer Richtstrecke	[m ²]	27,0
Permeabilität nicht kompaktierbarer Verschlüsse	[m ²]	$5 \cdot 10^{-16}$
Anfangsperosität kompaktierbarer Verschlüsse		0,1
Volumen einer Laugentasche	[m ³]	50

Tab. 5.6 Löslichkeit der Radionuklide im Nahfeld des Endlagers im Salz in mol/m³

Element	Löslichkeit	Element	Löslichkeit	Element	Löslichkeit
I, Cl, Cs, Rb	unbe- schränkt	Mo	10^{-1}	Pu	10^{-3}
C	10^{+1}	Tc	10^{-1}	Np	10^{-2}
Ni	10^{-1}	Pd	10^{-1}	Pa	10^{-3}
Se	10^{-1}	Sn	10^{-1}	Th	10^{-3}
Sr	1	Sm	10^{-1}	U	10^{-1}
Zr	10^{-3}	Cm	10^{-2}	Ra	10^{-3}
Nb	10^{-1}	Am	10^{-2}		

6 Fernfeld

Die Ausbreitung der aus dem Nahfeld freigesetzten Radionuklide findet im Granit entlang von Klüften statt. Innerhalb der Klüfte werden die Radionuklide advektiv transportiert. Diffusion und Dispersion werden berücksichtigt. Als Rückhalteprozess werden Matrixdiffusion mit linearer Gleichgewichtssorption an der Matrix berücksichtigt. Die Matrixdiffusion bezeichnet die Diffusion von Nukliden in die verwitterte Gesteinsmatrix, die die wasserführende Kluft begrenzt und in der kein advektiver Transport stattfindet. Die Parameter zur Beschreibung der Eigenschaften des Transportweges sind in Tabelle 6.1 aufgeführt. Das mathematische Modell zur Beschreibung des Fernfeldtransportes ist ausführlich in [12] dargestellt.

Tab. 6.1 Eingangsdaten für das Fernfeldmodell des Endlagers im Granit

Länge des Modellgebiets [m]	200	Fließporosität []	1
Querschnitt (50 % der Endlagerfläche) [m ²]	688 000	Gesteinsdichte [kg/m ³]	2600
Darcy-Geschwindigkeit [m/a]	$3,6 \cdot 10^{-5}$	Matrixdiffusion [m ² /s]	10^{-3}
Klufthäufigkeit [m/m ²]	0,01	Matrixporosität []	$5 \cdot 10^{-3}$
Kluftöffnungsweite [m]	$8 \cdot 10^{-4}$	Eindringtiefe in die Matrix [m]	0,02
Diffusionskonstante [m ² /s]	10^{-9}		

Im Deckgebirge eines Endlagers im Salz findet die Radionuklidenausbreitung entlang poröser Aquifere statt. Als Transportmechanismen werden Advektion, Diffusion und Dispersion berücksichtigt. Sorption an der Sedimentmatrix wird durch lineare Gleichgewichtssorption (K_d -Konzept) modelliert. Das mathematische Modell zur Beschreibung des Fernfeldtransportes ist ausführlich in [10] dargestellt. Die Parameter zur Beschreibung der Eigenschaften des Transportweges im Fernfeld des Endlagers im Salz sind in Tabelle 6.2 angegeben.

Die Verteilungskoeffizienten zur Beschreibung der Sorption im Fernfeld sind für beide Formationen in Tabelle 6.3 zusammengestellt.

Tab. 6.2 Eingangsdaten zum Fernfeldmodell des Endlagers im Salzes

Länge des Modellgebietes	[m]	9 200
Querschnittsfläche des Gebietes	[m ²]	36 900
natürlicher Grundwasserstrom	[m ³ /a]	48 000
Dispersionslänge	[m]	65
molekularer Diffusionskoeffizient	[m ² /s]	10 ⁻⁹
Porosität	[]	0,2
Gesteinsdichte	[kg/m ³]	2500

Tab. 6.3 K_D-Werte in [m³/kg] im Fernfeldmodell der Endlager im Granit und Salz

Element	Granit	Deckgebirge Salz	Element	Granit	Deckgebirge Salz
C	10 ⁻³	5·10 ⁻³	Cs	5·10 ⁻²	10 ⁻³
Ni	5·10 ⁻¹	10 ⁻²	Eu	5	1
Se	10 ⁻²	3·10 ⁻⁴	Cm	5	1
Rb	4,2·10 ⁻²	10 ⁻³	Am	5	1
Sr	10 ⁻²	5·10 ⁻⁴	Pu	1	1
Zr	10 ⁻¹	10 ⁻¹	Np	1	3·10 ⁻²
Mo	10 ⁻²	10 ⁻³	Pa	1	1
Nb	10 ⁻¹	10 ⁻¹	Th	1	3·10 ⁻¹
Tc	1	7·10 ⁻³	U	1	2·10 ⁻³
Pd	10 ⁻¹	10 ⁻²	Ra	5·10 ⁻¹	9·10 ⁻⁴
Sn	1	2·10 ⁻¹	Pb	1·10 ⁻¹	4·10 ⁻²
I	10 ⁻³	5·10 ⁻⁴	Po	5·10 ⁻¹	1
Cl	0	5·10 ⁻⁴	Sm	5	1

7 Biosphäre

Die Biosphärenmodelle bei beiden betrachteten Formationen berücksichtigen die gleichen Expositionspfade, die zur gesamten Strahlenexposition beitragen. Dies sind nach AVV [1]

- die Aufnahme von kontaminiertem Trinkwasser,
- die Aufnahme von Fisch aus Seen,
- die Aufnahme von Pflanzen, die mit kontaminiertem Wasser bewässert wurden,
- die Aufnahme von Milch und Fleisch von Vieh, dessen Futter mit kontaminiertem Wasser bewässert wurde,
- die Aufnahme von Milch und Fleisch von Vieh, das mit kontaminiertem Wasser getränkt wurde,
- die Exposition durch den Aufenthalt auf kontaminiertem Gebiet.

Der Unterschied der Modelle besteht in der Schnittstelle zum Fernfeld. Der Transport durch die porösen Aquifere des Deckgebirges des Salzstockes schließt den Transport bis in einen oberflächennahen Aquifer bereits ein. Die sich dort ergebenden Radionuklidkonzentrationen bilden den Ausgangspunkt zur Berechnung der Strahlenexposition. Da das Fernfeldmodell des Granits den Transport durch die den geklüfteten Granit bedeckende poröse Sedimentschicht jedoch nicht berücksichtigt, wird im Biosphärenmodell aus dem Radionuklidstrom, der aus dem Fernfeld freigesetzt wird, und dem Volumenstrom im oberflächennahen Aquifer die Nuklidkonzentration in der wasserführenden Sedimentschicht berechnet. Im oberflächennahen Aquifer wird ein Volumenstrom von $4,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ angenommen.

Das mathematische Modell für die Berechnung der Strahlenexposition in der Biosphäre ist in [12] ausführlich dargestellt. Die Dosiskonversionsfaktoren des Biosphärenmodells sind in Tabelle 7.1 aufgeführt [14]. Als Sorptionskoeffizienten in den oberflächennahen Sedimentschichten wurden die in Tabelle 6.3 angegebenen Werte für Deckgebirgssedimente im Salz verwendet.

Tab. 7.1 Dosiskonversionsfaktoren in [(SV/a)/(Bq/m³)] für Personen älter als 17 Jahre

C-14	$4,6 \cdot 10^{-8}$	Cm-248	$5,0 \cdot 10^{-6}$	Pu-242	$9,4 \cdot 10^{-7}$
Cl-36	$3,5 \cdot 10^{-8}$	Pu-244	$3,0 \cdot 10^{-6}$	AM-242	$7,6 \cdot 10^{-7}$
Ca-41	$2,0 \cdot 10^{-9}$	Cm-244	$3,8 \cdot 10^{-7}$	U-238	$7,1 \cdot 10^{-7}$
Co-60	$3,9 \cdot 10^{-6}$	Pu-240	$9,6 \cdot 10^{-7}$	Pu-238	$7,5 \cdot 10^{-7}$
Ni-59	$4,9 \cdot 10^{-9}$	U-236	$5,6 \cdot 10^{-7}$	Th-234	$4,8 \cdot 10^{-9}$
Ni-63	$1,1 \cdot 10^{-9}$	Th-232	$1,1 \cdot 10^{-4}$	U-234	$1,4 \cdot 10^{-6}$
Se-79	$3,4 \cdot 10^{-7}$	Ra-228	$2,4 \cdot 10^{-6}$	Th-230	$3,7 \cdot 10^{-5}$
Rb-87	$1,3 \cdot 10^{-7}$	U-232	$5,4 \cdot 10^{-6}$	Ra-226	$3,0 \cdot 10^{-5}$
Sr-90	$1,8 \cdot 10^{-7}$	Th-228	$1,3 \cdot 10^{-6}$	Pb-210	$2,3 \cdot 10^{-6}$
Zr-93	$3,7 \cdot 10^{-8}$	Cm-245	$1,4 \cdot 10^{-6}$	Po-210	$4,9 \cdot 10^{-6}$
Mo-93	$3,2 \cdot 10^{-7}$	Pu-241	$1,8 \cdot 10^{-8}$	Cm-247	$2,9 \cdot 10^{-6}$
Nb-94	$3,1 \cdot 10^{-6}$	Am-241	$8,0 \cdot 10^{-7}$	Am-243	$2,0 \cdot 10^{-6}$
Tc-99	$8,8 \cdot 10^{-9}$	Np-237	$4,7 \cdot 10^{-6}$	Pu-239	$9,8 \cdot 10^{-7}$
Pd-107	$1,9 \cdot 10^{-9}$	U-233	$3,9 \cdot 10^{-6}$	U-235	$3,3 \cdot 10^{-6}$
Sn-126	$1,6 \cdot 10^{-5}$	Pa-233	$8,8 \cdot 10^{-9}$	Pa-231	$4,0 \cdot 10^{-5}$
I-129	$5,6 \cdot 10^{-7}$	Th-229	$1,7 \cdot 10^{-5}$	Ac-227	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Cs-135	$5,7 \cdot 10^{-8}$	Ra-225	$1,1 \cdot 10^{-7}$	Th-227	$1,9 \cdot 10^{-8}$
Cs-137	$9,5 \cdot 10^{-7}$	Ac-225	$3,7 \cdot 10^{-8}$	Ra-223	$1,1 \cdot 10^{-7}$
Sm-151	$3,2 \cdot 10^{-10}$	Cm-246	$8,0 \cdot 10^{-7}$		

8 Ergebnisse

Ziel der vorliegenden Studie ist es, prinzipielle Effekte sowie Gemeinsamkeiten und Unterschiede von Modellrechnungen zur Einlagerung abgebrannter Brennelemente in den Wirtformationen Granit und Steinsalz aufzuzeigen. Es geht nicht darum die Wirtformationen hinsichtlich ihrer Eignung zu vergleichen.

8.1 Freisetzung aus dem Nahfeld

In den Abbildungen 8.2 bis 8.9 sind die aus dem Nahfeld in die Geosphäre freigesetzten Radionuklidströme für die Referenzfälle eines Endlagers im Granit und Salz dargestellt.

Die Nahfeldbarrieren im Granit verzögern kaum die Ausbreitung der schwach sorbierten Aktivierungs- und Spaltprodukte Se-79, Cl-36, C-14, Cs-135, I-129, Mo-93 und Sr-90, die unmittelbar nach dem Behälterausfall 500 Jahre nach dem Ende der Betriebsphase des Endlagers aus dem Nahfeld freigesetzt werden. Der höchste Aktivitätsstrom wird kurz nach Beginn der Freisetzung durch C-14 hervorgerufen und nach einigen zehntausend Jahren durch Cs-135 und Ra-226. Bis auf das Ra-226 werden die Actiniden wegen ihrer stärkeren Sorption im Bentonit, vgl. Tabelle 5.4, mit einer deutlichen Verzögerung von einigen Tausend Jahren aus dem Nahfeld freigesetzt.

Im Salz beginnt 100 Jahre nach Ende der Betriebsphase der Wasserzutritt aus dem Deckgebirge in das Grubengebäude. Es strömt solange Lösung in das Grubengebäude, bis dieses vollständig mit Lösung gefüllt ist. Dieser Prozess dauert 640 Jahre an. Nach dessen Ende, 740 Jahren nach dem Ende der Betriebsphase und 240 Jahre nach dem Beginn der Mobilisierung in den vier Bohrlöchern, kehrt sich der Lösungsstrom um. Erst dann erfolgt der Radionuklidtransport aus den Einlagerungsbereichen durch das Grubengebäude. Die Freisetzung aus dem Endlager in die Geosphäre wird dadurch um einige hundert Jahre verzögert. Während der Auffüllphase des Endlagers finden bereits Transportprozesse innerhalb des Grubengebäudes statt. Die dominierenden Radionuklide bei der Freisetzung der Aktivierungs- und Spaltprodukte sind die Nuklide Ni-59, C-14, Cs-135, Tc-99 und Sn-126. Bei den Actiniden dominieren Am-243 und Pu-239. Da beim Transport im Grubengebäude des Endlagers im Salz keine Sorption berücksichtigt wird, ist keine so starke Verzögerung durch Rückhaltung bei der Ausbreitung der Actiniden wie im Nahfeld eines Endlagers im Granit zu beobachten.

Im Salz spielen Cl-36 und C-14 durch die verzögerte Freisetzung eine etwas geringere Rolle als im Granit. Das Am-243 dagegen tritt wie einige andere Actiniden durch die fehlende Rückhaltung im Salz mehrere tausend Jahre früher aus als im Granit. Dadurch wird das Am-243 mit einer Halbwertszeit von 7370 Jahren zu einem der dominierenden Actiniden. Die starke und lang anhaltende Freisetzung des Ra-226 im Granit ist besonders auffällig. Das zu späteren Zeiten freigesetzte Ra-226 entsteht durch Zerfall aus den im Bentonit zurückgehaltenen Mutternukliden. Im Salz ist ein entsprechender Effekt nicht zu beobachten, da die Freisetzung aus dem Nahfeld entscheidend durch den aus dem Grubengebäude austretenden Laugenstrom bestimmt wird, der wie in Abb. 8.1 dargestellt, im Bereich zwischen 10^3 und 10^6 Jahren um Größenordnungen abnimmt.

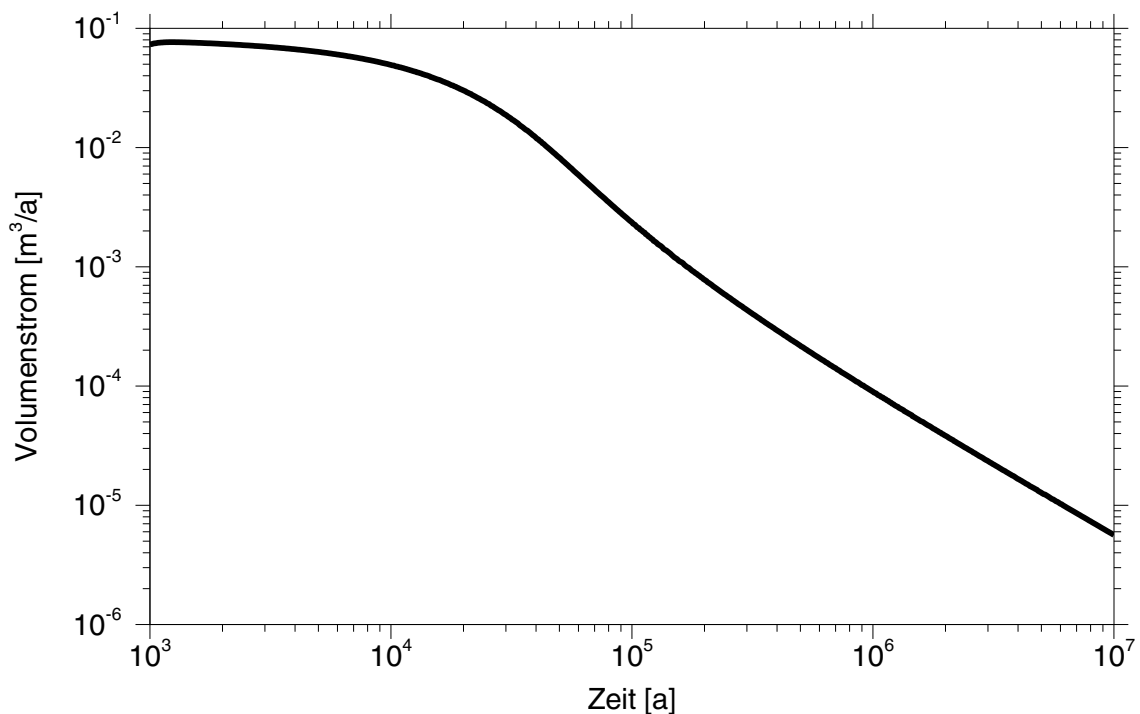


Abb. 8.1 Endlager im Salz: Laugenstrom aus dem Grubengebäude

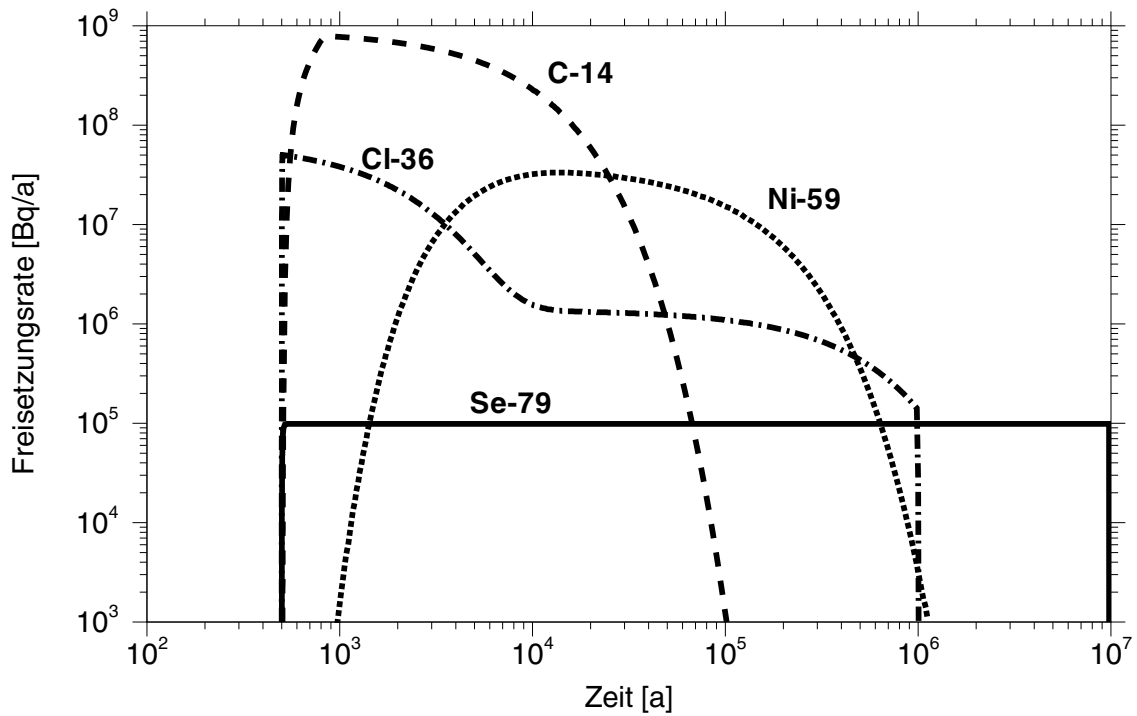


Abb. 8.2 Freisetzungsrates von Aktivierungsprodukten aus dem Nahfeld im Referenzfall des Endlagers im Granit

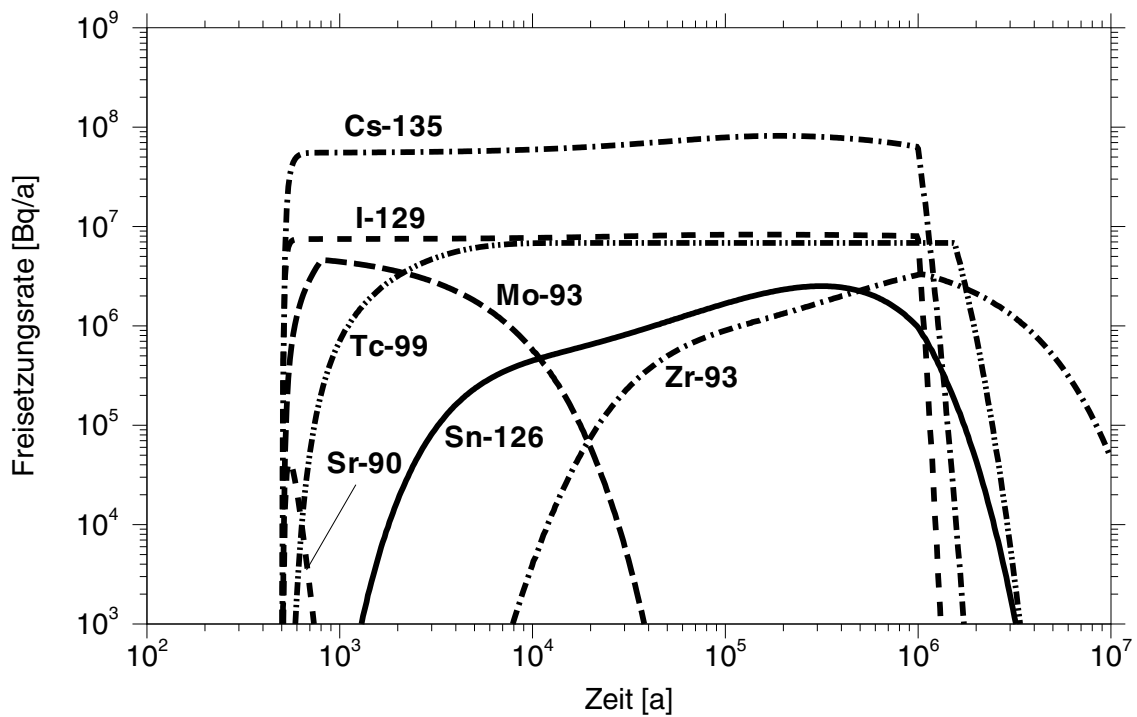


Abb. 8.3 Freisetzungsrates von Spaltprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit

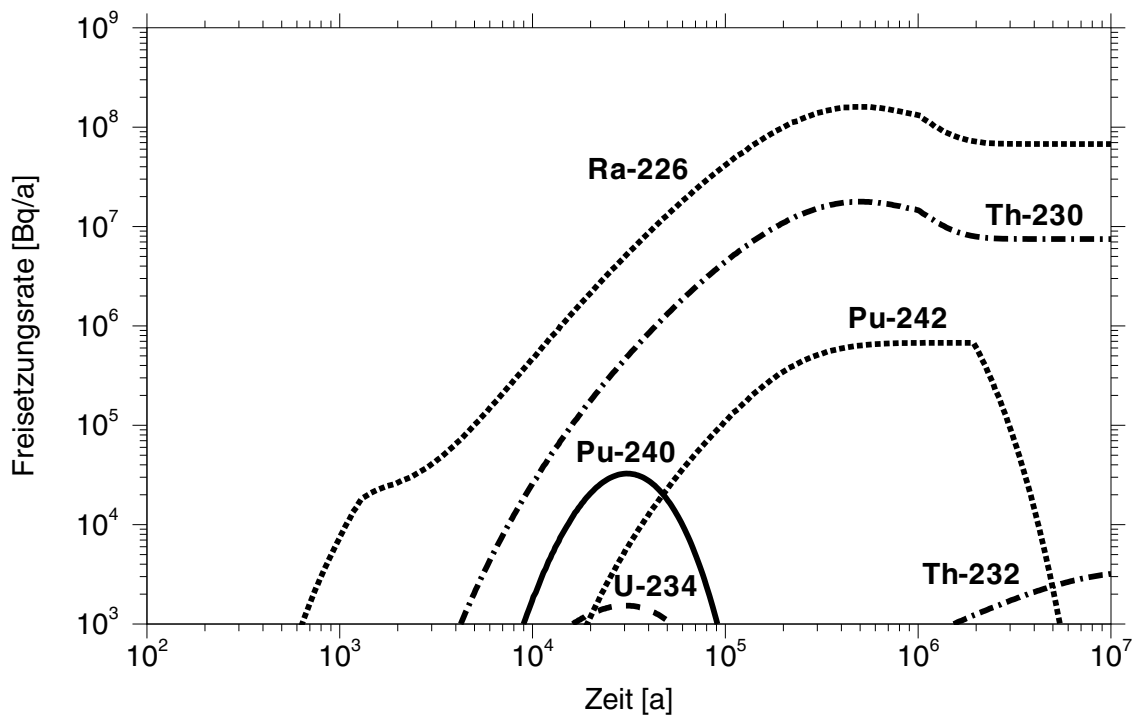


Abb. 8.4 Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N und 4N+2 aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit

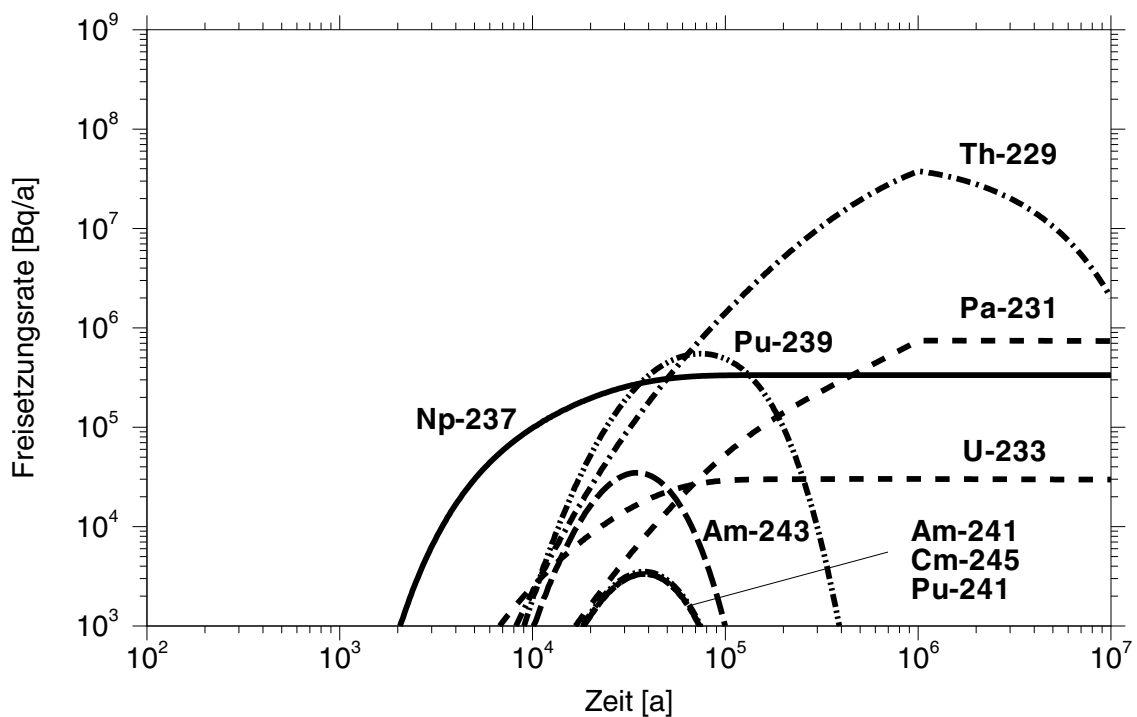


Abb. 8.5 Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N+1 und 4N+3 aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit

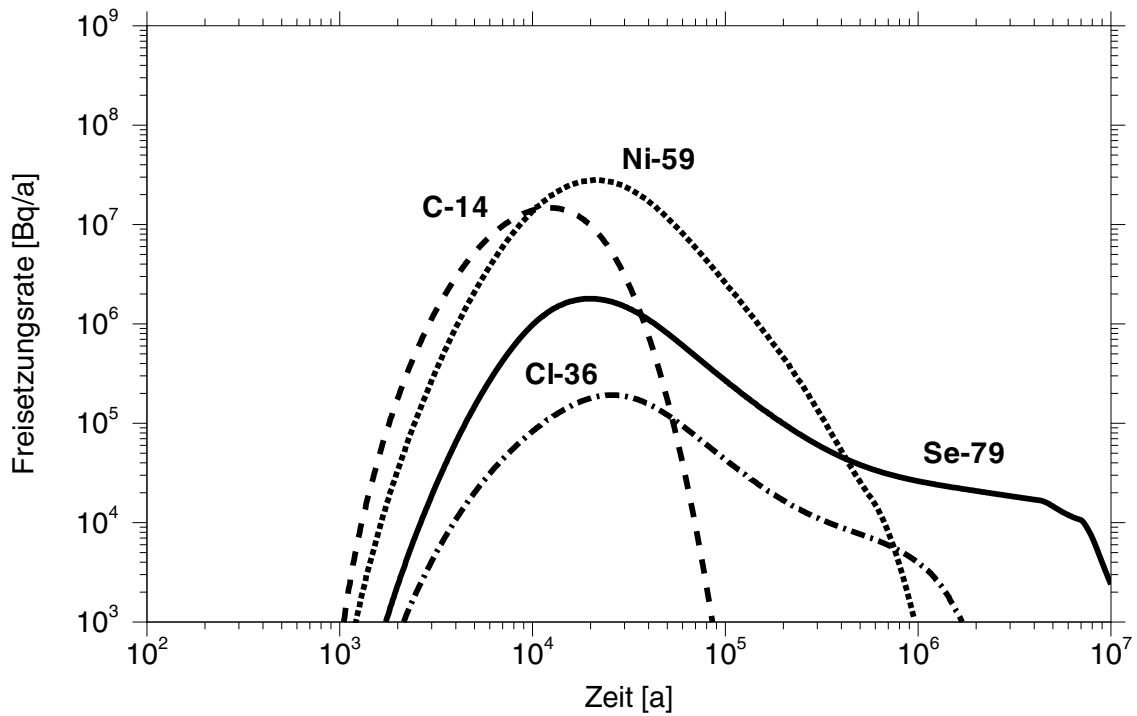


Abb. 8.6 Freisetzungsrates von Aktivierungsprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz

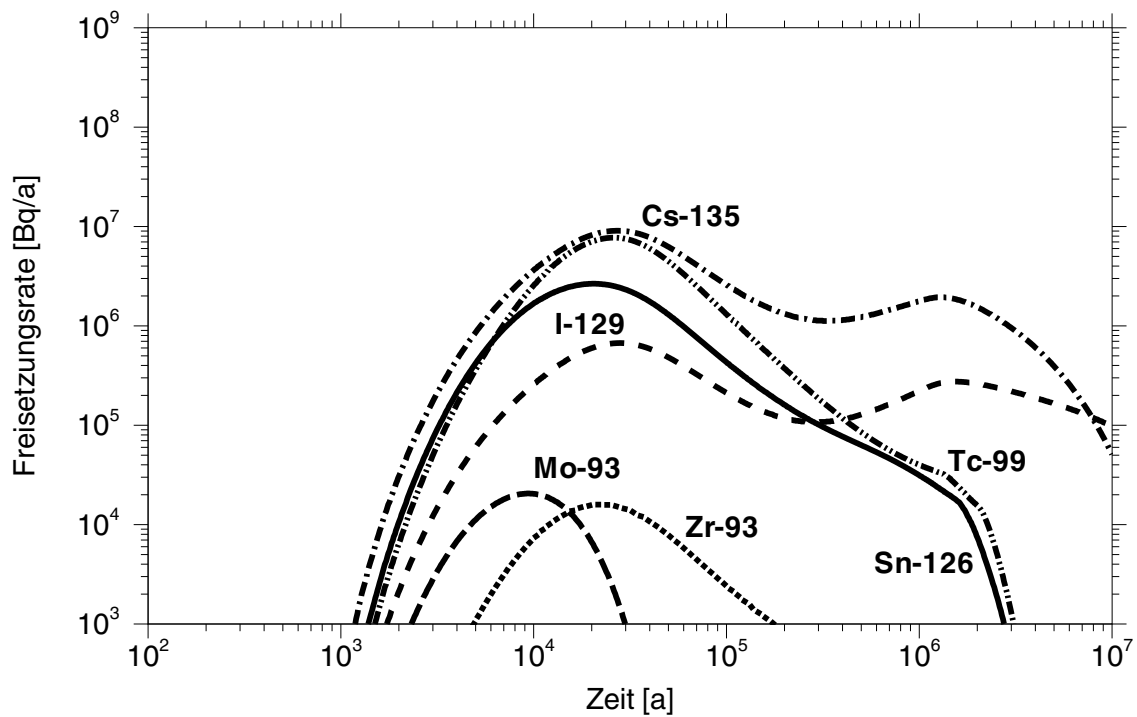


Abb. 8.7 Freisetzungsrates von Spaltprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz

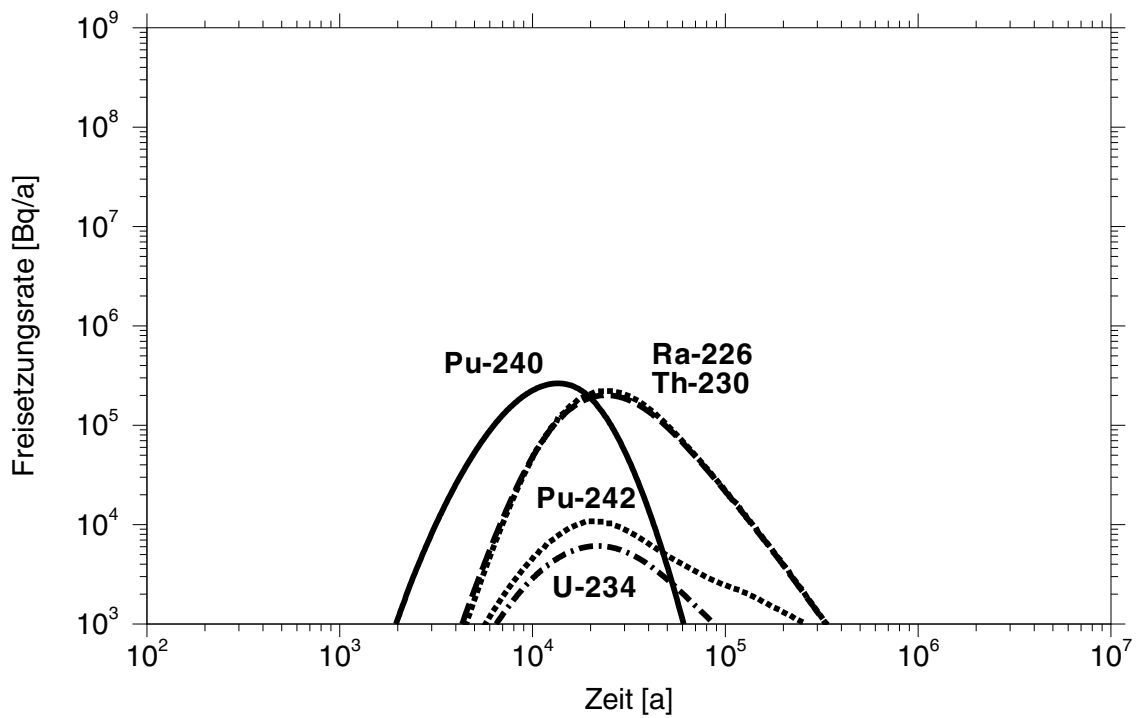


Abb. 8.8 Freisetzungsrates von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N und 4N+2 aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz

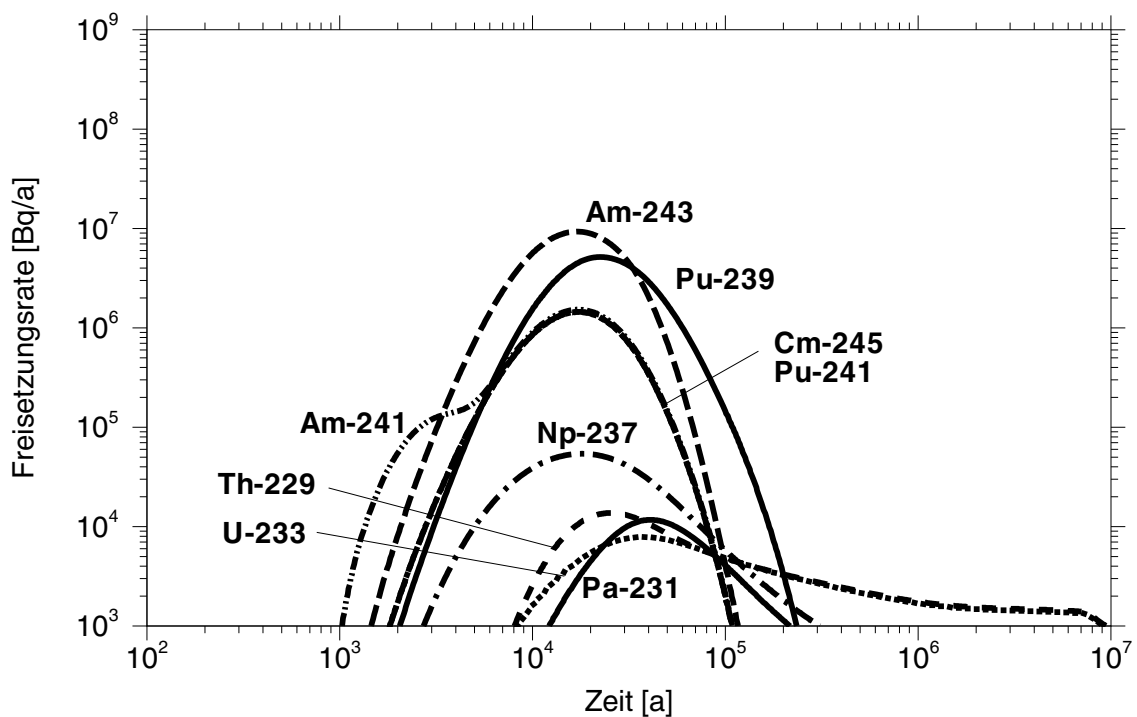


Abb. 8.9 Freisetzungsrates von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N+1 und 4N+3 aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz

8.2 Freisetzung aus dem Fernfeld

In den Abbildungen 8.10 bis 8.12 sind die aus dem Fernfeld in die Biosphäre freigesetzten Radionuklidströme für die Referenzfälle in Granit und Salz dargestellt.

Das Cl-36 , das weder im Bentonit noch im Granit sorbiert, gelangt nahezu ungehindert durch das Fernfeld des Endlagers im Granit in die Biosphäre, da die Fluidtransportzeit nur 48 Jahre beträgt. Der frühe Peak ist durch den hohen Anteil von 6% in der instantan mobilisierten Fraktion (IRF) bedingt. Bis etwa zweitausend Jahre nach dem Ende der Betriebsphase des Endlagers bildet dieses Nuklid den höchsten Aktivitätsstrom in die Biosphäre aus; später sind dies die Radionuklide C-14 , I-129 und Cs-135 . Die Actiniden spielen durch ihr verzögertes Austreten aus dem Nahfeld und insbesondere durch die Matrixdiffusion im Granit und die starke Sorption an der verwitterten Gesteinsmatrix erst nach einer Millionen Jahre mit einem dann vergleichsweise geringen Aktivitätsstrom eine Rolle.

Aus dem Fernfeld des Endlagers im Salz gelangt erst nach etwa 7000 Jahren als erstes schwach sorbiertes Radionuklid Se-79 in die Biosphäre. Die Fluidtransportzeit im Deckgebirge des Salzstocks beträgt 1415 Jahre. Bei einem Retardationsfaktor von $3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ beträgt die Transportzeit des Se-79 entsprechend 5660 Jahre. Etwa 20 000 Jahre nach dem Ende der Betriebsphase wird der Radionuklidstrom aus dem Fernfeld durch das Cs-135 bestimmt, das seinen größten Ausstrom 30 000 Jahren nach dem Ende der Betriebsphase erreicht. In dem Zeitraum von 100 000 bis etwa 200 000 Jahren wird der Strom des Cs-135 zeitweise von dem des Tc-99 und Ni-59 übertroffen. Weitere Nuklide, insbesondere die Actiniden, spielen eine untergeordnete Rolle. Letztere werden jedoch wesentlich früher als im Granit nach einigen zehntausend Jahren in die Biosphäre freigesetzt. Dies liegt in erster Linie an der größeren Rückhaltewirkung der Matrixdiffusion mit Sorption für stark sorbierte Radionuklide im Fall des Granits.

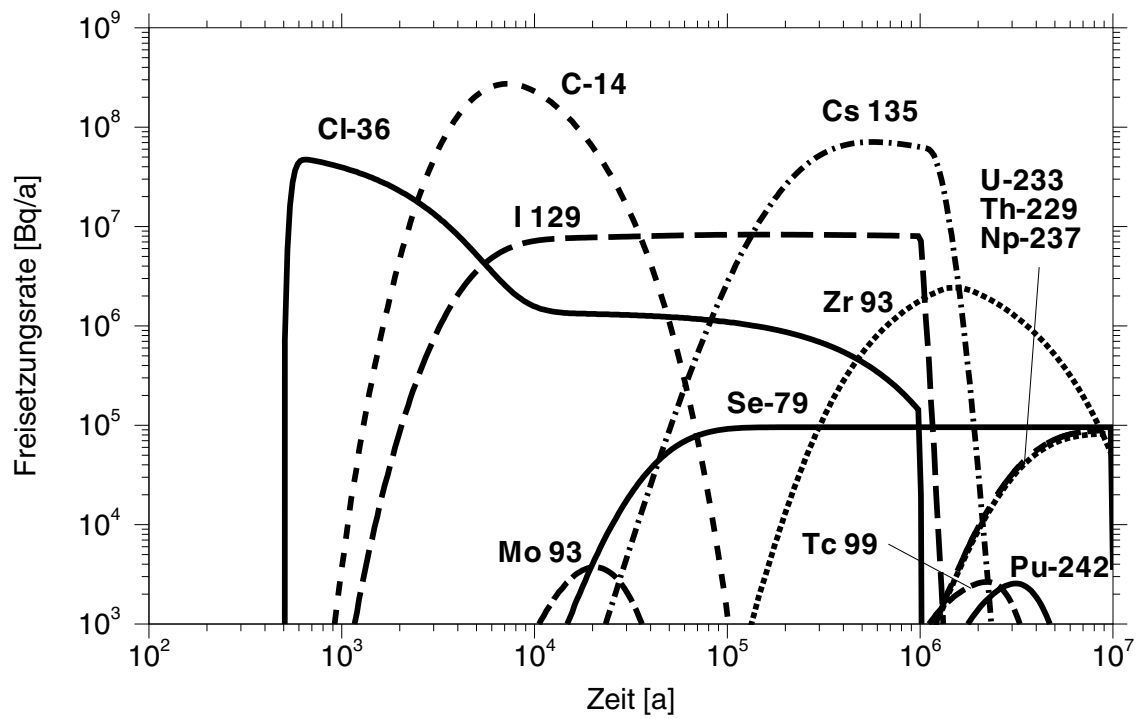


Abb. 8.10 Nuklidströme aus dem Fernfeld des Endlagers im Granit in die Biosphäre

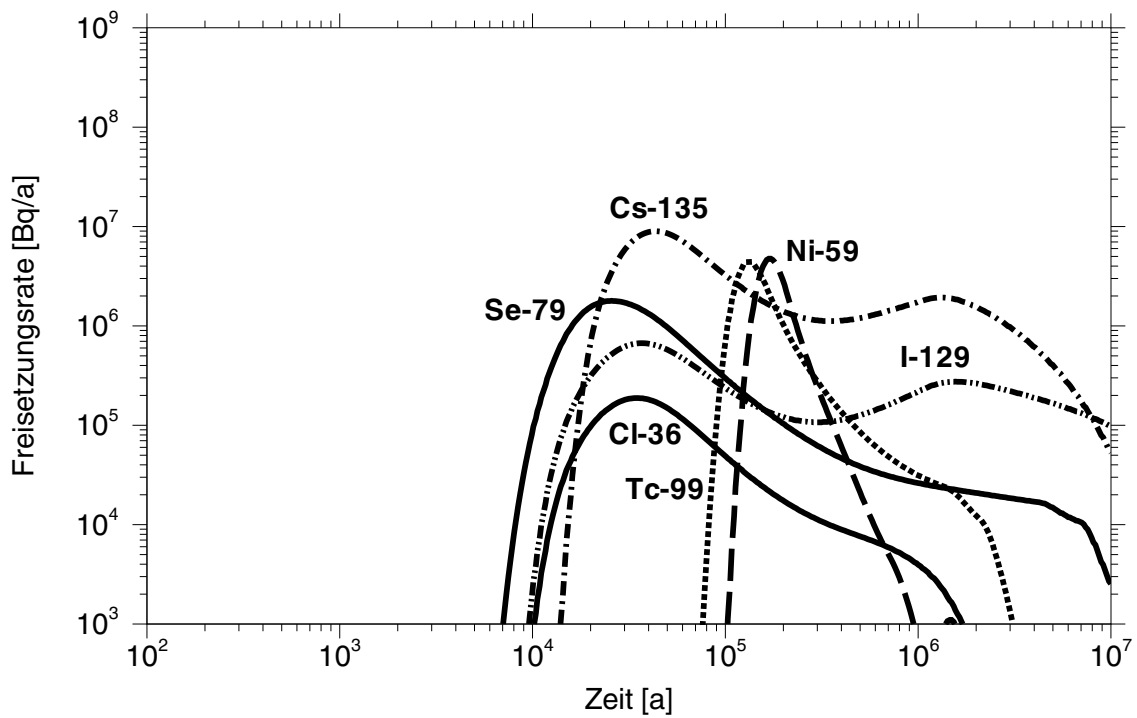


Abb. 8.11 Nuklidströme der Spalt- und Aktivierungsprodukte aus dem Fernfeld des Endlagers im Salz

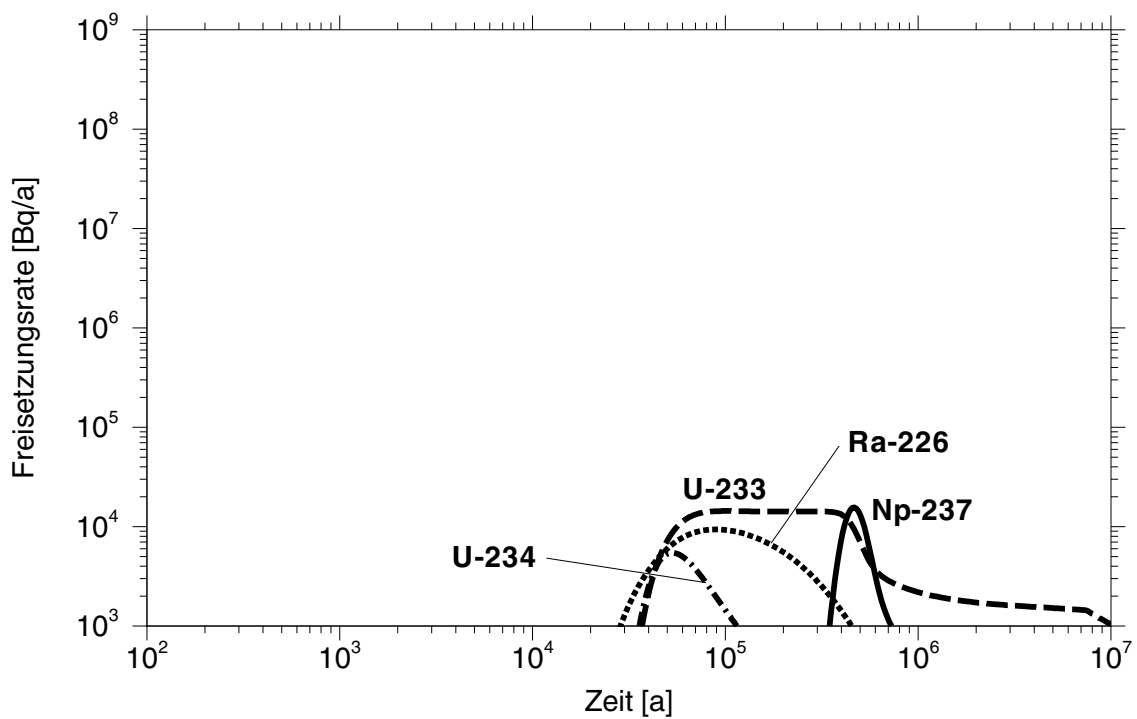


Abb. 8.12 Nuklidströme der Actiniden aus dem Fernfeld des Endlagers im Salz

8.3 Strahlenexposition in der Biosphäre

In den Abbildungen 8.13 bis 8.16 sind die Beiträge der wichtigsten Radionuklide zur gesamten Strahlenexposition eines erwachsenen Menschen für die Referenzfälle im Granit und Salz dargestellt.

Durch den sehr schnellen Transport des Cl-36 durch die Granitformation tritt schon etwa 100 Jahre nach dem Behälterausfall eine Strahlenexposition in der Biosphäre auf, die nur um eine Größenordnung geringer als die maximale ausfällt. Diese wird nach etwa 7000 Jahren durch C-14 und I-129 verursacht. Ab dreitausend Jahre nach dem Ende der Betriebsphase schwankt die durch freigesetzte Spalt- und Aktivierungsprodukte erzeugte Strahlenexposition eine Million Jahre lang weniger als eine halbe Größenordnung um den Wert 10^{-6} Sv/a , um dann stark abzufallen. Erst danach verursachen dann Actiniden einen erneuten Anstieg der Exposition auf annähernd 10^{-6} Sv/a nach 10 Millionen Jahren.

Im Salz wird die maximale Strahlenexposition in den ersten 40 000 Jahren durch Se-79 , I-129 und Cs-135 bewirkt. Die Actiniden spielen viel früher als im Granit eine Rolle - bereits nach 50 000 Jahren - und bewirken eine Strahlenexposition, die mit der durch die Spalt- und Aktivierungsprodukte hervorgerufenen vergleichbar ist. Die für die Strahlenexposition bedeutendsten Nuklide sind Ra-226 und Np-237 , die vergleichsweise geringe Sorptionswerte aufweisen. Im Fall von Ra-226 wird der Peak dabei durch das aus dem Grubengebäude freigesetzte Ra-226 bewirkt und nicht durch das im Deckgebirge aus den Mutternukliden gebildete. Nach 700 000 Jahren wird die Strahlenexposition wieder durch die Spalt- und Aktivierungsprodukte dominiert. Nach zwei Millionen Jahren fällt die Strahlenexposition kontinuierlich ab.

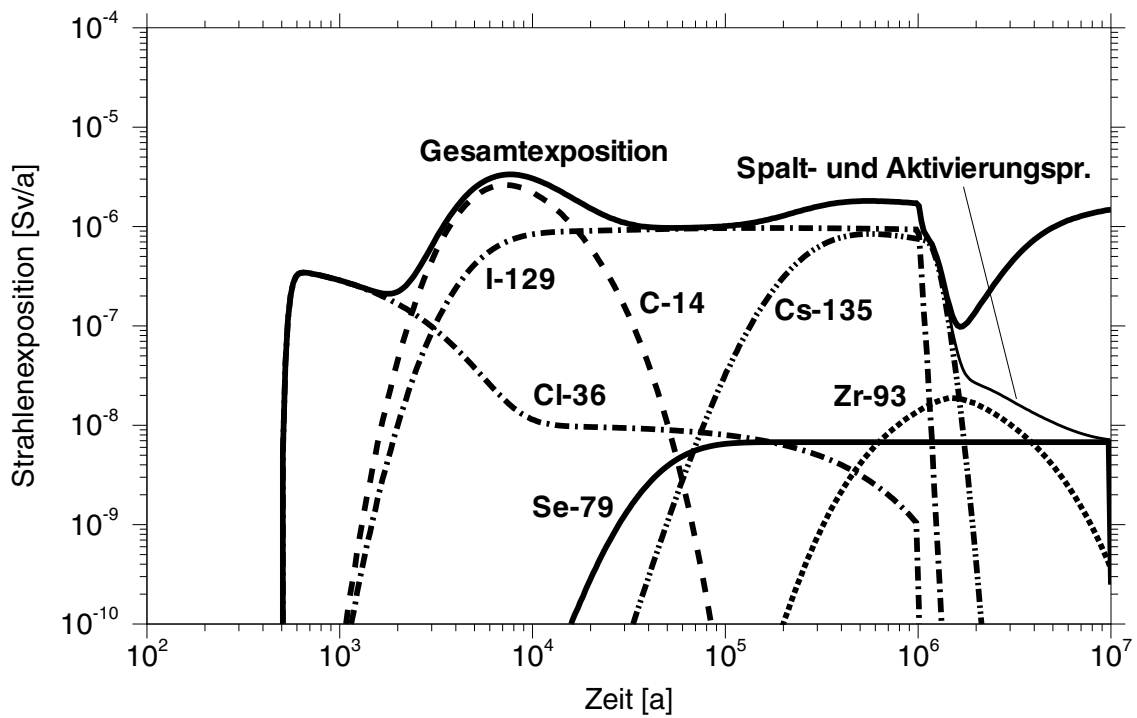


Abb. 8.13 Beiträge der wichtigsten Spalt- und Aktivierungsprodukte zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Granit

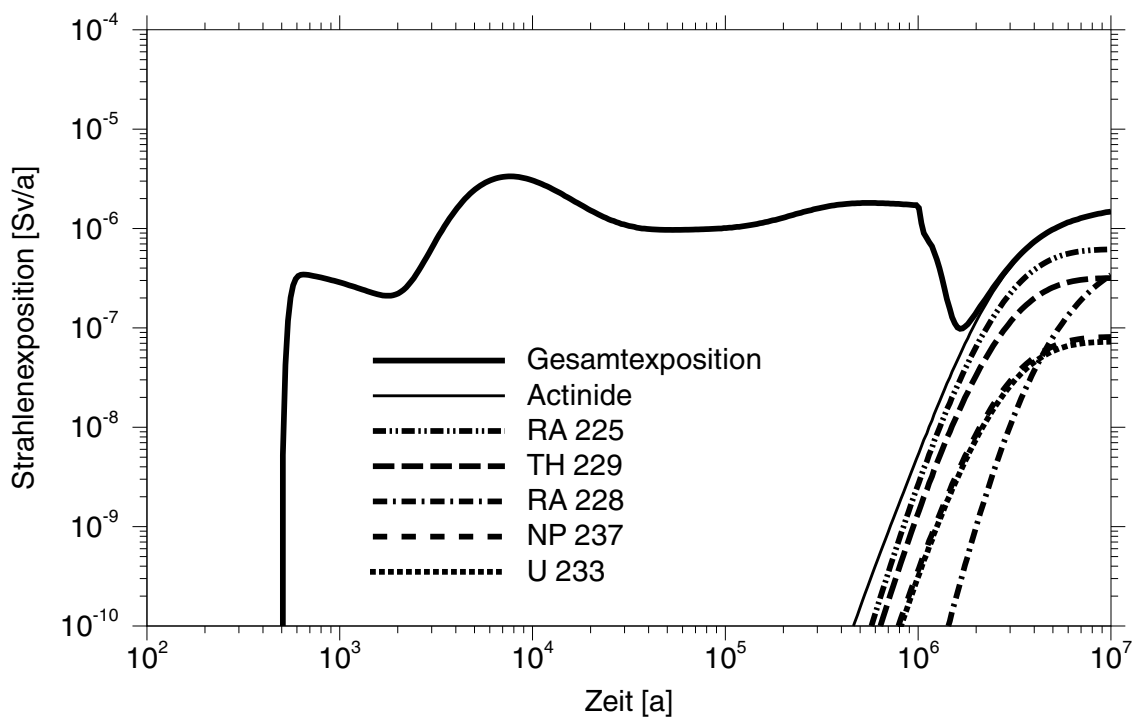


Abb. 8.14 Beiträge der wichtigsten Actiniden zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Granit

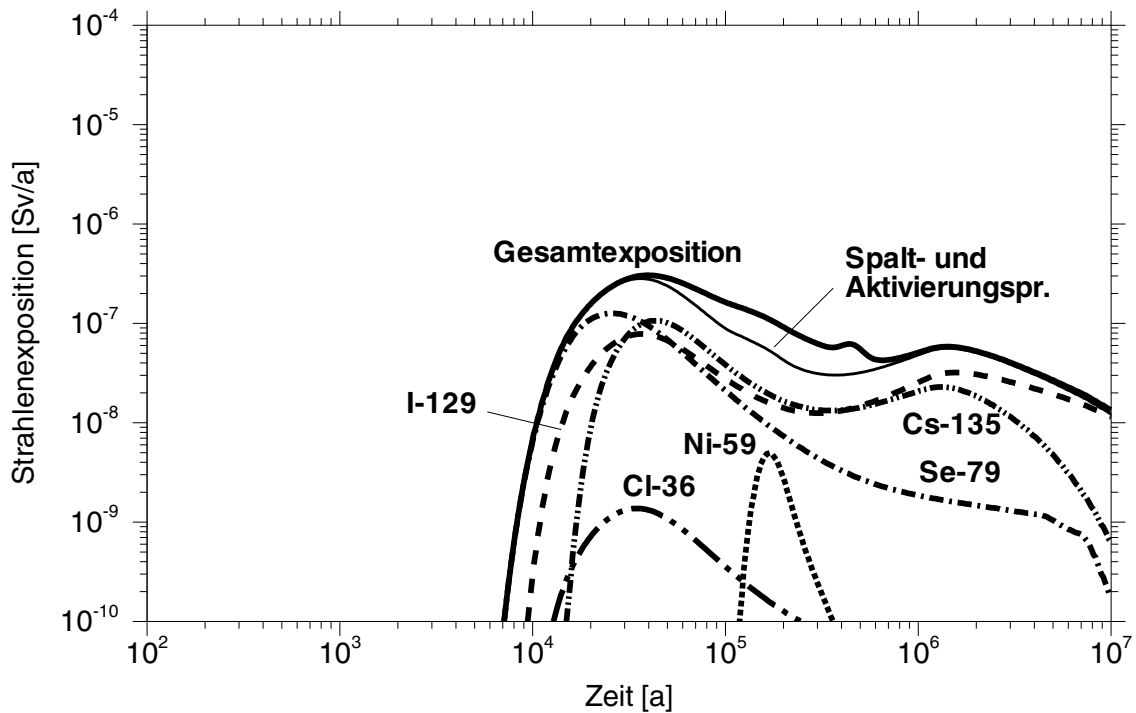


Abb. 8.15 Beiträge der wichtigsten Spalt- und Aktivierungsprodukte zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Salz

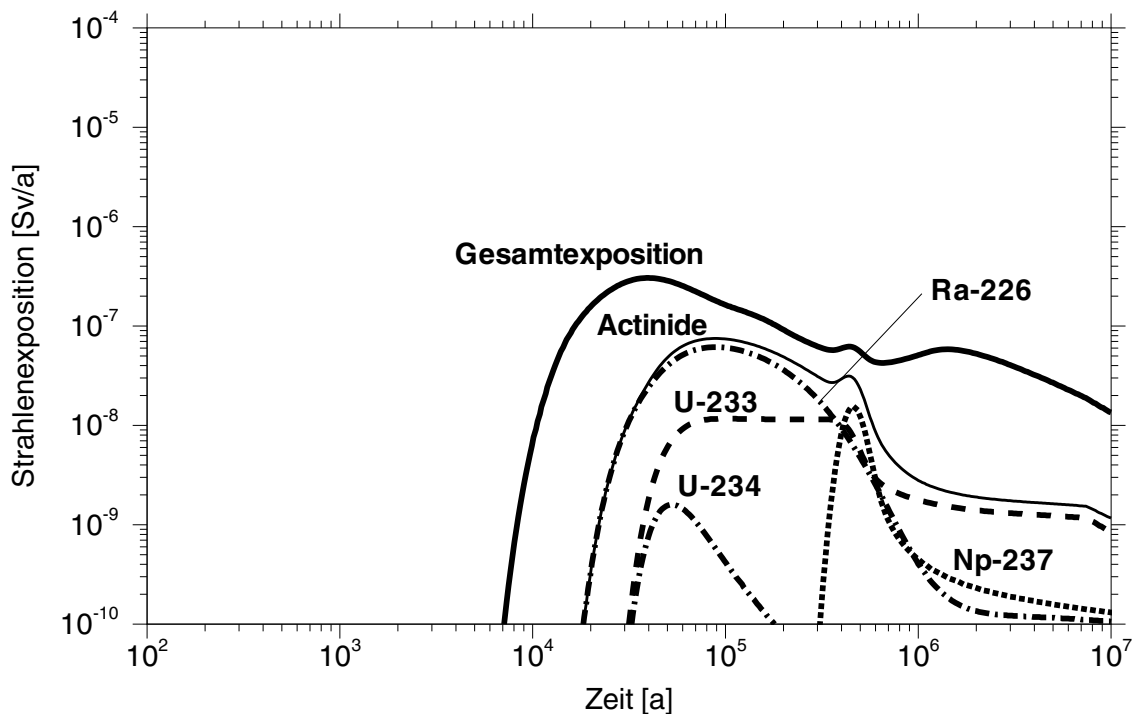


Abb. 8.16 Beiträge der wichtigsten Actiniden zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Salz

9 Parametervariationen

Um die Auswirkung einzelner Effekte in den beiden Formationen näher zu untersuchen, wurden Parametervariationen durchgeführt. Bei diesen Untersuchungen werden gegenüber den Referenzfällen jeweils einzelne Modellparameter variiert, während die übrigen Parameter konstant bleiben. Zusätzlich wird die Barrierenwirkung des Nah- und Fernfeldes untersucht, indem der Ausfall des Barrierensystems im Nahfeld und der vollständige Ausfall der Barrierenwirkung der Geosphäre betrachtet wird. Die Modellergebnisse zu den Parametervariationen werden anhand der Strahlenexposition in der Biosphäre verglichen.

9.1 Beschreibung der Parametervariationen

Die im Modell des Nahfeldes durchgeführten Variationen beziehen sich auf den im Kapitel 5 dargestellten Quellterm. Die Parametervariationen beeinflussen Zeitpunkt und Dauer der Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebinden.

- **Inventarverteilung:** Variation des Inventaranteils der Nuklide im Gasraum (IRF):
 - Referenzwert: siehe Tabelle 5.1
 - IRF+: Erhöhung der IRF um den Faktor 2
 - IRF-: Verminderung der IRF um den Faktor 2
- **Matrixzerfallsrate:** Variation der Mobilisierungsrate aus der Brennstoffmatrix:
 - Referenzwert: 10^{-6} 1/a
 - Matrixzerfallsrate+: Erhöhung der Rate um den Faktor 100
 - Matrixzerfallsrate-: Verminderung der Rate um den Faktor 10
- **Standzeit:** Variation der Behälterstandzeit:
 - Referenzwert: 500 a
 - Standzeit+: Erhöhung der Standzeit um den Faktor 10
 - Standzeit-: Verminderung der Standzeit um den Faktor 10

Die Variationen im Fernfeld beeinflussen die Geschwindigkeit im Aquifer, dem Transportpfad der Nuklide vom Nahfeld in die Biosphäre.

- **Fließgeschwindigkeit:** Variation der Fließgeschwindigkeit im Deckgebirge:
 - Referenzwert: 4,38 m/a (Granit), 6,5 m/a (Salz)

- Fließgeschwindigkeit+: Erhöhung der Fließgeschwindigkeit um den Faktor 10
- Fließgeschwindigkeit-: Verminderung der Fließgeschwindigkeit um den Faktor 10

Neben diesen Variationen werden der Ausfall des Barrierensystems im Nahfeld und der vollständige Ausfall der Barrierenwirkung der Geosphäre betrachtet.

- **Ausfall im Nahfeld:** stark beschleunigter Transport ohne Rückhalteeffekte;
sehr hohe Durchlässigkeit des Puffers bzw. der Verschlüsse
- **kein Fernfeld:** unmittelbarer Einstrom der Nuklide aus dem Nahfeld
in die Biosphäre.

9.2 Ergebnisse der Parametervariationen

Als Ergebnisse der Parametervariationen werden die potentiellen Strahlenexpositionen dargestellt. In den Abbildungen 9.1 und 9.2 sind die Auswirkungen der Parametervariationen zum Quellterm, in den Abbildungen 9.3 und 9.4 die der anderen Variationen illustriert.

Generell sind die Einflüsse durch die Variation zum **Quellterm** beim Granit größer als im Salz, da bei einem Endlager im Salz Transportprozesse im Grubengebäude die Radionuklidfreisetzung verzögern und im Referenzfall erst nach 740 Jahren kontaminierte Lösung aus dem Grubengebäude in die Geosphäre gelangt. Entsprechend wirken sich eine schnellere Freisetzung bzw. kürzere Behälterstandzeiten weniger aus.

Die Einflüsse durch die Variation des Anteils des IRF am Gesamtinventar sind in beiden Wirtsformationen gering. Die Erhöhung des instantan freigesetzten IRF-Anteils führt zu einer anfangs erhöhten Exposition, eine Verminderung zu einer entsprechenden Verminderung der Strahlenexposition, die sich anschließend dem Verlauf des jeweiligen Referenzfalles wieder annähert. Im Granit macht sich der Effekt insbesondere beim Cl-36 bemerkbar, das besonders schnell durch das Barrierensystem transportiert wird. Im Salz wird das Maximum der Strahlenexposition durch einen erhöhten IRF-Anteil etwas stärker erhöht als im Granit.

Den größten Effekt bei den Variation zum Quellterm hat die Variation der Zerfallsrate der Brennstoffmatrix. Eine Beschleunigung der Mobilisierung führt zu einer Erhöhung und eine verlangsamt zu einer Verminderung der Strahlenexposition über einen großen Zeitbereich. Dabei führt beim Endlager im Granit die Beschleunigung zu einem um eine Größenordnung erhöhten Maximum im Vergleich zum Referenzfall. Beim Endlager im Salz fällt dieser Effekt geringer aus. Die Erhöhung des Maximums wird in beiden Formationen durch I-129 und Cs-135 verursacht.

Eine kürzere Behälterstandzeit bewirkt im Granit ein früheres Auftreten der Strahlenexposition durch Cl-36. Die Radionuklide Sr-90 und Cs-137 spielen auch bei einer Behälterstandzeit von 50 Jahren keine Rolle, da sie im Bentonit sorbiert werden und zerfallen. Das Maximum der Strahlenexposition wird nicht durch die frühere Freisetzung erhöht. Da bei einem Endlager im Salz bei einer verkürzten Behälterstandzeit Radionuklidinventare von der aus dem Deckgebirge in das Grubengebäude eintretenden Lösung in entferntere Bereiche des Grubengebäudes bewegt werden, wird deren Freisetzung sogar etwas verzögert. Dadurch fällt die Strahlenexposition anfangs etwas geringer aus. Die auf 5 000 Jahre verlängerte Standzeit führt in beiden Wirtsformationen zu einer entsprechend verzögerten Freisetzung der Radionuklide in die Biosphäre.

Einen großen Einfluss auf die Strahlenexposition hat bei beiden Formationen die **Fließgeschwindigkeit im Fernfeld**. Eine um eine Größenordnung erhöhte Fließgeschwindigkeit führt zu einer Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um mehr als eine Größenordnung im Granit und mehr als anderthalb Größenordnungen im Salz. Im Fall des Granits führt der schnellere Transport des C-14 zu einem geringeren Zerfall bis zur Freisetzung in die Biosphäre und damit zu einer Erhöhung der Strahlenexposition zu frühen Zeiten. Die maximale Strahlenexposition wird aber durch Ra-226 bestimmt, da der Transport der Mutternuklide U-234 und Th-230 entsprechend beschleunigt ist. Auch bei Salz führt die größere Fließgeschwindigkeit zu einer maximalen Strahlenexposition, die durch im Deckgebirge gebildetes Ra-226 bewirkt wird. Grund dafür ist auch hier der schnellere Transport von Thorium. Im Referenzfall des Endlagers im Salz ist das aus dem Nahfeld stammende Th-230 wegen der starken Rückhaltung im Fernfeld weitgehend zerfallen, bevor es die Biosphäre erreicht. Das dort auftretende Th-230 stammt aus dem Zerfall von U-234 in der Geosphäre. Bei der erhöhten Fließgeschwindigkeit erreicht das Inventar des Th-230 aus dem Nahfeld jedoch die Biosphäre bereits nach 300 000 Jahren. Während des Aufenthalts in der Geosphäre zerfällt Th-230 in das dosisbestimmende Ra-226, das schnell in die Biosphäre transportiert wird. Dadurch gelangt zeitlich verzögert ein große-

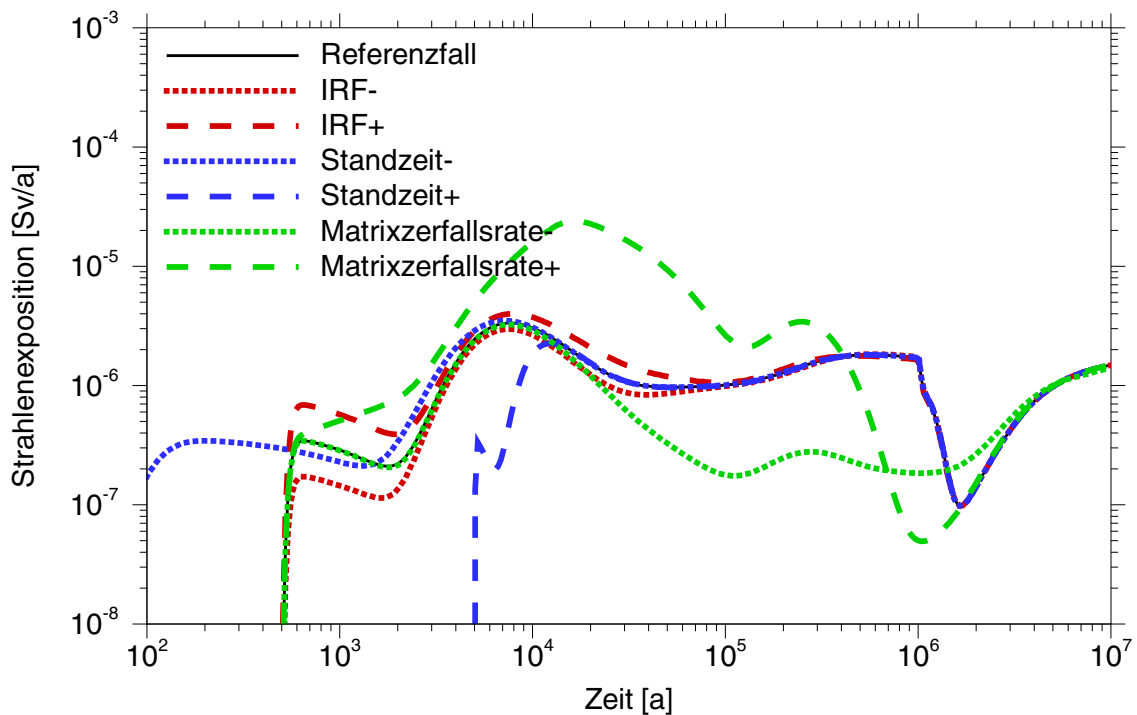


Abb. 9.1 Strahlenexposition in den Varianten „IRF“, „Matrixzerfallsrate“ und „Behälterstandzeit“ im Granit

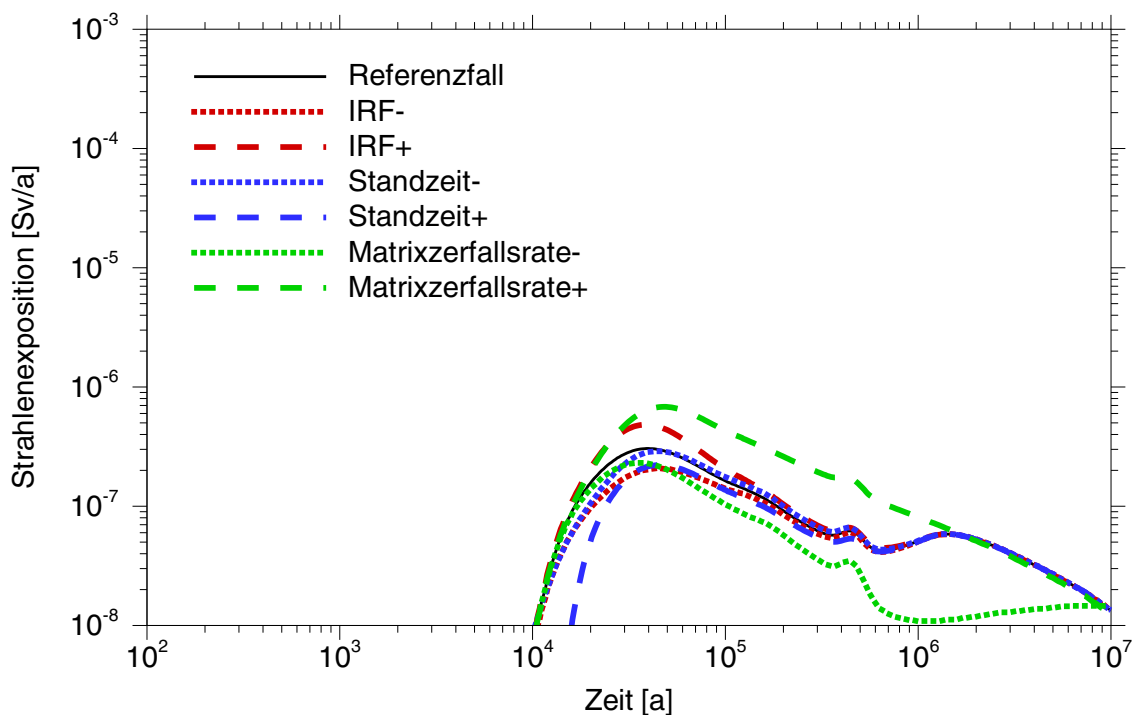


Abb. 9.2 Strahlenexposition in den Varianten „IRF“, „Matrixzerfallsrate“ und „Behälterstandzeit“ im Salz

res Inventar an Ra-226 in die Biosphäre als bei der Variation ohne Fernfeld, so dass nach 50 000 Jahren die Strahlenexposition im Szenario mit erhöhter Fließgeschwindigkeit im Fernfeld sogar diejenige des Szenarios ohne Fernfeld über einen Zeitraum von etwa 600 000 Jahren überschreitet.

Die Variation **Barrierenausfall im Nahfeld** führt beim Endlager im Salz und im Granit zu einer Erhöhung der Strahlenexposition um ca. eine Größenordnung gegenüber dem Referenzfall. Im Granit steigt die Exposition nach 1500 Jahren im Vergleich zum Referenzfall stark an und erreicht ihr erhöhtes Maximum etwas früher. Nach etwa 20 000 Jahren verläuft die Kurve aber wieder sehr ähnlich wie die des Referenzfalls. Da schon im Referenzfall der Transport des am Bentonit nicht sorbierten Radionuklids Cl-36 nahezu nicht verzögert wird, führt die Variante Barrierenausfall im Nahfeld nicht zu einem früheren Auftreten der Strahlenexposition. Zu späten Zeitpunkten führt diese Variante auch nur zu einem geringen Anstieg der Exposition durch Actiniden, da diese im Fernfeld einer starken Rückhaltung unterliegen. Im Salz hingegen steigt die Strahlenexposition 3000 Jahre früher als im Referenzfall stark an, da die Barrieren des Nahfelds im Salz den Radionuklidtransport verzögern. Die Strahlenexposition ist über einen längeren Zeitraum als im Granit erhöht und fällt erst nach etwa 700 000 Jahren auf das Niveau des Referenzfalles ab. Im Salz dominieren über den Zeitraum von 100 000 Jahre bis 700 000 Jahre die Actiniden die Exposition.

Der **Ausfall der Barrierenwirkung des Fernfeldes** zeigt für beide Formationen über den gesamten Modellierungszeitraum eine Erhöhung der Strahlenexposition und in beiden Formationen die höchsten maximalen Expositionen überhaupt. Im Granit tritt mit einer Erhöhung der Strahlenexposition um mehr als 2,5 Größenordnungen der stärkste Effekt auf. Die maximale Strahlenexposition wird durch das Tochternuklid Ra-226 in der Uranzerfallsreihe bewirkt. Grund dafür ist die fehlende Barrierenwirkung durch Matrixdiffusion und Sorption für die stark sorbierten Radionuklide. Der schnellere Transport von Uran und Thorium hat dann eine erhöhte Dosis durch Ra-226 zur Folge. Der Zeitpunkt des ersten Auftretens einer Strahlenexposition wird kaum beeinflusst und zeigt, dass das Fernfeld des Granits nur eine sehr geringe Barrierenwirkung für die schwach sorbierten Radionuklide hat. Dies ist im Fall der Salzformation anders; hier weist die Geosphäre auch für schwach sorbierte Radionuklide eine gewisse Barrierenwirkung auf. Entsprechend tritt im Salz die maximale Strahlenexposition beim Ausfall der Fernfeldbarrieren früher auf und liegt im Maximum etwa zwei Größenordnung höher als im Referenzfall.

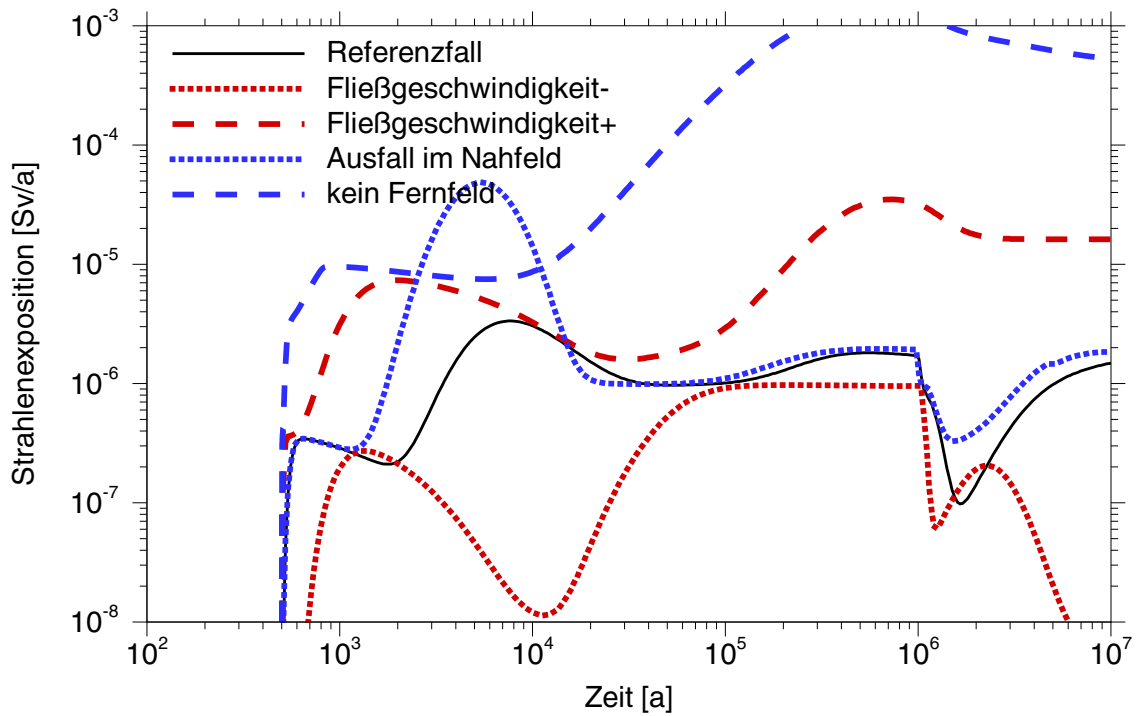


Abb. 9.3 Exposition in den Varianten „Fließgeschwindigkeit“ und „Ausfall im Nahfeld“ bzw. „kein Fernfeld“ im Granit

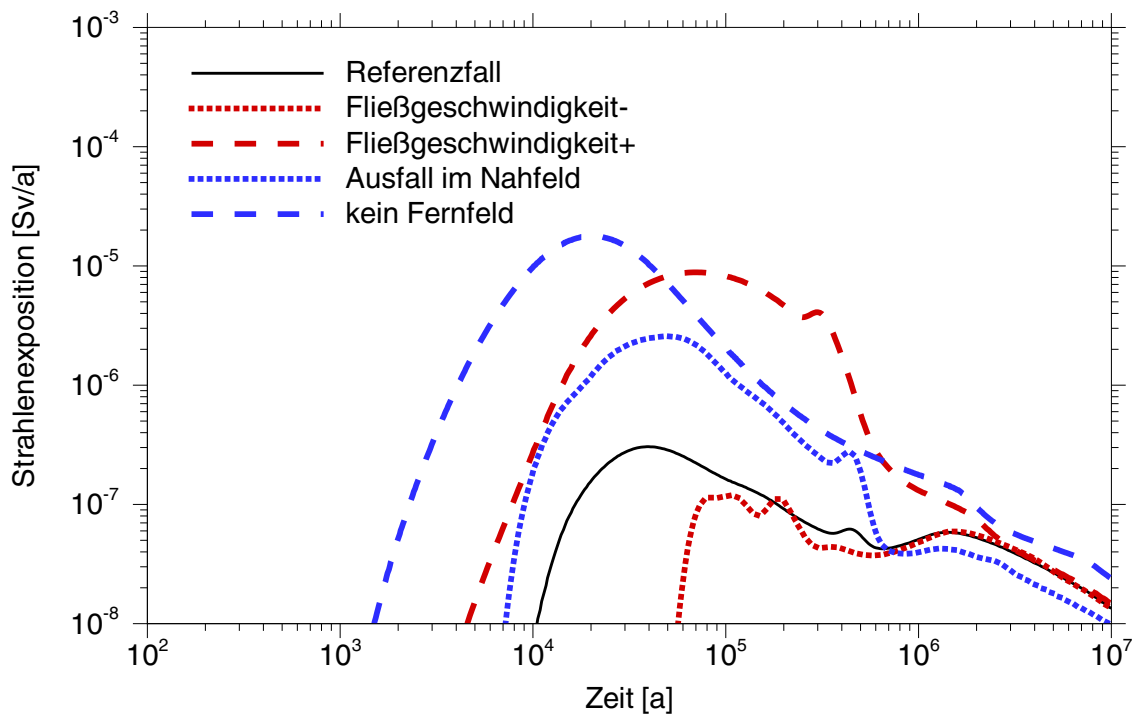


Abb. 9.4 Exposition in den Varianten „Fließgeschwindigkeit“ und „Ausfall im Nahfeld“ bzw. „kein Fernfeld“ im Salz

9.3 **Fazit**

Ein Vergleich der Strahlenexposition im Referenzfall mit dem Szenario, in denen ein Ausfall der Barrierensysteme im Nahfeld auftritt, zeigt bei beiden Formationen eine Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um ca. eine Größenordnung. Im Granit gibt es keine frühere Strahlenexposition, da das Nahfeld auch im Referenzfall den Transport schwach sorbierter Nuklide nicht verzögert. Im Salz tritt eine Strahlenexposition früher als im Referenzfall auf, da die Transportverzögerung im Nahbereich entfällt. Aufgrund der längeren Transportzeit im Fernfeld erfolgt das erste Auftreten aber immer noch später als im Granit.

Der Ausfall der Barrierenwirkung der Geosphäre hat bei beiden Formationen die stärksten Auswirkungen. Über den gesamten Modellierungszeitraum ist die Strahlenexposition gegenüber dem Referenzfall erhöht. Im Granit tritt eine Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um etwa 2,5 Größenordnungen auf. Dies wird durch Ra-226 bewirkt. Grund dafür ist die fehlende Barrierenwirkung der Matrixdiffusion für die Actiniden. Der schnellere Transport von U-234 und Th-230 hat dann eine erhöhte Dosis durch das Tochternuklid Ra-226 zur Folge. Der Zeitpunkt des ersten Auftretens der Strahlenexposition wird kaum beeinflusst und zeigt, dass auch das Fernfeld des Granits nur eine sehr geringe Barrierenwirkung für die schwach sorbierten Radionuklide hat. Dies ist im Fall des Salzes anders; hier weist die Geosphäre auch für schwach sorbierte Radionuklide eine Barrierenwirkung auf. Entsprechend tritt bei Ausfall der Fernfeldbarriere die maximale Strahlenexposition früher auf und ist knapp zwei Größenordnungen höher als im Referenzfall.

Die Einflüsse durch die Variation des Quellterms sind bei dem Endlager im Granit stärker als im Salz. Beim Granit führt eine beschleunigte Mobilisierung durch Erhöhung des Inventaranteils des IRF bzw. durch die schnellere Zersetzung der Brennstoffmatrix zur Erhöhung der Strahlenexposition. Ebenso verursacht eine kürzere Behälterstandzeit ein früheres Auftreten der Strahlenexposition. Da bei einem Endlager im Salz Transportprozesse im Grubengebäude die Radionuklidfreisetzung erheblich verzögern, wirken sich schnellere Freisetzung, bzw. verkürzte Behälterstandzeit weniger stark aus.

Einen großen Einfluss hat auch die Fließgeschwindigkeit im Fernfeld. Bei beiden Formationen führt eine um eine Größenordnung erhöhte Fließgeschwindigkeit zu einer Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um etwa eine Größenordnung. Im Fall des Gra-

nits führt der schnellere Transport des C-14 zu einer Erhöhung der Strahlenexposition zu frühen Zeiten. Die maximale Strahlenexposition wird aber bei beiden Formationen durch Ra-226 bestimmt, da der Transport von Uran und Thorium entsprechend beschleunigt ist.

10 Zweidimensionale Modellierung des Fernfeldes eines Endlagers im Salz

Im Gegensatz zu der in Kapitel 7 beschriebenen eindimensionalen Nuklidausbreitung im Fernfeld eines Endlagers im Salz wird hier der zweidimensionale Transport der Radionuklide in einem realitätsnahen Gebiet betrachtet. Dem hydrogeologischen Modell liegt eine Untersuchung der BGR [15], [16] zugrunde. Das zur Beschreibung des advektiven Transportes benötigte Strömungsfeld wird mit dem Computercode d^3f [5] berechnet. Dabei wird der Salzgehalt, der die Grundwasserbewegung beeinflusst, berücksichtigt. Die Migration der Radionuklide wird mit dem Computercode r^3t [6] bestimmt. Die Rückhaltung der Nuklide wird in Form von Henry-Isothemen berücksichtigt.

10.1 Das hydrogeologische Modell

Der Salzstock liegt im Nordosten von Niedersachsen. Er erstreckt sich über eine Länge von ungefähr 14 km und ist bis zu 4 km breit. Über dem Salzstock bilden tertiäre und quartäre Sedimente ein bis zu 300 m mächtiges Aquifersystem. Der untere Aquifer wird durch tertiäre Braunkohlesande oder durch Elsterzeitliche sandig-kiesige Ablagerungen in subglazialen Ersionsrinnen gebildet. Eine dieser Rinnen ist 1-2 km breit, mehr als 10 km lang und quert den Salzstock in Nord-Süd-Richtung. Sie reicht über dem Salzstock bis in eine Tiefe von 275 m u.NN auf den Gipshut, lokal auch bis auf das Salz hinunter.

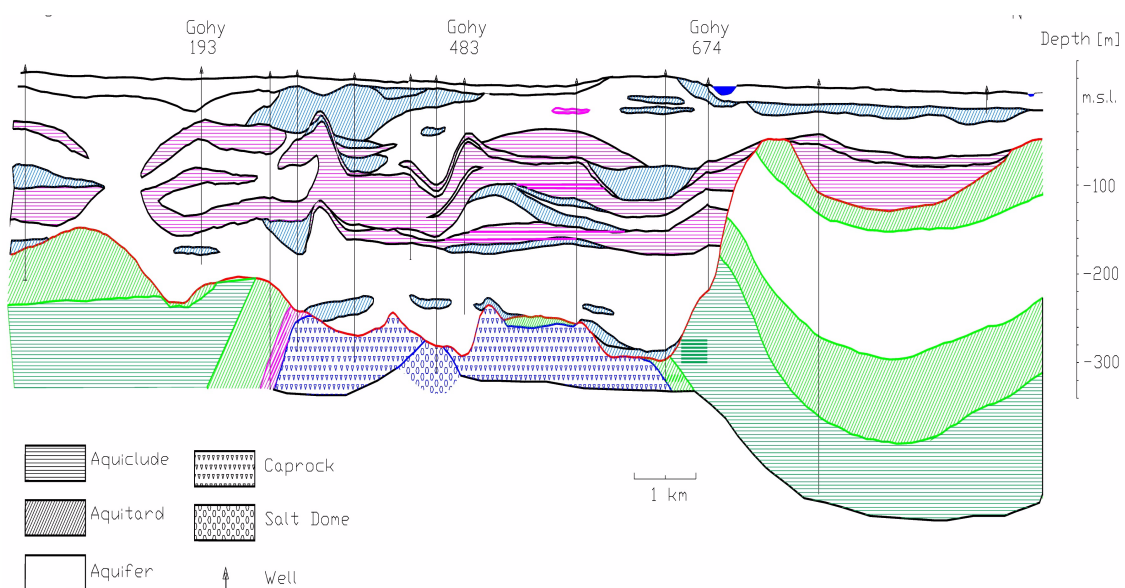


Abb. 10.1 Hydrogeologischer Schnitt durch das Modellgebiet (überhöht)

Quartäre und tertiäre Sand- und Kiessedimente mit eingelagerten Linsen aus Ton und Schluff bilden zwei Aquifere, deren unterer durch einen Tonkomplex zumindest im Bereich des Salzstockes fast völlig überdeckt wird. Abb. 10.1 zeigt den Querschnitt des modellierten Gebietes.

Im gesamten Untersuchungsgebiet ist der untere Aquifer größtenteils versalzen. Die Dichte des Wassers, die an Wasserproben aus Grundwassermessstellen bestimmt wurde, nimmt mit der Tiefe zu. Dabei steigt die Dichte zwischen 170 und 200 m u.NN von 1 020 bis auf 1 170 kg·m⁻³ an. In Tiefen unter 200 m u.NN nimmt die Dichte langsam bis zur Sättigung zu.

Der in Abb. 10.1 dargestellte hydrogeologische Schnitt wurde in ein zweidimensionales Modellgebiet der Länge 16 370 m und einer maximalen vertikalen Ausdehnung von 395 m umgesetzt. In Abb. 10.2 ist das vereinfachte Modell mit den drei hydrogeologischen Einheiten Aquifer, Aquiclude und Aquitard dargestellt. Zusätzlich ist der Kontakt zum Salzstock aufgezeigt. An der Oberkante des Modells ist der Verlauf der Standrohrspiegelhöhe gezeigt. Er fällt von Süden nach Norden von 173 kPa auf 100 kPa ab. Für die drei modellierten hydrogeologischen Einheiten werden jeweils konstante Permeabili-

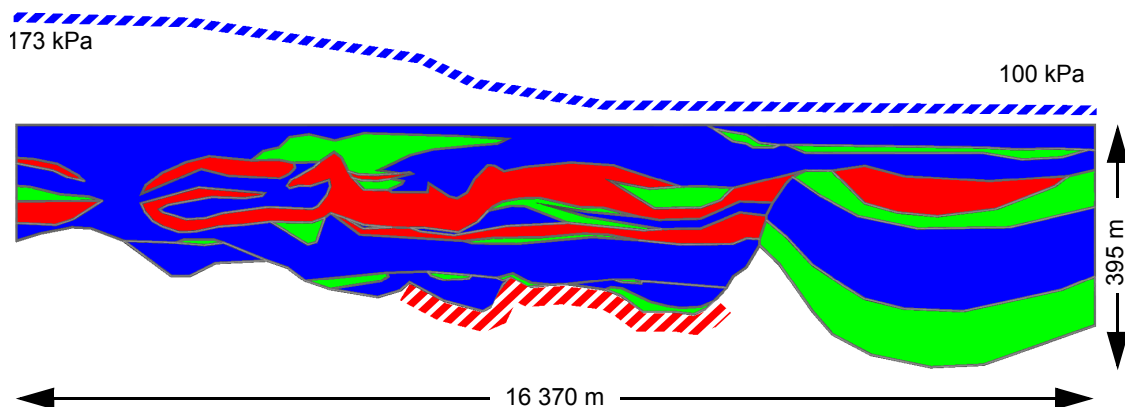


Abb. 10.2 Vereinfachter Modellaufbau (10-fach überhöht)

Aquifere sind blau, Aquiclude rot und Aquitarde grün dargestellt. Am unteren Rand ist der Kontakt zum Salzstock rotweiß gestreift und oben der Verlauf der Standrohrspiegelhöhe blauweiß gestreift angegeben.

Tab. 10.1 Hydrogeologische Parameter für das Modellgebiet

	Aquifer	Aquitard	Aquiclude
Permeabilität [m^2]	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-14}$	$1,0 \cdot 10^{-16}$
Porosität [-]	0,2		
Diffusionskonstante [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]	$1,0 \cdot 10^{-9}$		
longitudinale Dispersionslänge [m]	100,0		
transversale Dispersionslänge [m]	1,0		

täten verwendet. Wie in Abb. 10.2 dargestellt, haben die Grundwasserstauer (Aquiclude) eine Permeabilität von $1 \cdot 10^{-16} \text{ m}^2$, die Grundwasserhemmer (Aquitarde) $1 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ und die Grundwasserleiter (Aquifere) $1 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$. Für alle hydrogeologischen Einheiten wurden die gleiche Porosität $\phi = 0,2$, die gleiche molekulare Diffusionskonstante $D_m = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ und die gleichen Dispersionslängen $\alpha_L = 100 \text{ m}$ und $\alpha_T = 1 \text{ m}$ gewählt. In Tab. 10.1 sind die hydrogeologischen Daten des Modells zusammengefasst. Als Anfangsbedingung wurde die Füllung des gesamten Modellgebietes mit Frischwasser gewählt. Die hochsalinen Wässer entstehen dabei mit dem Kontakt zum Salzstock. Dieses wird mit einer Dirichlet-Randbedingung $C = 1$ realisiert. Ebenfalls mit einer Dirichlet-Randbedingung $C = 0$ ist die Modelloberfläche versehen. Der übrige Rand wird als undurchlässig für diffusiv-dispersiven Transport von Salz betrachtet. An der Modelloberfläche wird zeitunabhängig der Druckverlauf, der dem Standrohrspiegelhöhenverlauf in Abb. 10.2 entspricht, angegeben. Ansonsten sind alle Modellränder als undurchlässig angenommen. Die Simulationen wurden mit einem linearen Zusammenhang zwischen Dichte und Konzentration und dem Potenzreihenansatz für die Viskositäts-Konzentrationsbeziehung durchgeführt. Dabei variiert die Fluidichte zwischen $998,2 \text{ kg m}^{-3}$ und $1197,2 \text{ kg m}^{-3}$, während sich die dynamische Viskosität zwischen $1,002 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ und $1,99 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ändert. Die Rechnungen wurden mit der Version d3f_6.0 durchgeführt.

10.2 Das Strömungsfeld

In Abb. 10.3 sind relative Salzkonzentrationen und Darcy-Geschwindigkeiten nach 250 000 Jahren im quasistationären Zustand dargestellt. Während das Geschwindigkeitsfeld praktisch stationär ist, ändern sich die Konzentrationen im geringen Umfang. Es ist zu beachten, dass die Geschwindigkeiten aus Gründen der Übersichtlichkeit auf ei-

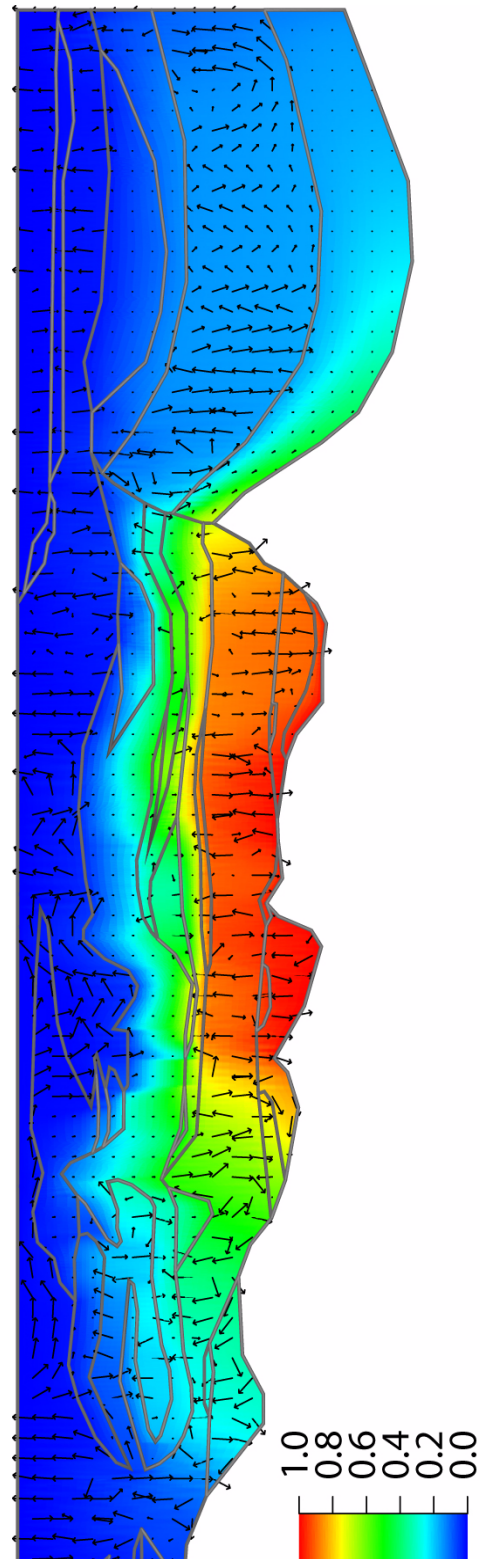


Abb. 10.3 Konzentrations- und Geschwindigkeitsfeld nach 250 000 Jahren
(10-fach überhöht)

nem regelmäßigen Rechteckgitter dargestellt werden, d.h. es wird nicht die für die Startpunkte der Vektoren berechnete, sondern die über eine Rechteckumgebung gemittelte Geschwindigkeit wiedergegeben. Hierdurch wird die Darstellung von Strömungswirbeln der unterbunden (siehe Abb. 10.4). Die Beträge der Geschwindigkeiten sind zusätzlich mit dem Faktor 1 000 skaliert und ihre Vektoren so abgeschnitten, dass sie sich nicht

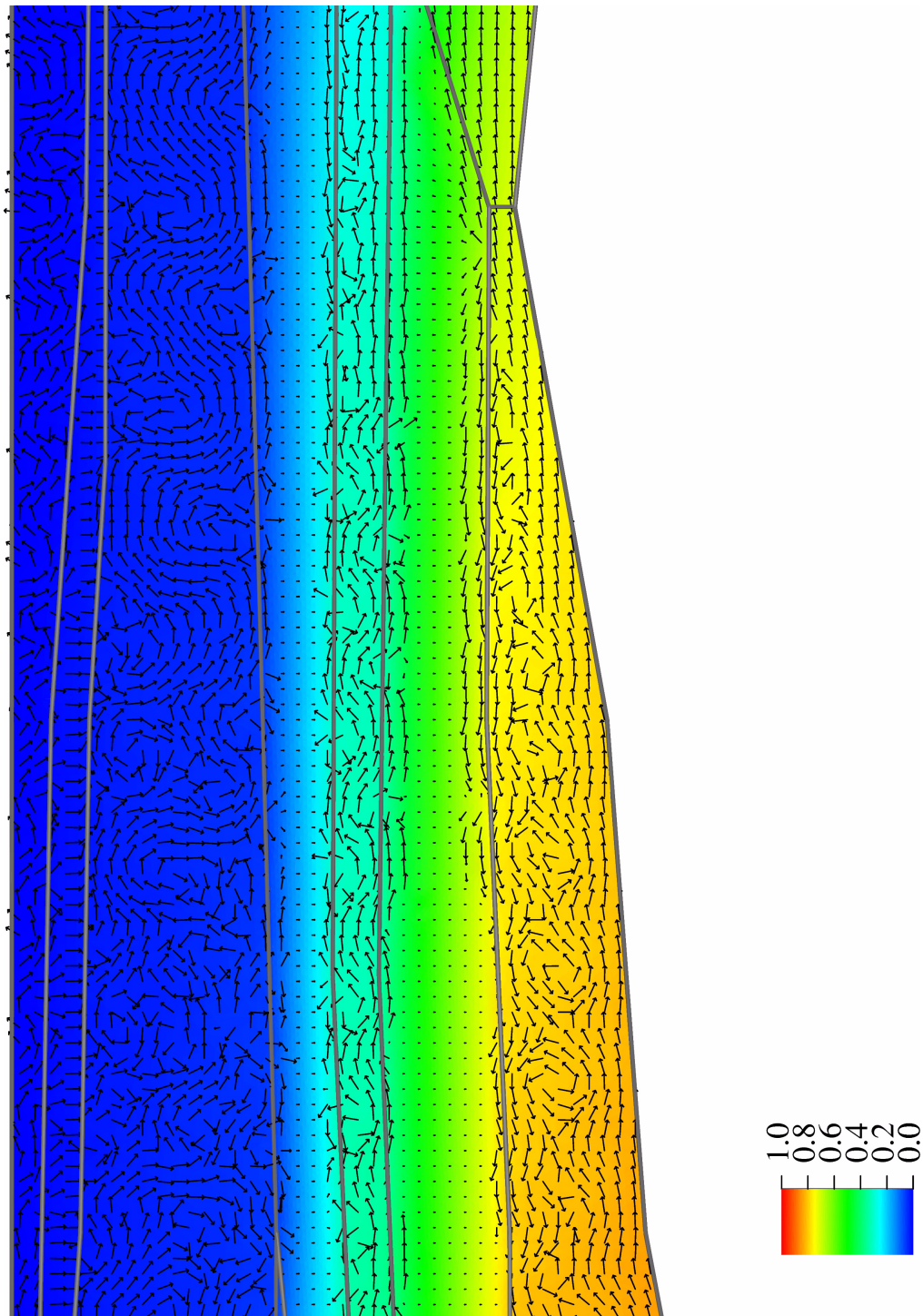


Abb. 10.4 Ausschnitt aus Konzentrations- und Geschwindigkeitsfeld (nicht überhöht)

schneiden können. Beachtet man noch, dass die Abbildungen 10-fach überhöht sind, so erkennt man eine im Wesentlichen flache Horizontalströmung von links nach rechts, d.h. von Süd nach Nord.

10.3 Der Radionuklidtransport

Der Radionuklidtransport wurde mit dem Rechenprogramm r^3t modelliert [6]. Basis für den Radionuklidtransport ist das mit d^3f berechnete, stationäre Strömungsfeld.

Für den Radionuklidtransport wurde ein punktförmiger Einstrom aus dem Salzstock angenommen. Als Freisetzungsraten der Radionuklide wurden denjenigen, die im Referenzfall für Salz berechnet wurden (s. Kap. 8.1), verwendet. Die in der Transportrechnung berücksichtigten Radionuklide sind in Tabelle 10.2 aufgelistet. Die Halbwertszeiten der Radionuklide wurden bereits in Kapitel 2 in Tabelle 2.1 aufgeführt. Weitere Daten für die Transportmodellierung sind in Tabelle 10.3 und die Daten zur Rückhaltung in Tabelle 10.4 dargestellt. Da sich die Porosität beim Transport stärker auswirkt, wurde hier für sandige, schluffige und tonige Bereiche unterschiedliche Werte verwendet. Die Rückhaltung wurde über eine lineare Gleichgewichtssorption berücksichtigt. Hinsichtlich der Sorption wurde entsprechend der von Suter et al. vorgeschlagenen Werte zwischen Sand und Schluff/Ton unterschieden [17]. Der Einfluss der Salinität auf die Sorption wurde in diesen Rechnungen nicht berücksichtigt.

Tab. 10.2 Berücksichtigte Radionuklide

C-14	Pu-242	Pu-240
Cl-36	U-238	U-236
Ni-59	U-234	Th-232
Se-79	Th-230	
Zr-93	Ra-226	Cm-245
Mo-93		Pu-241
Tc-99	Am-243	Am-241
Sn-126	Pu-239	Np-237
I-129	U-235	U-233
Cs-135	Pa-231	Th-229

Tab. 10.3 Transportparameter für Sand, Schluff und Ton

	Sand (Aquifer)	Schluff (Aquitard)	Ton (Aquiclude)
Gesteinsdichte [kg m^{-3}]	2 500		
Porosität [-]	0,3	0,2	0,1
Diffusionskonstante [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]	$1,0 \cdot 10^{-9}$		
longitudinale Dispersionslänge [m]	100,0		
transversale Dispersionslänge [m]	1,0		
Fluiddichte [kg m^{-3}]	variabel, entsprechend d^3f -Rechnung		
Filtergeschwindigkeit			

Tab. 10.4 K_d -Werte [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$] für Sand, Schluff und Ton [17]

Element	Sand	Schluff, Ton	Element	Sand	Schluff, Ton
C	$2,0 \cdot 10^{-4}$	0,002	Cs	0,07	0,4
Cl	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	Ra	0,04	0,3
Ni	0,02	0,3	Th	0,2	2,0
Se	0,001	0,001	Pa	0,6	60,0
Zr	0,04	0,1	U	0,002	0,08
Mo	0,001	0,001	Np	0,01	0,3
Tc	0,001	0,006	Pu	0,1	3,0
Sn	0,04	0,1	Am	0,1	20,0
I	0,002	0,002	Cm	0,1	20,0

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Rechnungen dargestellt. Dabei werden grundsätzliche Effekte exemplarisch am Verhalten ausgewählter Radionuklide illustriert. Durch die zehnfache Überhöhung und die farbliche Darstellung auf dem verwendeten Dreiecksgitter zeigen die Bilder zum Strömungsfeld und die Schadstoffwolken z.T. eine Fransenstruktur. Bei einer nicht überhöhten Darstellung wäre dies nicht der Fall. In Abbildung 10.5 sind Konzentrationsprofile von Cs-135 zu verschiedenen Zeitpunkten dargestellt. Der Einstrom erfolgt in einen Aquiferbereich (vgl. Abbildung 10.2) Nach 1000 Jahren hat sich die Schadstofffahne entsprechend der Strömungsvektoren vertikal bis zum Erreichen eines Bereichs mit Aquitarden und Aquicluden ausgebreitet. Anschließend erfolgt die Ausbreitung vorwiegend horizontal entlang des Aquifers, die vertikale Ausbreitung wird aufgrund der geringeren Darcy-Geschwindigkeiten in Schluff und Ton und der für Cs-135

erhöhten Sorption verlangsamt. Nach 15 Mio Jahren wird dann im rechten Teil des Modellgebiets ein weiterer Aquiferbereich erreicht, in dem die Ausbreitung deutlich schneller erfolgt als im darunterliegenden Aquitard.

Das Ausbreitungsverhalten der Radionuklide wird stark von deren Sorptionseigenschaften beeinflusst. In Abbildung 10.6 ist das Ausbreitungsverhalten von I-129 und Np-237 dargestellt. Für diese Abbildungen wurde nur der rechte Teil des Modellgebiets dargestellt, da die Ausbreitung in dieser Richtung erfolgt.

Die Sorptionswerte von I-129 sind mit $0,002 \text{ m}^3/\text{kg}$ sowohl für Sand als auch für Schluff und Ton gering. Np-237 weist im Sand mit $0,01 \text{ m}^3/\text{kg}$ einen mittleren und im Ton mit $0,3 \text{ m}^3/\text{kg}$ einen hohen Sorptionswert auf.

Anhand der dargestellten Zeitpunkte ist zu erkennen, dass die Ausbreitung von I-129 aufgrund seines geringen Sorptionswerts schneller erfolgt. Da sich die Sorptionswerte von Iod in wasserleitenden, -hemmenden und -stauenden Bereichen nicht unterscheiden, erfolgt seine Ausbreitung zu einem gewissen Anteil auch vertikal durch die Aquiclude- und Aquitardbereiche. Dieser Transportweg ist bei Np-237 durch seinen hohen Sorptionswert in Schluff und Ton dagegen von untergeordneter Bedeutung. Noch deutlicher zeigt sich der Effekt der unterschiedlichen Sorptionseigenschaften zu späteren Zeitpunkten bei der Ausbreitung im rechten Teil des Modellgebiets. Für I-129 erfolgt die Hauptausbreitung nach einigen 100 000 Jahren horizontal durch die unterste Schicht, einen Aquitard. Im Gegensatz dazu ist der Transport von Np-237 in dieser Schicht wegen des hohen Sorptionswerts stark verzögert und die Ausbreitung erfolgt (nach einigen Mio Jahren) hauptsächlich im darüberliegenden Aquifer. Für Np-237 sind nach 20 Mio Jahren die Auswirkungen des radioaktiven Zerfalls zu erkennen. Dies führt dazu, dass die Konzentration im Aquifer im rechten Teil des Modellgebiets schon deutlich abgenommen hat. Für Iod spielt der radioaktive Zerfall aufgrund seiner Halbwertszeit von 15,7 Mio Jahren noch keine Rolle. Allerdings ist aufgrund seiner geringen Rückhaltung die Konzentration von I-129 nach 20 Mio Jahren im gesamten Modellgebiet unter 10^{-1} Bq/m^3 abgesunken.

Weitere Effekte können am Verhalten von Radionukliden der Zerfallsreihen illustriert werden. Exemplarisch ist in den Abbildungen 10.7 und 10.8 das Verhalten von fünf Nukliden der Uranzerfallsreihe anhand von vier ausgewählten Zeitpunkten dargestellt. Das Mutternuklid Pu-242 dringt aufgrund seines hohen Sorptionswerts von 0,1 und $3,0 \text{ m}^3/\text{kg}$ in

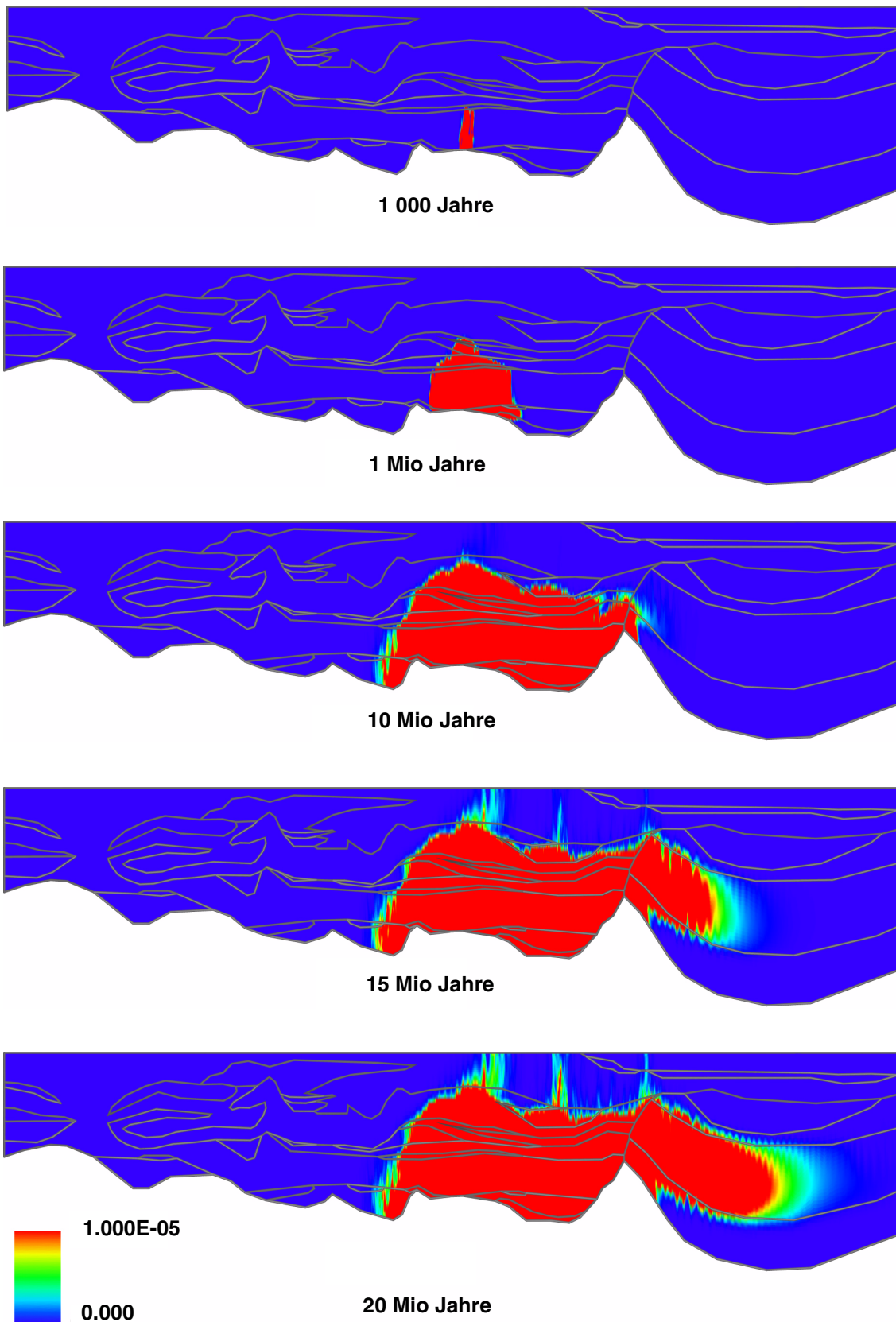


Abb. 10.5 Konzentrationsprofile [Bq/m³] von Cs-135 zu ausgewählten Zeitpunkten

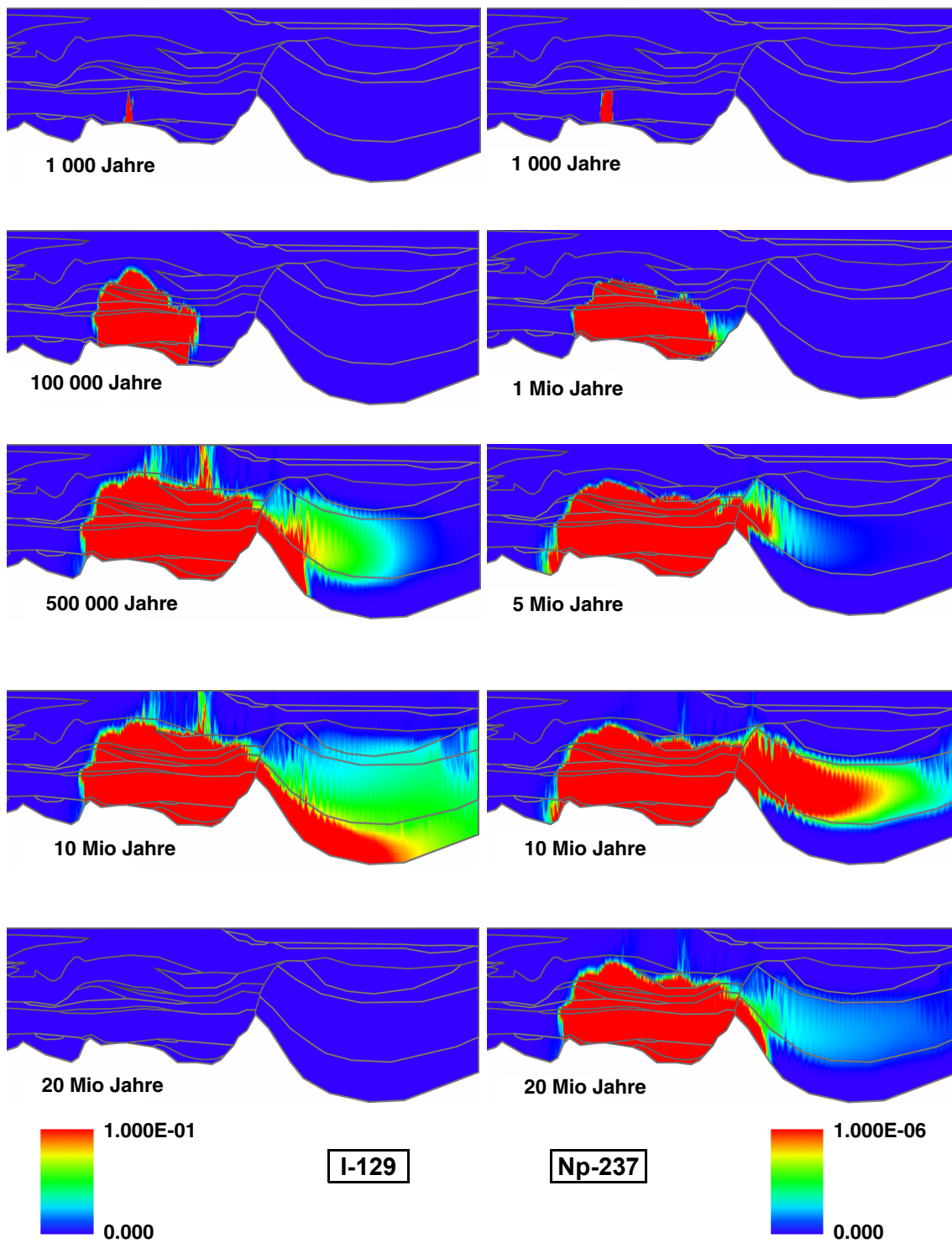


Abb. 10.6 Konzentrationsprofile [Bq/m³] von I-129 (links) und Np-237 (rechts) zu ausgewählten Zeitpunkten

Sand, bzw. Schluff und Ton nur langsam in die Sedimentschichten vor. Nach einigen Mio Jahren bewirkt der Zerfall entsprechend einer Zerfallszeit von $3,75 \cdot 10^5$ Jahren bereits eine signifikante Abnahme der Konzentration.

Aufgrund ihres geringeren Sorptionswerts breiten sich U-238 und U-234 schneller als Pu-242 aus. Das Tochternuklid U-234 befindet sich dabei im radioaktiven Gleichgewicht mit U-238, entsprechend zeigen die Konzentrationsprofile den gleichen Verlauf.

Die Sorptionswerte für Thorium sind denen von Pu sehr ähnlich, d. h. der Transport von Th-230 sollte entsprechend langsam erfolgen. Die Schadstoffwolke des Th-230 breitet sich aber schneller aus, wie die Bilder nach 1 Mio Jahren zeigen. D. h. die Schadstoffwolke wird nicht durch den Transport von Th-230 sondern durch den Zerfall des Mutternuklids U-234 gebildet. In dieser Abbildung ist gut zu erkennen, dass in dem Aquiferbereich am rechten Rand des Modellgebiets (2. Schicht von unten) nach 5 Mio Jahren die mobile Konzentration von Th-230 aufgrund des höheren Sorptionswerts von Th deutlich niedriger liegt als die mobile Konzentration des Mutternuklids U-234. Beide Radionuklide befinden sich im radioaktiven Gleichgewicht, für Th-230 ist aber ein viel größerer Anteil in der sorbierten Phase. Der Sorptionswert von Ra liegt mit $0,04 \text{ m}^3/\text{kg}$ über dem von U und unterhalb dem von Th. Entsprechend liegt auch die mobile Konzentration von Ra-226, das sich ebenfalls im radioaktiven Gleichgewicht mit dem Mutternuklid befindet, höher als die von Th-230 und niedriger als die von U-234.

Die über dem Aquifer liegenden Schluff- bzw. Tonschichten am rechten Rand des Modellgebiets bilden eine effiziente Barriere, so dass auch nach 20 Mio Jahren die Schadstoffwolke (am besten für U-238 und U-234 zu erkennen) erst diffusiv in diese Schichten eingedrungen ist und die Konzentration im darüberliegenden Aquifer immer noch deutlich niedriger ist als im darunterliegenden Aquifer.

An einem Punkt im oberflächennahen Aquifer, in dem vergleichsweise hohe Konzentrationen auftreten, wurden Durchbruchkurven der Radionuklide abgegriffen. Die Lage dieses Punktes ist in Abb. 10.9 dargestellt. Aus den Durchbruchkurven wurden dann die maximalen Radionuklidkonzentrationen und Zeitpunkte, zu denen sie auftreten, bestimmt. Außerdem wurden aus den maximalen Konzentrationen im oberflächennahen Aquifer mit den Dosiskonversionsfaktoren (vgl. Tab. 7.1) maximale Strahlenexpositionen berechnet. Für ein paar Nuklide wurden zusätzlich aus dem Quotienten der maximalen

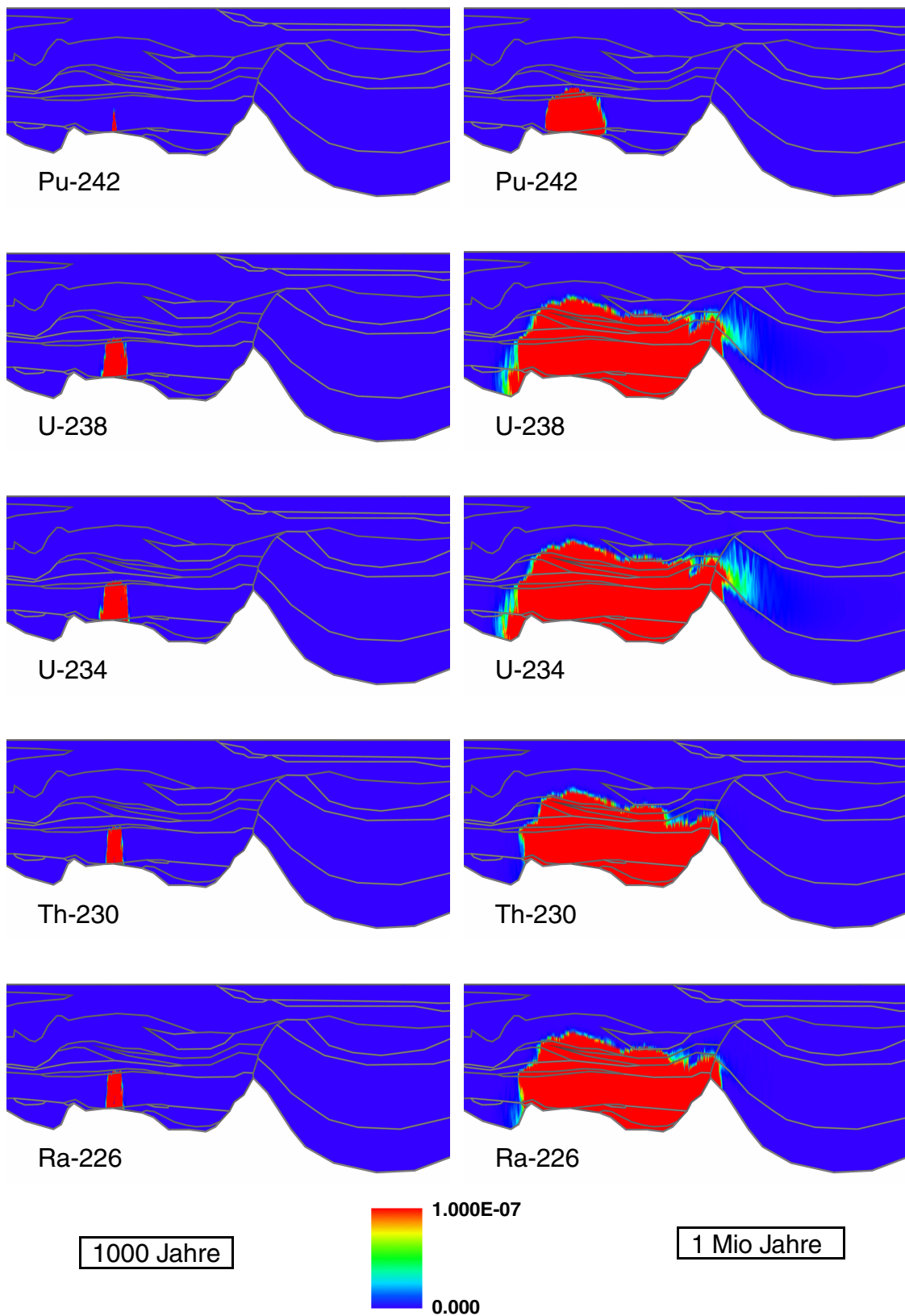


Abb. 10.7 Konzentrationsprofile [Bq/m³] von Radionukliden der Uranzerfallsreihe zu den Zeitpunkten 1000 a und 1 Mio a

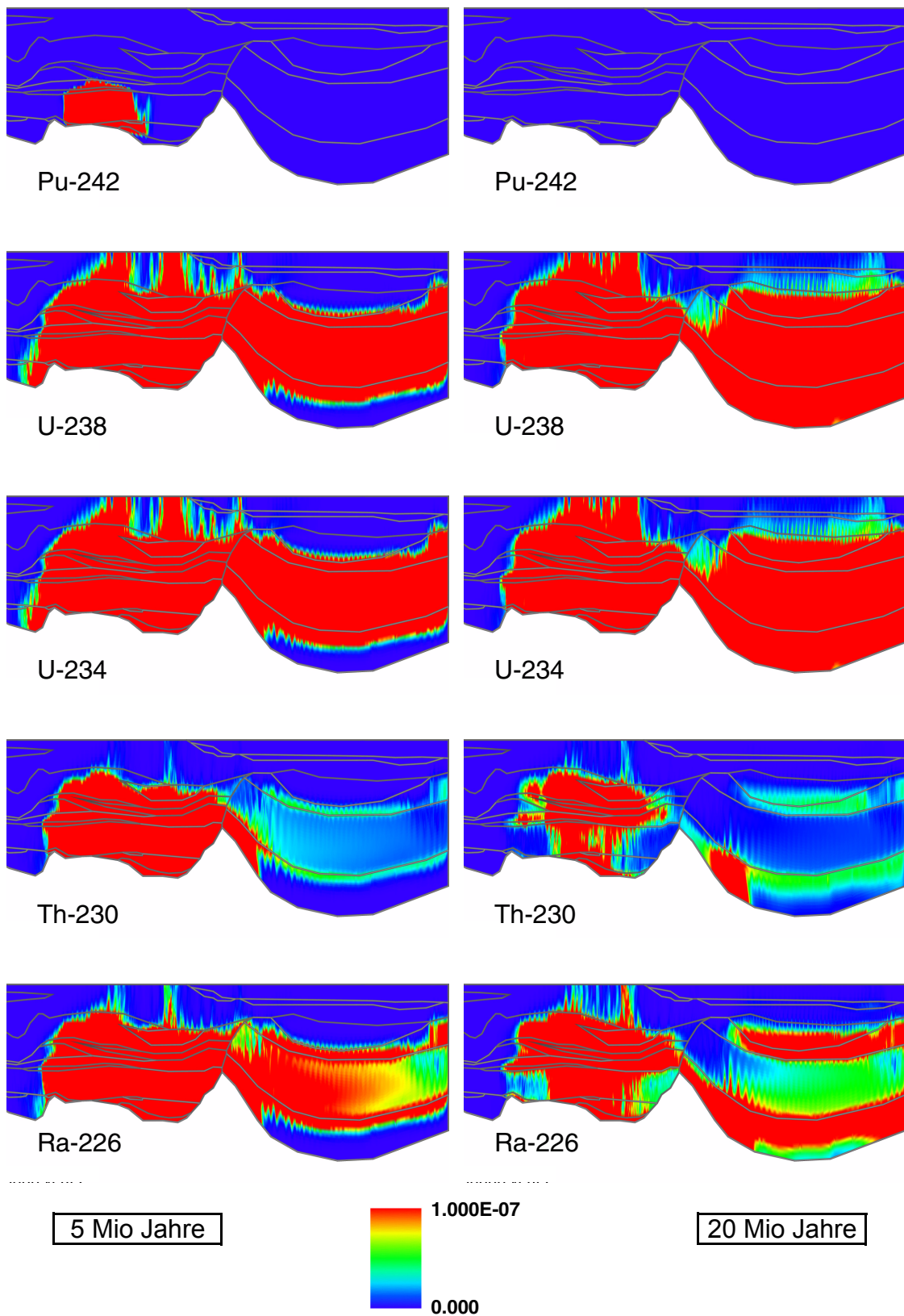


Abb. 10.8 Konzentrationsprofile [Bq/m³] von Radionukliden der Uranzerfallsreihe zu den Zeitpunkten 5 Mio Jahre und 20 Mio Jahre

Konzentration im Bereich der Einstromquelle und der maximalen Konzentration im oberflächennahen Aquifer Verdünnungsfaktoren berechnet. Alle Werte sind in Tabelle 10.5 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Radionuklide Cl-36, Se-79 und I-129 mit niedrigen Sorptionswerten die niedrigsten Verdünnungsfaktoren in der Größenordnung von 10^5 bis 10^6 aufweisen. Die durch diese Radionuklide bewirkten Strahlenexpositionen liegen in einer vergleichbaren Größenordnung, wie die bei Verwendung des eindimensionalen Transportmodells berechneten (s. Kap. 8.3). Für Radionuklide mit höheren Sorptionswerten liegen die Strahlenexpositionen z. T. sehr viel niedriger, als diejenigen, die mit dem eindimensionalen Transportmodell berechnet wurden.

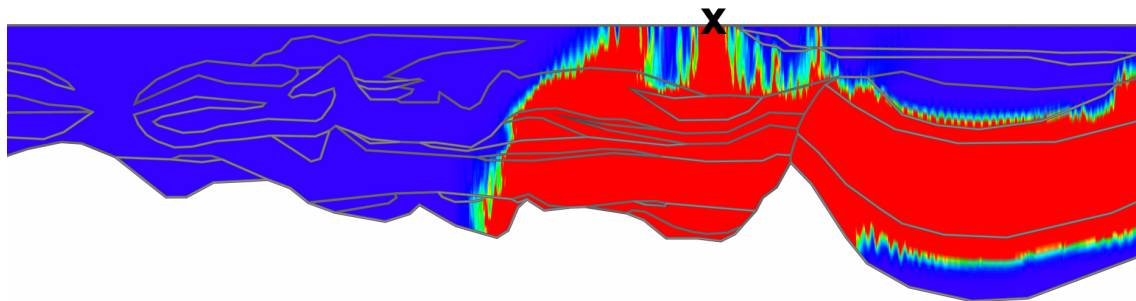


Abb. 10.9 X: Ort, an dem maximale Radionuklidkonzentrationen ermittelt wurden

Tab. 10.5 Maximale Konzentrationen, Zeitpunkte ihres Auftretens, maximale Strahlenexposition und Verdünnungsfaktoren ausgewählter Radionuklide

Radionuklid	Zeitpunkt [a]	max. Konzentration [Bq/m ³]	Strahlenexposition [Sv/a]	Verdünnungsfaktor
C-14	$1,1 \cdot 10^{+5}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$9,1 \cdot 10^{-15}$	
Cl-36	$7,9 \cdot 10^{+4}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$3,6 \cdot 10^{-9}$	$3,3 \cdot 10^{+6}$
Se-79	$2,8 \cdot 10^{+5}$	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{+5}$
Zr-93	$1,1 \cdot 10^{+7}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-14}$	
Mo-93	$1,1 \cdot 10^{+5}$	$4,5 \cdot 10^{-15}$	$1,4 \cdot 10^{-21}$	
Tc-99	$6,3 \cdot 10^{+5}$	$5,2 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-10}$	$2,5 \cdot 10^{+8}$
Sn-126	$5,4 \cdot 10^{+6}$	$4,6 \cdot 10^{-12}$	$7,4 \cdot 10^{-17}$	
I-129	$2,1 \cdot 10^{+6}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$5,5 \cdot 10^{+6}$
Cs-135	$2,0 \cdot 10^{+7}$	$4,0 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-13}$	$7,2 \cdot 10^{+11}$

Tab. 10.5 Maximale Konzentrationen, Zeitpunkte ihres Auftretens, maximale Strahlenexposition und Verdünnungsfaktoren ausgewählter Radionuklide

Radionuklid	Zeitpunkt [a]	max. Konzentration [Bq/m ³]	Strahlenexposition [Sv/a]	Verdünnungsfaktor
U-238	$1,4 \cdot 10^{+7}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$3,8 \cdot 10^{-12}$	$1,53 \cdot 10^{+8}$
U-234	$1,4 \cdot 10^{+7}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$7,6 \cdot 10^{-12}$	$1,7 \cdot 10^{+9}$
Th-230	$1,4 \cdot 10^{+7}$	$5,7 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-12}$	
Ra-226	$1,4 \cdot 10^{+7}$	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-12}$	
U-235	$8,9 \cdot 10^{+6}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$5,2 \cdot 10^{-12}$	$2,1 \cdot 10^{+8}$
Pa-231	$9,0 \cdot 10^{+6}$	$5,7 \cdot 10^{-9}$	$2,3 \cdot 10^{-13}$	
U-236	$1,2 \cdot 10^{+7}$	$6,1 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-12}$	$2,1 \cdot 10^{+8}$
Np-237	$1,5 \cdot 10^{+7}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$7,0 \cdot 10^{-13}$	$3,5 \cdot 10^{+11}$
U-233	$1,5 \cdot 10^{+7}$	$7,9 \cdot 10^{-7}$	$3,1 \cdot 10^{-12}$	
Th-229	$1,51 \cdot 10^{+7}$	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$1,5 \cdot 10^{-13}$	

Es ist allerdings anzumerken, dass die im eindimensionalen Transportmodell verwendeten Sorptionswerte aus früheren Studien stammen und für die zweidimensionalen Modellrechnungen Sorptionswerte aus neueren Arbeiten verwendet wurden. Es war auch nicht Ziel dieser Studie, diese Rechnungen direkt zu vergleichen. Vielmehr sollte aufgezeigt werden, welche Effekte beim Radionuklidtransport in großräumigen heterogenen Modellgebieten auftreten und inwieweit diese durch Rückhalteeigenschaften der Radionuklide beeinflusst werden.

Weiterhin sollte an diesem Beispiel die Vorgehensweise bei einem zukünftigen Safety Case demonstriert werden. Für die Ausbreitung im Fernfeld ist es wichtig, zuerst eine zwei- bzw. dreidimensionale Ausbreitungsrechnung für alle Radionuklide durchzuführen. Dabei ist zu überprüfen, ob für alle Radionuklide der gleiche Ausbreitungsweg relevant ist, oder ob sich Ausbreitungswege einzelner Radionuklide in Abhängigkeit der Sorptionseigenschaften unterscheiden. Ebenso wichtig ist es, die Schnittstelle zwischen Fernfeld und Biosphäre festzulegen. Es ist durchaus möglich, dass die Radionuklidkonzentrationen einzelner Nuklide an unterschiedlichen Bereichen oberflächennaher Aquifere ihre größten Konzentrationen aufweisen. Erst nach Klärung dieser Fragestellungen ist die Abstraktion und Erstellung eines eindimensionalen Transportmodells möglich.

11 Zusammenfassung und Ausblick

In dieser Studie wurden anhand ausgewählter Modellrechnungen für generische Endlager in Salzgestein und Granit Unterschiede in der Auswirkung einzelner Prozesse aufgezeigt. Dabei wurde ein Endlager mit abgebrannten Brennelementen betrachtet. Das zugrunde gelegte Inventar beruht auf heutigen Abschätzungen zu abgebranntem UO_2 - und MOX-Brennstoff, der insgesamt in der Bundesrepublik Deutschland anfallen wird. Als Abfallbehälter wurden Kokillen vom Typ BSK3 betrachtet.

Bei einem Endlager im Granit kommt es bei einer normalen Entwicklung nach Wiederaufsättigung der Nahfeldbarrieren zu einem Wasserzutritt zu den Abfällen und langfristig zur Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfällen. Dieses Szenario der normalen Entwicklung wurde für den Referenzfall zugrunde gelegt.

Bei einer normalen Entwicklung eines Endlagers im Salz werden dagegen alle aufgefahrenen Hohlräume nach einer bestimmten Zeit durch die Konvergenz wieder verschlossen. Auf diese Weise wird ein Wasserzutritt zu den Abfällen und damit die Freisetzung der Radionuklide für lange Zeiten verhindert. Um Effekte bei einer Radionuklidfreisetzung vergleichen zu können, wurde beim Endlager im Salz deshalb in dieser Studie als Referenzfall ein Störfall-Szenario mit einem Wasserzutritt aus dem Deckgebirge betrachtet.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei beiden Formationen Aktivierungs- und Spaltprodukte zu frühen Zeitpunkten nach dem Wasserzutritt die Strahlenexposition bestimmen. Beim Endlager im Granit erfolgt die Freisetzung aus dem Nahfeld direkt nach dem Behälterausfall, da der Transport nicht sorbierter Radionuklide wie Cl-36 im Bentonit nahezu nicht verzögert wird. Entsprechend der Annahmen für das Fernfeld im Granit findet der Fluidtransport vom Endlager bis zu einer stark wasserleitenden Störungszone in wenigen Jahrzehnten statt, was bei schwach sorbierten Radionukliden wiederum nur eine geringe Verzögerung bewirkt. Bei einem Endlager im Salz erfolgt eine merkliche Freisetzung aus dem Nahfeld dagegen erst mehr als 500 Jahre nach dem Behälterausfall mit Maxima nach mehr als 10 000 Jahren. Grund dafür sind Transportvorgänge im Grubengebäude.

Die Actiniden spielen bei einem Endlager im Granit erst nach mehr als 1 Million Jahre eine Rolle, da ihr Transport durch Sorption am Bentonit insbesondere aber durch Matrixdiffusion und Sorption im Granit verzögert wird. Im Gegensatz dazu treten bei einem Endlager im Salz Actiniden wie Ra-226 und Np-237 schon nach 50 000 Jahren in der Bio-

sphäre auf, was hauptsächlich daher resultiert, dass für sandige Aquifere im Deckgebirge des Salzstocks niedrigere Sorptionswerte zu erwarten sind als für die verwitterte Granitmatrix.

Um einzelne Effekte in den beiden Formationen genauer zu untersuchen, wurden ausgewählte Parametervariationen - zum Quellterm und zur Fließgeschwindigkeit im Deckgebirge - durchgeführt. Zusätzlich wurden ein Ausfall des Barrierensystems im Nahfeld und der vollständige Ausfall der Barrierenwirkung der Geosphäre betrachtet.

Ein Ausfall der Barrierensysteme im Nahfeld führt bei beiden Formationen zu einer Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um ca. eine Größenordnung. Im Salz tritt die Strahlenexposition zusätzlich früher als im Referenzfall auf, da die Transportverzögerung im Nahbereich entfällt. Dies ist im Granit nicht der Fall, da das Nahfeld auch im Referenzfall den Transport schwach sorbierter Nuklide nahezu nicht verzögert. Trotzdem liegt der Zeitpunkt des ersten Auftretens im Salz aufgrund der längeren Transportzeit im Fernfeld immer noch später als im Granit.

Ein Ausfall der Barrierenwirkung der Geosphäre hat für beide Formationen die größten Auswirkungen: Über den gesamten Zeitraum ist die Strahlenexposition gegenüber dem Referenzfall erhöht. Bei Granit tritt eine Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um etwa 2,5, bei Salz um knapp 2 Größenordnungen auf. Bei Granit wird der Zeitpunkt des ersten Auftretens kaum beeinflusst und zeigt, dass das Fernfeld des Granits nur eine sehr geringe Barrierenwirkung für die schwach sorbierten Radionuklide hat. Dies ist im Fall des Salzes anders; hier weist die Geosphäre auch für schwach sorbierte Radionuklide eine gewisse Barrierenwirkung auf. Entsprechend tritt die maximale Strahlenexposition bei dieser Variation früher als im Referenzfall auf.

Die Einflüsse durch die Variation des Quellterms sind bei dem Endlager im Granit stärker als im Salz. Bei einem Endlager im Salz verzögern Transportprozesse im Grubengebäude die Radionuklidfreisetzung, daher wirken sich schnellere Freisetzung, bzw. verkürzte Behälterstandzeit weniger stark aus.

Einen großen Einfluss hat auch die Fließgeschwindigkeit im Fernfeld. Bei beiden Formationen führt eine um eine Größenordnung erhöhte Fließgeschwindigkeit zu einer Erhöhung der maximalen Strahlenexposition um etwa eine Größenordnung.

Die hier durchgeführte Studie basiert auf generischen Endlagerkonzepten. Im Fall des Endlagers im Salz wurden z.T. noch keine aktualisierten Daten eingesetzt, da der Aufwand im Rahmen dieser Studie nicht zu leisten war. Für einen aktualisierten Safety Case wäre es u. a. notwendig,

- aktualisierte Daten und Modellansätze für Konvergenz und Kompaktion von Salzgrus zu verwenden,
- neue Quellterme und maximale Lösungskonzentrationen in den Einlagerungsbereichen entsprechend neuer Forschungsarbeiten und ggf. weitere Rückhalteprozesse im Nahbereich zu berücksichtigen,
- neue Temperaturberechnungen für die Bohrlochlagerung mit BSK3-Behältern durchzuführen und in das Nahfeldmodul zu übernehmen sowie
- neue Ergebnisse zum Radionuklidtransport im Fernfeld einzuarbeiten.

Um die Vorgehensweise, aber auch Schwierigkeiten bei dem letztgenannten Punkt aufzuzeigen, wurden Rechnungen mit dem Transportcode r^3t für ein 2-dimensionales Modellgebiet, angelehnt an die geologischen Gegebenheiten von Deckgebirgen über norddeutschen Salzstöcken, durchgeführt. Dabei wurden zuerst ein Strömungsfeld berechnet und auf Grundlage des stationären Strömungsfelds Transportrechnungen für ausgewählte Radionuklide durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Transportwege durch das Deckgebirge für die Radionuklide unterschiedlich sein können, da neben dem Strömungsfeld auch die Transporteigenschaften der Radionuklide einen Einfluss ausüben. Die Erstellung eines bei den Sicherheitsanalysen einzusetzenden, eindimensionalen Transportmodells inklusive der Entnahmestelle in der Biosphäre ist daher unter Berücksichtigung der Transportwege aller Radionuklide vorzunehmen.

12 Literatur

- [1] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (21.2.1990), Bundesanzeiger, 42 (64a), 1990.
- [2] Buhmann, D.; Nies, A.; Storck, R.: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle. GSF-Bericht 27/91. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig 1991.
- [3] Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern mbH: Aktualisierung des Konzepts "Endlager Gorleben", Abschlussbericht. Peine, 13.3.1998.
- [4] Engelmann, H.-J.; Krone, J.; Biurrun, E.; Weh R.; Heni, W.: The role of the technical repository concept from repository siting and implications of advanced spent fuel management concept - part I and II; in A. Roth (Hrsg.): DisTec 2000, International Conference on Radioactive Waste and Disposal, Sept. 6-6 2000, Konferenzbericht, 2000
- [5] Fein, E.; Schneider, A. (eds.): d^3f - Ein Programmpaket zur Modellierung von Dichteströmungen. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-139, Braunschweig, Dezember 1999.
- [6] Fein, E. (ed.): Software Package r^3t . Model for Transport and Retention in Porous Media. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-192, Braunschweig, April 2004.
- [7] Hirsekorn, R.-P.; Boese, B.; Buhmann, D.: LOPOS: Programm zur Berechnung der Schadstofffreisetzung aus netzwerkartigen Grubengebäuden. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-157, Braunschweig 1999.
- [8] H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan - Project Overview Report, JNC TN1410 2000-001, 2000

- [9] H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Supporting Report 3: Safety Assessment of the Geological Disposal System, JNC TN1410 2000-004, April 2000

- [10] Kühle, T.; Zude, F.; Lührmann, L.: Das eindimensionale Transportprogramm CHET1 unter Berücksichtigung der Sorption nach dem Kd-Konzept. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-124, Braunschweig 1996.

- [11] Gründler, D.; Maric, D.: Aktivitätsbestimmung in radioaktiven Abfällen aus Leichtwasserreaktorkraftwerken, ISTec-A-064/ Revision 1, Februar 1995

- [12] Lührmann, L.; Noseck, U.; Storck, R.: Spent Fuel Performance Assessment (SPA) for a hypothetical repository in crystalline formations in Germany. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-154, Braunschweig 2000.

- [13] Papp, R.: GEISHA - Gegenüberstellung von Endlagerkonzepten in Salz und Hartgestein, Bericht FZK-PTE Nr. 3, Karlsruhe, 1997

- [14] Pröhl, G.; Gering, F.: Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschriften zu §47 Strahlenschutzverordnung in Anlehnung an die Vorgehensweise im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens des geplanten Endlagers Konrad. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz, Neuherberg, 2002.

- [15] Schelkes, K.: Grundwassermodelle mit variabler Wasserdichte - Validierung von Laborexperimenten und Modellrechnungen zur Tiefenwasserbewegung in Norddeutschland. Abschlussbericht zum BMFT-Vorhaben KWA 58020. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1991.

- [16] Schelkes, K.: Modelluntersuchungen zur Bewegung des Grundwassers bei vom Salzgehalt anhängiger Wasserdichte - Fallstudien und Modellvalidierung im Hinblick auf die Langzeitsicherheit von Endlagern für radioaktive Abfälle -. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 02 E 8301. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1995.

- [17] Suter, D.; Biehler, D.; Blaser, P.; Hollmann, A.: Derivation of a Sorption Data Set for the Gorleben Overburden. Proc. DisTec '98 International Conference on Radioactive Waste Disposal, S. 581-584, Hamburg, September 9-11, 1998.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Skizze einer Kokille vom Typ BSK3	3
Abb. 2.1	Skizze einer Kokille vom Typ BSK3	5
Abb. 3.1	Prinzip des Multibarrieren-Konzepts und der Nuklidausbreitung.....	7
Abb. 3.2	Kokille in einem Bohrloch im Granit	8
Abb. 3.3	Schema eines Grubengebäudes eines Endlagers im Granit	9
Abb. 3.4	Schema eines Grubengebäudes eines Endlagers im Salz	10
Abb. 3.5	Schema eines Einlagerungsbohrlochs im Salz	11
Abb. 4.1	Modellierungskonzept des Endlagers im Granit.....	15
Abb. 4.2	Modellierungskonzept des Endlagers im Salz.....	15
Abb. 5.1	Mobilisierungsrate eines Nuklids aus einem Behälter	20
Abb. 5.2	Geometrische Abgrenzung des Nahfeldes im Granit	21
Abb. 8.1	Endlager im Salz: Laugenstrom aus dem Grubengebäude	30
Abb. 8.2	Freisetzungsraten von Aktivierungsprodukten aus dem Nahfeld im Referenzfall des Endlagers im Granit.....	31
Abb. 8.3	Freisetzungsraten von Spaltprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit.....	31
Abb. 8.4	Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N und 4N+2 aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit	32
Abb. 8.5	Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N+1 und 4N+3 aus dem Nahfeld des Endlagers im Granit	32
Abb. 8.6	Freisetzungsraten von Aktivierungsprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz.....	33
Abb. 8.7	Freisetzungsraten von Spaltprodukten aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz.....	33
Abb. 8.8	Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N und 4N+2 aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz	34
Abb. 8.9	Freisetzungsraten von Radionukliden der Zerfallsreihen 4N+1 und 4N+3 aus dem Nahfeld des Endlagers im Salz	34
Abb. 8.10	Nuklidströme aus dem Fernfeld des Endlagers im Granit in die Biosphäre.....	36
Abb. 8.11	Nuklidströme der Spalt- und Aktivierungsprodukte aus dem Fernfeld des Endlagers im Salz.....	37

Abb. 8.12	Nuklidströme der Actiniden aus dem Fernfeld des Endlagers im Salz.....	37
Abb. 8.13	Beiträge der wichtigsten Spalt- und Aktivierungsprodukte zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Granit	39
Abb. 8.14	Beiträge der wichtigsten Actiniden zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Granit	39
Abb. 8.15	Beiträge der wichtigsten Spalt- und Aktivierungsprodukte zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Salz	40
Abb. 8.16	Beiträge der wichtigsten Actiniden zur Strahlenexposition im Referenzfall für ein Endlager im Salz	40
Abb. 9.1	Strahlenexposition in den Varianten "IRF", "Matrixzerfallsrate" und "Behälterstandzeit" im Granit.....	44
Abb. 9.2	Strahlenexposition in den Varianten "IRF", "Matrixzerfallsrate" und "Behälterstandzeit" im Salz.....	44
Abb. 9.3	Exposition in den Varianten "Fließgeschwindigkeit" und "Ausfall im Nahfeld" bzw. "kein Fernfeld" im Granit	46
Abb. 9.4	Exposition in den Varianten "Fließgeschwindigkeit" und "Ausfall im Nahfeld" bzw. "kein Fernfeld" im Salz	46
Abb. 10.1	Hydrogeologischer Schnitt durch das Modellgebiet	49
Abb. 10.2	Vereinfachter Modellaufbau.....	50
Abb. 10.3	Konzentrations- und Geschwindigkeitsfeld nach 250 000 Jahren	52
Abb. 10.4	Ausschnitt aus Konzentrations- und Geschwindigkeitsfeld	53
Abb. 10.5	Konzentrationsprofile [Bq/m ³] von Cs-135 zu ausgewählten Zeitpunkten	57
Abb. 10.6	Konzentrationsprofile [Bq/m ³] von I-129 (links) und Np-237 (rechts) zu ausgewählten Zeitpunkten.....	58
Abb. 10.7	Konzentrationsprofile [Bq/m ³] von Radionukliden der Uranzerfallsreihe zu den Zeitpunkten 1000 a und 1 Mio a.....	60
Abb. 10.8	Konzentrationsprofile [Bq/m ³] von Radionukliden der Uranzerfallsreihe zu den Zeitpunkten 5 Mio und 20 Mio Jahre	61
Abb. 10.9	X: Ort, an dem maximale Radionuklidkonzentrationen ermittelt wurden	62

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Radionuklidinventar nach 10 Jahren Abklingzeit.....	4
Tab. 5.1	Elementspezifische Inventaranteile in den einzelnen Bereichen eines LWR-Brennelementes.....	18
Tab. 5.2	Relative Freisetzungsrates in den Abfallbereichen	18
Tab. 5.3	Daten zum Nahfeldmodell des Endlagers im Granit	21
Tab. 5.4	Daten zu Rückhalteprozessen im Nahfeld des Endlagers im Granit.....	22
Tab. 5.5	Daten zum Grubengebäude im Salz	23
Tab. 5.6	Löslichkeit der Radionuklide im Nahfeld des Endlagers im Salz in mol/m ³	24
Tab. 6.1	Eingangsdaten für das Fernfeldmodell des Endlagers im Granit	25
Tab. 6.2	Eingangsdaten zum Fernfeldmodell des Endlagers im Salzes	26
Tab. 6.3	KD-Werte in [m ³ /kg] im Fernfeldmodell der Endlager im Granit und Salz.....	26
Tab. 7.1	Dosiskonversionsfaktoren in [(SV/a)/(Bq/m ³)] für Personen älter als 17 Jahre	28
Tab. 10.1	Hydrogeologische Parameter für das Modellgebiet	51
Tab. 10.2	Berücksichtigte Radionuklide	54
Tab. 10.3	Transportparameter für Sand, Schluff und Ton.....	55
Tab. 10.4	K _d -Werte [m ³ kg ⁻¹] für Sand, Schluff und Ton	55
Tab. 10.5	Maximale Konzentrationen, Zeitpunkte ihres Auftretens, maximale Strahlenexposition und Verdünnungsfaktoren ausgewählter Radionuklide.....	62

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln
Telefon (02 21) 20 68 -0
Telefax (02 21) 20 68 -888

Forschungsinstitute
85748 Garching b. München
Telefon (0 89) 3 20 04 -0
Telefax (0 89) 3 20 04 -300

Kurfürstendamm 200
10719 Berlin
Telefon (0 30) 8 85 89 -0
Telefax (0 30) 8 85 89 -111

Theodor-Heuss-Straße 4
38122 Braunschweig
Telefon (05 31) 80 12 -0
Telefax (05 31) 80 12 -200

www.grs.de