

Deckblatt

Projekt	PSP-Element	Aufgabe	UA	Lfd.Nr.	Rev.	Seite:
NAAN	NNNNNNNNNN	AAAA	AA	NNNN	NN	
9A	24250000	LAD	RB	0001	00	Stand: 21 04 2009

Titel der Unterlage:

ABSCHÄTZUNG POTENZIELLER STRAHLENEXPOSITIONEN IN DER UMGEBUNG DER
SCHACHTANLAGE ASSE II INFOLGE AUSLEGUNGSÜBERSCHREITENDER ZUTRITTSRATEN DER
DECKGEBIRGSLÖSUNG WÄHREND DER BETRIEBSPHASE

Ersteller:

GRS BRAUNSCHWEIG

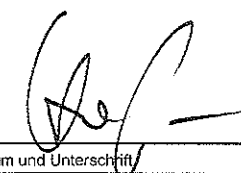
Textnummer:

Stempelfeld:

Freigabe für Behörden:

25.6.09 
Datum und Unterschrift

Freigabe im Projekt:

25.6.09 
Datum und Unterschrift

Diese Unterlage unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur vertraulichen Behandlung auch bei Beförderung und Vernichtung und darf vom Empfänger nur auftragsbezogen genutzt vervielfältigt und Dritten zugänglich gemacht werden Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung des BfS

Revisionsblatt

Projekt	PSP-Element	Aufgabe	UA	Lfd.Nr.	Rev.	Seite: II
NAAN	NNNNNNNNNN	AAAA	AA	NNNN	NN	
9A	24250000	LAD	RB	0001	00	Stand: 21.04.2009

Titel der Unterlage:

ABSCHÄTZUNG POTENZIELLER STRAHLENEXPOSITIONEN IN DER UMGEBUNG DER
SCHACHTANLAGE ASSE II INFOLGE AUSLEGUNGSÜBERSCHREITENDER ZUTRITTSRATEN DER
DECKGEBIRGSLÖSUNG WÄHREND DER BETRIEBSPHASE

Rev	Rev -Stand Datum	UVST	Prüfer (Zeichn.)	rev Seite	Kat (*)	Erläuterung der Revision

*) Kategorie R = redaktionelle Korrektur
 Kategorie V = verdeutlichende Verbesserung
 Kategorie S = substantielle Revision
 mindestens bei der Kategorie S müssen Erläuterungen angegeben werden

Zusammenfassung

Bei einem auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösungen in das Grubengebäude der Schachanlage Asse II werden Radionuklide aus allen eingelagerten radioaktiven Abfällen mobilisiert und breiten sich im gesamten Grubengebäude aus. Je nach der angenommenen Ausbreitung stellen sich unterschiedliche Konzentrationen der Radionuklide an der Übertrittsstelle vom Grubengebäude in das Deckgebirge ein. Aus diesen Konzentrationen wurden unter vereinfachten Annahmen für die Ausbreitung der Radionuklide im Deckgebirge und in der Biosphäre potenzielle Strahlenexpositionen berechnet, die in der Umgebung der Schachanlage Asse II auftreten können. Um die Bandbreite der Konsequenzen zu ermitteln, wurden diese Strahlenexpositionen für die Altersgruppen der Erwachsenen (> 17 Jahre) und der Kleinkinder (< 1 Jahr) berechnet.

Die potenziellen Strahlenexpositionen werden sowohl von einigen kurzlebigen (Sr-90, Cs-137, Am-241, Pu-238, Pu-241) als auch von einigen langlebigen Radionukliden (Th-232, Pu-239, Pu-240, Ra-226) dominiert. Der Betrachtungszeitraum wurde auf ca. 200 Jahre begrenzt, in denen die Maxima der Strahlenexpositionen in den vorliegenden Abschätzungen auftreten. Das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexpositionen erreicht in allen gerechneten Varianten des auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösung Werte von mehr als 10 mSv/a.

Es wurde angestrebt, zur Berechnung der potenziellen Strahlenexpositionen ungünstige Abschätzungen für die Ausbreitung der Radionuklide zugrunde zu legen, jedoch sind in einigen Fällen auch günstige Annahmen enthalten. Ungünstig sind z. B. die Annahmen, dass alle Radionuklide weder Rückhaltung noch Verdünnung im Deckgebirge erfahren, Radionuklide aus den LAW-Kammern auch keinerlei Rückhaltung im Grubengebäude. Eine Verdünnung bis auf Trinkwasserqualität in der Biosphäre wurde jedoch berücksichtigt. Günstige Annahmen sind z. B. das Hinzufügen des Volumens des Tiefenaufschlusses zum Volumen des Baufeldes in der Südflanke und die Nichtberücksichtigung der Kanalisierung des Transports im MAW-Bereich. Günstige Annahmen wurden nur zugrunde gelegt, wenn deren Einfluss auf die erwarteten radiologischen Konsequenzen gering ist. Die Abschätzung kann in dem Sinn als konservativ bezeichnet werden, dass die ungünstigen Annahmen die günstigen überwiegen.

Für die mittelaktiven Abfälle (MAW) lassen sich beim auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung die radiologischen Konsequenzen durch Verfüllung der Resthohlräume in der MAW-Kammer mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material deutlich reduzieren, da die Rückhaltung von Radionukliden – mit Ausnahme von u. a. Cäsium und Strontium – effektiv sein kann. Das Gesamtmaximum der Strahlenexpositionen für die Altersgruppe der Kleinkinder erreicht aber selbst unter diesen Voraussetzungen noch Werte um 60 mSv/a. Für die LAW-Kammern wurde ebenfalls zugrunde gelegt, dass noch vorhandene Resthohlräume verfüllt sind. Jedoch sind bei einem Störfall die Lösungsbewegungen in den LAW-Kammern nicht vorherzusagen und somit keine zuverlässigen Prognosen für ein stabiles chemisches Milieu und Rückhalteeffekte, wie Löslichkeitsgrenzen und Sorption, möglich. Folglich wurden diese Rückhalteeffekte bei den Abschätzungen nicht berücksichtigt.

Während die hier betrachteten Szenarien für die Ausbreitung der Radionuklide im Grubengebäude eine Erwartungshaltung für den Transport wiedergeben, die auf bestehenden Kenntnissen basiert und Ungewissheiten bezüglich der Auswirkungen eines Störfalls berücksichtigt, ist über die nach dem unterstellten Störfall anzunehmenden Transportwege im Deckgebirge wenig bekannt. Diese Ungewissheit ist eine Ursache für die konservativen Annahmen für die Rückhaltung und Transportverzögerung im Deckgebirge (keine Berücksichtigung von Verweilzeiten und folglich keine Abnahme der Radionuklidmengen durch radioaktiven Zerfall während des Transports). Das führt wahrscheinlich zu deutlichen Überschätzungen der Strahlenexpositionen für einzelne Radionuklide.

Aufgrund der konservativen Annahmen für die Mobilisierung in den Einlagerungskammern sowie für den Transport im Deckgebirge und in der Biosphäre stellen die Abschätzungen keine realitätsnahen Strahlenexpositionen dar, die bei einem auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung zu erwarten sind. Hierfür wäre die Entwicklung von Störfallszenarien erforderlich, die für die Ableitung belastbarer Modellrandbedingungen und Modellparameter zugrunde gelegt würden. Allerdings zeigen bereits die vorliegenden Betrachtungen das Gefährdungspotential der Abfälle auf und verdeutlichen, dass die radiologischen Schutzziele beim auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung ohne geeignete Stilllegungsmaßnahmen nicht eingehalten werden können. Die Durchführung konservativer Abschätzungen steht im Einklang mit dem geforderten Vorgehen zum Nachweis der Störfallvorsorge für kerntechnische Anlagen.

Mit Hilfe der Abschätzungen werden bautechnische Notfallmaßnahmen identifiziert, mit denen die radiologischen Konsequenzen bei einem auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung in das Grubengebäude der Schachanlage Asse II deutlich reduziert werden können.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Aufgabenstellung	4
3	Vorgehensweise	5
4	Grundlagen	7
5	Ergebnisse	12
5.1	Basisfall (Gesamtinventar): Homogene Verteilung aller Radionuklide im gesamten Grubengebäude	14
5.2	Freisetzung von Radionukliden aus dem LAW-Bereich	19
5.2.1	Basisfall LAW: homogene Durchmischung im Gesamtvolumen	19
5.2.2	Variante LAW: anfänglicher vertikaler Konzentrationsgradient	20
5.2.3	Variante LAW: Variation der Zutrittsraten	23
5.2.4	Variante LAW: veränderte Umlösung am Carnallitit	25
5.2.5	Variante LAW: mit Kanalisierungseffekten	29
5.3	Freisetzung von Radionukliden aus dem MAW-Bereich	31
5.3.1	Basisfall MAW: ohne Betonverfüllung	32
5.3.2	Variante MAW: ohne Betonverfüllung, mit verzögerter Mobilisierung	34
5.3.3	Variante MAW: mit Betonverfüllung, verzögerter Mobilisierung und Rückhaltung einiger Radionuklide	36
5.4	Austritt über den Schacht	37
6	Diskussion der Annahmen für die Abschätzungen	38
7	Schlussfolgerungen	43
8	Literatur	45

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Volumina im Grubengebäude. Skizze als Basis für die folgenden Darstellungen der Radionuklidkonzentrationen.....	14
Abb. 2:	Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude im Basisfall (Gesamtinventar)	14
Abb. 3:	Konzentrationen im Grubengebäude bei Annahme eines anfänglichen Konzentrationsgradienten	21
Abb. 4:	Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude bei gegenüber dem Basisfall veränderter Volumenzunahme durch Umlösung am Carnallit	26
Abb. 5:	Konzentration der Radionuklide bei Kanalisierung des Transports im Grubengebäude	29
Abb. 6:	Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude im Basisfall MAW ...	32

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Allgemeine Annahmen	9
Tab. 2:	Ausgewählte Radionuklide und zugehörige Eingangsgrößen für die Berechnungen der potenziellen Strahlenexpositionen	10
Tab. 3:	Kenngößen für den Basisfall	16
Tab. 4:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall (Gesamtinventar) zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	18
Tab. 5:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall LAW zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	20
Tab. 6:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit Konzentrationsgradient“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	22
Tab. 7:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit geringer Zutrittsrate von $50 \text{ m}^3/\text{d}$ “ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	24
Tab. 8:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit hoher Zutrittsrate von $500 \text{ m}^3/\text{d}$ “ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	25
Tab. 9:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit geringerer Umlösung am Carnallitit“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	28
Tab. 10:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall MAW (ohne Sorelbeton) zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	34
Tab. 11:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „MAW mit verzögerter Mobilisierung“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	35
Tab. 12:	Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „MAW mit Mobilisierung und Löslichkeitsgrenzen“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios	37

1 Einleitung

Die Schachtanlage Asse II soll gemäß § 57b Abs. 1 des Atomgesetzes (AtG) [7] unverzüglich stillgelegt werden. Hierzu werden im vorliegenden Bericht die radiologischen Konsequenzen eines auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösung in das Grubengebäude der Schachtanlage Asse II untersucht. Diese Untersuchung wurde begleitend¹ zu den Unterlagen für das Genehmigungsverfahren nach § 7 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [6] für den Umgang mit radioaktiven Stoffen erstellt. Im Rahmen dieses Genehmigungsverfahrens wird eine Sicherheitsüberprüfung durchgeführt. Diese umfasst:

- eine Sicherheitsüberprüfung des bestimmungsgemäßen Betriebes, in der die vorhandene Vorsorge im bestimmungsgemäßen Betrieb (einschl. anomaler Betriebszustände) dargelegt und auf die Einhaltung radiologischer Schutzziele bewertet wird und etwaige Defizite aufgezeigt werden,
- eine Sicherheitsüberprüfung der Störfallvorsorge, in der die vorhandene Störfallvorsorge dargelegt und im Hinblick auf den Stand von Wissenschaft und Technik bewertet wird und etwaige Defizite aufgezeigt werden,
- eine Ableitung der Vorsorgemaßnahmen, die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik die etwaigen, in der Sicherheitsüberprüfung identifizierten Defizite beheben sollten

und flankierende Verfahrensunterlagen, die die Randbedingungen der Sicherheitsüberprüfung beschreiben, festlegen und bewerten.

In der Sicherheitsüberprüfung der Störfallvorsorge [19] wird eine Störfallanalyse der vorhandenen Störfallvorsorge durchgeführt. Ein Störfall ist in § 3 Abs. 2 Nr. 28 StrlSchV [6] definiert als ein Ereignisablauf, bei dessen Eintreten der Betrieb der Anlage oder die Tätigkeit aus sicherheitstechnischen Gründen nicht fortgeführt werden kann und für den die Anlage auszulegen ist oder für den bei der Tätigkeit vorsorglich Schutzvorkehrungen vorzusehen sind. Sicherheitstechnisch relevant i. S. des § 3 Abs. 2 Nr. 28 StrlSchV kann eine Freisetzung radioaktiver Stoffe am Störfallort inner-

¹ Im Folgenden werden die im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nach § 7 StrlSchV erstellten Unterlagen kurz erläutert, da im Bericht an mehreren Stellen auf die Ergebnisse Bezug genommen wird.

halb der Anlage sein. Zudem soll nach § 49 Abs. 1 StrISchV die Anlage so ausgelegt sein, dass eine störfallbedingte Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebung der Anlage begrenzt wird. Ein in der Sicherheitsüberprüfung der Störfallvorsorge [19] identifizierter potenzieller Störfall ist ein auslegungsüberschreitender Zutritt der Deckgebirgslösung in das Grubengebäude der Schachtanlage Asse II.

Die Eintrittsorte² von Salzlösungen in das offene Grubengebäude, einschließlich ehemals offener Grubenbaue, sind im Risswerk [1] eingezeichnet. Bestandteil des Risswerks ist das „Laugenverzeichnis“, in dem die Lagen der Eintrittsorte², die Zeitpunkte der Lösungszutritte, die etwaigen Verschlüsse der Zutrittsstellen sowie die Lösungsmengen verzeichnet sind. Die Bewertung der Lösungszutritte ist in [2] enthalten.

Im Abbau 9/532 wurde in den Jahren 1956 bis 1958 während der Gewinnungsarbeiten eine Lösungszutrittsstelle (L10) angefahren. Zutrittsmengen und Analysen liegen nicht vor. Die Zutrittsstelle war 1988 feucht, wurde jedoch 1999 im Zuge der Verfüllung des Abbaus 9/532 trocken vorgefunden. Infolge der Verfüllung des Abbaus ist die Zutrittsstelle mittlerweile unzugänglich. Im Jahr 1988 wurde im Abbau 5/532 eine weitere Zutrittsstelle (L17) entdeckt. Der Zutritt versiegte aber nach kurzer Zeit. Auch Abbau 5/532 ist mittlerweile infolge Verfüllung unzugänglich. Ein Jahr später wurde in der Abbaureihe 3 ein Lösungszutritt (Zutrittsstelle L19) im Abbau 3/574 entdeckt. Diese Zutrittsstelle war abwechselnd aktiv und trocken, bis sie 1992 endgültig trocken fiel. Der Abbau 3/574 ist seit 2001 mit Salzgrus von der Halde des ehemaligen Kaliwerks Ronnenberg versetzt und daher ebenfalls nicht mehr zugänglich. Es handelt sich dabei um primäre Lösungszutritte, d. h. um Zutritte von Salzlösung aus dem Deckgebirge in das Grubengebäude hinein. Der Zutritt von Deckgebirgslösungen erfolgt im Teufenbereich von 500 m bis 574 m durch aufgelockerte Gebirgsbereiche (Zonen) in der Steinsalzschiefer, die das Grubengebäude in ungleichmäßiger Mächtigkeit umschließt und im genannten Teufenbereich der primären Zutrittsstellen die geringste Mächtigkeit aufweist. Da die primären Zutrittsstellen nicht zugänglich sind, ist eine Messung der Zutrittsrate nicht möglich.

² Im Folgenden wird unterschieden zwischen primären „Zutrittsstellen“ in das Grubengebäude, die in der Regel nicht mehr zugänglich sind, und den „Eintrittsorten“ ins offene Grubengebäude, die aus dem Durchsickern der Zutrittslösungen durch das aufgelockerte Gebirge und durch den Salzversatz bereits verfüllter Grubenbaue resultieren

Die Eintrittsorte² der Salzlösung in das offene Grubengebäude resultieren aus dem Durchsickern der primären Zutrittslösungen durch das aufgelockerte Salzgestein im südlichen Konturbereich der Grubenbaue und durch den Salzversatz bereits verfüllter Grubenbaue. Seit Anfang 1989 liegt der Haupteintrittsort der Lösungen in das offene Grubengebäude im Bereich der Abbaue 3/637 und 3/658. Da die Zutrittsraten nicht gemessen werden können, handelt es sich bei Angaben zu Lösungsmengen stets um gefasste Lösungsmengen. Seit 2002 beträgt die gefasste Lösungsmenge nahezu unverändert etwa 12 m³/d; ein wesentlicher Anstieg dieser Zutrittsrate ist jedoch nicht ausgeschlossen [4]. Die Gefahr einer sich erhöhenden Zutrittsrate nimmt wegen der fortschreitenden gebirgsmechanischen Beanspruchung mit der Zeit zu.

Bei einer möglichen Erhöhung der Zutrittsrate der Deckgebirgslösungen ist damit zu rechnen, dass die Auffangkapazitäten im Abbau 3/658 und auf der 725-m-Sohle die Lösungsmenge nicht mehr fassen können und eine wesentliche Lösungsmenge die Auffangvorrichtungen umfließt. Gegen die zu besorgende Änderung des bisherigen Salzlösungszutritts aus dem Deckgebirge sind ausreichende Vorsorgemaßnahmen für Zutrittsraten von 12 m³/d bis 200 m³/d getroffen, um Freisetzungen kontaminierter Lösungen nach über Tage zu vermeiden (Ereignis der Störfallklasse 2) [19]. Diese Vorsorgemaßnahmen reichen jedoch nicht bei auslegungsüberschreitenden Zutrittsraten oberhalb 200 m³/d aus.

Infolge eines unvollständigen Fassens der Zutrittslösungen könnten kontaminierte Lösungen in befahrbaren³ Grubenbereichen anfallen, insbesondere bei auslegungsüberschreitenden Zutrittsraten oberhalb 200 m³/d. Die Lösungen würden sich auf der 750-m-Sohle sammeln und ggf. auf die 775-m-Sohle und in den Tiefenaufschluss gelangen. Eine planmäßige Stilllegung wäre daher nicht möglich.

Auch bei der Annahme des Eintretens von auslegungsüberschreitenden Zutrittsraten oberhalb 200 m³/d wird unterstellt, dass die folgenden bautechnischen Maßnahmen noch umgesetzt werden können (siehe auch die Überlegungen in [18]):

- Verfüllen noch nicht vollständig verfüllter Einlagerungskammern und angrenzender Grubenbereiche,
- Einbau von Schachtverschlüssen.

³ befahrbare Grubenbereiche: für die Belegschaft zugängliche Grubenbaue

2 Aufgabenstellung

Ein auslegungsüberschreitender Zutritt von Deckgebirgslösung kann beispielsweise auftreten, wenn die gebirgsmechanischen Verformungen in den südlich an das Grubengebäude angrenzenden Deckgebirgsschichten anhalten [4], [17]. Dabei kann auch die NaCl-Sättigung der Zutrittslösung abnehmen.

Es soll mit Hilfe einfacher, möglichst konservativer Abschätzungen untersucht werden, welche radiologischen Auswirkungen zu erwarten sind, wenn sich die Zutrittsrate auf auslegungsüberschreitende Werte erhöht. Die zu erwartenden Auswirkungen werden nicht mit detaillierten Modellrechnungen, sondern mit Hilfe von Abschätzungen und verbalen Argumenten bewertet. Hierbei wird nur die Ausbreitung von Radionukliden in der Lösung betrachtet, die Ausbreitung in der Gasphase nicht.

Die Umlösung von anstehenden Gesteinen durch die zutretende Deckgebirgslösung soll in die Betrachtungen einbezogen werden. Die Untersuchung soll auch die zurzeit vorgesehenen bautechnischen Maßnahmen, wie die Verfüllung der Resthohlräume in den Firstspalten berücksichtigen. Unter der Annahme einer geeigneten Verfüllung der Einlagerungskammern können ggf. eine Verzögerung der Mobilisierung und die Wirksamkeit von Löslichkeitsgrenzen – vor allem in der MAW-Kammer – berücksichtigt werden; die Auswirkungen dieser möglichen Rückhalteeffekte sollen auch untersucht werden.

Die berechneten Ergebnisse erlauben keine Prognose der tatsächlich zu erwartenden Strahlenexpositionen bei einem auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt. Dazu sind die zugrundegelegten Annahmen zu grob. Es ist zudem ungewiss, ob es sich bei den zugrundegelegten Annahmen für Einzelprozesse jeweils um ungünstige oder eher günstige Annahmen bezüglich der Ausbreitung der Radionuklide im Gesamtsystem handelt. Trotzdem wird in den Schlussfolgerungen versucht, mögliche Konsequenzen dieses Störfalls zu bewerten.

3 Vorgehensweise

Grundlage der folgenden Abschätzungen potenzieller Strahlenexpositionen ist der aktuelle Kenntnisstand zu Volumina, Radionuklidinventaren, Lösungszutritten in das Grubengebäude, Konvergenzraten, usw., siehe die Zusammenfassung in Kapitel 4. Es werden Szenarien definiert über den möglichen Ablauf des Zutritts der Lösung in das Grubengebäude und in die Kammern mit den radioaktiven Abfällen sowie die Freisetzung der kontaminierten Lösung in das Deckgebirge, bzw. die Biosphäre. Dabei werden zunächst drei Basisfälle betrachtet:

- Basisfall (Gesamtinventar) mit homogener Verteilung aller Radionuklide im Gesamtvolumen des Grubengebäudes,
- Basisfall LAW: wie Basisfall (Gesamtinventar), jedoch nur LAW-Inventar berücksichtigt,
- Basisfall MAW: wie Basisfall (Gesamtinventar), jedoch nur MAW-Inventar berücksichtigt bei geringerem verdünnungswirksamem Volumen.

Ausgehend von den Basisfällen werden Varianten betrachtet, um die Bandbreite der potenziellen radiologischen Konsequenzen abschätzen zu können und um sensitive Effekte bzw. Parameter zu ermitteln. Diese Varianten können einerseits zu geringeren Konsequenzen als die Basisfälle führen – beispielsweise durch Berücksichtigung von Mobilisierungsverzögerungen –, andererseits zu größeren Konsequenzen – beispielsweise durch Berücksichtigung von Kanalisierungseffekten.

Durch die Betrachtung des Basisfalls mit unterschiedlichen Anfangsinventaren (gesamtes Inventar der Grube, nur LAW, nur MAW) wird untersucht, inwieweit die besonders gefährdeten LAW-Bereiche die radiologischen Konsequenzen dominieren, und inwieweit eine Störfallvorsorge für die MAW-Kammer allein sinnvoll ist. In den Varianten werden die Annahmen für ausgewählte Effekte geändert, um deren Auswirkung und Sensitivität zu erkennen. Dies umfasst die

- (1) Mobilisierungsrate für Radionuklide aus Abfallgebinden,
- (2) Zutrittsrate der Salzlösung,
- (3) Löslichkeitsbegrenzung für relevante Radionuklide in der MAW-Kammer,

- (4) transport- und verdünnungswirksamen Volumina, hervorgerufen durch
- a. veränderte Umlösung am Carnallit und
 - b. bevorzugte Fließkanäle im Baufeld in der Südflanke,
- (5) anfänglichen Dichte- bzw. Konzentrationsgradienten im Baufeld in der Südflanke: Auswirkung einer konvektionsbedingten Ausgleichsbewegung („Konvektionswalze“) im Zuge der Umlösung am Carnallit im Vergleich zur Ausbildung einer Dichteschichtung mit Konzentrationsgradienten.

Ein Lösungsaustritt über die Tagesschächte wird nicht betrachtet, da angenommen wird, dass der Einbau von Schachtverschlüssen erfolgt (siehe auch [18]). Es wird davon ausgegangen, dass auch bei einem auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt genügend Zeit zur Verfügung stehen wird, um einen hinreichend dichten Schachtverschluss technisch zu realisieren.

Konvergenz und Gasbildung werden nicht explizit in den Rechnungen berücksichtigt, da die Kenntnisse über die zukünftige Entwicklung dieser Prozesse unter den Randbedingungen eines auslegungsüberschreitenden Lösungszutritts nicht ausreichend sind. Es kann u. a. nicht zuverlässig prognostiziert werden, wie viel der gebildeten Gase im Grubengebäude gespeichert werden können und damit das Lösungsvolumen reduzieren. Tendenziell kann die Gasbildung und -speicherung zu einer Erhöhung der Radionuklidkonzentrationen führen, weil die verdünnungswirksamen Lösungsvolumina geringer sein können. Eine ähnliche Argumentation gilt für die Konvergenz. Die zeitliche Entwicklung der Konvergenz beeinflusst die Lösungsvolumina im Grubengebäude und damit die Radionuklidkonzentrationen bis zu dem Zeitpunkt, an dem sich homogene Verteilungen der Radionuklide im Grubengebäude eingestellt haben. Sobald die Radionuklide homogen verteilt sind, beeinflusst die Konvergenz zwar die Auspressrate aus dem Grubengebäude, hat aber keine Auswirkungen mehr auf die Radionuklidkonzentrationen, die für die Abschätzung der potenziellen Strahlenexpositionen verwendet werden.

In diesem Bericht wird der Begriff „Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition“ verwendet. Dies ist eine Abkürzung für die Summe der Maxima der potenziellen Strahlenexpositionen aller betrachteten Radionuklide zu einem bestimmten Zeitpunkt.

Die Ausbreitung von Radionukliden (H-3, C-14, I-129, Rn-222) über den Gaspfad wird in diesem Bericht nicht betrachtet.

4 Grundlagen

Eine zuverlässige Prognose der Entwicklung des Salzlösungszutritts an der Südflanke des Grubengebäudes ist nicht möglich [4]. Weder der Ablauf noch der Zeitpunkt eines auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösung in das Grubengebäude während der Betriebsphase kann derzeit vorausgesagt werden. Daher werden für das Eintreten und damit die nachfolgende Bewertung eines solchen Ereignisses einige grundlegende Randbedingungen angenommen:

- Der Salzlösungszutritt erfolgt in das Baufeld in der Südflanke im Teufenbereich von 574 m bis 500 m bei Vorgabe einer konstanten Zutrittsrate.
- Der Austritt von kontaminierten Lösungen aus dem Grubengebäude erfolgt an der Südflanke im oberen Bereich des Salzlösungszutritts in 500 m Teufe.
- Ein Austritt von kontaminierten Lösungen aus dem Grubengebäude über den Schacht wird nicht betrachtet.
- Die Ausbreitung der aus dem Grubengebäude austretenden Lösungen im Deckgebirge wird nicht berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die aus der Grube austretende Lösung direkt in das oberflächennahe Grundwasser gelangt, das in die Biosphäre übertritt.
- Die Abfallinventare entsprechen dem Stand 1.1.2005.
- Für die chemische Rückhaltung der Radionuklide infolge Löslichkeitsbegrenzungen und Sorption gilt:
 - (a) in den LAW-Bereichen kann keine Rückhaltung angesetzt werden (siehe unten).
 - (b) in der MAW-Kammer kann als Variante eine Rückhaltung gemäß [12] für ausgewählte Radionuklide unter Annahme einer vollständigen Verfüllung mit einem geeigneten Material, z.B. Sorelbeton, angesetzt werden⁴.
- Die Gasbildung in den Einlagerungsbereichen wird wegen der ungewissen Ausprägungen im Grubengebäude in den Abschätzungen nicht berücksichtigt.

⁴ Für diese Variante wird angenommen, dass sich das chemische Milieu entsprechend den prognostizierten Verhältnissen gemäß [12] einstellt.

- Die Daten für die initialen Hohlraum- und Porenvolumina im Grubengebäude entsprechen der ungünstigen Annahme einer vollständigen Verfüllung der noch offenen Resthohlräume mit Sorelbeton. Versatzinjektionen, wie in der Studie von CDM [8] vorgeschlagen, werden nicht berücksichtigt, da zu deren Bewertung weitere derzeit nicht vorliegende Kenntnisse zur Auswirkung auf die Konvergenzraten vorliegen müssten.
- Es wird angenommen, dass die zutretende Deckgebirgslösung an NaCl gesättigt ist. Diese Lösung kann den im Grubengebäude an mehreren Stellen anstehenden Carnallitit umlösen, wodurch sich das Gesamtporenvolumen der Grube vergrößert (siehe Kapitel 5.1).
- Die veranschlagten Baumaßnahmen entsprechen dem Stand April 2009 unter Einbeziehung der geplanten Firstspaltverfüllung im Baufeld in der Südflanke.

Für die Einlagerungskammern wird angenommen, dass noch vorhandene Resthohlräume mit geeignetem Material, wie z.B. Sorelbeton, verfüllt sind. Da für einen auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt keine Prognose der Fluidbewegungen in den LAW-Einlagerungskammern vorliegt, ist der Nachweis des chemischen Milieus nicht möglich. Es wird angenommen, dass sich der zur Verfüllung unterstellte Versatzstoff inert verhält und eine geringe effektive Porosität aufweist. Dagegen gibt es bei einer hochwertigen Verfüllung der MAW-Kammer Erkenntnisse über die Fluidbewegungen in der Kammer, die auch bei einem auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt einbezogen werden können. Daher wird für die MAW-Kammer zusätzlich ein Fall untersucht, der eine chemisch wirksame Verfüllung mit Sorelbeton (oder mit einem anderen geeigneten Material) unterstellt.

Weitere Informationen zu den Annahmen der Abschätzungen enthält Kapitel 5 bei der Diskussion der einzelnen Rechenfälle.

Tab. 1: Allgemeine Annahmen

Parameter	Status	Wert
Zutrittsrate in das Grubengebäude	auslegungsüberschreitend	200 m ³ /d
Einlagerungskammer: Mobilisierung der ausgewählten Radionuklide	LAW: keine Verzögerung, keine Rückhaltung	-
	MAW: keine Verzögerung, keine Rückhaltung im Basisfall; Verzögerung und Rückhaltung in Variante	0 a - 100 a
Grubengebäude: Verdünnung Ausbreitung	Porenraum bei Berücksichtigung der Firstspaltverfüllung	-
	Transportverzögerung durch Volllaufen, keine Rückhaltung	10 a - 500 a
Deckgebirge: Ausbreitung	keine Transportverzögerung, keine Rückhaltung	-
Biosphäre: Verdünnung Dosiskonversionsfaktoren	nach Trinkwasserverordnung [5], siehe Text	1 100
	in Anlehnung an AVV [3] berechnet in [15]	siehe Tab. 2

Die Auswirkungen eines auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösung werden über berechnete Radionuklidkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser bzw. Oberflächenwasser abgeschätzt, wobei die Ergebnisse in potenzielle Strahlenexpositionen umgerechnet werden. Für diese Rechnungen werden weitere Annahmen getroffen:

- Für die Verdünnung der aus dem Grubengebäude austretenden Lösungen wird angenommen, dass die Salzkonzentrationen bis auf Trinkwasserqualität verdünnt werden, bevor solche Wässer in die Nahrungskette gelangen. Dabei wird nicht unterschieden, ob die Verdünnung in grundwasserführenden Deckgebirgsschichten oder in oberflächennahen Gewässern erfolgt. Zur Abschätzung der Verdünnung wird die Trinkwasserverordnung [5] herangezogen, die für Chlor den Prüfwert von 0,25 g/l vorschreibt. Unter der Annahme einer aus der Grube freigesetzten R-Lösung⁵ wird daraus ein Verdünnungsfaktor von 1 100 abgeschätzt.

⁵ Bei Annahme einer R-Lösung im quinären System befindet sich die Grubenlösung im Gleichgewicht mit den Salzmineralen Carnallit, Kainit, Kieserit und Halit, jedoch nicht im Gleichgewicht mit Bischofit. Die adäquate Lösungszusammensetzung im hexären System ist eine IP19-Lösung, bei der die Grubenlösung zusätzlich mit Polyhalit im Gleichgewicht steht.

- Als Dosiskonversionsfaktoren (DKF) werden diejenigen aus den aktuellen Berechnungen des Sicherheitsnachweises ERAM [13] verwendet, die in Anlehnung an die AVV [3] berechnet wurden. Für die Ermittlung der Bandbreite der Konsequenzen werden die Altersgruppen der über 17-jährigen Personen (Erwachsene) und der unter 1-jährigen Kleinkinder (mit Muttermilch ernährt) herangezogen. Zum Vergleich und zur Einschätzung der verwendeten DKF sind in Tabelle 2 die Werte für den reinen Trinkwasserpfad angegeben. Diese Werte wurden für die Altersgruppe der Erwachsenen aus den Ingestionsdosisfaktoren der AVV [3] unter Verwendung einer jährlichen Trinkwasseraufnahme von 700 Litern ermittelt. Sie sind für einige Radionuklide deutlich niedriger und zeigen die Relevanz der standort- und endlagerspezifischen Annahmen zu den Expositionspfaden (langfristige Akkumulation der Radionuklide im Boden, Beregnung, Aufenthalt auf kontaminierten Flächen, usw.), die in den ERAM-spezifischen DKF enthalten sind. Insbesondere für Th-232 und Cs-137 führen diese endlagerspezifischen Annahmen zu deutlich höheren DKF als über den reinen Trinkwasserpfad.

Tab. 2: Ausgewählte Radionuklide und zugehörige Eingangsgrößen für die Berechnungen der potenziellen Strahlenexpositionen

Radio-nuklid	Halb-wertszeit [a]	Inventar zum Zeit-punkt 01.01.2005 [Bq]		DKF für den Trink-wasserpfad [Sv/a / Bq/l]	DKF in Anlehnung an die AVV [3] gemäß [13] [Sv/a / Bq/l]	
		gesamt	MAW		Erwachsene	Kleinkinder
Ni-63	100,10	$7,4 \cdot 10^{14}$	$6,6 \cdot 10^{14}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$4,9 \cdot 10^{-6}$
Sr-90	28,78	$3,1 \cdot 10^{14}$	$1,3 \cdot 10^{14}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$
Cs-137	30,07	$5,3 \cdot 10^{14}$	$1,9 \cdot 10^{14}$	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
Pu-240	6 563	$2,2 \cdot 10^{13}$	$1,0 \cdot 10^{12}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$9,6 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-3}$
Th-232	$1,405 \cdot 10^{10}$	$3,5 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{+0}$
Ra-228	5,75	$1,1 \cdot 10^9$	$6,4 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$
Pu-241	14,35	$9,6 \cdot 10^{14}$	$3,9 \cdot 10^{13}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$
Am-241	432,20	$9,9 \cdot 10^{13}$	$7,4 \cdot 10^{12}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$
Pu-238	87,74	$3,6 \cdot 10^{13}$	$1,3 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$
U-234	245 500	$1,3 \cdot 10^{12}$	$4,7 \cdot 10^9$	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
Ra-226	1 600	$2,0 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-1}$
Pb-210	22,30	$1,2 \cdot 10^{11}$	$9,7 \cdot 10^1$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
Pu-239	24 110	$1,9 \cdot 10^{13}$	$1,0 \cdot 10^{12}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$9,8 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$

Letztlich wurde für die folgenden Abschätzungen eine Auswahl der Radionuklide nach potenzieller Dosisrelevanz vorgenommen, siehe Tabelle 2: Kriterium für die Relevanz ist eine potenzielle radionuklidspezifische Strahlenexposition von >1 mSv/a im Basisfall (Gesamtinventar)⁶.

Da das Inventar zum Zeitpunkt 01.01.2005 vorgegeben ist, wird in allen folgenden Rechnungen ein radioaktiver Zerfall von 4,5 Jahren zusätzlich berücksichtigt. Dies entspricht einem fiktiven Beginn der im Folgenden definierten Störfallszenarien zum Zeitpunkt 01.07.2009. Alle im Folgenden angegebenen Zahlen beziehen sich auf diesen Zeitpunkt.

⁶ Im Basisfall (Gesamtinventar) werden das Gesamtinventar vollständig im initialen Poren- bzw. Lösungsvolumen des Grubengebäudes, einschließlich Carnallitumlösung, gelöst und die Radionuklidkonzentrationen mit den in Tabelle 2 angegebenen DKF multipliziert, siehe Kapitel 5.1.

5 Ergebnisse

Zur Abschätzung der Konsequenzen eines auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösungen werden die folgenden Szenarien betrachtet. Anhand dieser Szenarien werden jeweils Radionuklidkonzentrationen im Grubengebäude abgeschätzt, die zur Berechnung der potenziellen Strahlenexpositionen in der Biosphäre verwendet werden.

- Basisfall (Gesamtinventar): Das gesamte Grubengebäude ist gleichmäßig mit Lösung gefüllt; das gesamte mögliche Carnallitvolumen wird umgelöst; alle Radionuklide sind gleichmäßig in der Lösung verteilt; der Austritt erfolgt über den Bereich der desintegrierten Steinsalzbarriere in 500 m Teufe; die Ausbreitung im Deckgebirge erfolgt über unbekannte Wege ins Oberflächenwasser (eine Verzögerung durch den Transport der Radionuklide wird hier nicht weiter berücksichtigt, siehe die Diskussion in Kapitel 6)

Im Basisfall wird damit kein anfänglicher Konzentrationsgradient in der Grube von unten nach oben berücksichtigt, ebenso keine zeitlich zunehmende Konzentration von Radionukliden nach dem Volllaufen der Grube.

- Basisfall LAW: Dito – separat für Radionuklide aus den LAW-Einlagerungskammern
- Basisfall MAW: Dito – separat für Radionuklide aus der MAW-Kammer bei geringem verdünnungswirksamen Volumen als im Basisfall (Gesamtinventar). Die MAW-Kammer ist nicht versetzt, füllt sich mit Lösung und die Radionuklide gelangen ungehindert aus der Kammer.
- Varianten:
 - Variante (1) zum Basisfall LAW: anfänglicher vertikaler Konzentrationsgradient im Grubengebäude
 - Variante (2) zum Basisfall LAW: Variation der Zutrittsrate zur Untersuchung des Einflusses des Zeitpunkts des Volllaufens der Grube
 - Variante (3) zum Basisfall LAW: veränderte Poren- bzw. Lösungsvolumina
 - (a) verändertes Porenvolumen in der Grube durch begrenzte oder vergrößerte Umlösung von Carnallit

(b) verändertes verdünnungswirksames Lösungsvolumen für Radionuklide aus den Einlagerungskammern durch zutrittsbedingte Kanalisierungseffekte: Lösung gelangt rasch (über nicht weiter definierte Fließwege („Kanäle“) im westlichen Bereich der Grube) nach unten und füllt die Grube gleichmäßig von unten nach oben auf; kontaminierte Lösung aus den Einlagerungskammern kann sich über die Kanäle schnell bis zur desintegrierten Steinsalzbarriere in 500 m Teufe ausbreiten.

(c) verändertes verdünnungswirksames Lösungsvolumen für Radionuklide aus den Einlagerungskammern durch bautechnisch bedingte Kanalisierungseffekte: Lösung füllt die Grube gleichmäßig von unten nach oben; kontaminierte Lösung aus den Einlagerungskammern kann sich über „Kanäle“, z.B. einen unzureichend verfüllten Blindschacht, bis zur desintegrierten Steinsalzbarriere in 500 m Teufe ausbreiten.

- Variante (4) zum Basisfall MAW: wie Basisfall MAW, aber mit Freisetzungverzögerung durch Berücksichtigung der Mobilisierung.
- Variante (5) zum Basisfall MAW: mit Vorsorgemaßnahme. Die MAW-Kammer wird vollständig mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material verfüllt, es gibt Löslichkeitsbegrenzungen von Radionukliden, die Mobilisierung verzögert die Freisetzung der Radionuklide.

Zur Veranschaulichung der Szenarien wird das Grubengebäude vereinfachend dargestellt, siehe Abbildung 1. Die Kästen sollen die Hohlraumvolumina der jeweiligen Bereiche repräsentieren. Zur weiteren Vereinfachung der Darstellung wird das Hohlraumvolumen des Tiefenaufschlusses zu den Volumina oberhalb von 725 m Teufe addiert⁷.

⁷ Die Volumina des Tiefenaufschlusses werden in den Überlegungen zu allen Varianten berücksichtigt, z.B. auch bei den verdünnungswirksamen Volumina im Fall von Kanalisierungen. Da die Lösung im Tiefenaufschluss weitgehend unkontaminiert ist, ist die gewählte Vorgehensweise nicht konservativ, denn die Radionuklidkonzentrationen in der Grube können wegen des größeren verdünnungswirksamen Volumens unterschätzt sein. Da jedoch durch Konvergenz Lösung aus dem Tiefenaufschluss in das Baufeld in der Südflanke gelangt und dort zur Verdünnung beiträgt, ist die Berücksichtigung des Volumens des Tiefenaufschlusses gerechtfertigt.

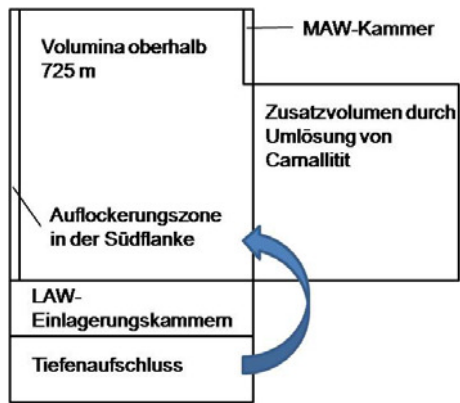


Abb. 1: Volumina im Grubengebäude. Skizze als Basis für die folgenden Darstellungen der Radionuklidkonzentrationen

5.1 Basisfall (Gesamtinventar): Homogene Verteilung aller Radionuklide im gesamten Grubengebäude

Im Basisfall wird angenommen, dass das gesamte Grubengebäude mit Lösung gefüllt ist und dass die Radionuklide aus allen Einlagerungsbereichen nach instantaner Mobilisierung in der Grubenlösung homogen verteilt sind, siehe Abbildung 2.

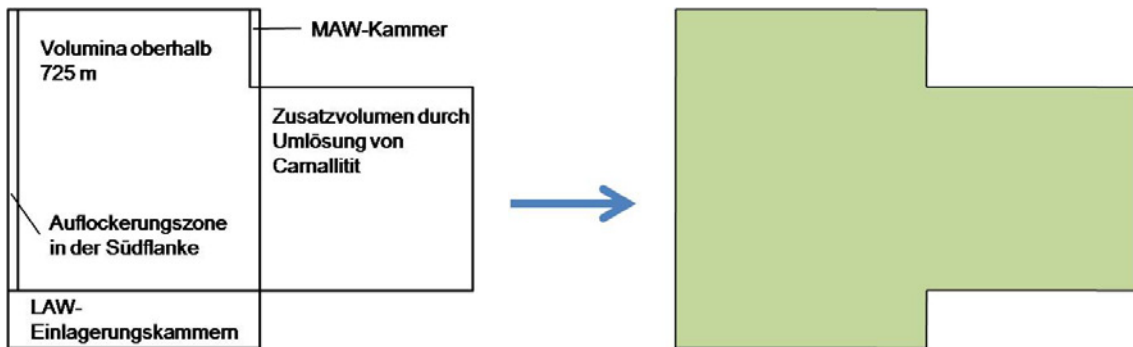


Abb. 2: Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude im Basisfall (Gesamtinventar)

Außerdem wird angenommen, dass die Zutrittslösung den Carnallit schnell bis zum Erreichen des invarianten Punktes IP19⁸ bzw. R umlöst. Bleibt beim auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt die derzeitige chemische Zusammensetzung der Zutrittslösung – wider Erwarten – unverändert, werden je m³ Lösung bis zum Punkt IP19 ca. 1,7 m³ Trümmercarnallit bzw. 2,2 m³ geschichteter Carnallit umgesetzt. Tritt nur an NaCl gesättigte Lösung zu, werden ca. 2,3 m³ Trümmercarnallit bzw. 3 m³ geschichteter Carnallit umgesetzt. Bei Umlösung bis zum Punkt IP19 nimmt das Lösungsvolumen im Fall der an NaCl gesättigten Lösung gegenüber dem Ausgangszustand um ca. 70 % zu [11]. Diese Zunahme des Porenvolumens ist zwar groß, ist aber nicht notwendigerweise der maximal mögliche Zustand: Erstens wird das chemische Gleichgewicht von Lösung und Carnallit erst bei weiter fortschreitender Umlösung bis zum Punkt IP20 bzw. Z (vgl. Fußnote 8) erreicht und zweitens wird eine Zutrittsrate über 200 m³/d eine an NaCl untersättigte Zutrittslösung zur Folge haben, die sowohl Steinsalz als auch den Salzversatz auflöst. Im Sinne einer ungünstigen Annahme wird im Folgenden das geringere Poren- bzw. Lösungsvolumen bei Umlösung bis zum Punkt IP19 verwendet, da ein kleineres verdünnungswirksames Volumen zu höheren Radionuklidkonzentrationen und damit zu höheren potenziellen Strahlenexpositionen führt. Mit der gleichen Begründung wird auch angenommen, dass die noch offenen Resthohlräume in den Einlagerungskammern und in deren Nahbereich mit Sorelbeton verfüllt sind.

Wird für die aus dem Grubengebäude austretende Lösung eine R-Lösung zugrunde gelegt, so lässt sich eine mögliche Verdünnung in der Biosphäre abschätzen: Damit diese Lösung Trinkwasserqualität erreicht, bedarf es eines Verdünnungsfaktors von etwa 1 100 für die zulässige Cl-Konzentration bzw. 3 000 für die zulässige Mg-Konzentration⁹, siehe auch Kapitel 4. Als ungünstiger Wert wird die geringere Verdünnung angenommen. In Tabelle 3 sind die wesentlichen Parameter für den Basisfall zusammengestellt.

⁸ Es wird für sehr wahrscheinlich erachtet, dass der Aufschlussgrad von Bischofit in der gesamten Grube zu gering ist, um in wenigen Jahrzehnten eine Umlösung des Carnallits bis zum Gleichgewicht am invarianten Punkt IP 20 (hexäres System) bzw. Punkt Z (quinäres System) – mit Bischofit im Gleichgewicht – zu erreichen.

⁹ Der Wert für die Mg-Konzentration wurde mittels eines Grenzwertes aus einer nicht mehr aktuellen Novellierung der Trinkwasserverordnung aus dem Jahr 1999 berechnet. In der aktuell gültigen Trinkwasserverordnung aus dem Jahr 2001 [5] wird kein Grenzwert mehr für Magnesium genannt.

Tab. 3: Kenngrößen für den Basisfall

Parameter	Status	Wert
Inventar	LAW und MAW	Gesamtinventar
Mobilisierungsdauer der Abfälle	instantan in Lösung	0 a
initiales Porenvolumen	ungünstige Annahme: Verfüllung Resthohlräume mit Sorelbeton	$1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Porenvolumen nach Carnallitumlösung	Umlösung bis IP19	$2,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Radionuklidkonzentrationen in der Grube	homogen	-
Dauer des Lösungszutritts	durchschnittlich $200 \text{ m}^3/\text{d}$	30 a
Austrittsort	desintegrierter Bereich der Steinsalzbarriere	500 m Teufe
Schachtverschluss	dicht (nicht betrachtet)	-
Resthohlraumverfüllung im Nahbereich	ungünstige Annahme: vollständig mit Sorelbeton	-
Firstspaltverfüllung	ist erfolgt	-
Versatzinjektionen	keine	-
Biosphäre: Verdünnungsfaktor	Trinkwasserqualität	1 100

Bei den angenommenen hohen Zutrittsraten der Deckgebirgslösung ist anzunehmen, dass der Strömungswiderstand im Deckgebirge gering ist, so dass das Auspressen kontaminierter Lösung aus der Grube in das Deckgebirge ebenfalls mit einer hohen Rate erfolgt. Abschätzungen der anfänglichen Auspressrate über die in gebirgsmechanischen Rechnungen [17] ermittelten Verschiebungsraten führen zu einem Wert von einigen $10\,000 \text{ m}^3/\text{a}$. Ähnliche Werte für die Phase nach Volllaufen der Grube wurden in der gebirgsmechanische Langzeitprognose [16] bei einem natürlichen Volllaufen der Grube¹⁰ ermittelt. Bei so hohen Auspressraten ist anzunehmen, dass die kontaminierte Lösung entlang diskreter Ausbreitungswege über den Salzspiegel und das verstückelte Deckgebirge bis in das oberflächennahe Grundwasser fließt, so dass kurze Transportzeiten und geringe verdünnungswirksame Volumina bis zum Eintritt in das Oberflächen- bzw. Trinkwasser zu erwarten sind. Daher können für den Störfall weder sinnvolle noch belastbare Werte für die Rückhaltung von Radionukliden und die Verdünnung der ausgepressten, kontaminierten Lösung im Deckgebirge ermittelt werden.

¹⁰ In dieser Studie wurde eine Zutrittsrate von $11 \text{ m}^3 \text{ NaCl-Lösung/Tag}$ unterstellt.

In den folgenden Abschätzungen werden die Konzentrationen der Radionuklide in der ausgesprengten Lösung nur durch deren angenommene Verdünnung auf Trinkwasserqualität (in der Biosphäre) verringert und die radiologischen Konsequenzen mit den Dosiskonversionsfaktoren gemäß Tabelle 2 berechnet. In Tabelle 4 sind die für den Basisfall berechneten Strahlenexpositionen für die ausgewählten Radionuklide zu drei verschiedenen Zeitpunkten aufgelistet.

Das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition ist generell geringer, je später die Radionuklide in die Biosphäre gelangen, da relativ kurzlebige Radionuklide für das Maximum mit verantwortlich sind. Einerseits wirkt bei größeren Verweilzeiten im Gesamtsystem der radioaktive Zerfall länger; andererseits wird die Auspressrate mit der Zeit merklich abnehmen, wodurch sich die potenzielle – hier allerdings nicht berücksichtigte – Transportverzögerung im Deckgebirge erhöht. Dies wird zu späten Zeiten zu niedrigeren potenziellen Strahlenexpositionen führen.

Die aktuellen Abschätzungen zeigen das Expositionsmaximum für den auslegungswahrscheinlichen Lösungszutritt mit einer durchschnittlichen Zutrittsrate von 200 m³/d unmittelbar nach Ende des Lösungszutritts in die Grube. Für die folgende Diskussion wird der Zeitpunkt 40 Jahre aus Tabelle 4 herangezogen (d. h. 10 Jahre nach dem Volllaufen der Grube). Für die Altersgruppe der Erwachsenen wird das Gesamtmaximum durch die kurzlebigen Radionuklide Cs-137 und Am-241 dominiert, sodass die potenziellen Strahlenexpositionen mit zunehmender Verweilzeit im verfüllten Grubengebäude und Deckgebirge abnehmen. Für die Altersgruppe der Kleinkinder wird das Maximum durch das langlebige Radionuklid Th-232 dominiert. Durch die sehr hohe Halbwertszeit von Th-232 nimmt das Gesamtmaximum der Strahlenexposition mit zunehmender Verweilzeit nur geringfügig ab; das Maximum wird neben Th-232 von Cs-137, Sr-90 und den Plutoniumisotopen dominiert. Eine Abnahme der von Th-232 verursachten radiologischen Konsequenzen wäre nur durch eine Verringerung der Th-Konzentration in Lösung möglich. Als mögliche Effekte kommen hier Löslichkeitsgrenzen¹¹ oder größere verdünnungswirksame Volumina in Frage, wobei größere verdünnungswirksame Volumina weder im Grubengebäude noch im Deckgebirge prinzipiell auszuschließen sind.

¹¹ Durch die Verfüllung der Einlagerungskammern mit einem geeigneten Versatzstoff und die Begrenzung der Lösungsbewegungen könnten die Th-Konzentrationen in den Einlagerungskammern langfristig um Größenordnungen verringert werden; für diese Bedingungen liegen Berechnungen vor [12], die hier jedoch nicht berücksichtigt werden konnten, siehe Kapitel 4.

Tab. 4: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall (Gesamtinventar) zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,3	0,2	0,1	1,1	0,8	0,6
Sr-90	7,9	3,0	0,90	27	10	3
Cs-137	75	30	9,4	100	41	13
Pu-240	8,8	8,8	8,7	31	31	31
Th-232	16	16	16	340	340	340
Ra-228	0,4	0,4	0,4	7,3	7,3	7,3
Pu-241	0,8	0,1	0,01	2,0	0,3	0,03
Am-241	39	38	35	140	130	120
Pu-238	7,8	5,7	3,9	28	21	14
U-234	0,8	0,8	0,8	6	6	6
Ra-226	2,4	2,4	2,3	26	25	25
Pb-210	0,2	0,2	0,2	1,0	1,0	1,0
Pu-239	7,7	7,7	7,7	28	28	28

Durch die während des Volllaufens der Grube ablaufende Konvergenz wird das verdünnungswirksame Lösungsvolumen in der Grube stetig abnehmen. Unter der Annahme, dass alle Radionuklide sofort in Lösung gehen und sich homogen in der Lösung verteilen, sind die Radionuklidkonzentrationen und berechneten Expositionen am größten, wenn das Volumen direkt nach dem Volllaufen des Grubengebäudes verwendet wird. Dagegen wird die Auspressrate mit der Zeit merklich abnehmen, wodurch sich die – in den Abschätzungen nicht berücksichtigte – Transportverzögerung im Deckgebirge erhöhen und die berechnete Exposition verringern würde. Beide Effekte zusammen beeinflussen also die berechneten Strahlenexpositionen gegenläufig und es ist nicht abzuschätzen, welcher Effekt dominiert. In den Abschätzungen werden beide Effekte nicht berücksichtigt.

Inwieweit die hier berechneten Maxima der potenziellen Strahlenexposition durch das Inventar in den LAW-Bereichen oder in der MAW-Kammer bestimmt werden und ob der Basisfall als eher ungünstiger Fall zu bewerten ist, zeigen die Varianten in den nachfolgenden Unterkapiteln.

5.2 Freisetzung von Radionukliden aus dem LAW-Bereich

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse berücksichtigen nur das Radionuklidinventar in den LAW-Einlagerungskammern. Da sich dieses Inventar tief im Grubengebäude, d. h. auf 750 m bzw. 725 m Tiefe befindet, eignet es sich für die Untersuchung der Auswirkungen der meisten Varianten – wie Umlösung am Carnallit, Kanalisierung, usw. –, denn alle Radionuklide sind dann auf dem Weg in das Deckgebirge davon betroffen. Die Auswirkungen des Radionuklidinventars in der MAW-Kammer werden in Kapitel 5.3 behandelt.

5.2.1 Basisfall LAW: homogene Durchmischung im Gesamtvolumen

Im Basisfall LAW wird angenommen, dass das gesamte Grubengebäude mit Lösung gefüllt und die Radionuklide aus allen LAW-Einlagerungsbereichen in der Porenlösung homogen verteilt sind. Der Fall entspricht dem im Kapitel 5.1 dargestellten Basisfall (Gesamtinventar), wobei jedoch das Inventar der MAW-Kammer nicht berücksichtigt wird.

Die Ergebnisse für den Basisfall LAW sind in Tabelle 5 aufgelistet. Sie zeigen, dass sich die berechneten Maxima im Vergleich zum Basisfall (Gesamtinventar) nur wenig verringern: Für die Altersgruppe der Erwachsenen wird das Maximum weiterhin durch Cs-137 und Am-241 dominiert, wobei sich die jeweiligen nuklidspezifischen Maxima um weniger als 40 % (Cs-137) bzw. 10 % (Am-241) verringern. Für die Altersgruppe der Kleinkinder wird das Gesamtmaximum weiterhin durch das langlebige Th-232 und – zu einem geringeren Teil – durch die kurzlebigen Radionuklide Am-241 und Cs-137 bestimmt; die Expositionswerte von Th-232 ändern sich nicht. Grund für die geringen Unterschiede ist die Dominanz der dosisrelevanten radionuklidspezifischen Inventare in den LAW-Bereichen gegenüber denen in der MAW-Kammer im hier betrachteten Fall einer homogenen Verteilung der Radionuklide im gesamten Lösungsvolumen (anders im Basisfall MAW, siehe Kap. 5.3.1).

Tab. 5: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall LAW zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,03	0,02	0,01	0,12	0,09	0,06
Sr-90	4,5	1,7	0,5	15	5,9	1,8
Cs-137	48	19	6	65	26	8
Pu-240	8,4	8,4	8,3	30	30	29
Th-232	16	16	16	340	340	340
Ra-228	0,4	0,4	0,4	7,3	7,3	7,3
Pu-241	0,8	0,1	0,01	1,9	0,3	0,02
Am-241	37	36	33	130	125	115
Pu-238	7,6	5,5	3,7	27	20	13
U-234	0,8	0,8	0,8	6	6	6
Ra-226	2,4	2,4	2,3	26	25	24
Pb-210	0,2	0,2	0,2	1,0	1,0	1,0
Pu-239	7,4	7,3	7,3	26	26	26

5.2.2 Variante LAW: anfänglicher vertikaler Konzentrationsgradient

Auch bei einem schnellen Lösungszutritt mit auslegungsüberschreitender Rate ist nicht auszuschließen, dass sich Konzentrationsgradienten im Grubengebäude ausbilden. Eine Ursache hierfür liegt in der Mobilisierungsdauer für Radionuklide aus der Abfallmatrix, die im Basisfall vernachlässigt wird, eine weitere Ursache in einer möglichen Dichteschichtung während des Zuflusses, die dazu führt, dass sich die mobilisierten Radionuklide unvollständig advektiv bzw. konvektiv durchmischen. Für die Abschätzung der Konsequenzen eines Konzentrationsgradienten werden die folgenden Annahmen getroffen:

- Es dauert eine bestimmte Zeit t_G , bis sich der Konzentrationsgradient abgebaut hat, d. h. bis sich eine homogene Konzentration im Grubengebäude einstellt.
- Der Konzentrationsgradient baut sich zeitlich linear ab, so dass die Radionuklidkonzentration am Austrittsort entsprechend linear zunimmt.

- Es wird das gesamte Radionuklidinventar aus den LAW-Bereichen instantan gelöst.

Abbildung 3 zeigt auf der rechten Seite schematisch den Konzentrationsgradienten zu Beginn der Freisetzung aus dem Grubengebäude. Die Endkonzentration nach dem Konzentrationsausgleich berechnet sich unter den obigen Annahmen wie folgt:

$$c = \frac{I}{V_{p,ges} - 0,5 \cdot t_G \cdot \dot{V}}$$

mit dem Gesamtinventar I , dem anfänglichen Gesamt-Porenvolumen $V_{p,ges}$ und dem Volumenstrom aus der Grube \dot{V} . Die Konzentration steigt linear vom Wert Null zum Zeitpunkt „Ende der Flutung“ bis auf den Wert c nach dem Konzentrationsausgleich an.

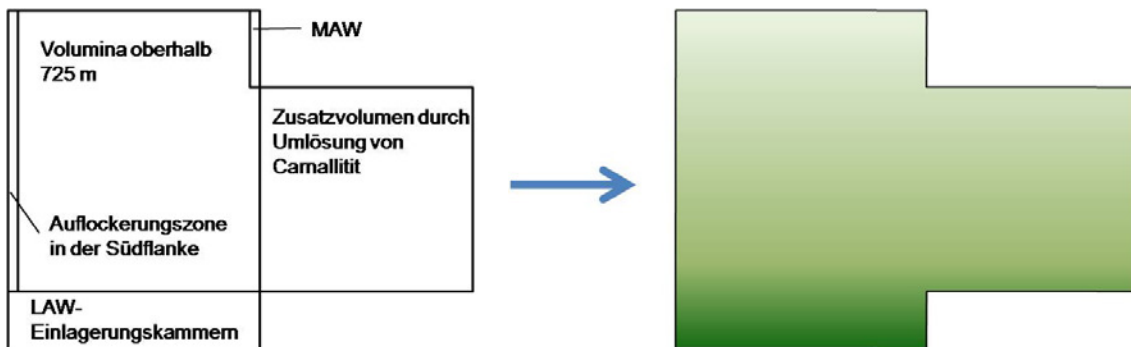


Abb. 3: Konzentrationen im Grubengebäude bei Annahme eines anfänglichen Konzentrationsgradienten

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse für einen Konzentrationsausgleich nach 50 Jahren nach dem Volllaufen der Grube zusammengestellt. Im Vergleich zu Tabelle 5 (ohne Konzentrationsgradient) ist ersichtlich, dass sich der Gradient nur zu frühen Zeiten auswirkt, denn nach 80 Jahren (30 Jahre für das Volllaufen + 50 Jahre danach) hat sich bereits eine vergleichbare – zum Teil etwas höhere – Konzentration an der Austrittsstelle ins Deckgebirge wie im Basisfall LAW eingestellt. Das bedeutet, dass die berechneten potenziellen Strahlenexpositionen zu frühen Zeiten geringer, die Gesamtmaxima der Strahlenexpositionen etwas größer und deren Auftreten zu späteren Zeiten verschoben sind.

Tab. 6: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit Konzentrationsgradient“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,01	0,02	0,02	0,03	0,10	0,07
Sr-90	1,0	2,0	0,6	3,5	6,6	2,0
Cs-137	11	21	7	15	29	9
Pu-240	1,9	9,4	9,4	6,7	33	33
Th-232	3,6	18	18	76	380	380
Ra-228	0,08	0,4	0,4	1,6	8,2	8,2
Pu-241	0,2	0,1	0,01	0,4	0,3	0,03
Am-241	8	40	37	29	140	130
Pu-238	2	6	4	6	22	15
U-234	0,2	0,9	0,9	1	7	7
Ra-226	0,6	2,7	2,6	5,8	29	28
Pb-210	0,04	0,2	0,2	0,2	1,2	1,2
Pu-239	1,7	8,3	8,3	6	30	30

Eine längere Zeitdauer bis zum Konzentrationsausgleich als 50 Jahre ist nicht zu erwarten, denn unter den getroffenen Annahmen sind bis zu diesem Zeitpunkt bereits 500 000 m³ Lösung aus dem Grubengebäude ausgepresst – d. h. ca. 25 % des anfänglichen Gesamtvolumens –, sodass eine gute Durchmischung im Grubengebäude angenommen werden muss (unter der weiterhin bestehenden Annahme, dass das gesamte Inventar der LAW-Bereiche in Lösung ist). Bei einer kürzeren Zeitdauer als 50 Jahre sind die Unterschiede zum Basisfall LAW geringer als in der hier diskutierten Variante und werden daher nicht weiter betrachtet.

5.2.3 Variante LAW: Variation der Zutrittsraten

Beim auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt werden Raten größer als 200 m³/d angenommen. In dieser Variante werden gegenüber dem Basisfall LAW kleinere oder größere Zutrittsraten betrachtet. Mit dieser Variation der Zutrittsrate wird eine Variation des Zeitpunkts der Freisetzungsbegins kontaminierter Lösung aus dem Grubengebäude untersucht. Wegen der kurzen Halbwertszeiten einiger relevanter Radionuklide ist anzunehmen, dass diese Variationen Auswirkungen auf die Gesamtmaxima der potenziellen Strahlenexpositionen haben. Die in dieser Variante auch unterstellten geringen (nicht auslegungsüberschreitenden) Zutrittsraten sollen nicht suggerieren, dass diese auch zu einem Störfall führen können, sondern dienen der Illustration der Bandbreite der Konsequenzen, die bei unterschiedlichen Zutrittsraten zu erwarten sind.

Geringe Zutrittsraten

Zunächst wird eine nicht auslegungsüberschreitende Zutrittsrate von 50 m³/d unterstellt, wodurch sich die Verweilzeit der Radionuklide während des Volllaufens der Grube auf etwa 120 Jahre verlängert. Bei der Berechnung dieses Zeitraums ist die Volumenkonvergenz nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Durch die längere Verweilzeit sind die Expositionsmaxima geringer als im Basisfall LAW. Für die Altersgruppe der Erwachsenen wird das Gesamtmaximum nun sowohl durch die kurzlebigen Radionuklide Am-241, Pu-240, Pu-239 und Cs-137 als auch durch das langlebige Radionuklid Th-232 bestimmt, wobei Am-241 dominiert. Für die Altersgruppe der Kleinkinder dominiert weiterhin Th-232.

Diese Ergebnisse sind auch auf noch geringere Zutrittsraten übertragbar. Bei Annahme einer Zutrittsrate von 12 m³/d – wie zurzeit beobachtet – würde sich die Verweilzeit der Radionuklide während des Volllaufens der Grube auf etwa 500 Jahre verlängern, wenn die Abnahme des Hohlraumvolumens durch die Konvergenz nicht berücksichtigt wird. Das Expositionsmaximum würde sowohl für die Erwachsenen als auch die Kleinkinder von Am-241 und Th-232 bestimmt, aber für die Altersgruppe der Kleinkinder weiterhin durch das langlebige Th-232 dominiert.

Tab. 7: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit geringer Zutrittsrate von 50 m³/d“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	130 a	170 a	220 a	130 a	170 a	220 a
Ni-63	0,01	0,01	0,01	0,07	0,05	0,04
Sr-90	0,6	0,2	0,07	2,0	0,8	0,2
Cs-137	6,6	2,6	0,8	9,1	3,6	1,1
Pu-240	8,3	8,3	8,2	29	29	29
Th-232	16	16	16	340	340	340
Ra-228	0,4	0,4	0,4	7	7	7
Pu-241	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
Am-241	33	31	29	120	110	100
Pu-238	3,9	2,8	1,9	14	10	7
U-234	0,8	0,8	0,8	6	6	6
Ra-226	2,3	2,3	2,3	25	24,5	24
Pb-210	0,2	0,2	0,2	1	1	1
Pu-239	7	7	7	26	26	26

Hohe Zutrittsraten

Zur Bewertung der Konsequenzen einer noch höheren Zutrittsrate als im Basisfall wurde ein Wert von 500 m³/d angenommen. In diesem Fall würde das Volllaufen der Grube rund 10 Jahre dauern. In Tabelle 8 sind die Ergebnisse für diese Variante angegeben.

Die maximalen potenziellen Strahlenexpositionen werden für die Altersgruppe der Erwachsenen wie im Basisfall LAW durch die kurzlebigen Radionuklide Cs-137 und Am-241 dominiert, der Beitrag des langlebigen Radionuklids Th-232 ist anfangs sekundär, wird aber mit zunehmender Zeit größer. Für die Altersgruppe der Kleinkinder ist das dominierende Radionuklid Th-232, gefolgt von Am-241 und Cs-137.

Die Variationen der Zutrittsraten zeigen, dass das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition, wie zu erwarten, entsprechend den Raten beeinflusst wird, dass aber die Bandbreite des Gesamtmaximums bei den zugrunde gelegten Raten von 12 m³/d bis 500 m³/d relativ gering ist. Für die Altersgruppe der Erwachsenen beträgt

die Bandbreite 60 bis 170 mSv/a (im Basisfall 130 mSv/a), für die Altersgruppe der Kleinkinder 500 bis 730 mSv/a (im Basisfall 670 mSv/a).

Tab. 8: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit hoher Zutrittsrate von 500 m³/d“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	20 a	60 a	110 a	20 a	60 a	110 a
Ni-63	0,03	0,02	0,02	0,1	0,1	0,07
Sr-90	7,2	2,8	0,8	25	9	3
Cs-137	75	30	9	100	41	13
Pu-240	8	8	8	30	30	29
Th-232	16	16	16	340	340	340
Ra-228	0,3	0,4	0,4	7	7	7
Pu-241	2,0	0,3	0,03	4,9	0,7	0,06
Am-241	36	36	34	130	130	120
Pu-238	8,9	6,5	4,4	32	23	16
U-234	0,8	0,8	0,8	6	6	6
Ra-226	2,5	2,4	2,4	26	26	25
Pb-210	0,2	0,2	0,2	1	1	1
Pu-239	7	7	7	26	26	26

5.2.4 Variante LAW: veränderte Umlösung am Carnallitit

In dieser Variante wird gegenüber dem Basisfall LAW angenommen, dass die Umlösung am Carnallitit verändert ist. Diese Annahme kann beispielsweise dadurch begründet sein, dass der Carnallitit durch bautechnische Maßnahmen (Verfüllung mit Sorelbeton) weniger zugänglich ist, oder dass die Lösung in der Grube eine andere Zusammensetzung als nur an NaCl gesättigte Lösung hat. Durch eine veränderte Umlösung werden die verdünnungswirksamen Lösungsvolumina in der Grube und die Verweilzeiten der Radionuklide während des Volllaufens der Grube geringer oder größer, weil das gesamte Porenvolumen bis zur Austrittsstelle in das Deckgebirge entweder schneller oder langsamer aufgefüllt wird. In Abbildung 4 ist schematisch dargestellt, welche Lösungsvolumina und Konzentrationsverteilungen im Grubengebäude in dieser Variante angenommen werden.

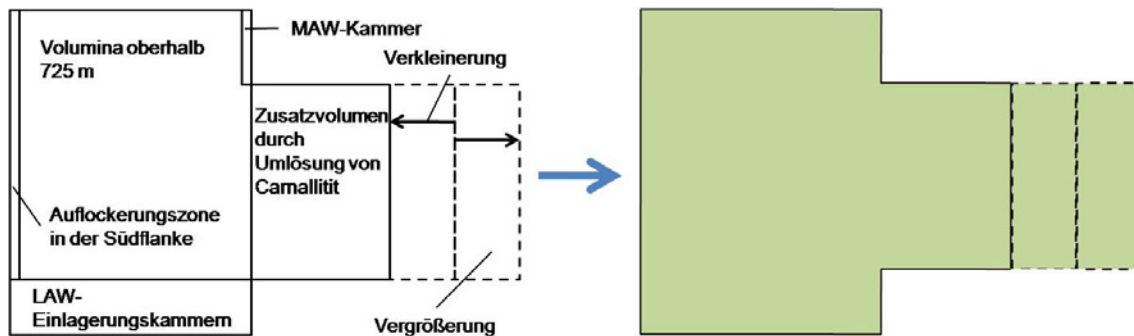


Abb. 4: Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude bei gegenüber dem Basisfall veränderter Volumenzunahme durch Umlösung am Carnallit

Im Basisfall LAW wurde angenommen, dass eine an NaCl gesättigte Zutrittslösung den Carnallit schnell bis zum Erreichen des invarianten Punktes IP19 bzw. R umlöst. Dabei werden ca. 2,3 m³ Trümmern carnallit bzw. 3 m³ geschichteter Carnallit gelöst, und das Lösungsvolumen nimmt gegenüber dem Ausgangszustand um ca. 70 % zu [11]. Die folgenden Betrachtungen gehen von abweichenden Annahmen zum Umlösungsprozess aus.

Größeres verdünnungswirksames Volumen

Es wird als sehr wahrscheinlich erachtet, dass der Aufschlussgrad von Bischofit in der Grube zu gering ist, um in wenigen Jahrzehnten eine Umlösung des Carnallits bis zum chemischen Gleichgewicht am invarianten Punkt IP20 bzw. Z – mit Bischofit – zu erreichen, d. h. ein größeres zusätzliches verdünnungswirksames Volumen durch Umlösung als im Basisfall LAW wird nicht erwartet und daher nicht weiter betrachtet.

Ein größeres zusätzliches verdünnungswirksames Volumen könnte auch entstehen, wenn die zutretende Deckgebirgslösung an NaCl untersättigt ist, d. h. sowohl Steinsalz als auch Salzversatz auflösen würde. Der Fall wird nicht betrachtet, weil das größere Lösungsvolumen zu geringeren potenziellen Strahlenexpositionen führen würde.

Geringeres verdünnungswirksames Volumen

Es sind mehrere Entwicklungen denkbar, die zu einem geringeren verdünnungswirksamen Volumen führen können:

- Wenn die derzeitige chemische Zusammensetzung der Zutrittslösung (an Halit und Anhydrit gesättigt, mit merklichem Gehalt an Magnesiumsulfat jedoch daran nicht gesättigt, vgl. [2]) unverändert bleibt, würde das resultierende Lösungsvolumen gegenüber dem Ausgangszustand wegen der geringeren Umlösung um weniger als 70 % zunehmen und wäre damit geringer als im Basisfall LAW.
- Im Baufeld in der Südflanke ist geplant, Firstspalten mit Sorelbeton zu verfüllen. Die technische Umsetzung der Maßnahme bedingt eine weitgehende Verfüllung der Abbaubegleitstrecken. Da oberhalb von 700 m Teufe Carnallit vor allem in diesen Strecken aufgeschlossen ist, wird bei einer Umsetzung der Maßnahme die Umlösung im Baufeld in der Südflanke stark reduziert. Desweiteren wird durch Konvergenz und Gasbildung Lösung aus tieferen Grubenbereichen in die höheren gepresst. Da die Umlösung im Carnallitbaufeld zwischen 750 m und 710 m Teufe mit hoher Intensität ablaufen wird, wird an $MgCl_2$ teilgesättigte Lösung in höhere Grubenbereiche gepresst, wodurch sich dort die Umlösung nochmals reduziert.

Unter der Annahme, dass die Umlösung im Carnallitbaufeld schnell bis Punkt IP19 abläuft und die Firstspaltverfüllung eine weitgehende Verfüllung der Abbaubegleitstrecken mit Sorelbeton nach sich zieht, kann die Umlösung am Carnallit oberhalb der 700-m-Sohle als vernachlässigbar betrachtet werden. Unterhalb der 750-m-Sohle kann dies auch angenommen werden, da hier der Aufschlussgrad von Carnallit sehr klein ist.

Insgesamt kann daher angenommen werden, dass sich das anfängliche Poren- bzw. Lösungsvolumen in der Gesamtgrube, einschließlich Umlösung bis Punkt IP19 im Carnallitbaufeld, auf etwa 1,6 Mio m^3 verringert; das sind etwa 600 000 m^3 weniger Lösung als im Basisfall LAW. In Tabelle 9 sind die Ergebnisse der Abschätzung mit einem verdünnungswirksamen Volumen von 1,6 Mio m^3 zusammengestellt.

Tab. 9: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „LAW mit geringerer Umlösung am Carnallit“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,04	0,03	0,02	0,2	0,1	0,1
Sr-90	7,6	2,9	0,9	26	10	3
Cs-137	79	31	10	107	43	14
Pu-240	12	11	11	41	41	40
Th-232	22	22	22	460	460	460
Ra-228	0,5	0,5	0,5	10	10	10
Pu-241	1,6	0,2	0,02	3,9	0,6	0,05
Am-241	51	49	46	180	170	160
Pu-238	11	8	5	40	29	20
U-234	1	1	1	8	8	8
Ra-226	3,3	3,3	3,2	36	35	34
Pb-210	0,2	0,2	0,2	1,3	1,4	1,40
Pu-239	10	10	10	36	36	36

Das geringere verdünnungswirksame Lösungsvolumen bewirkt wegen der höheren Radionuklidkonzentrationen höhere Expositionsmaxima als im Basisfall LAW (vgl. Tabelle 4). Für die Altersgruppe der Erwachsenen wird das Maximum zwar weiterhin durch die kurzlebigen Radionuklide Cs-137 und Am-241 bestimmt, aber das Maximum 10 Jahre nach dem Volllaufen der Grube (d. h. 40 Jahre nach Beginn des Szenarios) ist um etwa ein Drittel höher. Für die Altersgruppe der Kleinkinder wird das Maximum weiterhin durch das langlebige Th-232 dominiert; es nimmt im Vergleich zum Basisfall LAW ebenfalls deutlich zu.

Das Ergebnis der Variante darf nicht so interpretiert werden, dass eine Verfüllung der noch offenen Grubenräume bzw. des vorhandenen Porenraums im Salzgrusversatz zwangsläufig zu höheren Strahlenexpositionen führen wird, denn bei den hier vorgenommenen Abschätzungen wird lediglich der Einfluss auf das verdünnungswirksame Lösungsvolumen bewertet. Andere wesentliche Einflussfaktoren auf die Ausbreitung von Radionukliden, wie z. B. die Einschränkung der Volumenkonvergenz und die damit verbundene geringere Auspressrate aus dem Grubengebäude, werden nicht erfasst.

Dies betrifft auch den falschen Schluss, dass der Zutritt einer nur an NaCl gesättigten Lösung bezüglich der radiologischen Konsequenzen generell günstiger ist als eine MgCl₂-haltige Lösung. Anhand solcher geänderten Annahmen können aber andere Porenvolumina für das Grubengebäude nachvollziehbar berechnet werden, um die Auswirkungen unterschiedlicher verdünnungswirksamer Volumina bewerten zu können. Jede Umlösung von Carnallit führt nicht nur zu einer Volumenvergrößerung sondern auch zur Entfestigung des Salzgesteins und somit zu einem weiteren Tragfähigkeitsverlust im Grubengebäude, so dass neben Bergschäden auch erhebliche radiologische Konsequenzen zu besorgen wären.

5.2.5 Variante LAW: mit Kanalisierungseffekten

In den folgenden Varianten wird angenommen, dass die Ausbreitung der kontaminierten Lösung aus einzelnen Einlagerungskammern (ELK) auf bevorzugten Wegen, d. h. kanalisiert, erfolgt. Dadurch verringert sich das verdünnungswirksame Volumen, und die dadurch größeren Radionuklidkonzentrationen in der Lösung führen zu höheren berechneten Strahlenexpositionen. Die Verweilzeit der Radionuklide während des Volllaufens der Grube ändert sich jedoch nicht. Abbildung 5 zeigt schematisch die angenommenen Radionuklidkonzentrationen in der Grube; dunkle Farbe kennzeichnet höhere Radionuklidkonzentrationen.

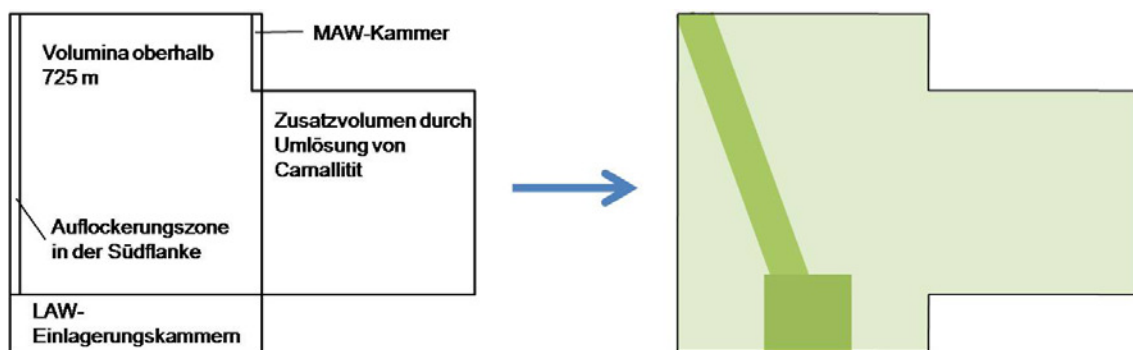


Abb. 5: Konzentration der Radionuklide bei Kanalisierung des Transports im Grubengebäude

Zutrittsbedingte Kanalisierungseffekte

Für die Abschätzung der Auswirkung eines zutrittsbedingten Kanalisierungseffektes wird im Basisfall LAW zusätzlich unterstellt, dass die Zutrittslösung über nicht weiter

definierte Kanäle im westlichen Bereich der Grube rasch in die ELK 8/750 einströmt, dort das Inventar vollständig auflöst und die kontaminierte Lösung aus der Einlagerungskammer über den gleichen Weg bis zur desintegrierten Steinsalzbarriere gelangt. Dabei wird angenommen, dass sich die Lösung entlang dieses Weges mit der Lösungsmenge in einer Kammerreihe – etwa 200 000 m³ – ungehindert austauschen kann.

Eine derartige Kanalisierung der aus ELK 8/750 austretenden Lösung in der Grube würde deutlich höhere Expositionsmaxima als im Basisfall LAW verursachen. Das Maximum wäre für beide Altersgruppen durch das langlebige Radionuklid Th-232 dominiert und daher unabhängig von Verweilzeiten im Gesamtsystem; es könnten für Erwachsene 100 mSv/a und für Kleinkinder fast 2 Sv/a erreicht werden. Gründe sind das hohe Inventar von Th-232 in der ELK 8/750, welches einem hohen Anteil am Gesamtinventar von Th-232 entspricht, und das geringe verdünnungswirksame Volumen im kanalisierten Fließweg.

Von entscheidender Bedeutung für das berechnete Maximum ist, welche Lösungsmenge aus dem Baufeld in der Südflanke sich mit Lösung in den diskreten Kanälen austauscht: falls angenommen werden könnte, dass mehrere Kammerreihen des Baufeldes in der Südflanke zur Verdünnung beitragen würden, fielen die berechneten Strahlenexpositionen entsprechend niedriger aus.

Bergbautechnisch bedingte Kanalisierungseffekte

Für die Abschätzung der Auswirkung eines bergbautechnisch bedingten Kanalisierungseffekts wird im Basisfall LAW zusätzlich unterstellt, dass die Zutrittslösung rasch in die ELK 4/750 einströmt, das Inventar vollständig auflöst und die kontaminierte Lösung aus der Einlagerungskammer über den unzureichend verfüllten Blindschacht 2 zur desintegrierten Steinsalzbarriere gelangt¹². Es wird (ohne dieses zu begründen) angenommen, dass sich die Lösung im Blindschacht 2 mit einem Zehntel des Lösungsvolumens aus den benachbarten Kammerreihen – etwa 40 000 m³ Lösung – über seine Verbindungsstrecken ungehindert austauschen kann.

¹² Blindschacht 2 erreicht oberhalb der 574-m-Sohle den Teufenbereich des Salzlösungszutritts und fährt im obersten Bereich bereits den Rötanhydrit im Deckgebirge an.

Eine derartige Kanalisierung der aus der Einlagerungskammer 4/750 austretenden kontaminierten Lösung in der Grube würde deutlich höhere Expositionsmaxima als im Basisfall LAW verursachen. Das Maximum wäre für beide Altersgruppen durch das langlebige Th-232 dominiert und daher unabhängig von Verweilzeiten im Gesamtsystem; es könnten für Erwachsene ca. 50 mSv/a und für Kleinkinder ca. 1 Sv/a erreicht werden. Gründe sind das relativ hohe Inventar in der Einlagerungskammer und das geringe verdünnungswirksame Volumen im kanalisierten Fließweg.

Von entscheidender Bedeutung für das berechnete Maximum ist auch hier, welche Lösungsmenge aus dem Baufeld in der Südflanke sich mit Lösung im Blindschacht mischen kann.

Potenzielle gebirgsmechanisch bedingte Kanalisierungseffekte

Eine Kanalisierung des Radionuklidtransports in aufgelockerten Gebirgsbereichen außerhalb des Grubengebäudes entlang der Südflanke wurde hier nicht betrachtet. Die in [17] erwähnte Möglichkeit des Öffnens von Scherklüften in der Steinsalzbarriere und im südlich vorgelagerten Deckgebirge kann eventuell eine solche Kanalisierung bewirken. Da aber zu wenige Informationen über die zukünftige Entwicklung dieser Prozesse und keine relevanten hydraulischen Parameter für diese Scherklüfte vorliegen, konnten die Auswirkungen solcher eventuell eintretenden Kanalisierungseffekte nicht betrachtet werden.

5.3 Freisetzung von Radionukliden aus dem MAW-Bereich

In diesem Kapitel wird untersucht, welchen Beitrag die Radionuklide in der MAW-Kammer zu den potenziellen Strahlenexpositionen leisten können. Dabei werden drei Fälle untersucht:

1. Basisfall MAW: MAW-Kammer ohne Sorelbeton-Verfüllung
2. Variante: MAW-Kammer ohne Sorelbeton-Verfüllung, aber mit Verzögerung der Mobilisierung
3. Variante: MAW-Kammer mit Sorelbeton-Verfüllung; mit Verzögerung der Mobilisierung und Rückhaltung einiger Radionuklide durch Löslichkeitsgrenzen

Der Basisfall MAW wurde konsistent mit dem Basisfall (Gesamtinventar) definiert, obwohl für die MAW-Kammer eine Vollverfüllung mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material vorgesehen ist. Die Vollverfüllung wird bei der 2. Variante berücksichtigt, denn es kann angenommen werden, dass diese Maßnahme auch bei einem auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung noch durchgeführt werden kann. Vom HMGU wurden einige Untersuchungen zum Lösungszutritt in die MAW-Kammer unter der Annahme einer Vollverfüllung durchgeführt, deren Resultate in die folgenden Abschätzungen einfließen.

Für die in der MAW-Kammer eingelagerten Radionuklide wurden keine Abschätzungen zum Einfluss von Kanalisierungen betrachtet, weil deren Auswirkungen in diesem Teil des Grubengebäudes als vernachlässigbar angesehen werden.

5.3.1 Basisfall MAW: ohne Betonverfüllung

Der Basisfall MAW enthält zwei deutliche Abweichungen gegenüber dem Basisfall (Gesamtinventar) aus dem Kapitel 5.1. Einerseits wird das Inventar der LAW-Bereiche vernachlässigt. Andererseits wird angenommen, dass das gesamte Grubengebäude mit Lösung gefüllt, jedoch nur ein geringerer Teil der Gesamtlösung für die Radionuklide aus der MAW-Kammer über den betrachteten Zeitraum verdünnungswirksam ist; in diesem Lösungsvolumen sind die Radionuklide homogen verteilt, siehe den dunkelgrünen Teil in Abbildung 6 rechts, oben. Der Basisfall enthält zwei konservative Annahmen: zum einen, dass die Radionuklide instantan – d. h. ohne Verzögerung – aus den Abfallgebinden mobilisiert werden, und zum anderen, dass sie dann direkt zur Austrittsstelle ins Deckgebirge transportiert werden.

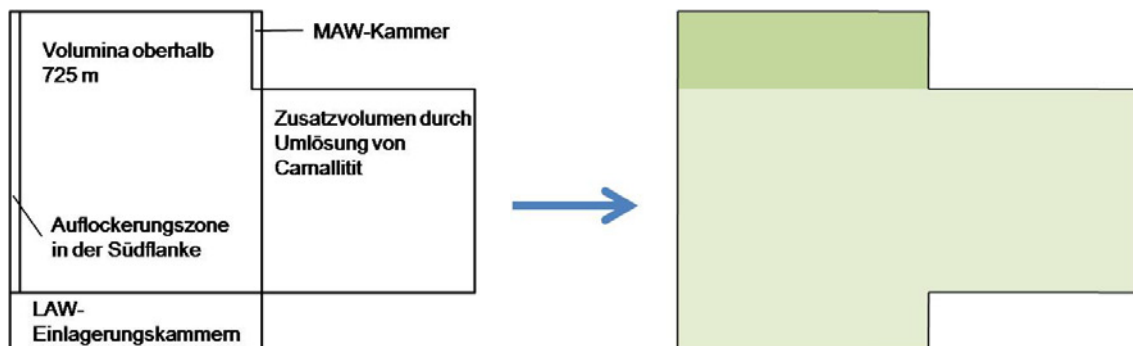


Abb. 6: Konzentration der Radionuklide im Grubengebäude im Basisfall MAW

Die Radionuklide aus den LAW-Bereichen sind im Grubengebäude vorhanden (hellgrüner und grüner Bereich), werden aber in diesem Kontext nicht berücksichtigt.

Für den Basisfall MAW wird angenommen, dass die MAW-Kammer nicht versetzt ist, so dass sich diese mit Lösung auffüllt, die wieder ausgepresst wird. Dabei wird die MAW-Kammer durchströmt und somit das radioaktive Inventar durch Korrosion der Abfallmatrizes freigesetzt sowie advektiv transportiert. Im Basisfall MAW stellt sich also im angenommenen Lösungsvolumen eine homogene Konzentration von Radionukliden über den gesamten Betrachtungszeitraum ein.

Die MAW-Kammer liegt im oberen Grubengebäude auf der 511-m-Sohle, d. h. in der Tiefe der prognostizierten Austrittsstelle ins Deckgebirge. Für die kontaminierte Lösung aus der MAW-Kammer sind diejenigen Lösungsvolumina verdünnungswirksam, die durch die MAW-Kammer hindurch strömen und die, die aus dem Baufeld in der Südflanke stammen und sich mit der kontaminierten MAW-Lösung vor dem Austritt in das Deckgebirge in 500 m Tiefe vereinigen („Zahnpasta-Effekt“¹³). Beide Volumina ändern sich mit der Zeit und sind u. a. deshalb schwierig zu prognostizieren. Bei einer durchschnittlichen Auspressrate von 10 000 m³/a (siehe oben) werden in 20 Jahren 200 000 m³ Lösung aus der Grube gepresst¹⁴. In 20 Jahren nach dem Lösungskontakt sollte das Ausbreitungsmaximum für die Radionuklide aus der MAW-Kammer überschritten sein – solange von einer sehr schnellen Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebänden ausgegangen wird. Ein Lösungsvolumen von 200 000 m³ entspricht etwa dem initialen Porenvolumen oberhalb 532 m Tiefe.

Werden 200 000 m³ Grubenlösung als verdünnungswirksam angenommen, ist das Expositionsmaximum für einige Radionuklide aus der MAW-Kammer (Cs-137, Sr-90, Ni-63) deutlich größer als im Basisfall (Gesamtinventar). Insofern ist die Abschätzung für den Basisfall (Gesamtinventar) nicht konservativ. Für alle Altersgruppen wird das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition durch Cs-137, Sr-90 und Am-241 bestimmt; die Exposition durch Th-232 ist wegen des geringen Inventars im Vergleich zu den LAW-Szenarien (siehe Kapitel 5.2) sehr gering.

¹³ Unter dem „Zahnpasta-Effekt“ ist folgendes zu verstehen: eine hoch konzentrierte Lösung wird mit einer Rate R_1 aus einer Öffnung gepresst. Wenn gleichzeitig eine frische Lösung durch die gleiche Öffnung mit der Rate R_2 gepresst wird, so nimmt die Konzentration entsprechend dem Verhältnis der Raten ab.

Tab. 10: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für den Basisfall MAW (ohne Sorelbeton) zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	2,4	1,9	1,3	11	8	6
Sr-90	37	14	4	130	48	14
Cs-137	300	120	38	410	160	52
Pu-240	4	4	4	16	16	16
Th-232	0,01	0,01	0,01	0,1	0,1	0,1
Ra-228	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-241	0,4	0,05	0	0,9	0,1	0,01
Am-241	29	27	25	100	96	89
Pu-238	3,0	2,2	1,5	11	8	5
U-234	0,03	0,03	0,03	0,24	0,25	0,25
Ra-226	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb-210	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-239	4,7	4,7	4,7	17	17	17

Alle Unterschiede zwischen dem Basisfall (Gesamtinventar) und dem Basisfall MAW resultieren aus den eingelagerten Inventaren in den LAW- bzw. MAW-Bereichen sowie den unterschiedlichen verdünnungswirksamen Lösungsvolumina.

5.3.2 Variante MAW: ohne Betonverfüllung, mit verzögerter Mobilisierung

Ein Großteil der Radionuklide in der MAW-Kammer ist in eingelagerten Metallteilen enthalten, die zusätzlich in zementierte und bituminierte Abfallmatrizes¹⁵ eingebettet sind. Es kann angenommen werden, dass deren Mobilisierung nicht instantan erfolgt, wie im Basisfall MAW (siehe Kapitel 5.3.1) angenommen, sondern zeitlich verzögert. Um die Auswirkungen einer verzögerten Mobilisierung an einem Beispiel zu erläutern,

¹⁴ Bei der hier vorgenommenen Abschätzung wäre das gesamte MAW-Inventar nach 20 Jahren vollständig aus dem Grubengebäude freigesetzt. Trotzdem werden in der Tabelle und in der Diskussion auch Werte zu späteren Zeiten diskutiert, um das Prinzip der Vorgänge zu erläutern.

¹⁵ Diese Aussage gilt nur für die MAW-Abfälle, für die LAW-Abfälle kann das nicht nachgewiesen werden.

wird in der Variante angenommen, dass alle Radionuklide über einen Zeitraum von 100 Jahren linear ansteigend aus den Abfallgebänden freigesetzt werden. Die maximale Konzentration wird also 100 Jahre nach dem Lösungskontakt mit den MAW-Abfällen erreicht. Weitere Rückhalteeffekte werden in dieser Variante nicht betrachtet. Eine Mobilisierungsdauer von 100 Jahren ist ein realistischer Wert für in Zement und Bitumen eingebettete Metallteile; je nach Einbettungsmatrix, Dicke und Materialzusammensetzung der Metalle sind jedoch auch geringere oder größere Zeitdauern möglich.

Tab. 11: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „MAW mit verzögerter Mobilisierung“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,2	0,9	1,3	1,1	4,1	5,8
Sr-90	3,7	7,1	4,3	13	24	14
Cs-137	30	60	38	41	82	52
Pu-240	0,4	2,2	4,4	1,6	7,8	16
Th-232	0,00	0,00	0,01	0,01	0,06	0,12
Ra-228	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-241	0,04	0,03	0,00	0,09	0,06	0,01
Am-241	3	14	25	10	48	89
Pu-238	0,3	1,1	1,5	1,1	4,0	5,4
U-234	0,00	0,02	0,03	0,02	0,12	0,25
Ra-226	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb-210	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-239	0,5	2,3	4,7	1,7	8,3	17

Die Tabelle 11 zeigt die potenziellen Strahlenexpositionen für diese Variante. Es ist deutlich zu erkennen, dass die verzögerte Mobilisierung einen Einfluss auf die Strahlenexpositionen hat. Nach 130 Jahren (30 Jahre für das Volllaufen der Grube + 100 Jahre nach dem Lösungskontakt) sind das Inventar vollständig mobilisiert und die potenziellen Strahlenexpositionen ähnlich dem Basisfall MAW. Die Gesamtmaxima der Strahlenexposition sind generell geringfügig kleiner und zu späteren Zeiten verschoben.

5.3.3 Variante MAW: mit Betonverfüllung, verzögerter Mobilisierung und Rückhaltung einiger Radionuklide

Wird hinsichtlich der Störfallvorsorge die Maßnahme unterstellt, den Fasskegel der MAW-Abfallgebinde mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material einzuhüllen, wird die MAW-Kammer mechanisch stabilisiert und das konvergenzaktive Volumen deutlich reduziert (es ist dann keine Konvergenz mehr zu erwarten). Gleichzeitig kann angenommen werden, dass das Verfüllmaterial das chemische Milieu günstig beeinflussen und die Lösungsbewegung („Durchströmung“) in der Kammer deutlich begrenzen wird, sodass die Rückhaltung einiger Radionuklide durch Löslichkeitsgrenzen berücksichtigt werden kann. In der hier dargestellten Variante wird angenommen, dass Plutonium und Americium durch diese Effekte zurückgehalten werden; für andere Elemente (u. a. Uran, Thorium, Strontium) liegen zwar Angaben über zu erwartende Löslichkeitsgrenzen vor [12], diese sind jedoch höher als die inventarbestimmten Elementkonzentrationen und somit nicht wirksam.

Für Americium wird eine maximale Konzentration von $7 \cdot 10^{-8}$ mol/kg_{H₂O} angenommen, für Plutonium von $1 \cdot 10^{-8}$ mol/kg_{H₂O} [12]. Für die folgende Abschätzung wird vereinfachend angenommen, dass die Maximalwerte jeweils von einem Isotop des jeweiligen Elements ausgeschöpft werden, sodass bei einem Lösungsvolumen in der MAW-Kammer von 150 m³ (nach Verfüllung) folgende Mengen in Lösung gehen können:

Am-241:	$3,2 \cdot 10^{11}$ Bq	(eingelagert: $7,4 \cdot 10^{12}$ Bq)
Pu-238:	$2,3 \cdot 10^{11}$ Bq	(eingelagert: $1,3 \cdot 10^{12}$ Bq)
Pu-239:	$8,2 \cdot 10^8$ Bq	(eingelagert: $1,0 \cdot 10^{12}$ Bq)
Pu-240:	$3,0 \cdot 10^9$ Bq	(eingelagert: $1,0 \cdot 10^{12}$ Bq)

Vergleicht man diese Werte mit den eingelagerten Inventaren, ist zu erkennen, dass zwischen 95 % und ca. 99,99 % des Inventars dieser Radionuklide in der Kammer zurückgehalten werden können.

In Tabelle 12 sind die Ergebnisse dieser Variante zusammengestellt. Die Beiträge der vier oben genannten Radionuklide sind gegenüber der Variante „MAW mit verzögerter Mobilisierung“ erheblich kleiner, die Beiträge aller übrigen Radionuklide sind unverändert, da keine weiteren Rückhalteeffekte unterstellt wurden. Die berechneten maximalen Strahlenexpositionen werden in dieser Variante durch Cs-137 und Sr-90 dominiert.

Tab. 12: Berechnete potenzielle Strahlenexpositionen für die Variante „MAW mit Mobilisierung und Löslichkeitsgrenzen“ zu drei Zeitpunkten nach Beginn des Szenarios

Radionuklid	Potenzielle Strahlenexposition [mSv/a]					
	Erwachsene (>17 a)			Kleinkinder (<1 a)		
	40 a	80 a	130 a	40 a	80 a	130 a
Ni-63	0,2	0,9	1,3	1,1	4,1	5,8
Sr-90	3,7	7,1	4,2	13	24	14
Cs-137	30	60	38	41	82	52
Pu-240	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05
Th-232	0,00	0,00	0,01	0,01	0,06	0,12
Ra-228	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-241	0,04	0,03	0,00	0,09	0,06	0,01
Am-241	1,2	1,2	1,2	4,1	4,1	4,1
Pu-238	0,3	0,8	0,8	1,1	2,8	2,8
U-234	0,00	0,02	0,03	0,02	0,12	0,25
Ra-226	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb-210	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pu-239	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01

5.4 Austritt über den Schacht

Wie in Kapitel 4 erwähnt, wird angenommen, dass auch bei einer auslegungsüberschreitenden Zutrittsrate von Deckgebirgslösung genügend Zeit zur Verfügung steht, um qualifizierte Schachtverschlüsse zu bauen. Daher sind die über die Schächte austretenden Lösungsmengen im Vergleich zu denen, die über die Übertrittsstelle im desintegrierten Bereich der Steinsalzbarriere ins Deckgebirge austreten, vernachlässigbar klein. Unabhängig davon wären die Abschätzungen, die für die Übertrittsstelle zum Deckgebirge im desintegrierten Bereich der Steinsalzbarriere in 500 m Teufe vorliegen, weitgehend gleich, da für die Abschätzungen lediglich die Radionuklidkonzentrationen im Grubengebäude zugrunde gelegt wurden. Würde der Transport im Deckgebirge jedoch im Detail berücksichtigt, müsste der Austritt über den Schacht getrennt diskutiert werden, da die Ausbreitungswege von dort bis in die Biosphäre andere sind als von der Übertrittsstelle in 500 m Teufe.

6 Diskussion der Annahmen für die Abschätzungen

Die Abschätzungen basieren im Wesentlichen auf der heutigen Situation des Grubengebäudes und der aktuellen Bilanzierung des Volumens der Resthohlräume in der Schachanlage Asse. Hieraus wurden Modellparameter für die Volumina unter der Annahme des Einbringens von Sorelbeton in die vorhandenen Resthohlräume, z.B. Firstspalten im Baufeld der Südflanke, abgeleitet. Konzeptuelle Modellvorstellungen für die Ausbreitung der Radionuklide liegen nur bezüglich der Radionuklid-Quellterme (Mobilisierung und Löslichkeiten), der Austrittsstellen aus dem Grubengebäude, der Kanalisierung des Transports sowie der Ausbreitung im Deckgebirge und in der Biosphäre (einschl. Biosphärenverdünnung und Dosiskonversionsfaktoren) zu Grunde.

Da sowohl die Detailstruktur des Grubengebäudes als auch relevante Prozesse – wie Konvergenz und Gasbildung – nicht berücksichtigt wurden, können die Abschätzungen nicht zur quantitativen Beurteilung von bautechnischen Maßnahmen herangezogen werden. Demzufolge können z. B. Auswirkungen der geplanten Firstspaltverfüllung hier nicht bewertet werden. Dafür müssten relevante Randbedingungen und Prozesse für das Systemverhalten und die Radionuklidenausbreitung – wie verdünnungswirksame Volumina, Auspressraten, Konvergenzraten und chemische Rückhalteeffekte – in ihrer zeitlichen Entwicklung umfassend abgeleitet und entsprechende Modellparameter daraufhin angepasst werden.

Die für die Ausbreitung von Radionukliden im Gesamtsystem relevanten Modellparameter, wie die Radionuklid-Quellterme, der Austritt aus dem Grubengebäude sowie die Ausbreitung im Deckgebirge und in der Biosphäre unterliegen zumeist konservativen Annahmen: die Radionuklid-Quellterme sind – außer bei einer Variante für MAW – inventarbestimmt, Löslichkeit und Sorption im Grubengebäude und Deckgebirge sind nicht berücksichtigt; die Verdünnung im Deckgebirge und in der Biosphäre entspricht einem minimalen Wert.

Die mit den ungünstigen bzw. konservativen Abschätzungen berechneten Strahlenexpositionen sind nicht gleichzusetzen mit realitätsnahen Strahlenexpositionen, die bei einem auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt zu erwarten sind. Hierfür wären aufwändige Modellrechnungen notwendig, für die spezifische Modellrandbedingungen und Modellparameter auf der Grundlage von spezifischen Störfallszenarien abgeleitet werden müssten. Allerdings zeigen die vorliegenden konservativen Abschätzungen das Gefährdungspotential der eingelagerten Abfälle auf. Die Durchführung konservativer

Expositionsschätzungen steht im Einklang mit dem in Deutschland geforderten Vorgehen zum Nachweis der Störfallvorsorge für kerntechnische Anlagen.

Im Weiteren ist auf folgende Aspekte hinzuweisen:

1. Verdünnungswirksame Volumina

- Grundsätzlich gilt, dass Radionuklidkonzentrationen und damit potenzielle Strahlenexpositionen von den verdünnungswirksamen Lösungsvolumina abhängen.
- Im Basisfall wurde beispielhaft eine Vergrößerung des anfänglichen Porenvolumens in der Grube um 70 % durch Umlösung von Carnallitit angenommen. Die Auswirkungen auf die potenziellen Strahlenexpositionen durch diesen Verdünnungseffekt sind gering und liegen innerhalb einer Bandbreite eines Faktors von weniger als 2. Wesentlicher ist, dass durch intensive Umlösung die Entfestigung des anstehenden Salzgesteins (Carnallitit) zunimmt, die dann zu gebirgsmechanischen und auch größeren radiologischen Konsequenzen führen können. Diese Auswirkungen sind im vorliegenden Bericht nicht betrachtet worden.

2. Kanalisierung

- Die Kanalisierung des Radionuklidtransports im Grubengebäude – vor allem im Baufeld in der Südflanke – führt zur Erhöhung der radiologischen Konsequenzen. Je nach den Annahmen für das Ausmaß der Kanalisierung, des Lösungsaustausches zwischen dem Kanal und der Lösung im übrigen Baufeld in der Südflanke und des in dem Kanal transportierten Anteils des Radionuklidinventars sind Erhöhungen um ca. eine halbe Größenordnung möglich.

3. Verfüllmaßnahmen in den Abfallkammern

- Für die MAW-Kammer liegen aus den vorhergehenden Untersuchungen des HMGU detaillierte Erkenntnisse zur Verfüllung der Kammer vor, die in den Abschätzungen auch berücksichtigt wurden und eine gegenüber den LAW-Bereichen andere Bearbeitungstiefe erlauben. Dies betrifft die Verfüllung der Resthohlräume mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material zur Verminderung der Konvergenz und Einkapselung der Abfälle sowie die Rückhaltung durch Löslichkeitsbegrenzung.

Eine Verfüllung mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material kann die radiologischen Konsequenzen über mehrere Effekte reduzieren: Begrenzung des Lösungszutritts in die Kammer, Verringerung des Transports aus der MAW-Kammer heraus und Rückhaltung in der Kammer durch verzögerte Mobilisierung und Löslichkeitsgrenzen. In den vorliegenden Abschätzungen wurde speziell die Rückhaltung in der Kammer betrachtet, die anderen Auswirkungen werden nachfolgend kurz angesprochen. Unter der Annahme, dass die Verfüllung zu einem günstigen chemischen Milieu führt, welches eine merkliche Rückhaltung einiger Radionuklide bewirkt, sinken die potenziellen Strahlenexpositionen für diese Radionuklide deutlich. Für einige andere Radionuklide können jedoch keine Löslichkeitsgrenzen angesetzt werden, so dass dann deren Beiträge das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition bestimmen.

Das Gefährdungspotenzial der Abfälle in der MAW-Kammer ist für eine anfängliche Zeitperiode von ca. 200 Jahren – wie sie in den Abschätzungen angesetzt wurde – vergleichbar groß wie dasjenige aller Abfälle in den LAW-Kammern. Über längere Zeiträume nimmt dieses Gefährdungspotenzial der MAW jedoch stark ab.

In einer Detailuntersuchung des HMGU zum Lösungszutritt in die MAW-Kammer wurde gezeigt, dass die Abfallgebinde in der Kammer unter bestimmten Druckrandbedingungen voraussichtlich gar nicht von Lösung erreicht werden, wenn die Kammer qualitativ hochwertig verfüllt würde [9], d. h., dass der sich aufbauende Luftdruck in dieser Kammer den Zutritt von Lösung behindert oder sogar ganz verhindert. Es ist dann davon auszugehen, dass die MAW-Kammer maximal einmal gefüllt und einmal durch Gasspeicherung entleert wird. Unter diesen Bedingungen wären die radiologischen Konsequenzen wesentlich kleiner als in den vorliegenden Abschätzungen.

Auch im Basisfall MAW wurde der Transport der Radionuklide aus der MAW-Kammer heraus konservativ betrachtet. Eine Durchspülung der Kammer ist zwar denkbar, die berechneten Konsequenzen sind aber überschätzt, denn eine Rückhaltung durch Verzögerung der Mobilisierung oder durch Überschreiten von Löslichkeitsgrenzen findet in jedem Fall statt.

- Für die LAW-Kammern liegen ebenfalls umfangreiche Untersuchungen des HMGU zu den Lösungsbewegungen vor, diese sind jedoch im Gegensatz zu denjenigen für die MAW-Kammer unter den hier vorliegenden Voraussetzun-

gen nicht belastbar. Sie zeigen aber, dass bautechnische Maßnahmen zur Störfallvorsorge denkbar sind, insbesondere zum Erreichen einer chemischen Rückhaltung, z. B. die Verfüllung mit Magnesiumhydroxid-reichen Versatzstoffen (Sorelmörtel). Da die Wirksamkeit derartiger Vorsorgemaßnahmen u. a. von den hydraulischen Bedingungen in der Betriebs- und Nachbetriebsphase abhängt, für die bisher keine belastbaren Prognosen vorliegen, wurde keine Rückhaltung berücksichtigt.

Für die Radionuklide in den LAW-Kammern wurde keine verzögerte Mobilisierung aus den Abfallmatrizes betrachtet. Dies liegt daran, dass für die relevanten kurzlebigen Radionuklide Cs-137 und Sr-90 nicht nachgewiesen werden kann, dass der überwiegende Anteil des Inventars in zementierten bzw. bituminisierten Abfallmatrizes eingebettet ist. Für die relevanten Radionuklide in der MAW-Kammer ist dieser Nachweis möglich, daher wurde dort in einer Variante eine verzögerte Mobilisierung berücksichtigt.

4. Sonstige Effekte im Grubengebäude

- Die Auswirkungen der Gasbildung und Gasspeicherung im Grubengebäude wurden nicht berücksichtigt. Das Auffüllen eines Gasspeichers würde Lösung verdrängen und auch das verdünnungswirksame Lösungsvolumen verringern. Dadurch steigen die potenziellen Strahlenexpositionen an. Da die Gasspeichervolumina jedoch als vergleichsweise gering angenommen werden können (im Bereich einiger Prozent des gesamten Porenvolumens) ist die Nichtberücksichtigung dieser günstigen Annahme gerechtfertigt.
- Die Konvergenz der versetzten Grubenbaue verringert das Hohlraumvolumen der Gesamtgrube im Laufe der Zeit. Die Auswirkungen der Konvergenz sind daher relevant bei der Abschätzung der Zeitdauer, bis das Grubengebäude mit Lösung vollgelaufen ist. Der Einfluss wurde durch vereinfachende Annahmen für die jeweiligen Zuflusszeiten berücksichtigt. Nach dem Volllaufen der Grube braucht die Konvergenz nicht mehr berücksichtigt zu werden, weil in allen Abschätzungen nur die Radionuklidkonzentrationen betrachtet werden, die von der Konvergenz nicht beeinflusst sind. Über den betrachteten Zeitraum von wenigen hundert Jahren sind die Auswirkungen der Konvergenz so gering, dass es gerechtfertigt ist, auf deren Berücksichtigung zu verzichten.

5. Effekte im Deckgebirge

- Die hydraulischen Verhältnisse im Deckgebirge werden bei dem hier unterstellten Störfall, d. h. einem auslegungsüberschreitenden Lösungszutritt in das Grubengebäude sowie einem nachfolgenden starken Lösungsaustritt in das Deckgebirge (hohe Auspressrate) gestört. Über die konkreten Ausbreitungspfade für Radionuklide können keine zuverlässigen Annahmen getroffen werden. Daher wird in den Abschätzungen zu den potenziellen Strahlenexpositionen, siehe Kapitel 5, kein Kredit von einer Transportverzögerung der Radionuklide im Deckgebirge genommen.
- Mittel- bis langfristig nehmen die Auspressraten aus dem Grubengebäude wieder ab, da der Lösungsstrom vor allem durch Konvergenz und Gasspeicherung angetrieben wird; die Konvergenz nimmt durch den zunehmenden Stützdruck des Versatzes, hydraulische Druckrückkopplungen sowie geringere konvergenzaktive Lösungsvolumina im Grubengebäude mit der Zeit ab. Sobald die Auspressrate auf eine Größenordnung von weniger als $1\,000\text{ m}^3/\text{a}$ fällt, ist zu erwarten, dass die Ausbreitungspfade im Deckgebirge wieder mit hinreichender Sicherheit prognostiziert werden können. In diesem Fall können größere Verdünnungen als um den Faktor 100 und relevante Verweilzeiten im Deckgebirge auftreten [10]. Daher ist davon auszugehen, dass durch die Transportverzögerung und Verdünnung im Deckgebirge mittel- und langfristig geringere Konsequenzen zu erwarten sind, als hier dargestellt. Die Abschätzungen sind für diese langen Zeiträume als konservativ zu betrachten.

6. Effekte in der Biosphäre

- Würden statt der AVV [3] standortspezifische Annahmen für die Berechnung der Dosiskonversionsfaktoren verwendet – wie für frühere Sicherheitsanalysen für die Schachanlage Asse II –, oder wäre die AVV an aktuelle Diskussionen zum Stand von Wissenschaft und Technik angepasst, siehe [14], wären die berechneten radiologischen Konsequenzen geringer. Insbesondere für die Exposition dominierende, langlebige Th-232 sind die Berechnungsansätze in der derzeit gültigen AVV – vor allem für die Migration in Böden und Pflanzen – derart konservativ, dass die Expositionsmaxima merklich überschätzt sind. Um die Bandbreite der anzusetzenden Dosiskonversionsfaktoren beurteilen zu können, wurden in Tabelle 2 Werte für den reinen Trinkwasserpfad angegeben, die die konservativen Berechnungsansätze der AVV ausklammern, allerdings auch die Beiträge anderer Expositionspfade nicht erfassen.

7 Schlussfolgerungen

Die Konsequenzen eines auslegungsüberschreitenden Zutritts von Deckgebirgslösung in das Grubengebäude wurden vereinfachend durch Ermittlung der Radionuklidkonzentrationen in der Grubenlösung an der Übertrittsstelle in das Deckgebirge in 500 m Tiefe abgeschätzt. Dazu wurden mehrere Basisfälle und Varianten untersucht. Aus den Radionuklidkonzentrationen in der Grubenlösung wurden Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser sowie potenzielle Strahlenexpositionen für die Altersgruppen der Erwachsenen und der Kleinkinder abgeleitet. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Gesamtmaxima der potenziellen Strahlenexpositionen überschreiten den Wert von 10 mSv/a in allen Fällen deutlich.
2. Die Beiträge der Radionuklide aus den schwachaktiven Abfällen sind im Fall der homogenen Verteilung im initialen Lösungsvolumen größer als die aus den mittelaktiven Abfällen. Die Ergebnisse für den Basisfall MAW zeigen aber, dass einige Radionuklide – wie beispielsweise Sr-90 und Cs-137 – wegen der relativ großen Inventare in der MAW-Kammer und bei gleichzeitiger Annahme eines geringeren verdünnungswirksamen Volumens zu vergleichbaren radiologischen Konsequenzen führen können wie im Basisfall (Gesamtinventar) bzw. im Basisfall (LAW).
3. Für die MAW-Kammer lassen sich die radiologischen Konsequenzen bei einem auslegungsüberschreitenden Zutritt von Deckgebirgslösung reduzieren, wenn der unverfüllte Resthohlraum mit Sorelbeton oder einem anderen geeigneten Material vollständig verfüllt und dadurch ein günstiges chemisches Milieu stabil eingestellt wird. Für einige Radionuklide, wie z.B. Cs-137 bzw. Am-241, sind die berechneten radiologischen Konsequenzen ohne die Annahmen der verzögerten Mobilisierung bzw. Löslichkeitsbegrenzung relativ groß und überschätzt.
4. Für die Abfälle in den LAW-Kammern hängt die potenzielle Strahlenexposition stark von den getroffenen Annahmen ab:
 - Bei geringeren verdünnungswirksamen Volumina bzw. initialen Poren- oder Lösungsvolumina in der Grube und unter der Annahme einer vollständigen Lösung des Inventars in dem Volumen ist das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition größer.
 - Bei größerer Verweilzeit der Radionuklide in der Grube, d.h. bei kleinerer durchschnittlicher Zutrittsrate von Deckgebirgslösungen während des Voll-

laufens, nimmt das Gesamtmaximum der potenziellen Strahlenexposition – zumindest geringfügig – ab.

- Wird eine Kanalisierung des Radionuklidtransports – welcher Art auch immer – unterstellt, sind die Konsequenzen größer als bei homogener Verteilung der Radionuklide in der gesamten Grube.

5. Die Auswirkungen der Firstspaltverfüllung im Baufeld in der Südflanke sind im Rahmen der hier durchgeführten Abschätzungen nicht bewertbar

Die berechneten potenziellen Strahlenexpositionen hängen bezüglich des Transports im Deckgebirge und in der Biosphäre von mehreren relevanten Faktoren ab, die in den vorliegenden orientierenden Abschätzungen nur vereinfacht oder gar nicht berücksichtigt wurden:

- Verdünnung im Deckgebirge: Diese Verdünnung wurde hier nicht berücksichtigt, tritt aber – in unbekannter Ausprägung – immer auf. Ihre Berücksichtigung würde die berechneten Konsequenzen verringern.
- Transportpfade im Deckgebirge: Auch bei hohen Auspressraten bzw. großen Volumenströmen aus dem Grubengebäude ist eine Ausbreitung der Radionuklide über verschiedene Pfade im Deckgebirge möglich. Die Berücksichtigung solcher Pfade kann zu niedrigeren berechneten Konsequenzen führen.
- Ausbreitungspfade in der Biosphäre: Die verwendeten Dosiskonversionsfaktoren sind für einige Radionuklide als konservativ einzustufen, wie ein Vergleich mit den Dosiskonversionsfaktoren für den Trinkwasserpfad nahelegt.

8 Literatur

- [1] Hensel, G.: Risswerk der Schachtanlage Asse II mit Geologie. Asse GmbH, Schachtanlage Asse, April 2009.

- [2] Kraft, C.; Heydorn, M.; Stolzenberg, G.; Siemann, M.: Zusammenstellung und Bewertung der im Grubengebäude der Schachtanlage Asse II aufgetretenen Salzlösungen und Gase, Asse GmbH / Technische Universität Clausthal, April 2009.

- [3] BfS: Novellierung der AVV zu § 47 Strahlenschutzverordnung. Stand 11.11.2002. (siehe auch den noch nicht verabschiedeten Entwurf unter [//www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/avv_strlsv_entwurf.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/avv_strlsv_entwurf.pdf))

- [4] Führböter, J. F.: Einschätzung der möglichen Entwicklung des Lösungszutritts während der Betriebsphase der Schachtanlage Asse II. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Juni 2009.

- [5] Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001, Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2001, Teil I, Nr. 24, S. 959-980.

- [6] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20.07.2001. (BGBl. I S.1714, (2002 I S. 1459)), zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 29.08.2008 (BGBl. I 1793).

- [7] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz – AtG) vom 23.12.1959, Neufassung vom 5.07.1985. (BGBl. I 1985 S 1565), zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 19.03.2009 (BGBl. I S. 556).

- [8] Glabisch, U.; et al.: Konzeptstudie zur Erhöhung der Versatzsteifigkeit der mit Salzgrus verfüllten Kammern der Südwestflanke der Schachtanlage Asse II. CDM Consult GmbH, Bochum, 2008.

- [9] Poppei, J.; Resele, G.; Mayer, G.; Hubschwerlen, N.: Lösungs- und Gasbewegung beim Einlagerungsbereich MAW in der Betriebs- und frühen Nachbetriebsphase. Modellrechnungen mit dem Programm TOUGH2. Colenco Power Engineering. Bericht 3331/76, Baden (Schweiz), Oktober 2006.
- [10] Resele, G.: Asse – Nachweis der Langzeitsicherheit. Verdünnung im Deckgebirge für den Muschelkalk-Pfad. Colenco Power Engineering. Memorandum 3061/57, Baden (Schweiz), 2003.
- [11] Untersuchungen zum Löseverhalten der in der Schachanlage Asse anstehenden Salzgesteine. Bericht EBG-060-98. Ercosplan Ingenieurgesellschaft, Erfurt, 2000.
- [12] Metz, V.; Korthaus, E.; Lützenkirchen, J.; Kienzler, B.: Experimentelles Programm zur Bestätigung der Ergebnisse von standortspezifischen Modellrechnungen für die Schachanlage Asse: Berechnung des Radionuklidquellterms auf Grundlage der Verfüllkonzepte G und MAW. FZK/INE 008/05. Forschungszentrum Karlsruhe, 2006.
- [13] Becker, D.A.; Buhmann, D.; Mönig, J.; Noseck, U.; Rübél, A.; Spießl, S.: Endlager Morsleben. Sicherheitsanalyse für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem Programmpaket EMOS. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A-3454, Braunschweig, 2009.
- [14] Pröhl, G.: Abschätzung der potentiellen Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase der Schachanlage Asse. Abschlussbericht FE-Nr. 76278, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz. Neuherberg, 2006.
- [15] Pröhl, G.; Gering, F.: Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschriften zu § 47 Strahlenschutzverordnung. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz. Neuherberg, 2002.

- [16] Kamlot, P.; Günther, R.-M.; Brückner, D.; Schroers, C.: Gebirgsmechanische Langzeitprognose für die Schachtanlage Asse. Institut für Gebirgsmechanik (IfG), Bericht, Leipzig, 2006.
- [17] Kamlot, P.; Günther, R.-M.; Assmusen-Günther, G.: Gebirgsmechanische Zustandsanalyse und Prognose auf der Basis von Standortdaten sowie 3D-Modellrechnungen. Institut für Gebirgsmechanik (IfG), Leipzig, März 2009.
- [18] Gründler, D.; Marić, D.; Schauermann, V.: Ableitung der Vorsorgemaßnahmen der Schachtanlage Asse. Institut für Sicherheitstechnologie (ISTec) GmbH. ISTec Köln, April 2009.
- [19] Marić, D.; Gründler, D.; Schauermann, V.: Sicherheitsüberprüfung der Störfallvorsorge der Schachtanlage Asse II. Institut für Sicherheitstechnologie (ISTec) GmbH. ISTec Köln, April 2009.