	1	DECKBLAT1	Г				
	Projekt PSP-Element Obj. Kenn. Aufgabe					Lfd. Nr.	Re
	NAAN	<u> </u>	NNNNNN	<u> </u>	A A	NNNN	м
EU 342	9K			ЕВК	RB	0004	02
Titel der Unterlage: Kritikalit des geplanten Endlagers	Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase n Endlagers Konrad unter Berücksichtigung der Ge-			Seite: I.			
phase	I NEGIONUP		of Decilens	,-	Stand	1: + 1001	
rsteller:					Textnummer:		
8fS/ET 2.4/							
SP-Element TP:	zu Plan-	zu Plan-Kapitel: 3.7					
		PL		PL 18	7.09.	9 <i>1</i>	_

Brs ET1.1-0001 12.89

			1 10	iekt	-	PSP-Element	Obi, Kenn.	Aufgabe	AU' I	Liel. Nr.	1
			N	AN	NNN		NNNNNN	* * * * *	* *	NNNN	N
	EU 342		9K		-			EBK	RB	0004	0
Titel	der Unterlage des gepl samtakti	" Kriti anten Er vität re	kalitätss dlagers K levanter	icher onrad Radio	heit unt nukl	in der Nac er Berücksi ide am Ende	hbetriebsp ichtigung d der Betr:	bhase der Ge- iebs-	Seite:	II.	
	phase								Stand Feb.	: . 1990	
Rev.	Revisionsst. Datum	verant. Stelle	Gegenzeichn. Name	rev. Seite	Kat. *)		Erläuten	ung der Revi	sion		
01	26.04.91	ET 2.4		10	S	Korrektur	der Angabe	en zu Th	232		
			1-1	13	S	Anpassung an neue Ur	der Litera iterlagen	aturzita	te (71	und 18	3)
				19	S	Anpassung ET-IB-41 (der Tab. 4 EU 396)	4 an den	Beric	ht	
02	16.09.91	ET 2.4		06	R	Textänderu Hohlraumvo bis S. 8; raturzitat	ng hinsich lumen, dao außerdem \ en	ntlich Zi Jurch Te> /erschiet	itat f ctvers oung b	ür das chiebur ei Lit€	ige >-
				09- 10	R	Änderungen	bei Liter	raturzita	aten		
				13-14	R	Änderungen	bei Liter	aturzita	ten		
				16–18	S	Tabelle Tabelle zu	den Hohlr	aumvolum	ina i	st entf	all

BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ

Fachbereich Nukleare Entsorgung und Transport

Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase des geplanten Endlagers Konrad unter Berücksichtigung der Gesamtaktivität relevanter Radionuklide am Ende der Betriebsphase

INTERNER ARBEITSBERICHT

Salzgitter, September 1991

ET-IB-21-REV-2

Zusa	mmenfassung	3
1.	Einleitung	4
2.	Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase im Grubengebäude	5
3.	Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase in der Geosphäre	9
4.	Bewertung	12
5.	Literaturverzeichnis	13
6.	Tabellen	15

Seite

Zusammenfassung

Zur Untersuchung der Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase wird ein Wasserzutritt in das verfüllte Endlager nach Beendigung des Einlagerungsbetriebs unterstellt. Es wird weiterhin angenommen, daß die z. T. mit spaltstoffhaltigen Abfällen gefüllten Einlagerungskammern mit Wasser vollaufen und nach Korrosion der Abfallgebindematrix die Spaltstoffreste ausgelaugt werden. Die Kritikalitätsrechnungen zeigen, daß ein Kritikalitätsstörfall in der Nachbetriebsphase auch außerhalb der Einlagerungskammern im Grubengebäude und im Deckgebirge ausgeschlossen werden kann. Dies gilt auch für den Fall, daß die maximal zulässige Masse an spaltbaren Stoffen pro Stapelabschnitt ausgeschöpft wird. Aufgrund der Tatsache, daß für relevante Radionuklide wie z. B. Pu 239 ein Antragswert für die Aktivität am Ende der Betriebszeit des geplanten Endlagers Konrad existiert, erhöht sich der Abstand von kritischen Spaltstoffkonzentrationen noch weiter.

1. Einleitung

Zur Endlagerung in der Schachtanlage Konrad sind auch Abfallgebinde vorgesehen, die Restmengen an spaltbaren Stoffen in fester Form enthalten können.

Im Rahmen einer Sicherheitsanalyse ist untersucht worden, ob die Möglichkeit eines Kritikalitätsstörfalls während der Einlagerungsphase durch kritische Anordnungen in einer Einlagerungskammer oder in der Nachbetriebsphase durch Zutritt von Wässern an das Einlagerungsgut und Auslaugung des gesamten Spaltstoffinventars gegeben ist.

Durch die Einhaltung der Transportvorschriften ist bei der Anlieferung von Abfallgebinden die Kritikalitätssicherheit gewährleistet. Bei der Handhabung einzelner Abfallgebinde oder Transporteinheiten sowie bei der Lagerung von Transporteinheiten in der Pufferhalle und der Einlagerung von Abfallgebinden in den Einlagerungskammern sind die zulässige Massenkonzentration spaltbarer Stoffe im Abfallprodukt (50 g/100 l Abfallprodukt) und die zulässige Masse an spaltbaren Stoffen pro Abfallgebinde so gering, da β die Kritikalitätssicherheit in der Betriebsphase des geplanten Endlagers Konrad gegeben ist.

Bei der Analyse der Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase ist eine homogene Spaltstoffverteilung betrachtet worden, und es sind unter konservativen Randbedingungen obere Grenzwerte für Spaltstoffkonzentrationen ermittelt worden /1/. Als Ergebnis zeigt sich, daß die berechneten Werte, die sich aufgrund der Planungsdaten ergeben und bei denen als Spaltstoffkonzentration der nach den Transportbestimmungen maximal zulässige Wert zugrunde gelegt worden ist, um mehrere Größenordnungen unter diesen Grenzwerten liegen.

Im Fall einer inhomogenen Spaltstoffverteilung wird für eine begrenzte Anzahl von Abfallgebinden unterstellt, daß nach einem Wasserzutritt die Abfallgebindematrix (Zement) korrodiert und das gesamte Spaltstoffinventar ausgelaugt wird und sich dann auf der Kammersohle im Bereich einer angenommenen Vertiefung ansammelt. Auf der Basis der vorhandenen Abfalldaten ist dabei ein bestimmter Radionuklidvektor angenommen worden. Die Ergebnisse zeigen /2/, daß auch in diesem Fall keine kritische Spaltstoffanordnung entstehen kann.

In einem weiteren Schritt sind maximal zulässige Massenkonzentrationen im Abfallprodukt und Massenbegrenzungen pro Abfallgebinde abgeleitet worden /3 - 5/. Dazu sind zur Vereinfachung die modellhaften und sehr konservativen Randbedingungen zur inhomogenen Spaltstoffverteilung /2/ übernommen worden.

Die Aussagen zur Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase in den o. g. Berichten beziehen sich auf die Einlagerungskammern. Der vorliegende Bericht behandelt die Fragestellung, ob diese Aussage auch für die Vorgänge im gesamten Grubengebäude und außerhalb des Grubengebäudes (im Deckgebirge) gilt.

2. Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase im Grubengebäude

Zur Untersuchung der Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase wird ein Wasserzutritt in das verfüllte Endlager nach Beendigung des Einlagerungsbetriebs unterstellt. Es wird weiterhin angenommen, daß eine mit spaltstoffhaltigen Abfällen gefüllte Einlagerungskammer mit Wasser volläuft und nach Korrosion der Abfallgebindematrix die Spaltstoffreste ausgelaugt werden.

Zur Berechnung der kritischen Spaltstoffkonzentration bei homogener Verteilung sind im ersten Schritt nur material- und konzentrationsabhängige Kritikalitätsdaten (unabhängig von geometrischen Randbedingungen) berechnet worden. Dabei sind für dreidimensional infinitive Systeme, d. h. ohne geometrisch bedingte Neutronenverluste, kritische Spaltstoffkonzentrationen berechnet worden.

Als spaltbares Material ist reines Pu 239 in einer Matrix aus Zement bzw. Erzgestein homogen verteilt unterstellt worden. Dies ist konservativ und deckt alle anderen spaltbaren Stoffe ab. Das reine Pu 241 ist zwar reaktiver, kann aber andererseits für die Betrachtungen der Nachbetriebsphase aufgrund der wesentlich kürzeren Halbwertszeit (drei Größenordnungen) gegenüber Pu 239 vernachlässigt werden.

Für eine erste Betrachtung ist als Spaltstoffkonzentration in einem Abfallgebinde der nach den Transportbestimmungen maximal zulässige Wert zugrunde gelegt worden. Bei einer homogenen Verteilung über das Einlagerungsvolumen (Verfüllungsgrad 60 %) liegt dieser Wert weit unterhalb der kritischen Konzentration von Pu 239 /1/.

Auf der Basis von Schätzungen über das Abfallaufkommen sind die Massen und Aktivitäten von Radionukliden ermittelt worden. Wenn man die sich dabei ergebende Masse an einzulagerndem Plutonium (rd. 427 kg einschließlich nicht spaltbarem Material) homogen über das gesamte Einlagerungsvolumen verteilt, so ergibt sich eine "verschmierte" Plutoniumkonzentration von $8 \cdot 10^{-4}$ kg/m³/2/.

Bei Verschmierung dieser gesamten Plutoniummenge über das Volumen einer Einlagerungskammer mit einer Querschnittsfläche von 40 m² und einer Länge von 500 m erhält man einen Konzentrationswert von $2,1 \cdot 10^{-2}$ kg/m³ in der Lösung /2/.

Wenn man die in /6/ ermittelten Massen an Plutonium zu Beginn der Nachbetriebsphase (rd. 913 kg einschließlich nicht spaltbarem Material) mit den oben unterstellten Werten vergleicht, spiegelt sich insbesondere der in /6/ berücksichtigte Sicherheitsfaktor 2 wider. Entsprechend sind auch die "verschmierten" Plutoniumkonzentrationen im gesamten Endlager bzw. in der Einlagerungskammer zu verdoppeln; die grundsätzliche Aussage, daß die Konzentrationen weit unterhalb der kritischen Konzentration liegen, bleibt davon unberührt.

In einem weiteren Schritt soll die Masse an spaltbaren Stoffen im Grubengebäude unterstellt werden, die sich aus den Anforderungen an die maximal zulässige Masse im Querschnitt einer Einlagerungskammer ergeben. Dabei muß noch einmal betont werden, daß zur Vereinfachung modellhafte und sehr konservative Randbedingungen, z. B. die Annahme einer Kugelgeometrie der Spaltstoffzone und einer optimalen Moderation, unterstellt worden sind.

Zum Vergleich sind auch Kritikalitätsrechnungen in Schichtgeometrie für eine Einlagerungskammer /2/

durchgeführt worden. Dieses Rechenmodell beruht auf der Annahme, da β die Spaltstofflösung als gleichmäßige Schicht über dem Boden einer Einlagerungsstrecke stehenbleibt. Die Rechnungen liefern als Ergebnis die kritische Schichtdicke einer zweidimensional infiniten Schicht. Unterstellt man konservativ einen beidseitigen Betonreflektor und eine befüllte Einlagerungskammer von 1000 m Länge und 7 m Breite, zeigen die Kritikalitätsrechnungen, da β sich in diesem Fall höhere zulässige Massen im Querschnitt einer Einlagerungskammer ergeben.

Da für die Ableitung von Anforderungen an Abfallgebinde die konservativen Annahmen (z. B. einer Kugelgeometrie der Spaltstoffzone), die zu einem geringeren Konzentrationswert an spaltbaren Stoffen in der Lösung führen, verwendet wurden, wird auch für die weiteren Diskussionen dieser Konzentrationswert unterstellt.

Im Folgenden wird für die Betrachtung der Kritikalitätssicherheit im Grubengebäude ebenfalls Pu 239 als spaltbarer Stoff angenommen. Für die Bestimmung der Pu 239-Konzentration wird ebenso wie bei der Modellierung der Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude ein flüssigkeitserfülltes Modellvolumen von 739 000 m³ unterstellt /7/. Das feste Abfallgebindevolumen errechnet sich aus den äußeren Volumina aller Abfallgebinde zu insgesamt 650 000 m³ abzüglich des inneren Hohlraumanteils von 138 000 m³ /8/. Somit ergibt sich als festes Abfallgebindevolumen ein Anteil von 512 000 m³.

In den Kritikalitätsrechnungen sind als maximal zulässige Masse im Querschnitt einer Einlagerungskammer für einen Stapelabschnitt 1,1 kg für Pu 239 ermittelt worden. Nach /9/ beträgt die kürzeste Abschnittslänge eines Stapelabschnitts 1,25 m. Das bedeutet, da β bei einem aufgefahrenen Hohlraum der Einlagerungskammer mit einer Querschnittsfläche von 42 m² je Stapelabschnitt ein Anteil von 26,88 m³ an Abfallgebindevolumen vorliegt. Damit kann aus dem Quotienten 512 000/26,88 die maximale Anzahl der Stapelabschnitte ermittelt werden.

Unter der Annahme, daß in jedem Stapelabschnitt die maximal zulässige Masse an Pu 239 ausgeschöpft wird, ergibt sich rechnerisch eine Gesamtmasse an Pu 239 im Endlager Konrad von 20 952,4 kg. Damit beträgt die Konzentration an Pu 239 im Wasser 0,028 kg/m³ bzw. 2,8 \cdot 10⁻² g/l.

Durch Vergleich mit den in /1/ angegebenen kritischen Pu-Konzentrationen für infinit berechnete Spaltstoffsysteme ist leicht zu erkennen, da β der o. g. Konzentrationswert weit unterhalb des kritischen Wertes liegt.

In /10/ sind die von den Experimentatoren abgeleiteten Löslichkeitsgrenzen für eine Reihe von Radionukliden aufgeführt. Die begrenzte Löslichkeit von Radionukliden bedeutet, da β die Konzentration eines Elements an keiner Stelle höher sein kann als diese Grenze. Dieser Effekt ist elementspezifisch, d. h. alle Isotope eines Elements verhalten sich bzgl. der Löslichkeit gleich.

Für Plutonium ist dabei ein Wert von $2 \cdot 10^{-7}$ mol/l ermittelt worden. Damit beträgt nach /8/ die im Lösungsvolumen des betrachteten Bereichs lösbare Masse an Plutonium 35 kg. Andererseits wird ein Teil der Radionuklide durch Sorption an der Oberfläche der Materialien im Grubengebäude (Versatzmaterial, Gestein in der Auflockerungszone, Zementanteil der Abfallgebinde) sorbiert, wobei zur Modellierung der Sorption das K_d-Konzept verwendet wurde. Damit ergibt sich ein konstantes Verhältnis der Konzentrationen auf dem Sorbensmaterial und in der Lösung. Die in den Rechnungen zur Langzeitsicherheit /8/ verwendeten K_d-Werte für die Sorption im Grubengebäude basieren auf Experimenten mit spezifischen Materialien aus der Schachtanlage Konrad /10/, der entsprechende K_d-Wert für das Element Pu beträgt 500 l/kg.

Die Sorbensmassen im Grubengebäude sind in Tabelle 1 zusammengestellt, als Summe ergeben sich rd. 3,4·10⁹ kg. Betrachtet man die Abreicherung eines Radionuklids in flüssiger Phase an einem festen Stoff, dann gilt für den Anteil A des Radionuklids in flüssiger Phase:

$$A = \frac{1}{\frac{m_s}{1 + \frac{m_s}{v_{T_t}} \cdot K_d}}$$

Dabei gelten für das hier zu betrachtende Beispiel:

$$m_s = 3,425 \cdot 10^9 \text{ kg},$$

 $V_L = 7,39 \cdot 10^8 \text{ l},$
 $K_d = 500 \text{ l/kg}.$

Damit beträgt der Anteil an Plutonium in flüssiger Phase rd. 0,04 %, der Anteil an Plutonium am Sorbensmaterial rd. 99,96 %. Das bedeutet, da β sich neben den 35 kg an Pu 239 in flüssiger Phase rd. 8,87 \cdot 10⁴ kg Pu 239 in fester Phase befinden können.

Die unterstellte Gesamtmasse von 20 952,4 kg an Pu 239, die einer Konzentration von $1,17 \cdot 10^{-4}$ mol/l entspricht, kann somit am Sorbensmaterial gebunden sein. Wenn man von dieser maximalen Plutoniummasse ausgeht, ergibt sich ein Verhältnis von $6,12 \cdot 10^{-6}$ g Pu 239/g Sorbensmasse.

Ausgehend von dem o. g. Massenverhältnis wird nun die Plutonium-Konzentration im Gestein ermittelt, um zu überprüfen, ob die kritische Pu-Konzentration erreicht wird. Als Dichte sind in /8/ für Zement 2 500 kg/m³ bzw. 2 800 kg/m³ für das Eisenerzgestein angesetzt worden. Verwendet man den Wert von Eisenerzgestein, beträgt die Pu-Konzentration bei homogener Verteilung im Grubenerz $1,7 \cdot 10^{-2}$ g/l.

Ein Vergleich mit den in /1/ berechneten kritischen Pu-Konzentrationen, wobei Grubenerz mit den Dichten 1700 kg/m³ und 2600 kg/m³ als Moderator unterstellt wurde, zeigt für den jeweils ungünstigsten Wassergehalt (4,75 g/l bzw. 7,3 g/l), daß ein Abstand von mehr als zwei Größenordnungen von der kritischen Pu-Konzentration besteht.

In /11/ ist die Ableitung der Aktivität sicherheitstechnisch bedeutsamer Radionuklide und der einlagerbaren Gesamtaktivität am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad erläutert. Die Aktivitäten dieser Radionuklide und die Gesamtaktivitäten der Alpha- und Beta/Gamma-Strahler sind in Tabelle 2 angegeben.

Zu den relevanten Radionukliden zählt auch Pu 239. Der Antragswert für Pu 239 beträgt $2,0 \cdot 10^{15}$ Bq; dies entspricht einer Masse von rd. 870 kg.

Durch die Festlegung dieses Antragswertes ergibt sich bzgl. der einlagerbaren Masse an Pu 239 gegenüber den o. g. Maximalwerten eine Reduktion um mehr als einen Faktor 20, d. h. es ergibt sich ein Verhältnis von $2,54 \cdot 10^{-7}$ g Pu 239/g Sorbensmasse.

Damit beträgt bei analoger Rechnung die Pu-Konzentration bei homogener Verteilung im Grubenerz 7,1 \cdot 10⁻⁴ g/l und der Abstand von der kritischen Pu-Konzentration wächst auf mehr als drei Größenordnungen.

3. Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase in der Geosphäre

In einem weiteren Schritt wird die Frage der Kritikalitätssicherheit in der Geosphäre außerhalb des Grubengebäudes behandelt. Die Betrachtungen werden dabei in allgemeiner Form für die Geosphäre durchgeführt, um die im Deckgebirge typischen Vorgänge zu erfassen und vor dem Hintergrund der Kritikalitätssicherheit zu bewerten.

Das für die Kritikalitätssicherheit im Grubengebäude abdeckende Pu 239 wird für die Geosphäre nicht als Beispiel gewählt, da sich die im Vergleich zu U 235 kürzere Halbwertszeit entscheidend auswirkt. So werden nach /7/ je nach Szenario höchstens 6,3 % des eingelagerten Pu 239-Inventars in das umgebende Wirtsgestein freigesetzt. Der Freisetzungsverlauf für Pu 239 aus dem Grubengebäude bei der Ausbreitung über das Oxford ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

Die aufgrund der Durchströmung des Grubengebäudes freigesetzten Radionuklide gelangen zunächst in die umgebende Wirtsformation. Der weitere Ausbreitungsweg ergibt sich aus dem Geschwindigkeitsfeld der Formationswässer. Insgesamt resultieren nach /8/ drei verschiedene Ausbreitungsmöglichkeiten für die Radionuklide.

Beim Transport von Radionukliden durch ein Ausbreitungsgebiet treten Verdünnungseffekte durch Zumischung nichtkontaminierter Wässer auf. Außerdem führen Diffusion und Dispersion im Ausbreitungsgebiet zu einer Verringerung der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe. Da der K_d -Wert für Uran von der Elementkonzentration beeinflußt wird, sind in den Rechnungen zur Langzeitsicherheit K_d -Werte sowohl für die maximalen Element- und EDTA-Konzentrationen im Grubengebäude als auch unter den Randbedingungen von um den Faktor 10 und 100 verringerten Konzentrationen verwendet worden.

Aus den Modellrechnungen zur Ausbreitung in der Geosphäre ergeben sich Konzentrationsverläufe entlang des Ausbreitungsweges als Funktion der Zeit. Für das Ende des Ausbreitungsweges sind ihre Maximalwerte und die zugehörigen Zeitpunkte entweder direkt ermittelt oder abgeschätzt worden.

In die Berechnung der Maximalkonzentrationen /8/ sind konvektiver Transport, diffusive und dispersive Ausbreitung, radioaktiver Zerfall und Rückhaltung durch Sorption einbezogen worden. Zur Berücksichtigung von Verdünnungseffekten entlang des Weges und beim Übergang in das Quartär werden die so ermittelten Konzentrationen am Ende des Ausbreitungsweges um die angegebenen Verdünnungsfaktoren reduziert.

In Tabelle 3 sind die sich aufgrund der Datenbasis in /6, 11, 12/ ergebenden Maximalkonzentrationen für zehn relevante Radionuklide im Grubengebäude mit ihren Maximalkonzentrationen im Quartär verglichen worden. Damit ist in die Betrachtungen zur Maximalkonzentration im Grubengebäude auch die Tatsache eingeflossen, daß es wie für das Radionuklid Pu 239 auch für U 235 einen Antragswert der Aktivität am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad gibt. Die zugrunde gelegte Aktivität für U 235 beträgt 2,0 \cdot 10¹¹ Bq. Der Freisetzungsverlauf für U 235 aus dem Grubengebäude bei der Ausbreitung über das Oxford ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

Wie aus Tabelle 3 (vgl. auch /13/) ersichtlich, ergibt der Vergleich der Maximalkonzentrationen im Gru-

bengebäude mit den Maximalkonzentrationen im Quartär, daß bei allen Ausbreitungswegen mindestens eine Reduzierung der Konzentration um den Faktor 10^4 erfolgt (Die einzige Ausnahme bildet für die Ausbreitungswege über Unterkreide bzw. Oxford das Radionuklid Th 232 mit einem Faktor von $6.9 \cdot 10^3$ bzw. $7.8 \cdot 10^3$).

Das bedeutet, daß entlang des Ausbreitungsweges im Deckgebirge die Konzentration an spaltbaren Stoffen weiter sinkt und somit ein immer größerer Abstand zur kritischen Konzentration besteht.



Abb. 1: Freisetzungsrate der Radionuklide U 235 und Pu 239 aus dem Grubengebäude

Szenario Ib (Oxford)

4. Bewertung

Für die Aussagen zur Kritikalitätssicherheit im Bereich des Grubengebäudes ist von der Annahme ausgegangen worden, daβ in allen Stapelabschnitten die maximal zulässige Masse an spaltbaren Stoffen ausgeschöpft wird. Die Betrachtungen sind dabei für Pu 239 gemacht worden. Pu 239 ist das im Grubengebäude relevante Radionuklid.

Dabei zeigt sich, da β die auftretenden Pu-Konzentrationen im Wasser und im Erzgestein weit unterhalb der entsprechenden kritischen Konzentrationen liegen.

Entlang des Ausbreitungsweges im Deckgebirge sinkt die Konzentration an spaltbaren Stoffen aufgrund von Verdünnungseffekten, so daß sich der Abstand zur kritischen Konzentration weiter vergrößert. Dies wird am Beispiel von U 235 gezeigt, da der aus dem Grubengebäude in das umgebende Wirtsgestein freigesetzte Anteil von Pu 239 aufgrund der gegenüber U 235 kürzeren Halbwertszeit nur im Prozentbereich liegt.

Somit ist die Kritikalitätssicherheit für das geplante Endlager Konrad nicht nur im einzelnen Stapelabschnitt und in einer Einlagerungskammer gewährleistet, sondern auch im Grubengebäude und im Deckgebirge, wobei die Konzentration an spaltbaren Stoffen immer weiter abnimmt und um Größenordnungen unter der kritischen Konzentration liegt.

Dabei ist z. B. die Tatsache unberücksichtigt geblieben, daß die Sorption ein elementspezifischer Effekt ist, der z. B. für Isotope wie Pu 238 bzw. U 238 ebenso gilt, und damit die Konzentration an spaltbaren Stoffen am festen Stoff (Gestein) weiter reduziert wird. Das Vorhandensein von Isotopen wie Pu 238 und U 238 in der Lösung führt darüber hinaus zu einer Abnahme der Reaktivität. Auch dieser Aspekt ist bei den Betrachtungen konservativ vernachlässigt worden.

5. Literaturverzeichnis

- /1/ Gesellschaft f
 ür Reaktorsicherheit Systemanalyse Konrad, Teil 2, Zur Kritikalit
 ätssicherheit im Endlager Konrad, GRS-A-1049, Dezember 1984
- /2/ Gesellschaft f
 ür Reaktorsicherheit
 Systemanalyse Konrad, Teil 2,
 Zur Kritikalit
 ätssicherheit im Endlager Konrad bei inhomogener Spaltstoffverteilung,
 GRS-A-1148, Oktober 1985
- /3/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit
 Systemanalyse Konrad, Teil 3,
 Kritikalitätsrechnungen zur Massen- und Konzentrationsbegrenzung für Spaltstoffreste in Abfallgebinden,
 GRS-A-1302, November 1986
- /4/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit
 Systemanalyse Konrad, Teil 3,
 Ergänzende Kritikalitätsrechnungen zur Massen- und Konzentrationsbegrenzung für spaltbare
 Radionuklide in Abfallgebinden,
 GRS-A-1379, Oktober 1987
- /5/ H. P. Berg

Anforderungen an die zulässige Massenkonzentration und zulässige Massen an spaltbaren Stoffen in Abfallgebinden für das geplante Endlager Konrad, BfS-Bericht ET-IB-46, Salzgitter, April 1991

- /6/ H. P. Berg, S. Fischer, P. Johnsen Zeitliche Entwicklung der Radionuklidzusammensetzung und Aktivität im Endlager Konrad während der Betriebszeit und der Nachbetriebsphase, PTB-Bericht SE-IB-4, Braunschweig, November 1985
- /7/ H. Illi, S. Fischer

Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude - Schichtenmodell Konrad, Plan Konrad 3/89 -BfS-Bericht ET-IB-20, Salzgitter, Januar 1990

- /8/ Gesellschaft f
 ür Strahlen- und Umweltforschung: Langzeitsicherheitsanalysen des Endlagers Konrad: Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase, November 1986
- /9/ Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern
 Hohlraumnutzung der Einlagerungskammer bei verschiedenen Gebindetypen, Peine, 22.4.1991

/10/ G. Tittel, A. Hollmann, G. Stier-Friedland, E. Warnecke

Ableitung von Sorptionsdaten aus experimentellen Untersuchungen - Schachtanlage Konrad -, PTB-Bericht SE-IB-7, Braunschweig, November 1986

/11/ H. Illi, S.Fischer

Aktivität sicherheitstechnisch relevanter Radionuklide am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad und zeitliche Entwicklung der Aktivität und der Masse von Radionukliden in der Nachbetriebsphase

BfS-Bericht ET-IB-18, Salzgitter, Dezember 1989

/12/ H. P. Berg, D. Ehrlich, S. Fischer, H. Illi, K.-P. Theis, B. Thomauske Daten radioaktiver Abfälle für Sicherheitsanalysen zum Endlager Konrad unter Berücksichtigung von Berechnungen der Ortsdosisleistung von Abfallgebinden, PTB-Bericht SE-IB-3, Braunschweig, Dezember 1984.

/13/ G. Ahrens, S. Fischer:

Radionuklidausbreitung im Deckgebirge für das Schichtenmodell - Konrad, BfS-Bericht ET-IB-41, Salzgitter, Februar 1991.

6. Tabellen

MASSE IN 10 ⁶ kg
260
1 120
918
1 127
3 425

Tab. 1: Sorbensmassen im Grubengebäude nach /8/

Radionuklid/ Radionuklidgruppe	Aktivität [Bq]
H 3 C 14 I 129 Ra 226 Th 232 U 235 U 236 U 238 Pu 239 Pu 241	$\begin{array}{c} 6,0\cdot10^{17}\\ 4,0\cdot10^{14}\\ 7,0\cdot10^{11}\\ 4,0\cdot10^{12}\\ 5,0\cdot10^{11}\\ 2,0\cdot10^{11}\\ 1,0\cdot10^{12}\\ 1,9\cdot10^{12}\\ 2,0\cdot10^{15}\\ 2,0\cdot10^{17} \end{array}$
Gesamt-Alphastrahler	1,5 · 10 ¹⁷
Gesamt-Beta/Gammastrahler	5,0 · 10 ¹⁸

Tab. 2: Aktivitäten relevanter Radionuklide und Radionuklidgruppen am Ende der Betriebsphase

		Radio- nuklid	^Ť 1/2 in a	C _G in Bq/dm ³	C _Q in Bq/dm ³	t(C _Q) in a	c _g /c _Q		
Ausbreitungsweg	Unterkreide	Cl 36 Ca 41 Se 79 TC 99 I 129 U 236 Th 232 Np 237 U 233 Th 229 U 238 U 234 U 235	$3,0.10^{5} \\ 8,1.10^{4} \\ 6,5.10^{4} \\ 2,1.10^{5} \\ 1,6.10^{7} \\ 2,3.10^{7} \\ 1,4.10^{10} \\ 2,1.10^{6} \\ 1,6.10^{5} \\ 7,3.10^{3} \\ 4,5.10^{9} \\ 2,4.10^{5} \\ 7,0.10^{8} \\ $	$1,4\cdot10^{2}$ $1,9\cdot10^{2}$ $1,0\cdot10^{2}$ $1,2\cdot10^{4}$ $8,9\cdot10^{2}$ $3,5\cdot10^{1}$ $9,7\cdot10^{-2}$ $6,6$ $1,7$ $7,7\cdot10^{-3}$ $6,5\cdot10^{1}$ $1,9\cdot10^{2}$ $6,8$	$6,3\cdot10^{-3} \\ 1,1\cdot10^{-5} \\ 1,5\cdot10^{-9} \\ 6,5\cdot10^{-3} \\ 8,5\cdot10^{-3} \\ 2,0\cdot10^{-4} \\ <1,4\cdot10^{-5} \\ <5,8\cdot10^{-11} \\ <3,8\cdot10^{-11} \\ <3,8\cdot10^{-11} \\ 1,1\cdot10^{-3} \\ 1,1\cdot10^{-3} \\ 1,5\cdot10^{-4} \\ \end{cases}$	$3,0.10^{5}$ 7,1.10 ⁵ 1,0.10 ⁶ 1,1.10 ⁶ 3,7.10 ⁶ 4,8.10 ⁷ >5,0.10 ⁸ >5,0.10 ⁷ >5,0.10 ⁷ >5,0.10 ⁷ 5,7.10 ⁷ 5,7.10 ⁷ 5,7.10 ⁷	$2, 2 \cdot 10^{4}$ $1, 7 \cdot 10^{7}$ $6, 7 \cdot 10^{10}$ $1, 8 \cdot 10^{6}$ $1, 0 \cdot 10^{5}$ $1, 8 \cdot 10^{5}$ $6, 9 \cdot 10^{3}$ $1, 1 \cdot 10^{11}$ $4, 5 \cdot 10^{8}$ $2, 0 \cdot 10^{8}$ $5, 9 \cdot 10^{4}$ $1, 7 \cdot 10^{5}$ $4, 5 \cdot 10^{4}$		
	Oxford	Cl 36 Ca 41 Se 79 Tc 99 I 129 U 236 Th 232 Np 237 U 233 Th 229 U 238 U 234 U 235	$3,0.10^{5}$ $8,1.10^{4}$ $6,5.10^{4}$ $2,1.10^{5}$ $1,6.10^{7}$ $2,3.10^{7}$ $1,4.10^{10}$ $2,1.10^{6}$ $1,6.10^{5}$ $7,3.10^{3}$ $4,5.10^{9}$ $2,4.10^{5}$ $7,0.10^{8}$	$1,4\cdot10^{2}$ $2,0\cdot10^{2}$ $1,1\cdot10^{2}$ $1,2\cdot10^{4}$ $9,2\cdot10^{2}$ $3,6\cdot10^{1}$ $9,4\cdot10^{-2}$ $6,7$ $3,1$ $1,6\cdot10^{-2}$ $6,6\cdot10^{1}$ $2,0\cdot10^{2}$ $7,0\cdot$	$3,2 \cdot 10^{-3}$ $6,4 \cdot 10^{-4}$ $2,7 \cdot 10^{-6}$ $7,8 \cdot 10^{-5}$ $4,2 \cdot 10^{-2}$ $1,5 \cdot 10^{-3}$ $1,2 \cdot 10^{-5}$ $<5,3 \cdot 10^{-11}$ $<6,0 \cdot 10^{-10}$ $<2,1 \cdot 10^{-12}$ $2,5 \cdot 10^{-3}$ $2,5 \cdot 10^{-3}$ $3,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2\cdot10^{5}$ $3,1\cdot10^{5}$ $6,0\cdot10^{5}$ $2,2\cdot10^{6}$ $3,3\cdot10^{5}$ $1,1\cdot10^{7}$ $>4,0\cdot10^{8}$ $>5,0\cdot10^{7}$ $>5,0\cdot10^{7}$ $>5,0\cdot10^{7}$ $1,1\cdot10^{7}$ $1,1\cdot10^{7}$ $1,1\cdot10^{7}$ $1,1\cdot10^{7}$	$\begin{array}{c} 4, 4 \cdot 10^{4} \\ 3, 1 \cdot 10^{5} \\ 4, 1 \cdot 10^{7} \\ 1, 5 \cdot 10^{8} \\ 2, 2 \cdot 10^{4} \\ \hline \\ 2, 0 \cdot 10^{4} \\ 7, 8 \cdot 10^{3} \\ 1, 3 \cdot 10^{11} \\ 1, 3 \cdot 10^{11} \\ 1, 3 \cdot 10^{9} \\ 5, 2 \cdot 10^{9} \\ 7, 6 \cdot 10^{9} \\ 2, 6 \cdot 10^{4} \\ 8, 0 \cdot 10^{4} \\ 2, 0 \cdot 10^{4} \\ \hline \end{array}$		
	Cornbrash	Cl 36 Ca 41 Se 79 Tc 99 I 129 U 236 Th 232 U 238 U 234 U 235	$3,0.10^{5} \\ 8,1.10^{4} \\ 6,5.10^{4} \\ 2,1.10^{5} \\ 1,6.10^{7} \\ 2,3.10^{7} \\ 1,4.10^{10} \\ 4,5.10^{9} \\ 2,4.10^{5} \\ 7,0.10^{8} \\ $	$1,4\cdot10^{2}$ $2,0\cdot10^{2}$ $1,1\cdot10^{2}$ $1,2\cdot10^{4}$ $9,2\cdot10^{2}$ $3,6\cdot10^{1}$ $9,4\cdot10^{-2}$ $6,6\cdot10^{1}$ $2,0\cdot10^{2}$ $7,0$	<8,1,10 ⁻⁶ <2,0.10 ⁻⁶ <1,1.10 ⁻⁸ <6,6.10 ⁻⁶ <7,0.10 ⁻⁵ <1,1.10 ⁻⁵ <1,2.10 ⁻⁷ <1,9.10 ⁻⁵ <1,9.10 ⁻⁵ <2,6.10 ⁻⁶	>3,6·10 ⁵ >2,2·10 ⁵ >3,7·10 ⁵ >9,3·10 ⁵ >1,3·10 ⁶ >1,1·10 ⁷ >5,3·10 ⁸ >1,4·10 ⁷ >1,4·10 ⁷ >1,4·10 ⁷	$1,7 \cdot 10^{7}$ $1,0 \cdot 10^{8}$ $1,0 \cdot 10^{10}$ $1,8 \cdot 10^{9}$ $1,3 \cdot 10^{7}$ $3,3 \cdot 10^{6}$ $7,8 \cdot 10^{5}$ $3,5 \cdot 10^{6}$ $1,1 \cdot 10^{7}$ $2,7 \cdot 10^{6}$		
	T _{1/2} : Halbwertszeit C _G : Maximalkonzentration im Grubengelände C _Q : Maximalkonzentration im Quartär t(C _Q) : Zeitpunkt der Maximalkonzentration im Quartär								

Tab. 3: Konzentrationsabnahme im Deckgebirge für die drei Ausbreitungswege nach /13/