

Planfeststellungsverfahren zur Stilllegung des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben

Verfahrensunterlage

Titel: Endlager Morsleben
Sicherheitsanalyse für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem
Programmpaket EMOS

Autor: Becker, D.-A., Buhmann, D., Mönig, J., Noseck, U., Rübel, A., Spießl, S.

Erscheinungsjahr: 2009

Unterlagen-Nr.: P 278

Revision: 00

Unterlagenteil:



Zusammenfassung

D.-A. Becker, D. Buhmann, J. Mönig, U. Noseck, A. Rübel, S. Spießl

Endlager Morsleben - Sicherheitsanalyse für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem Programmpaket EMOS

Endlagerung, Langzeitsicherheit, Szenarienanalyse, Konsequenzenanalyse, Modellrechnungen, Radionuklidenausbreitung, Strahlenexpositionen

Für die Stilllegung des Endlagers Morsleben ist die Langzeitsicherheit durch eine standortbezogene Sicherheitsanalyse im Rahmen eines atomrechtlichen Genehmigungsverfahrens nachzuweisen. Im vorliegenden Bericht wird die Langzeitsicherheit des Endlagers unter Berücksichtigung der vorgesehenen Stilllegungsmaßnahmen bewertet. Die Bewertung wird für vier Szenarien durchgeführt. Diese sind

- die ungestörte Entwicklung des Endlagers,
- die Freisetzung über den Wasserpfad nach einem Flüssigkeitszutritt,
- die Freisetzung gasförmiger Radionuklide nach einem Flüssigkeitszutritt sowie
- die Freisetzung als Folge unbeabsichtigten menschlichen Eindringens.

Für die Stilllegung des Endlagers sind zwei spezifische technische Maßnahmen vorgesehen. Zum einen wird zur Reduzierung des in den Grubengebäuden vorhandenen Hohlraums und zur Stützung des Gebirges Versatz eingebracht. Zum anderen werden Abdichtungen errichtet, um die Grubenbereiche mit den Lokationen eines potenziellen Flüssigkeitszutritts von den Grubenbereichen mit den eingelagerten Abfällen zu trennen. Die Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers orientieren sich am Szenario eines Flüssigkeitszutritts in die Grubengebäude während der Nachbetriebsphase. Dieses Szenario wird unter den möglichen gestörten Entwicklungen als wahrscheinlichstes erachtet. Dementsprechend wird ihm im vorliegenden Bericht der meiste Platz eingeräumt. Die Wirksamkeit der Stilllegungsmaßnahmen wird dabei durch Modellrechnungen nachgewiesen.

Im Hinblick auf die Modellierung werden die berücksichtigten Effekte sowie die verwendeten Modellansätze und Daten erläutert, anschließend werden die Ergebnisse der Modellrechnungen vorgestellt. Neben deterministischen Modellrechnungen, bei denen einzelne Parameter zur Untersuchung ihres Einflusses gezielt variiert werden, werden auch probabilistische Modellrechnungen unter Berücksichtigung der Unsicherheiten der Eingangsparameter ausgewertet.

Das erste der untersuchten Szenarien ist die ungestörte Entwicklung des Endlagers. Hierfür wird der Druckaufbau als Folge einer Gasproduktion untersucht. Unter der Annahme einer vollständigen Abdichtung der Einlagerungsbereiche entstehen Gasdrücke in den Einlagerungsbereichen, die den Gebirgsdruck erst nach hunderttausend Jahren und mehr erreichen. Zu diesen Zeiten ist der Konvergenzprozess in den Einlagerungsgrubenbauen bereits so weit fortgeschritten, dass bei einem dann durch diese Prozesse möglicherweise verursachten Flüssigkeitszutritt in die Grubengebäude keine nennenswerten Flüssigkeitsmengen mehr an die Abfälle gelangen können.

Als zweites Szenario wird eine gestörte Entwicklung des Endlagers mit Flüssigkeitszutritt in die Grubengebäude und Freisetzung von Radionukliden aus der Salzstruktur untersucht. Dabei werden ein Referenzfall und eine Reihe von Varianten betrachtet. Der Zutritt von Flüssigkeit in die Grubengebäude wird durch den Strömungswiderstand der Wegsamkeit im Hutgestein bestimmt und erfordert eine größere Zeitdauer. Für den Referenzfall wird von einer realistischen Zutrittsrate ausgegangen, die zu einer Auffüllung der Grubenbaue außerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche innerhalb von 7500 Jahren führt. Dies wird im Modell durch eine instantane Auffüllung zum Zeitpunkt 7500 Jahre realisiert. Bei der Betrachtung von Varianten werden auch die Auswirkungen anderer Zeitpunkte der vollständigen Auffüllung der Grubenbaue außerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche analysiert.

Für den Fall des Flüssigkeitszutritts bei einer gestörten Entwicklung werden die Auswirkungen der Hohlraumneubildung bei der Aufsättigung der zutretenden Lösungen berücksichtigt. Hinsichtlich der Hohlraumneubildung wird als ungünstiger Fall der Zutritt von Süßwasser unterstellt. Die zutretenden Wässer werden demnach an Steinsalz und an den Kalisalzen aufgesättigt. Als Folge der Aufsättigung der zutretenden Wässer ist von einer Hohlraumneubildung im Umfang von etwa 1,7 Mio. m³ auszugehen.

Der Flüssigkeitszutritt in die abgedichteten Einlagerungsbereiche wird stark von den dortigen Gasdrücken behindert. Im Modell für die Abdichtungen der Einlagerungsbereiche wird die Umsetzung des Abdichtmaterials durch die zutretenden Lösungen und eine damit einhergehende Erhöhung der Permeabilität berücksichtigt. Durch den Einfluss des Gasdrucks und durch die mit der Zeit abnehmenden Strömungswiderstände der Abdichtungen ergeben sich Zutrittsdauern in die abgedichteten Einlagerungsbereiche von mehr als zehntausend Jahren.

Bei der Bestimmung der Freisetzung von Schadstoffen aus den Grubengebäuden ins Hutgestein und Deckgebirge werden die abgedichteten Einlagerungsbereiche Westfeld, Südfeld und Ostfeld, die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil sowie die restlichen Grubenbaue der Gruben Bartensleben und Marie in einem Modell nachgebildet. In dem Modell werden alle wesentlichen Vorgänge berücksichtigt, die sich auf die Bewegung der Flüssigkeiten und den Transport der Radionuklide auswirken. Dies sind insbesondere die Gasproduktion in Verbindung mit der Gasspeicherung und die Konvergenz sowie der Transport durch eine Wegsamkeit im Hutgestein.

Im Rahmen der Stilllegungsmaßnahmen werden die derzeitigen Zugänge in das Westfeld abgedichtet, und es wird eine neue Verbindung von der 1. Sohle des Südfeldes geschaffen. Ein Zutritt von Flüssigkeit ins Westfeld kann daher erst dann erfolgen, wenn das Südfeld bis zur 1. Sohle gefüllt ist. Die Freisetzung von Schadstoffen aus dem Westfeld erfolgt dann auch zunächst ins Südfeld. Daher treten Südfeld und Westfeld häufig als Einheit in Erscheinung, die als West-Südfeld bezeichnet wird. Für den abgedichteten Einlagerungsbereich Ostfeld ergibt sich wegen der langen Abdichtungen und des Gasdruckaufbaus im Referenzfall nur ein geringer Flüssigkeitszutritt und folglich nur eine geringe Schadstofffreisetzung zu sehr späten Zeiten über die nicht vollständig korrodierten Abdichtungen.

Im Referenzfall wird die jährliche Strahlenexposition nach einem Flüssigkeitszutritt über den gesamten Zeitverlauf durch die Radionuklide Sn-126 und Tc-99, sowie kurzzeitig durch C-14 und Ni-59 bestimmt. Nach ca. 30 000 Jahren ist das West-Südfeld vollständig mit Flüssigkeit gefüllt. Vor diesem Zeitpunkt wird die Strahlenexposition allein durch die Freisetzung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen bestimmt, zu späteren Zeiten überwiegt der Beitrag des West-Südfeldes. Die jährliche Strahlenexposition in der

Biosphäre weist ein erstes relatives Maximum nach 7500 Jahren und ein globales Maximum nach 45 000 Jahren auf. Das globale Maximum hat einen Wert von $2,7 \cdot 10^{-6}$ Sv/a. Damit wird das Schutzziel um ca. zwei Größenordnungen unterschritten.

Zur Untersuchung der Einflüsse einzelner Parameter und Modellannahmen werden Varianten betrachtet. Besonders hervorzuheben sind hierbei:

- Ein sehr früher Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung – als ungünstigster Wert wurde der Zeitpunkt des Beginns der Nachbetriebsphase gewählt – führt zu einer frühen Strahlenexposition durch Radionuklide aus dem nicht abgedichteten Einlagerungsbereich Nordfeld. Das relative Maximum liegt hierbei etwa eine Größenordnung unter demjenigen des Referenzfalls. Das globale Maximum der Strahlenexposition tritt nach ca. 40 000 a auf und sein Wert ist gegenüber dem Referenzfall geringfügig kleiner.
- Ein Flüssigkeitszutritt ins Ostfeld über Klüftzonen im Hauptanhydrit führt zwar zum Auffüllen des Ostfeldes und zu einer Freisetzung von Radionukliden, die maximale jährliche Strahlenexposition wird aber nur unwesentlich erhöht.
- Ein Zutritt von Wässern in und eine Freisetzung aus der Grube Marie führt zu einem ähnlichen Zeitverlauf der Strahlenexposition wie der Zu- und Austritt über die Grube Bartensleben. Zu frühen Zeiten ist die Strahlenexposition etwas höher als im Referenzfall, zu späten Zeiten jedoch geringer, weil die verfüllten Strecken den Schadstofftransport aus dem West-Südfeld zur Grube Marie behindern und weil die Druckverhältnisse im West-Südfeld einen geringeren kontaminierten Lösungsstrom aus diesem Einlagerungsbereich bewirken.
- Wird C-14 als Bestandteil organischer Säuren durch das Hutgestein und Deckgebirge transportiert, so erfolgt keine Rückhaltung durch Sorption, weder in den Grubengebäuden noch im Hutgestein und Deckgebirge. Hierdurch steigt die maximale jährliche Strahlenexposition bei dem relativen Maximum zu frühen Zeiten um ca. zwei Größenordnungen an, bleibt aber noch 1 Größenordnung unterhalb des Schutzziels. Zum Zeitpunkt des globalen Maximums nimmt die Strahlenexposition um ca. 1 Größenordnung ab.

- Die Annahme einer um den Faktor 10 verringerten Sorption im Hutgestein führt zu einer geringen Erhöhung der jährlichen Strahlenexposition. Zu frühen Zeiten fällt diese Erhöhung etwas stärker aus, wobei hier das C-14 aus dem nicht abgedichteten Einlagerungsbereich Nordfeld nun eine Rolle spielt, während zu späten Zeiten das Radionuklid Ra-226 dominiert. Dieses entsteht durch radioaktiven Zerfall aus U-238, das in dieser Variante im Hutgestein kaum zurückgehalten wird, sodass auch Ra-226 am Ende des Transportpfads im Hutgestein relevant wird.

Zusätzlich werden im Rahmen der deterministischen Analyse zahlreiche weitere Parameter im Vergleich zum Referenzfall variiert, um deren Einfluss auf die jährliche Strahlenexposition und die Bedeutung der verschiedenen Effekte zu ermitteln. Die Variationen einzelner Parameter innerhalb ihrer Bandbreiten führen zu Änderungen der maximalen jährlichen Strahlenexposition, die weniger als eine Größenordnung nach oben oder unten betragen. Somit sind das Barrierensystem des Endlagers und das Systemverhalten als robust anzusehen.

In den probabilistischen Modellrechnungen werden die Unsicherheiten der Eingangsparameter berücksichtigt und die Streuung der Strahlenexposition ermittelt. Es werden 2000 Simulationen durchgeführt. Die maximalen jährlichen Strahlenexpositionen liegen demnach zwischen $2,3 \cdot 10^{-9}$ und $2,1 \cdot 10^{-5}$ Sv/a. Das Schutzziel wird in keiner Simulation überschritten. Als wichtigste Radionuklide werden Sn-126, Tc-99, Ni-59, C-14, Ra-226 und Np-237 identifiziert.

Im Rahmen der probabilistischen Rechnungen wird ebenfalls die Bedeutung der Unsicherheiten der Parameter für die Streuung der jährlichen Strahlenexposition untersucht. Die Rangfolge der Parameter mit dem stärksten Einfluss ist demnach:

- Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasser,
- Anfangspermeabilität der Salzbeton-Abdichtungen,
- Referenzkonvergenzrate der Grubenbaue,
- Gaseindringdruck,
- lokale Konvergenzrate im Südfeld,
- Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung.

Während der Nachbetriebsphase entstehen in den Grubengebäuden Gase durch Kontakt metallischer oder organischer Substanzen mit zugetretener Flüssigkeit oder mit vorhandener Restfeuchte. Diese Gase enthalten auch radioaktive Bestandteile. Als drittes Szenario wird deshalb die Freisetzung gasförmiger Radionuklide betrachtet. Für gasförmiges C-14 wurden durch einfache Modellrechnungen Freisetzungsraten aus dem Nordfeld und dem West-Südfeld ermittelt. Das freigesetzte C-14 wird entweder in die Atmosphäre freigesetzt oder als CO₂ im Grundwasser gelöst. Im ersten Fall ist mit keiner signifikanten Erhöhung der natürlichen Strahlenexposition durch C-14 in der Atmosphäre zu rechnen. Im zweiten Fall, der Auflösung des C-14 in Form von CO₂ im Grundwasser, übertreffen die unter sehr konservativen Annahmen berechneten Strahlenexpositionen für bestimmte Zeitbereiche die Strahlenexposition, die im Referenzfall für den Wasserpfad berechnet wurden, um mehrere Größenordnungen. Alle berechneten potenziellen Strahlenexpositionen durch die Freisetzung gasförmiger Radionuklide liegen unterhalb des Schutzziels.

Durch menschliche Aktivitäten wie Erkundungs- oder Bergbautätigkeiten können das Endlager und seine geologischen Barrieren in der Zukunft beeinträchtigt werden. Als viertes Szenario wird deshalb ein unbeabsichtigtes menschliches Eindringen in den Bereich des Endlagers betrachtet. Einfache Modellrechnungen haben ergeben, dass der Zutritt über eine verfüllte Erkundungsbohrung so gering ist, dass es zu keiner Freisetzung von Radionukliden über die Bohrung kommt.

Die vorliegende Studie hat die Machbarkeit des geplanten Stilllegungskonzepts gezeigt. Die dazu durchgeführten Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit haben auf der Basis der getroffenen Annahmen die ausreichende Wirksamkeit der Stilllegungsmaßnahmen deutlich gemacht.

Inhaltsverzeichnis

	Zusammenfassung	I
1	Einleitung	1
2	Vorgehensweise	5
2.1	Allgemeine Vorgehensweise	5
2.2	Vorgehensweise bei der Langzeitsicherheitsanalyse	8
2.3	Vorgehensweise bei den Modellrechnungen	10
3	Anlagenbeschreibung	15
3.1	Übersicht über die Gesamtanlage	15
3.1.1	Schachtanlage Marie	20
3.1.2	Schachtanlage Bartensleben	21
3.2	Einlagerung von radioaktiven Abfällen	27
3.2.1	Einlagerungsbereiche	28
3.2.2	Einlagerungsgrubenbaue	30
3.2.2.1	Westfeld	30
3.2.2.2	Südfeld	32
3.2.2.3	Ostfeld	33
3.2.2.4	Nordfeld	33
3.2.2.5	Zentralteil	34
3.3	Eigenschaften der Abfälle	37
3.4	Volumina in den Einlagerungsbereichen	37
3.4.1	Volumina der Einlagerungsgrubenbaue	39
3.4.2	Volumina anderer Grubenbaue	40
4	Szenarienanalyse	43
4.1	Szenario der ungestörten Entwicklung	44
4.2	Szenario der Freisetzung über den Wasserpfad	45
4.2.1	Lokationen möglicher Flüssigkeitszutritte	45
4.2.2	Ablauf des Szenarios	47
4.3	Szenario der Freisetzung gasförmiger Schadstoffe	50

4.4	Szenarien der menschlichen Einwirkungen	51
4.4.1	Szenario des Abteufens einer Erkundungsbohrung	52
4.4.2	Szenario der Kavernensolung	53
4.4.3	Szenario der Errichtung eines neuen Bergwerks	54
5	Stilllegungskonzept	55
5.1	Grundlegende Wirksamkeit des Stilllegungskonzepts	58
5.2	Gewährleistung der Wirksamkeit der Abdichtungen	59
5.3	Auslegung der Komponenten	60
5.3.1	Versatz von Grubenbauen	61
5.3.2	Abdichtungen	62
5.3.3	Bohrlochverschlüsse	65
5.3.4	Schachtverschlüsse	65
5.4	Stilllegung des Westfeldes	65
5.4.1	Örtliche Gegebenheiten im Westfeld vor der Stilllegung	65
5.4.2	Maßnahmen im Westfeld	67
5.5	Stilllegung des Südfeldes	68
5.5.1	Örtliche Gegebenheiten im Südfeld	68
5.5.2	Maßnahmen im Südfeld	69
5.6	Stilllegung des Ostfeldes	75
5.6.1	Örtliche Gegebenheiten im Ostfeld	75
5.6.2	Maßnahmen im Ostfeld	77
5.7	Stilllegung der Restgrube	78
5.7.1	Örtliche Gegebenheiten in der Restgrube	78
5.7.2	Maßnahmen in der Restgrube	78
5.7.3	Volumina nach Versatzeinbringung	79
5.8	Auswirkung und Beherrschung potenzieller Gasexplosionen	79
6	Aufsättigung der zutretenden Wässer	83
6.1	Volumenbilanzen der Umlösereaktionen	84
6.2	Hohlraumneubildung in der Restgrube	87
6.3	Hohlraumneubildung in Einlagerungsbereichen	90

7	Modellierung von Einzeleffekten	93
7.1	Übersicht über Einzeleffekte	94
7.2	Modellierung des Nahbereichs	99
7.2.1	Allgemeine Annahmen zur Restgrube	101
7.2.2	Modell eines nicht abgedichteten Einlagerungsbereichs	102
7.2.3	Modell eines abgedichteten Einlagerungsbereichs	103
7.2.4	Modell einer sonstigen Restgrube	106
7.2.5	Modell eines Mischungsbereichs	107
7.2.6	Modell der Verbindung zwischen den Gruben Bartensleben und Marie	107
7.2.7	Modell für das Westfeld	108
7.2.8	Modell für den Streckenstummel (Radiumkammer) mit Radium- VBA im Ostfeld	109
7.2.9	Datensatz für die Modellierung des Nahbereichs	110
7.3	Modellierung der Gasproduktion	115
7.3.1	Korrosion von Metallen	116
7.3.2	Zersetzung organischer Stoffe	117
7.3.3	Mengenübersicht	119
7.3.4	Modellierung	125
7.3.5	Datensatz für die Modellierung der Gasproduktion	129
7.4	Verbleib der Gase	130
7.5	Modellierung der Konvergenz	133
7.5.1	Konvergenz eines Grubenbaus	133
7.5.2	Stützwirkung durch Fluiddruck	134
7.5.3	Stützwirkung durch Salzgrus	135
7.5.4	Stützwirkung von Salz- und Magnesiabeton	136
7.5.5	Stützwirkung von Materialien in den Einlagerungsgrubenbauen	136
7.5.6	Modellierung der Konvergenz eines Einlagerungsgrubenbaus	138
7.5.7	Datensatz für die Modellierung der Konvergenz	139
7.6	Selbstversatz durch Abschalungen	143
7.6.1	Modellannahmen	143
7.6.2	Modellierung der Abschalungen	144
7.6.3	Ergebnisse von Modellrechnungen	147
7.6.4	Variation der Parameter	151

7.6.5	Datensatz für die Modellierung des Selbstversatzes	153
7.7	Modellierung der Abdichtungen	154
7.7.1	Messdaten für die Abdichtmaterialien	155
7.7.2	Permeabilitätsänderung bei Durchströmung	156
7.7.3	Umlösekapazität der Lösung	159
7.7.4	Modell einer Abdichtung	160
7.7.5	Analytisches Modell der Permeabilitätserhöhung	162
7.7.6	Repräsentative Abdichtung für das West-Südfeld (Salzbeton)	167
7.7.7	Datensatz für die Modellierung der Abdichtungen	169
7.8	Modellierung des Hauptanhydrit	171
7.8.1	Abmessungen der Modellkluftzone	173
7.8.2	Hohlraumvolumen der Modellkluftzone	174
7.8.3	Vorgehensweise bei der Ermittlung der Transmissibilität	175
7.8.4	Transmissibilitäten von Kluftzonen	178
7.8.5	Datensatz für die Modellierung der Kluftzone	180
7.9	Transport der Flüssigkeiten in den Grubengebäuden	186
7.9.1	Modellierung der Zutrittsphase des Einlagerungsbereichs	187
7.9.2	Anstieg des Flüssigkeitsspiegels im Einlagerungsbereich	190
7.9.3	Freisetzung der Gase aus dem Einlagerungsbereich	194
7.9.4	Modellierung der Auspressphase des Einlagerungsbereichs	195
7.9.5	Datensatz für die Modellierung des Flüssigkeitstransports	196
7.10	Mobilisierung und Rückhaltung von Schadstoffen	198
7.10.1	Mobilisierung der Schadstoffe	198
7.10.2	Geochemisches Milieu	198
7.10.2.1	pH-Werte	199
7.10.2.2	Komplexbildnerkonzentration	201
7.10.3	Rückhaltung von Radionukliden	201
7.10.4	Sorption von Radium	202
7.10.5	Verteilung des C-14 Inventars	202
7.10.6	Rückhaltung von C-14 als Carbonat	204
7.11	Radionuklidauswahl und radioaktiver Zerfall	207
7.11.1	Radioaktiver Zerfall	208
7.11.2	Halbwertszeiten	210
7.12	Transport der Schadstoffe in den Grubengebäuden	212

7.12.1	Modellierung des Schadstofftransports	214
7.12.2	Datensatz für die Modellierung des Schadstofftransports	215
7.13	Modellierung des Hutgesteins und Deckgebirges	216
7.13.1	Struktur des Hangenden der Salzformation	216
7.13.2	Annahmen zum konzeptuellen Modell	219
7.13.3	Geometrie der Modellwegsamkeit im Hutgestein	222
7.13.4	Hohlräume der Modellwegsamkeit im Hutgestein	223
7.13.5	Durchlässigkeit der Modellwegsamkeit im Hutgestein	224
7.13.6	Rückhaltung durch Sorption	225
7.13.7	Modellierung des Schadstofftransports	227
7.13.8	Datensatz für die Modellierung des Hutgesteins und Deckgebirges	228
7.14	Modellierung der Biosphäre	231
7.15	Berechnung von Radiotoxizitäten	233
8	Gasdrücke bei ungestörter Entwicklung	239
8.1	Modellierung des Druckaufbaus	241
8.2	Druckaufbau in den abgedichteten Einlagerungsbereichen	244
8.3	Druckaufbau in der Gesamtgrube	246
8.4	Schlussfolgerungen bezüglich des Druckaufbaus	251
9	Deterministische Modellrechnungen zum Wasserpfad	253
9.1	Ergebnisse für den Referenzfall	254
9.2	Ergebnisse für Varianten	269
9.2.1	Auffüllung der Restgrube bei Szenarienbeginn	269
9.2.2	Reduzierte Salzbetonverfüllung der Kaliabbau	270
9.2.3	Zutritts- und Austrittsstelle in der Grube Marie	272
9.2.4	Keine Gasproduktion	273
9.2.5	Kein Selbstversatz durch Abschaltungen	274
9.2.6	Verfüllgrad der Einlagerungsbereiche	275
9.2.7	Auflockerungszone um die Abdichtung des Ostfelds auf der 4. Sohle ...	276
9.2.8	Freisetzung über den Hauptanhydrit im Ostfeld	277
9.2.9	Keine Hohlraumvergrößerung durch Umlösung in der Restgrube	279
9.2.10	Gasspeichervolumen des Nordfeldes	280
9.2.11	Keine mikrobielle Zersetzung und keine Rückhaltung von C-14	281

9.2.12	Später Zutritt aufgrund von Veränderungen im Hutgestein	283
9.3	Variationen (1)	286
9.3.1	Parameter mit sehr geringen Auswirkungen	286
9.3.2	Zusammensetzung der Lösung in den Grubengebäuden	286
9.3.3	Teufenlage der Grubengebäude	289
9.3.4	Spannungsexponent	290
9.3.5	Referenzporosität	291
9.3.6	Diffusion in den Grubengebäude	292
9.3.7	Querschnittsfläche der Wegsamkeit im Hutgestein	293
9.3.8	Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein	294
9.3.9	Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter	295
9.4	Variationen (2)	297
9.4.1	Referenzkonvergenzrate	297
9.4.2	Anfangspermeabilität der Abdichtungen	298
9.4.3	Permeabilität des Anhydrit im Ostfeld	300
9.4.4	Anteil der an der Gasproduktion beteiligten Stoffmenge	301
9.4.5	Gasproduktionsrate	303
9.4.6	Gaseindringdruck der Abdichtungen	305
9.4.7	Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung	307
10	Probabilistische Modellrechnungen zum Wasserpfad	309
10.1	Vorgehensweise	310
10.2	Eingangsdaten für die Monte-Carlo-Rechnung	313
10.2.1	Zufallsgrößen bezüglich Konvergenz	314
10.2.2	Zufallsgrößen bezüglich der Gase	316
10.2.3	Zufallsgrößen bezüglich Geometrie und Materialeigenschaften	319
10.2.4	Zufallsgrößen bezüglich der Wegsamkeit durch das Hutgestein und Deckgebirge	322
10.2.5	Sonstige Zufallsgrößen	323
10.2.6	Modellunsicherheiten	325
10.3	Allgemeine Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulationen	326
10.4	Unsicherheitsanalyse für die maximalen Strahlenexpositionen	335
10.5	Unsicherheitsanalyse für verschiedene Zeitpunkte	338
10.6	Globale Sensitivitätsanalyse	344

11	Ausbreitung gasförmiger Radionuklide	351
11.1	Methanpfad	351
11.1.1	Konzeptuelles Modell	352
11.1.2	Berechnung der Methankonzentration im oberflächennahen Grundwasser	354
11.2	Gaspfad	361
11.2.1	Produktion und Inventar der gasförmigen Radionuklide	362
11.2.2	Gasfreisetzung aus dem Endlager	364
11.2.2.1	Trockene Grubengebäude	364
11.2.2.2	Nordfeld	365
11.2.2.3	Freisetzung aus dem West-Südfeld	368
11.2.2.4	Freisetzung aus dem Ostfeld	369
11.2.2.5	Zusammenfassung zur Gasproduktion und -freisetzung	369
11.2.3	Radionuklidtransport in der Geosphäre und der Biosphäre	370
11.2.3.1	Strahlenexposition durch Ausbreitung in der Atmosphäre	371
11.2.3.2	Strahlenexposition durch Wiederauflösung der Gase im oberflächennahen Grundwasser	373
11.3	Schlussfolgerungen zur Ausbreitung gasförmiger Radionuklide	376
12	Menschliche Einwirkungen	379
13	Zusammenfassende Sicherheitsbetrachtungen	383
13.1	Vergleich von Radiotoxizitäten	384
13.2	Vereinfachte Modellvorstellungen	386
13.3	Ungestörte Entwicklung des Endlagers	387
13.4	Gestörte Entwicklung des Endlagers	389
13.4.1	Referenzwerte	389
13.4.2	Ergebnisse für Sicherheitsindikatoren	392
13.5	Robustheit des Systems	395
13.6	Performance-Indikatoren	397
13.6.1	Verbleib der Schadstoffe des Gesamtsystems	397
13.6.2	Verbleib der Schadstoffe der abgedichteten Einlagerungsbereiche	398
13.6.3	Verbleib der Schadstoffe der Restgrube	399
13.6.4	Integrierte Freisetzung aus Teilbereichen der Grubengebäude	401

13.7	Gasförmige Radionuklide	402
13.8	Menschliche Einwirkungen	404
14	Literatur	405
15	Abkürzungen	417
16	Glossar	419

ERA
Morsleben

1 Einleitung

Im Salzbergwerk Bartensleben wurden niedrig- und mittelradioaktive Abfälle über einen Zeitraum von 28 Jahren eingelagert. Das Endlager Morsleben wurde 1971 eröffnet und hat bis 1991 ein Abfallvolumen von 14 430 m³ aufgenommen. Hiervon sind 6 170 m³ feste Abfälle und 8 260 m³ flüssige Abfälle. Außerdem wurden 6 227 umschlossene Strahlenquellen eingelagert. Nach einer Betriebsunterbrechung im Zusammenhang mit der deutschen Wiedervereinigung sind von 1994 bis 1998 weitere 22 320 m³ feste Abfälle sowie weitere 394 umschlossene Strahlenquellen eingelagert worden. Von diesen Abfallmengen wird für den Nachweis der Langzeitsicherheit für das stillgelegte Endlager ausgegangen.

Für die Stilllegung des Endlagers sind Maßnahmen entwickelt worden, die das generelle Ziel – einen sicheren Abschluss der eingelagerten Abfälle in der Endlagerformation und damit die Fernhaltung der Schadstoffe von der Biosphäre – gewährleisten sollen. Solche Maßnahmen sind die Einbringung von Versatzstoffen in die Grubenbaue und die Errichtung von Abdichtungen in horizontalen und vertikalen Verbindungen in und zwischen den Grubengebäuden.

Versatzstoffe stützen das umgebende Gebirge und verhindern dadurch eine fortschreitende Auflockerung des Gebirges und ermöglichen das Verheilen bereits vorhandener Auflockerungszonen. Als Folge der Stützwirkung wird die Wahrscheinlichkeit für einen Lösungszutritt verringert. Die Versatzstoffe dienen auch der Hohlraumverringern und der damit verbundenen Verringerung des Lösungsvolumens nach einem Zutritt von Wässern in die Grubengebäude. Hierdurch werden mögliche Umlösungen an Kalilagern und der Kontakt großer Lösungsmengen mit den eingelagerten Abfällen behindert.

Durch den Einbau von Abdichtungen in die Schächte wird ein möglicher Zutritt von Wässern in die Grubengebäude oder ein Austritt von Lösungen über die ehemaligen Schächte so weit begrenzt, dass dieser Zutritt in den hier vorgelegten Langzeitsicherheitsanalysen nicht weiter betrachtet wird. Für den Fall eines anderweitigen Zutritts von Wässern in die Grubengebäude werden durch den Einbau von Abdichtungen die Grubenbereiche, in denen vorrangig langlebige radioaktive Substanzen eingelagert sind, von den restlichen Grubenbereichen getrennt, sodass mögliche Lösungszutritte an die Abfälle und die Ausbreitung kontaminierter Lösungen behindert werden.

Die Stilllegungsmaßnahmen orientieren sich an den örtlichen Gegebenheiten. Spezifische örtliche Gegebenheiten sind insbesondere die aufgelockerten Gebirgsbereiche im Steinsalz, die Klüftzonen im Hauptanhydrit, die abgebauten oder noch vorhandenen Kalilager sowie Bohrungen zwischen den Grubenbauen. Bei den Stilllegungsmaßnahmen werden die Örtlichkeiten der Abdichtungen vom Vorhandensein von Kalilagern und aufgelockerten Gebirgsbereichen beeinflusst.

Bei den Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers steht zunächst das allgemeine Schutzziel eines sicheren Abschlusses der Schadstoffe von der Biosphäre im Vordergrund. Im Hinblick darauf werden verschiedene Einzelziele verfolgt. Diese sind die Verringerung der Wahrscheinlichkeit eines Zutritts von Wässern in die Grubengebäude und die Behinderung des Lösungszutritts an die eingelagerten Abfälle. Des Weiteren soll die Mobilität der Schadstoffe verringert und die Ausbreitung kontaminierter Lösungen behindert werden. Die vorgesehenen Maßnahmen sollen darüber hinaus zu einem gut prognostizierbaren und möglichst robusten Verhalten des Endlagersystems führen.

Die Maßnahmen zur Stilllegung orientieren sich für die genannten Einzelziele an einem Zutritt von Wässern in das Endlager. Ein solcher Zutritt kann aufgrund der geologischen und gebirgsmechanischen Verhältnisse sowie der bergbaulichen Aktivitäten in den zurückliegenden Jahrzehnten nicht ausgeschlossen werden. Wegen der besonderen Bedeutung eines solchen Zutritts werden die Maßnahmen zur Stilllegung allein im Hinblick auf die Begrenzung der Auswirkungen eines Zutritts von Wässern geplant.

Bezüglich des Erreichens des allgemeinen Schutzziels sind darüber hinaus auch weitere Entwicklungsmöglichkeiten wie etwa als Folge zukünftiger menschlicher Einwirkungen zu betrachten. Die verschiedenen potenziellen Entwicklungsmöglichkeiten eines Endlagers werden als Szenarien bezeichnet. Für die Szenarien ist die Einhaltung des allgemeinen Schutzziels eines sicheren Abschlusses der eingelagerten Abfälle von der Biosphäre zu belegen.

Für die Stilllegung des Endlagers wird nach §9b Atomgesetz (AtG) [31] ein Planfeststellungsverfahren durchgeführt. Hierbei ist die Langzeitsicherheit des Endlagers durch eine standortbezogene Sicherheitsanalyse nachzuweisen. Unter der Langzeitsicherheit versteht man den langzeitigen und sicheren Abschluss der eingelagerten Abfälle in den

tiefen geologischen Schichten von der Biosphäre. In einer Sicherheitsanalyse werden zunächst die möglichen Szenarien identifiziert und anschließend im Hinblick auf die Einhaltung der Schutzziele bewertet.

Die maßgebliche Bewertungsgröße für die Langzeitsicherheit des Endlagers ist die potenzielle Strahlenexposition (effektive Dosis) einer Einzelperson der Bevölkerung. Wegen des Fehlens gesetzlicher Vorgaben oder internationaler Regeln für einen Grenzwert der Strahlenexposition einer Einzelperson in der Nachbetriebsphase wird diese Größe für eine erwachsene Einzelperson in Anlehnung an die Berechnungsvorschriften (AVV) zu §47 StrlSchV [90] berechnet. Im Langzeitsicherheitsnachweis wird gezeigt, dass der für den Betrieb von Anlagen in §47 StrlSchV genannte Wert von 0,3 mSv/a für die effektive Dosis einer Einzelperson der Bevölkerung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Umgebung auch im gesamten Betrachtungszeitraum von 1 Million Jahren nach dem Verschluss des ERAM nicht überschritten wird.

Die berechneten Strahlenexpositionen sind hierbei als Indikatoren für die Langzeitsicherheit und nicht als Prognosen zu verstehen. Prognosen zukünftiger Strahlenexpositionen sind aufgrund der langen Zeiträume und der prinzipiell nicht möglichen exakten Vorhersagbarkeit der ablaufenden Prozesse sowie zukünftiger Veränderungen nicht möglich. Wegen der indikativen Eigenschaft der Strahlenexposition wird die Ermittlung der effektiven Strahlenexposition eines Erwachsenen als ausreichend angesehen. Zur Unterstützung der Ergebnisse werden für zwei repräsentative Rechenfälle zusätzlich die jährlichen Strahlenexpositionen für andere Altersgruppen gemäß Anlage VII, Teil B StrlSchV [90] berechnet.

Für das Endlager Morsleben liegt eine Sicherheitsanalyse aus dem Jahr 1989 [93] vor. Hierbei wurden entsprechend der damaligen Planung unversetzte, aber mit Lösung gefüllte Grubengebäude untersucht. In einer weiteren Sicherheitsanalyse aus dem Jahr 1991 [1] wurde zwar Versatzmaterial in einem geringen Umfang berücksichtigt, aber ansonsten auch von unverschlossenen und mit Lösung gefüllten Grubengebäuden ausgegangen. Durch den Verzicht auf Verschlussmaßnahmen erfolgt in beiden Fällen die Ausbreitung innerhalb der Grubengebäude ohne größere Verzögerungen. Die berechneten Strahlenexpositionen werden vorrangig von kurzlebigen Radionukliden verursacht.

Für die heute geplante Stilllegung des Endlagers sind Verfüll- und Verschlussmaßnahmen vorgesehen, die einen weitgehenden Vollversatz der Grubengebäude und die Abdichtung der Einlagerungsbereiche Ostfeld und West-Südfeld zur Folge haben. Wegen der Berücksichtigung von Verfüll- und Verschlussmaßnahmen sind die hier dargestellten Ergebnisse mit denen früherer Sicherheitsanalysen nicht vergleichbar.

Im vorliegenden Bericht wird zunächst das betrachtete Endlagerbergwerk beschrieben. Hierbei werden insbesondere die Mengen der eingelagerten Abfälle und die aktuellen Volumina der Grubenbaue angegeben. Anschließend werden das allgemeine Konzept zur Stilllegung der Gruben Marie und Bartensleben sowie die diesbezüglichen Maßnahmen in den einzelnen Grubenbereichen dargestellt. Zum Verständnis der Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden die berücksichtigten Effekte beschrieben und die verwendeten Modellansätze und Daten dargestellt. Abschließend werden die durchgeführten Sicherheitsanalysen erläutert und deren Ergebnisse präsentiert und bewertet.

Der vorliegende Bericht ist als eigenständige Unterlage im Hinblick auf den Nachweis der Langzeitsicherheit konzipiert. Dementsprechend werden alle Annahmen und Eingangsdaten für den Sicherheitsnachweis und die Vorgehensweise beim Sicherheitsnachweis umfassend und nachvollziehbar erläutert. Der Bericht beruht auf dem Planungsstand bis Dezember 2008.

2 Vorgehensweise

Im Folgenden wird erläutert, wie sich eine anerkannte Vorgehensweise für die Entwicklung eines Endlagerprojektes bis hin zum Nachweis der Langzeitsicherheit darstellt. Dazu wird zunächst die allgemeine Vorgehensweise erläutert und auf das Endlagerprojekt Morsleben als Ganzes angewandt. Hierbei werden sowohl die technischen Entwicklungsarbeiten als auch die Arbeiten zum Nachweis der Langzeitsicherheit berücksichtigt und deren Wechselwirkungen dargestellt. Für den eigentlichen Sicherheitsnachweis wird dann die Vorgehensweise bei der Szenarienanalyse sowie bei der Bereitstellung der Rechenprogramme und der Durchführung der Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit beschrieben.

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Entwicklung eines Endlagerprojektes vollzieht sich in mehreren Schritten [67], [72]. Diese sind zum Beispiel die Auswahl und Erkundung eines Standorts, die Planung des Endlagers, die Errichtung und der Betrieb des Endlagerbergwerks sowie die Stilllegung des Endlagers. Auch die Planung eines Endlagers geschieht wiederum in mehreren Schritten, in denen die verschiedenen technischen Maßnahmen analysiert und bewertet werden, um zu einem günstigen Endlagersystem zu kommen. Hierbei sind einerseits die Betriebssicherheit und die Langzeitsicherheit, andererseits aber auch die Aspekte der Kosten und technischen Machbarkeit zu betrachten.

Beim Endlager Morsleben stehen nur noch die Maßnahmen für die Stilllegung des Endlagers und die anschließende Durchführung der Stilllegung an. Die Planung der Stilllegung und der Nachweis der Langzeitsicherheit wurden auf der Basis einer vorangegangenen Szenarienanalyse [44], [45] durchgeführt und erfolgten in mehreren Schritten:

1. Entwicklung unterschiedlicher Konzepte für die Stilllegung des Endlagers,
2. Festlegung vorläufiger Daten für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit,
3. Erste Bewertung der Langzeitsicherheit für verschiedene Stilllegungskonzepte,
4. Festlegung des Stilllegungskonzepts und der Maßnahmen zur Stilllegung,
5. Durchführung technischer Entwicklungsarbeiten für die Stilllegungsmaßnahmen,
6. Festlegung abschließender Daten für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit,

7. Bewertung der Langzeitsicherheit für das Szenario der Auffüllung der Restgrube mit Lösung,
8. Bewertung der Langzeitsicherheit für andere Szenarien und
9. zusammenfassender Nachweis der ausreichenden Langzeitsicherheit.

Diese Arbeitsschritte wurden nicht immer zeitlich aufeinanderfolgend, sondern teilweise parallel bearbeitet. Bei den Arbeiten für das Endlager Morsleben sind alle genannten Arbeitsschritte im Wesentlichen abgeschlossen. Die einzelnen Arbeitsschritte werden nachfolgend erläutert.

Die Entwicklung von Stilllegungskonzepten im Arbeitsschritt 1 sowie die Festlegung erster Eingangsdaten im Arbeitsschritt 2 und die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit im Arbeitsschritt 3 wurden zeitlich parallel durchgeführt. Auf diese Weise konnten die einzelnen Maßnahmen unmittelbar im Hinblick auf die Langzeitsicherheit bewertet werden. Hierbei wurde nur das Szenario des Zutritts von Lösungen in der Nachbetriebsphase und der Ausbreitung der Schadstoffe über den Wasserpfad betrachtet.

Bei der Entwicklung von Stilllegungskonzepten wurden drei unterschiedliche Richtungen verfolgt. Beim Abdichtungskonzept und beim Konzept der weitgehenden Vollverfüllung werden die Grubenbereiche mit möglichen Lösungszutritten und die Grubenbereiche mit eingelagerten Abfällen hydraulisch gegeneinander abgedichtet, sodass der Zutritt von Lösungen zu den Abfällen und die spätere Ausbreitung kontaminierter Lösungen behindert werden. Beim Abdichtungskonzept wird hierbei ein geringerer Verfüllgrad als beim Konzept der weitgehenden Vollverfüllung angenommen. Beim Porenspeicherkonzept als der dritten Entwicklung werden zwischen den Grubenbereichen mit eingelagerten Abfällen und den Grubenbereichen mit möglichen Lösungszutritten lange versetzte Strecken eingerichtet, sodass die Freisetzung kontaminierter Lösungen verzögert wird.

Die Entwicklungsarbeiten zum Abdichtungskonzept und zum Konzept der weitgehenden Vollverfüllung haben sich im Laufe der Bearbeitung weitgehend angenähert, sodass sich eine weitere Unterscheidung erübrigte. Das Porenspeicherkonzept wird zwar als grundsätzlich machbar angesehen, ist aber mit einem höheren technischen Entwicklungsaufwand verbunden. Es wird daher nicht weiter verfolgt. Das Stilllegungskonzept und die erforderlichen Maßnahmen zur Stilllegung liegen somit fest und der Arbeitsschritt 4 ist abgeschlossen.

Für die durchzuführenden Maßnahmen zur Stilllegung sind die technischen Entwicklungsarbeiten in Angriff genommen worden. Die Arbeiten sind soweit fortgeschritten, dass eine verlässliche Datenbasis zur Beschreibung der Eigenschaften der technischen Komponenten für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit zur Verfügung steht. Auch die weiteren Eingangsdaten stehen in einer verlässlichen und abschließenden Form zur Verfügung. Die verwendeten Daten und deren Herkunft und Ableitung sind vollständig in dem vorliegenden Bericht dargestellt.

Die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit für das Szenario der Auffüllung der Restgrube mit Lösung entsprechend dem Arbeitsschritt 7 wurden unter Verwendung des Programmpakets EMOS [18] durchgeführt und sind einschließlich der erzielten Ergebnisse in dem vorliegenden Bericht dargestellt. Neben deterministischen Modellrechnungen wurden auch probabilistische Modellrechnungen zur Berücksichtigung von Unsicherheiten und Streubreiten der Eingangsdaten durchgeführt. Unterschiedliche Wirkungsweisen der einzelnen Maßnahmen wurden mithilfe von Parametervariationen untersucht.

Neben dem Szenario des Zutritts von Wässern in die Grubengebäude sind entsprechend dem Arbeitsschritt 8 auch andere Szenarien betrachtet worden. Neben der ungestörten Entwicklung des Endlagers sind dies mögliche menschliche Aktivitäten in der Zukunft und die Ausbreitung der Schadstoffe über den Gaspfad¹. Die potenziellen Konsequenzen der einzelnen Szenarien wurden weitgehend durch Verwendung einfacher Modellansätze und Abschätzungen ermittelt.

Der zusammenfassende Nachweis der Langzeitsicherheit erfolgte im Arbeitsschritt 9 unter Berücksichtigung aller betrachteten Szenarien und Ausbreitungspfade. Hierbei wurden entsprechend [43], [72] und [3] neben der Strahlenexposition auch weitere Sicherheitsindikatoren berücksichtigt. Der zusammenfassende Nachweis der Langzeitsicherheit ist in Kapitel 13 dargestellt.

¹ Die Ausbreitung der Schadstoffe über den Gaspfad wird im vorliegenden Bericht als eigenes Szenario behandelt, obwohl diese Ausbreitung auch parallel zum Wasserpfad stattfinden kann und diese beiden Ausbreitungspfade somit strenggenommen ein gemeinsames Szenario darstellen.

2.2 Vorgehensweise bei der Langzeitsicherheitsanalyse

Der Nachweis der Langzeitsicherheit für ein Endlager erfolgt vorwiegend über die Ermittlung und Bewertung potenzieller Strahlenexpositionen für relevante Szenarien des betrachteten Endlagersystems. Wegen des langen zu betrachtenden Zeitraums und der Großräumigkeit des Endlagersystems können die Strahlenexpositionen nur mit Hilfe von Rechenmodellen ermittelt werden. Beim Nachweis der Langzeitsicherheit wird wie folgt vorgegangen [67]:

- Identifikation von Szenarien, für die Modellrechnungen durchzuführen sind,
- Analyse der Effekte, die den Ablauf der Szenarien beeinflussen können,
- Bereitstellung konzeptueller Modelle für die zu berücksichtigenden Effekte,
- Bereitstellung der Rechenprogramme für die Modellrechnungen,
- Bereitstellung der Eingangsparameter für die Modellrechnungen und
- Durchführung der Modellrechnungen und Bewertung der Ergebnisse.

Die Langzeitsicherheitsanalyse lässt sich in zwei Schritte unterteilen: Im ersten Schritt, der Szenarienanalyse, werden alle möglichen Szenarien identifiziert. Von diesen werden die maßgeblichen Szenarien für die Durchführung von Modellrechnungen ausgewählt. Im zweiten Schritt, der Konsequenzenanalyse, werden für diese Szenarien die potenziellen Strahlenexpositionen als Folge von Freisetzungen radioaktiver Stoffe in die Biosphäre für zukünftige Individuen ermittelt.

Die Wahrscheinlichkeiten des Eintritts der einzelnen Szenarien werden nicht ermittelt, sodass auch keine Bewertung bezüglich des Risikos erfolgen kann. Der Grund hierfür ist, dass aufgrund der z. T. unvollständigen Datensituation im Allgemeinen keine belastbaren Aussagen zu Wahrscheinlichkeiten gemacht werden können. Dies ist jedoch nicht gleichbedeutend mit der Annahme eines sicheren Eintritts eines jeden Szenarios. Vielmehr werden für die einzelnen Szenarien die potenziellen Strahlenexpositionen für den Fall ermittelt, dass das Szenario eintritt. Für die Szenarien wird dann gezeigt, dass die ermittelten Strahlenexpositionen hinsichtlich des zu betrachtenden Schutzziels akzeptabel sind.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen sind als potenzielle Strahlenexpositionen unter der Bedingung zu verstehen, dass sämtliche getroffenen Annahmen mit der zukünftigen Realität übereinstimmen. Dies bedeutet z. B., dass das Szenario in der unterstellten Art und Weise eintritt, dass die Modellannahmen und Eingangsparameter die realen Prozesse über lange Zeiträume richtig wiedergeben und dass die Bedingungen an der Erdoberfläche so sind, dass zukünftig Menschen dort leben und sich in der unterstellten Art und Weise ernähren. Insoweit sind die Rechenergebnisse als Indikatoren für die Langzeitsicherheit des Endlagers und nicht als Prognose der Zukunft zu verstehen [66].

Bei der Identifizierung der Szenarien ist die Vollständigkeit und Nachvollziehbarkeit der Analyse von besonderer Bedeutung. Die Abläufe in einem Endlagersystem über sehr lange Zeiten sind aufgrund der begrenzten Kenntnisse über das geologische System und der unvollständigen Kenntnisse über die ablaufenden Prozesse in ihrer Vollständigkeit nur schwer einzuschätzen. Um dennoch zu einer ausreichenden Vollständigkeit zu kommen, sind im internationalen Rahmen Vorschläge für eine systematische Vorgehensweise entwickelt worden, die nach dem Durchlaufen mehrerer Verfahrensschritte mit einer Liste von zu betrachtenden Eigenschaften, Ereignissen und Prozessen enden, aus denen Szenarien entwickelt werden können, siehe z.B. [69].

Eine solche Szenarienanalyse beginnt mit der Identifikation von Eigenschaften, Ereignissen und Prozessen, welche die Wirksamkeit der technischen Barrieren sowie die Barrierewirkungen der Salzstruktur, des Hutgesteins, des Deckgebirges und des Nebengebirges beeinträchtigen können. Eine Szenarienanalyse mit einem Schwerpunkt auf geologischen und bergmännischen Fragestellungen ist für das Endlager Morsleben durchgeführt worden [44], [45] und wird im vorliegenden Bericht hinsichtlich der Auswirkungen chemischer und physikalischer Prozesse ergänzt.

Die bisherigen Szenarienanalysen zu den geologischen und bergmännischen Fragestellungen kommen zu dem Ergebnis, dass ein Lösungszutritt in die Grubengebäude in der Nachbetriebsphase nicht ausgeschlossen werden kann. Daher konzentrieren sich die Betrachtungen auf die Identifikation möglicher Orte und Zeitpunkte für Lösungszutritte sowie die Festlegung der Bedingungen, unter denen ein solcher Zutritt erfolgt.

Nach einer Auffüllung der Grube Bartensleben mit Lösung werden sich die Schadstoffe hauptsächlich mit der Lösung ausbreiten. Einige Radionuklide können sich aber auch in der Gasphase ausbreiten. Für die beiden Ausbreitungspfade sind die Ausbreitungsmechanismen unterschiedlich, deshalb werden sie separat betrachtet.

Neben einer Auffüllung des Endlagerbergwerks mit Lösung ist ein zukünftiges menschliches Eindringen in das Endlager vorstellbar, bei dem zum Beispiel ein Teilbereich des ehemaligen Endlagerbergwerks über Bohrungen angefahren wird. Es wird davon ausgegangen, dass solche Aktivitäten erst erfolgen, wenn die Kenntnisse über die Existenz des Endlagers verloren gegangen sind [70]. Für beabsichtigte Aktivitäten unter Kenntnis des Endlagers sind die zukünftigen Generationen selbst verantwortlich. Solche Aktivitäten sind daher nicht Bestandteil von Sicherheitsanalysen.

2.3 Vorgehensweise bei den Modellrechnungen

Ziel der Modellrechnungen für die zu betrachtenden Szenarien ist die Ermittlung der potenziellen Strahlenexposition. Um den Ablauf eines Szenarios für das betrachtete Endlager system modellieren zu können, müssen für die identifizierten Effekte Modellansätze erarbeitet und Daten bereitgestellt werden. Hierzu wurden zunächst die Erkenntnisse aus Laborexperimenten und aus In-situ-Untersuchungen ausgewertet. Fehlende Daten wurden identifiziert und durch ergänzende Untersuchungen ermittelt. In Einzelfällen wurden Effekte auch vollständig vernachlässigt, wenn dies eindeutig belegbar zu einer Überschätzung der berechneten Strahlenexposition führt.

Bei der Bereitstellung von Daten für die zu berücksichtigenden Effekte werden auch die Unsicherheiten der Parameter ermittelt und durch geeignete Verteilungsfunktionen beschrieben. Bei der Bereitstellung von entsprechenden Modellansätzen für die zu berücksichtigenden Effekte können Unsicherheiten auch über Alternativen dieser Ansätze berücksichtigt werden. Dies ist eine geeignete Vorgehensweise, wenn die vorliegenden Kenntnisse eine eindeutige Festlegung auf einen einzigen Modellansatz nicht gestatten, oder wenn die Unsicherheiten nicht durch eine geeignete Verteilungsfunktion ausgedrückt werden können.

Modellansätze und Modellparameter für die Ausbreitungsrechnungen mit integrierten Rechencodes können nicht immer unmittelbar aus Labor- oder In-situ-Untersuchungen bereitgestellt werden. In Einzelfällen sind zwischengeschaltete Modellrechnungen auf Prozess-Level unter Verwendung umfangreicher Daten erforderlich. Durch Auswertung und Interpretation dieser Ergebnisse lassen sich dann Modellansätze und Modellparameter für die Ausbreitungsrechnungen mit den integrierten Rechencodes bereitstellen. Beispiele für solche Themenfelder sind die Gebirgsmechanik, die Geochemie und die Grundwasserhydraulik.

Nach Vorlage von Modellansätzen und Modellparametern für alle zu berücksichtigenden Effekte sind vorhandene Rechenprogramme gegebenenfalls anzupassen, sodass eine vollständige Berücksichtigung in den Modellrechnungen erfolgen kann. Bei den einzusetzenden Rechenprogrammen wird zwischen denjenigen für den Nahbereich bzw. die Vorgänge in der Salzstruktur, für den Fernbereich bzw. die Ausbreitung im Hutgestein und Deckgebirge sowie für die Biosphäre unterschieden. Bei den hier beschriebenen Modellrechnungen sind die folgenden Module des Programmpakets EMOS [18] zum Einsatz gekommen:

LOPOS: Nahbereichsprogramm für eine Netzwerkstruktur eines Grubengebäudes in einer Salzstruktur [41]: Version 7.2,

CHETLIN: Transportprogramm für die Ausbreitung im Hutgestein und Deckgebirge unter Berücksichtigung der Sorption nach dem K_d -Konzept [50]: Version 4.1,

EXCON: Biosphärenmodell zur Umrechnung der Grundwasserkontamination in Strahlenexpositionen [83]: Version 3.3.

Die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden für einen Zeitraum von 1 Million Jahren durchgeführt [71]. Dies ist ein Zeitraum, in dem die wesentlichen Abläufe im Endlagersystem deutlich werden. Dies bedeutet, dass die Maximalwerte der Strahlenexpositionen erkannt werden und dass keine grundsätzlich andersartigen Auswirkungen zu späteren Zeiten zu erwarten sind.

In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden alle Radionuklide berücksichtigt, die für die radiologischen Auswirkungen möglicherweise relevant sind. Für die Auswahl der Radionuklide werden Kriterien verwendet, die sich auf die Radiotoxizität und die Lebensdauer der Radionuklide abstützen [84]. Das einfachste Verfahren ist, alle relevanten Radionuklide in allen Teilbereichen – Nahbereich, Fernbereich und Biosphäre – in den Rechnungen zu berücksichtigen. Aus numerischen Gründen ist aber das folgende Vorgehen zweckmäßig, bei dem die Anzahl der im jeweiligen Teilbereich gerechneten Radionuklide begrenzt wird: Im Nahbereich werden 49 Radionuklide berücksichtigt. Wegen des Zerfalls von kurzlebigen Radionukliden während des Transports brauchen einige Radionuklide im Fernbereich nicht mehr betrachtet zu werden, so dass dort 32 Radionuklide berücksichtigt werden. Andererseits entstehen in der Biosphäre kurzlebige Tochternuklide, die radiologisch relevant sein können. Daher werden in der Biosphäre 43 Radionuklide betrachtet.

Die Ermittlung der potenziellen Strahlenexpositionen erfolgt durch Modellrechnungen, in denen eine Vielzahl von Prozessen berücksichtigt wird. Eine Absicherung des verwendeten Gesamtmodells ist nicht unmittelbar möglich. Das Vertrauen in die Richtigkeit der erzielten Rechenergebnisse soll durch die folgende Vorgehensweise erreicht werden:

- Validierung, also weitgehende Absicherung der verwendeten Annahmen, Modellansätze und Modellparameter für Einzeleffekte durch zielführende experimentelle Untersuchungen und begleitende detaillierte Modellrechnungen zu den Einzeleffekten.
- Berücksichtigung eventueller Modellunsicherheiten für die Einzeleffekte und die Teilsysteme sowie der Datenunsicherheiten durch Variationsrechnungen für die verwendeten Parameter.
- Vernachlässigung einzelner Effekte im Sinne einer konservativen Annahme, wenn die Vernachlässigung zu einer eindeutigen Überschätzung der Strahlenexposition führt.
- Verifizierung, also Nachweis der Richtigkeit der numerischen Teilmodelle in den Rechenprogrammen sowie der Kopplung der Teilmodelle zu einem Gesamtmodell für das vollständige Endlagersystem durch entsprechende Verifizierungsrechnungen.

- Anwendung von Qualitätsmanagementverfahren zur Verwaltung der Rechenprogramme und zur Verwendung der Modellparameter als Eingangsdaten.

Untersuchungen zur Verifizierung des Rechenprogramms für den Nahbereich sind in der Dokumentation des Rechenprogramms LOPOS [42] sowie in weiteren Berichten [14], [16] dargestellt. Untersuchungen zur Verifizierung des Rechenprogramms für den Fernbereich sind in der entsprechenden Dokumentation für das Rechenprogramm CHETLIN (früher CHET1) [50] enthalten.

Die Durchführung der Modellrechnungen kann in einer deterministischen Art erfolgen, bei der feste Eingangsdaten für die einzelnen Parameter verwendet werden. Hierbei ergibt sich für jeden Zeitpunkt auch ein fester Wert der berechneten Strahlenexposition. Dieser kann mit dem Schutzziel verglichen werden. Bei Verwendung eines konservativen Datensatzes für alle Eingangsparameter würde sich eine einfache Nachweisführung für die Langzeitsicherheit des Endlagers ergeben. Da die Konservativität einer Modellierung für das Gesamtsystem nur schwer belegt werden kann, werden die Unsicherheiten einer Modellrechnung durch probabilistische Ansätze quantitativ erfasst [68].

Bei Berücksichtigung der Streubreiten von Eingangsdaten durch Verwendung von Verteilungsfunktionen der Eingangsparameter ergibt sich auch eine Verteilungsfunktion für die berechnete Strahlenexposition. Hier ist eine Überschreitung des Schutzziels nicht grundsätzlich auszuschließen. Bei ausreichend kleiner Wahrscheinlichkeit der Überschreitung des Schutzziels wird dies jedoch als tolerabel betrachtet. Durch solche probabilistischen Modellrechnungen unter Anwendung von Monte-Carlo-Verfahren lassen sich neben den Unsicherheiten der berechneten Strahlenexposition auch die Relevanzen der Eingangsparameter im Hinblick auf die Streuung der Strahlenexposition ermitteln.

ERA Morsleben

3 Anlagenbeschreibung

In diesem Kapitel wird der Zustand der Gesamtanlage beschrieben, wie er nach Abschluss der Einlagerung, jedoch vor Durchführung der Verfüll- und Verschlussmaßnahmen, bestanden hat. In den nachfolgenden Tabellen sind Volumenangaben zum Teil mit hoher Genauigkeit angegeben, wie sie sich aus den Angaben des Hohlrauminformationssystems (HIS) [21] ergeben. Im Text sind diese Volumenangaben auf volle Zehner gerundet angegeben.

3.1 Übersicht über die Gesamtanlage

Die Doppelschachtanlage Bartensleben-Marie liegt in der Salzstruktur der Allertalzone. Die Salzstruktur erstreckt sich von Wolfsburg im Nordwesten bis Seehausen im Südosten über etwa 50 km und ist bis zu 2 km breit. Sie wird im Südwesten von der Lappwaldscholle und im Nordosten von der Weferlinger Triasplatte begrenzt. Die Lagen der Grubengebäude Bartensleben und Marie sowie die genannten geologischen Struktureinheiten sind in Abbildung 3.1 dargestellt.

In beiden Richtungen der Längserstreckung der Salzstruktur gibt es benachbarte Schachtanlagen. In nordwestlicher Richtung befindet sich in einer Entfernung von etwa 2,8 km die Anlage Walbeck-Buchberg und in südöstlicher Richtung in einer Entfernung von etwa 0,8 km der Schacht Alleringersleben. Das Grubengebäude der Schachtanlage Walbeck-Buchberg säuft ab, der Schacht Alleringersleben ist verfüllt.

Abbildung 3.2 zeigt einen Schnitt durch die Salzstruktur der Allertalzone im Bereich des Endlagers. Die Salinargesteine der Salzstruktur werden von einem bis zu 240 m mächtigen undurchlässigen Hutgestein überlagert. Das Deckgebirge im Westteil der Salzstruktur besteht aus wasserdurchlässigen Sedimenten der Kreide und des Quartär und im Ostteil aus weitgehend undurchlässigen Festgesteinen des Keuper. Die Bildung der Salzstruktur begann im Keuper und ist heute abgeschlossen, da kein Salz mehr in den Salzabwanderungsgebieten zur Verfügung steht.

Die Salzstruktur besteht im Wesentlichen aus Schichten des Zechstein 2 bis 4 mit Ablagerungen von Steinsalz, Anhydrit, Salzton und Kalisalz. Der interne Aufbau der Salz-

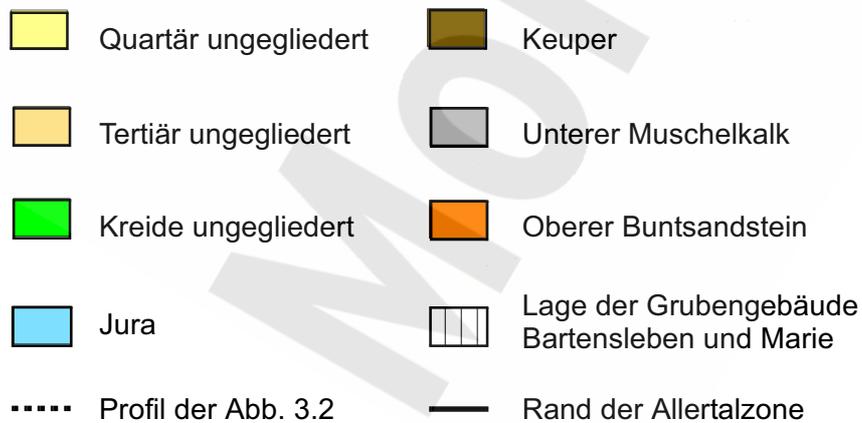
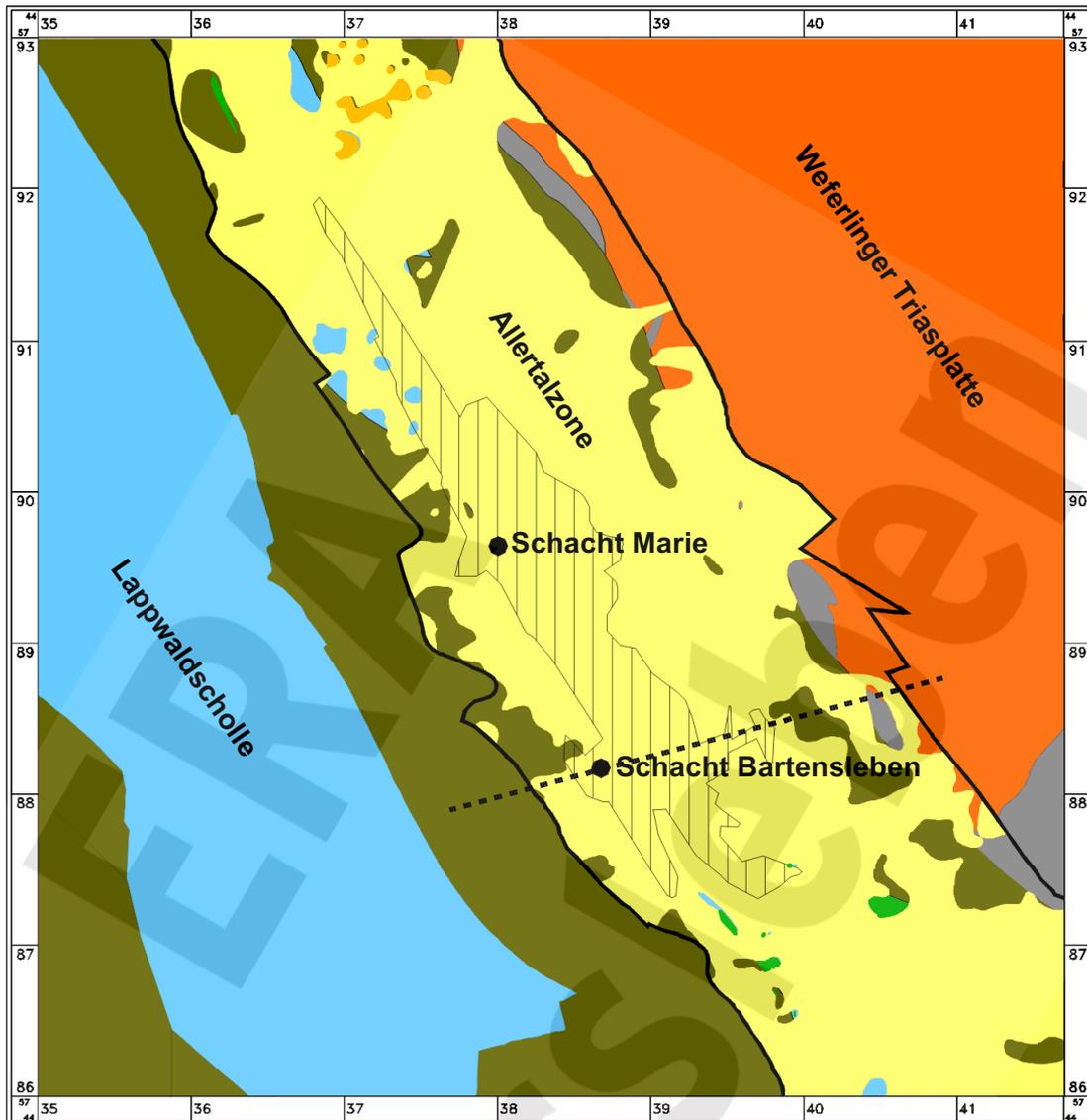


Abb. 3.1 Übersicht über die lokalen geologischen Struktureinheiten nach [77]

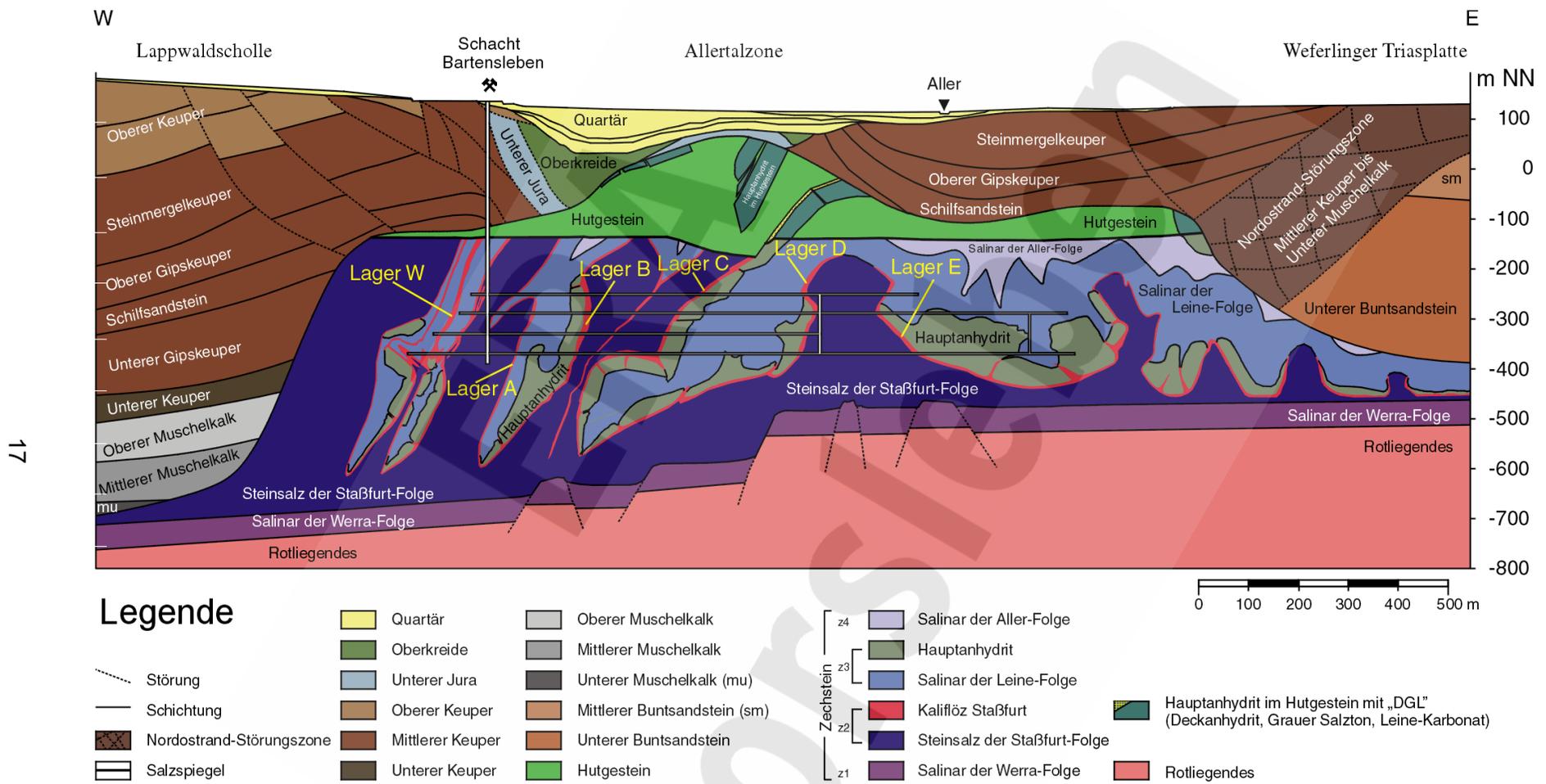


Abb. 3.2 Geologischer Schnitt durch die Salzstruktur der Allertalzone nach [77]

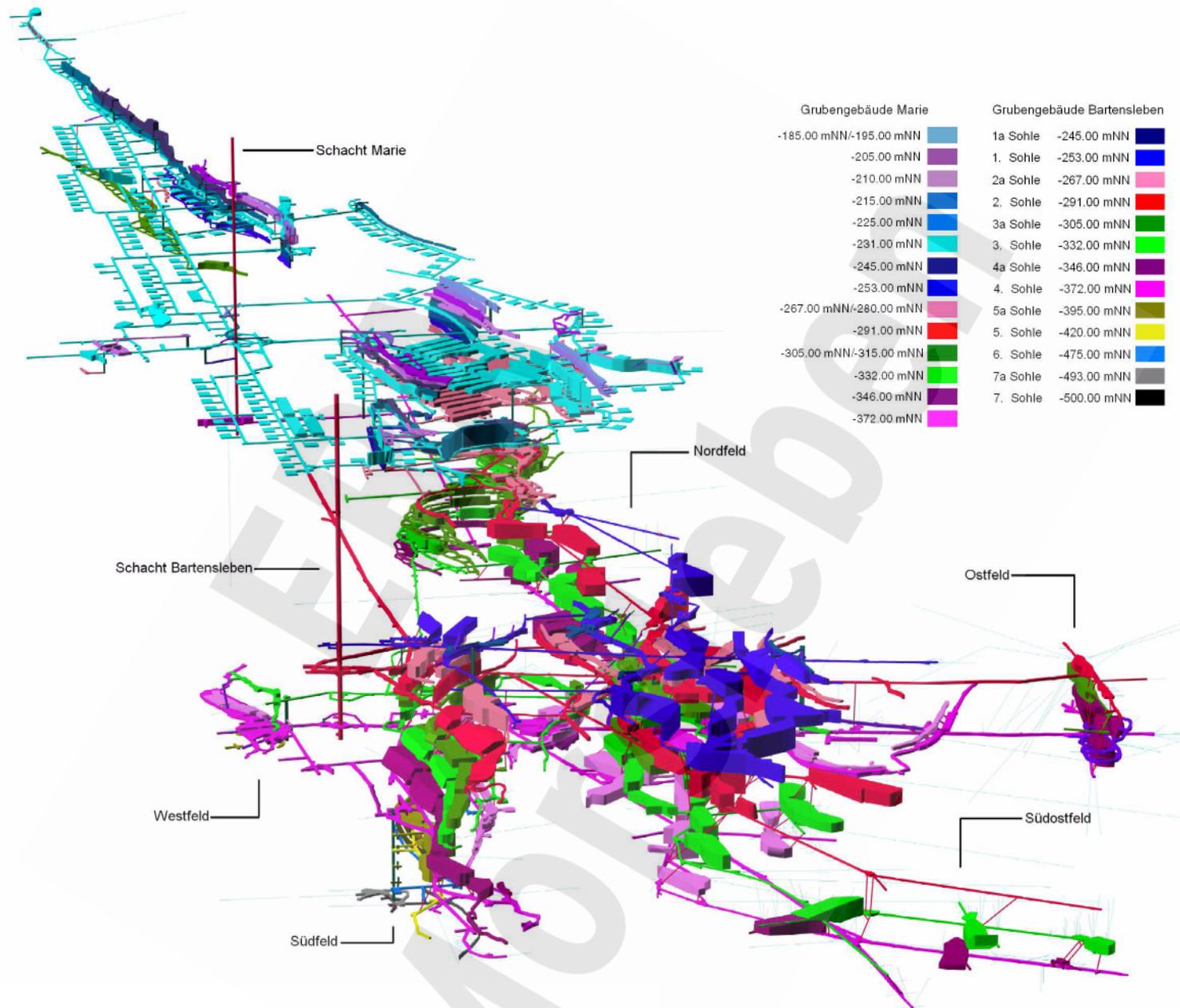


Abb. 3.3 Ansicht der Grubengebäude Marie und Bartsleben

struktur ist durch Sättel und Mulden gekennzeichnet. Im Westteil herrscht eine enge Isoklinalfaltung vor, was zur tektonisch bedingten Ausdünnung von Schichten auf den Faltschenkeln geführt hat. Im Zentralteil wird der Faltenbau weitständiger, wobei die Falten noch immer überkippt sind. Im Ostteil der Salzstruktur sind die Falten nicht mehr überkippt und über der Ostmulde sind noch Schichten des Zechstein 4 erhalten.

Der Salzspiegel liegt in einer Teufe von etwa -140 mNN. Die Gesamtmächtigkeit der Salzstruktur beträgt bis zu 580 m. Die gesamten Grubengebäude erstrecken sich in nordwest-südöstlicher Richtung über eine Länge von 5,6 km und quer dazu über eine Breite von maximal 1,7 km. Eine Ansicht der Grubengebäude enthält Abbildung 3.3. Der Schacht Bartensleben liegt am nordwestlichen Rand der Ortschaft Morsleben auf einer Höhe von 133,8 mNN am Osthang des Lappwaldes. Der Schacht Marie liegt etwa 1,5 km nordwestlich vom Schacht Bartensleben auf einer Höhe von 129,1 mNN.

Eine Zeittafel über die Nutzung der Anlage zeigt Tabelle 3.1. Die aufgefahrenen Volumina sind in Tabelle 3.2 vergleichend gegenübergestellt. Die Gliederung der Sohlen ist in Tabelle 3.3 zusammengestellt.

Tab. 3.1 Zeittafel der Entwicklung der Anlage

Bartensleben		Marie	
1910-1912	Schachtteufung	1897-1909	Schachtteufung
1913-1955	Förderung von Kalisalzen	1900-1924	Förderung von Kalisalzen
1944-1945	Rüstungsproduktion	1937-1945	Rüstungsproduktion
1918-1969	Förderung von Steinsalz	1946-1951	Kali- und Steinsalzförderung
		1959-1984	Geflügelmast
		1987-1996	Lagerung von Härtereialtsalz
1971-1998	Einlagerungsbetrieb	1991-1994	Verbringung von Salzhaufwerk

Tab. 3.2 Aufteilung der Volumina der Grubenbaue nach Typ in Prozent [21]

Grubenbautyp	Bartensleben		Marie	
	gesamt	unverfüllt	gesamt	unverfüllt
Steinsalzabbaue	82	87	25	14
Kaliabbaue	11	4	53	43
Strecken	6	8	14	32
Rolllöcher, Gesenke, Schacht	1	1	1	2
Rüstungskammern	-	-	7	9

3.1.1 Schachtanlage Marie

Der Schacht Marie wurde zwischen 1897 und 1898 zunächst bis zu einer Teufe von -240 mNN geteuft. Über Blindschächte und Bremsberge von der Hauptfördersohle sind sowohl im Nordfeld als auch im Südfeld tiefer liegende Sohlen aufgefahren worden. Erst von 1907 bis 1909 wurde der Schacht bis zu seiner Endteufe von -388 mNN niedergebracht. Die Gesamtausdehnung der erschlossenen Schachtanlage beläuft sich in streichender Richtung auf 3,6 km und querschlägig auf 1,2 km. Im Jahre 1924 wurde die Förderung von Salzen eingestellt.

Im Zeitraum von 1937 bis 1945 diente die Anlage der Rüstungsproduktion. In dieser Zeit wurden spezielle Hohlräume aufgefahren und genutzt. Von 1946 bis 1951 folgte nochmals eine kurze Periode der Kali- und Steinsalzförderung. Ein Teil der Rüstungskammern wurde von 1959 bis 1984 zur Geflügelmast genutzt. Ab 1987 wurden Härtereialsalze in der Grube gelagert, die aber bis 1996 wieder vollständig ausgelagert wurden. Von 1991 bis 1994 wurde das im Erkundungsbergwerk Gorleben anfallende Salzhaufwerk in die Schachtanlage Marie verbracht.

Von der Schachtanlage Marie bestehen sechs Verbindungen zur Schachtanlage Bartensleben. Diese werden teilweise als Fluchtweg und zur Wetterführung verwendet. Es führen zwei Strecken auf die 2. Sohle der Schachtanlage Bartensleben und zwei Strecken und zwei Wetterrolllöcher auf die 3. Sohle der Schachtanlage Bartensleben.

Tab. 3.3 Gliederung der Sohlen

Bartensleben	Teufe [mNN]	Marie	Teufe [mNN]
		1b-Sohle	-185
		1a-Sohle	-210
		1. Sohle	-231
1a-Sohle	-245		
1. Sohle	-253	2. Sohle	-253
2a-Sohle	-267		
2. Sohle	-291		
3a-Sohle	-305		
3. Sohle	-332		
4a-Sohle	-346		
4. Sohle	-372		
5a-Sohle	-395		
5. Sohle	-420		
6a-Sohle	-443		
6. Sohle	-475		
7. Sohle	-500		
Rasenhängebank	+134	Rasenhängebank	+129
Salzspiegel	-140	Salzspiegel	-140
Hauptfördersohle	-372	Hauptfördersohle	-231
Endteufe Schacht	-392	Endteufe Schacht	-388

3.1.2 Schachtanlage Bartensleben

Der Schacht Bartensleben wurde 1910 - 1912 bis zu einer Teufe von -392 mNN geteuft. Im Jahre 1913 wurde die Förderung von Kalisalzen aufgenommen. Ab 1918 setzte der Steinsalzbergbau ein. Ab 1944 wurden auch einige Hohlräume für die Rüstungsproduktion genutzt. Der Bergbaubetrieb endete 1969.

Die Salzlagerstätte ist über sieben Sohlen auf eine streichende Länge von 2 km und querschlägig auf bis zu 1,7 km Breite aufgeschlossen. Die Abstände der Hauptsohlen liegen bei etwa 40 m. Die Hauptfördersohle der Schachtanlage Bartensleben war die 4. Sohle auf -372 mNN. Die Unterwerksbaue der 5. bis 7. Sohle sind nur über Gesenke erschlossen. Zur Steinsalzförderung sind großvolumige Abbaue aufgefahren worden. Der Kaliabbau folgte den Kalilagern und erstreckte sich häufig über mehrere Sohlen.

Nach Beendigung des Gewinnungsbetriebes wurde im Jahr 1970 die Schachtanlage Bartensleben für die Nachnutzung als Endlager für radioaktive Abfälle ausgewählt. Ab 1971 fanden am Standort Forschungsarbeiten zur Endlagertechnologie sowie Untersuchungen zur Geologie, Hydrogeologie, Geomechanik, Seismik und Bergbausicherheit statt. Diese Versuchsphase endete 1981 mit der Erteilung einer zunächst befristeten Betriebsgenehmigung und 1986 mit der Erteilung einer unbefristeten Dauerbetriebsgenehmigung. Durch eine gerichtliche Entscheidung wurde 1998 die Einlagerung im Ostfeld gestoppt. Daraufhin wurde die Annahme radioaktiver Abfälle eingestellt.

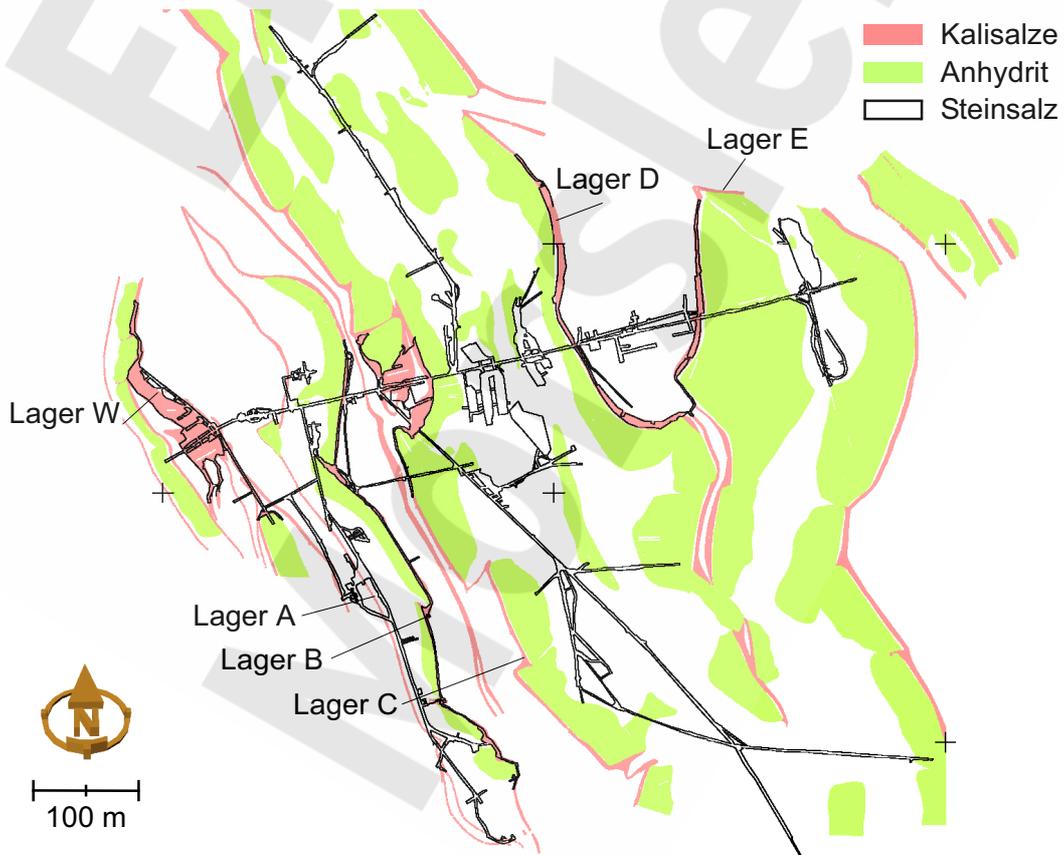


Abb. 3.4 Ausschnitt aus dem geologischen Sohlenriss der 4. Sohle [4]

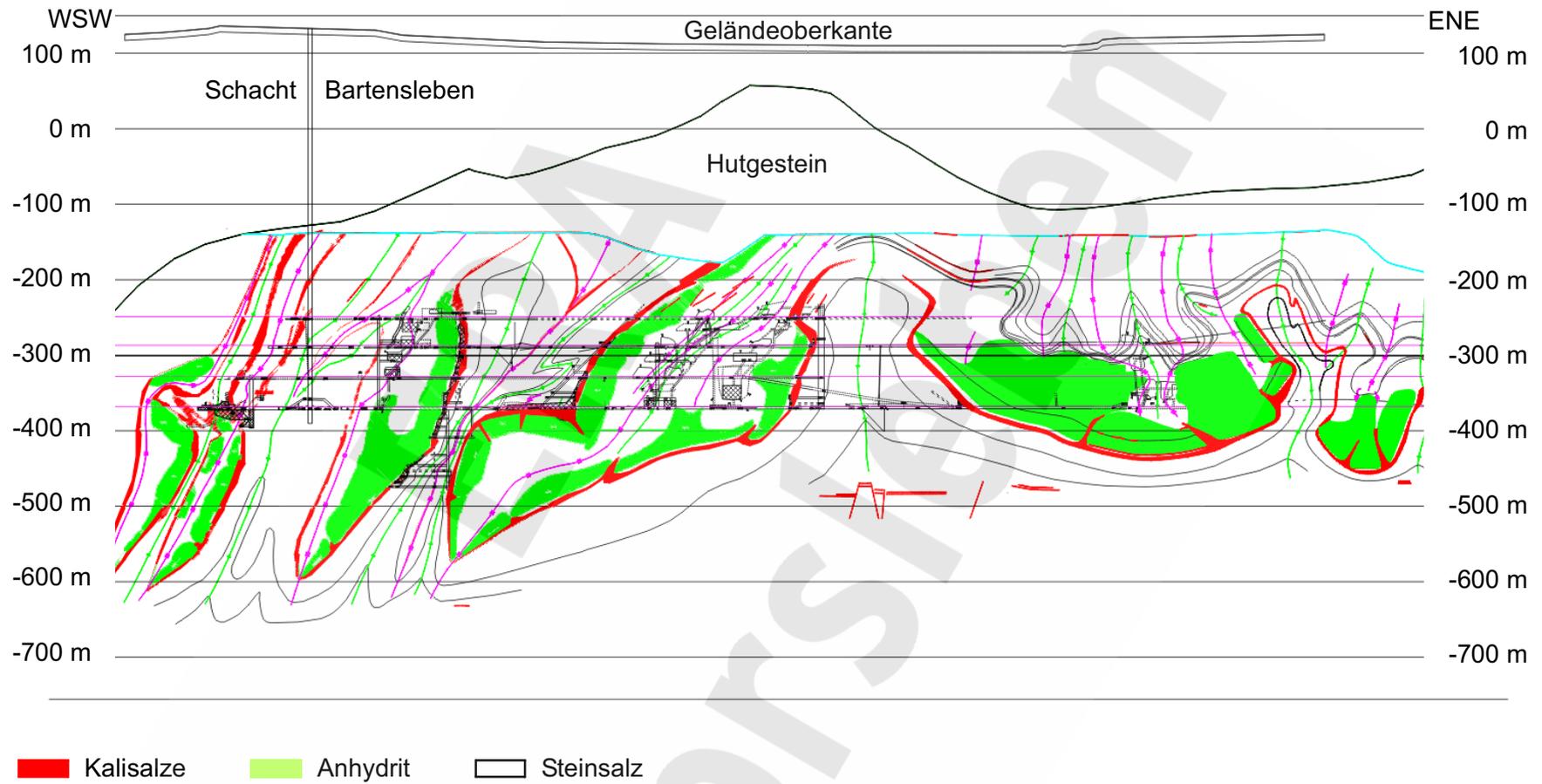


Abb. 3.5 Geologisches Profil der Schachanlage Bartensleben entlang des Ostquerschlages nach [5]

Die geologische Gliederung der Schachanlage lässt sich anhand eines geologischen Sohlenrisses und eines Profils darstellen. Abbildung 3.4 zeigt einen Ausschnitt aus dem geologischen Sohlenriss der 4. Sohle und Abbildung 3.5 zeigt das Profil entlang des Ostquerschlages Bartensleben. Es treten eine Anzahl NNW-SSE streichender Sättel und Mulden auf. Nahe der Westflanke herrscht ein engständiger Faltenbau vor. Nach Osten tritt ein offener Faltenbau mit breiten Mulden und Sätteln auf.

Bedingt durch die Verfaltung werden entlang des Ostquerschlages die stratigraphischen Horizonte des Salinars mehrfach durchörtert. Das Kaliflöz Staßfurt wiederholt sich von West nach Ost mehrmals. Die einzelnen abgebauten Kalilager tragen die Bezeichnungen Lager W, A, B, C, D und E. In den Lagern W, A und B liegt das Kalisalz in Hartsalzfazies und in den Lagern C, D und E überwiegend als Carnallit vor. Eine Beschreibung der faziellen Verhältnisse der Kalilager enthält [40].

Der Abbau des Lagers W ist auf die 3. und 4. Sohle beschränkt. Das Lager A ist teilweise über die gesamte Teufe der Steinsalzabbau im Südfeld angefahren, aber wegen seiner geringen Mächtigkeit nicht abgebaut worden. Bei allen anderen Lagern erstrecken sich die Bergbautätigkeiten über die 1. bis 4. Sohle, im Lager B teilweise sogar bis zur 7. Sohle. Die Kalilager W, A, B und das in der Hauptmulde vorhandene Lager C streichen am Salzspiegel aus.

Die Westmulde ist äußerst schmal und zeigt den stärksten Grad der salztektonischen Beanspruchung. Im Kaliflöz Staßfurt im Lager W liegen auf der 4. Sohle die Abbaue des Westfeldes, die als Einlagerungsgrubenbaue genutzt wurden. Über einen Bremsberg am Westquerschlag und das Westgesenk sind die Unterwerksbaue der 5a-Sohle an die 4. Sohle angeschlossen. Das Westgesenk verbindet weiterhin die 4. Sohle mit der 3. Sohle. Die Auffahrungen der 3. Sohle sind auch über einen Bremsberg mit der 4. Sohle verbunden.

Aufgrund der Isoklinalfaltung der westlichen Randfalten hat die Südmulde auf ihrer westlichen Flanke stark reduzierte oder gänzlich fehlende Salinarhorizonte. So fehlt z.B. der Hauptanhydrit, und das Kalilager A ist nur in sehr reduzierter Mächtigkeit vorhanden. Dem steht auf der Ostflanke der Südmulde das weitgehend vollständig entwickelte Kali-

lager B gegenüber. Im Kern der Südmulde liegen die großen unverfüllten Steinsalzabbau des Südfeldes. Unterhalb der Südstrecke der 4. Sohle liegen auf der 5a-Sohle die drei Abbau des Südfeldes, die zur Endlagerung genutzt wurden.

Die Hauptmulde ist sehr breit und enthält den zentralen Teil der Schachanlage. Sie stellt hinsichtlich ihres Steinsalzvorkommens den wirtschaftlich bedeutendsten Teil der Salzstruktur dar. Demzufolge liegt hier der größte Durchbauungsgrad vor. Der minimale Abstand der Abbau zum Salzspiegel beträgt hier etwa 70 m. Der Großteil der Abbau im Zentralteil hat einen Abstand zum Salzspiegel von über 100 m.

Im Zentralteil führt ein Flächen (geneigte Strecke) vom Ostquerschlag der 4. Sohle (372-m-Sohle) in die Abbau 1a nördlich und 1a südlich auf der 357m-Sohle. In diesen Abbauen sind geringe Mengen radioaktiver Abfälle eingelagert worden. Vom Zentralteil der Schachanlage führt die nördliche Richtstrecke (Nordstrecke) auf der 4. Sohle ins Nordfeld. In der Nordstrecke befindet sich ein Streckenstummel, in dem die In-situ-Verfestigung von flüssigen radioaktiven Abfällen erprobt wurde (Durchsumpfungsrube). Das Ende der Nordstrecke und ein hier aufgefahrener Querschlag auf der 4. Sohle wurden als Einlagerungsgrubenbau genutzt.

Der Ostsattel wird durch die Lager D und E begrenzt. Im Ostsattel fand keine Bergbautätigkeit statt. Die daran anschließende Ostmulde zeigt auf ihren Flanken mächtige Hauptanhydritstränge. Am Ende des Ostquerschlages liegt das Ostfeld mit Steinsalzabbau von der 2. bis zur 4. Sohle. Im Abbau 2 auf der 4. Sohle wurden radioaktive Abfälle gestapelt eingelagert. In einem Sohlenbohrloch am Ende des Ostquerschlags auf der 4. Sohle befindet eine Radium-VBA. Das Ostfeld ist nur auf der 2. Sohle und auf der 4. Sohle jeweils über den Ostquerschlag an den Zentralteil angeschlossen.

Die teufenabhängige Verteilung der aufgefahrenen Volumina der Schachanlage Barrensleben ist in Tabelle 3.4 angegeben. Die in der Tabelle zu einer Teufenlage angegebenen Volumina geben die bis zur nächsthöheren Teufenlage aufgefahrenen Volumina an. Zusätzlich aufgenommen sind die Volumina im West-, Ost- und Südfeld, welche die Einlagerungsbereiche mit dem höchsten Abfallaufkommen darstellen.

Tab. 3.4 Aufgefahrene Volumina im Grubengebäude Bartensleben in m³ [21]

Sohle	Teufe [mNN]	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Rest	Summe
1a-Sohle	-245	3 451			56 863	60 314
1. Sohle	-253	43 041			638 907	681 948
2a-Sohle	-267	88 197			157 181	245 378
	-280	20 352			6 289	26 641
2. Sohle	-291	175 331		14 373	959 209	1 148 913
3a-Sohle	-296	1 516			71	1 587
	-305	122 216		1 813	254 904	378 933
	-315	423		40 128	71 405	111 956
	-324	1 502			188	1 690
3. Sohle	-332	166 741	11 768		860 387	1 038 896
4a-Sohle	-346	41 206		8 613	151 988	201 807
	-351	7 542			231	7 773
	-357	10 737			152 919	163 656
	-365	192 546	111	231 031	616 424	1 040 112
4. Sohle	-372	125 217	52 472	10 728	464 032	652 449
5a-Sohle	-378	200	476		15 167	15 843
	-385	419	11 667		71 657	83 743
	-392	1 141	60			1 201
	-395	49 079	5 845			54 924
	-406	80 941				80 941
5. Sohle	-420	19 022				19 022
6a-Sohle	-433	376				376
	-443	1 677				1 677
	-447	785				785
	-454	2 799				2 799
	-461	5 175				5 175
	-469	40 390				40 390
6. Sohle	-475	18 785				18 785
7a-Sohle	-493	3 196				3 196
7. Sohle	-500	6 263				6 263
Summe		1 230 266	82 399	306 686	4 477 822	6 097 173
Schacht						18 741
Gesamtvolumen						6 115 914

Nahezu alle Auffahrungen unterhalb der 4. Sohle liegen im Südfeld. An den Volumenanteilen im Südfeld sind oberhalb der 4. Sohle deutlich die fünf Abbauebenen der Zwischensohlen und Hauptsohlen zu erkennen. Der Volumenanteil des Südfeldes beträgt 20,4 % des Gesamtvolumens des Grubengebäudes Bartensleben. Im Westfeld und im Ostfeld sind nicht auf allen Haupt- oder Zwischensohlen Hohlräume aufgefahren worden. Der Volumenanteil des Westfeldes am Gesamtvolumen beträgt 1,3 %, der des Ostfeldes 5,0 %.

3.2 Einlagerung von radioaktiven Abfällen

Nach Beendigung des Bergbaubetriebes wurde im Jahr 1970 die Schachtanlage Bartensleben für die Nachnutzung als Endlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle ausgewählt. Die Einlagerung von Abfällen wurde im Jahr 1971 aufgenommen und lässt sich in drei Zeitphasen unterteilen.

Die erste Einlagerungsphase war der Versuchsbetrieb zur Erprobung der Endlagertechnologie in der Zeit von 1971 bis 1981.

Im Jahr 1981 erfolgte die Zustimmung zum befristeten Betrieb und im Jahr 1986 zum unbefristeten Betrieb des Endlagers. Als Folge der deutschen Wiedervereinigung kam es 1991 zu einer Unterbrechung des Einlagerungsbetriebs und damit zum Ende der zweiten Einlagerungsphase. In der ersten und zweiten Einlagerungsphase sind $6\,170\text{ m}^3$ feste und $8\,260\text{ m}^3$ flüssige Abfälle sowie 6 227 Strahlenquellen eingelagert worden. Außerdem wurden ein 280-l-VBA-Gebinde mit Ra-226-Abfällen (als Radium-VBA bezeichnet) und 7 Spezialcontainer mit überwiegend Kobalt-, Cäsium- und Europium-Abfällen eingelagert.

Nach der Durchführung sicherheitstechnischer Prüfungen und der Klärung rechtlicher Fragen wurde der Einlagerungsbetrieb 1994 wieder aufgenommen. Aufgrund einer gerichtlichen Entscheidung wurde 1998 die Einlagerung gestoppt und die weitere Annahme von radioaktiven Abfällen eingestellt. In dieser dritten Einlagerungsphase sind $22\,320\text{ m}^3$ feste Abfälle und 394 Strahlenquellen eingelagert worden. Insgesamt wurden $28\,490\text{ m}^3$ feste Abfälle, $8\,260\text{ m}^3$ flüssige Abfälle und 6 621 Strahlenquellen in das Endlager gebracht.

Im Rahmen des Stilllegungsbetriebs entstehen auch radioaktive Betriebsabfälle, die im ERAM eingelagert werden. Diese sind in den Angaben zu den Abfallvolumina nicht enthalten. Die Aktivitäten sind jedoch bei den Abfalldaten und die Gasproduktion bei den Angaben zu den Gas produzierenden Stoffen mit erfasst.

3.2.1 Einlagerungsbereiche

Die radioaktiven Abfälle wurden im Grubengebäude Bartensleben in ausgewählte Grubenbaue eingelagert. Die Grubenbaue mit eingelagerten Abfällen werden als Einlagerungsgrubenbaue bezeichnet. Die Einlagerungsgrubenbaue und die in ihrem Umfeld befindlichen weiteren Grubenbaue werden als Einlagerungsbereiche bezeichnet. In einigen Fällen sind die Einlagerungsbereiche mit den Einlagerungsgrubenbauen identisch, wenn keine weiteren Grubenbaue vorhanden sind. Eine Ansicht der Grubenbaue der 4. Sohle und aller Einlagerungsgrubenbaue ist in Abbildung 3.6 dargestellt.

Im Grubengebäude Bartensleben befinden sich fünf Einlagerungsbereiche. Diese sind das Westfeld, das Südfeld, das Ostfeld, das Nordfeld und der Zentralteil. Die hauptsächliche Einlagerung erfolgte im Westfeld, im Südfeld und im Ostfeld sowie in geringerem Umfang auch im Nordfeld. Dem Einlagerungsbereich Nordfeld werden nur die Nordstrecke und der nordöstliche Querschlag zugeordnet. Die sonstigen kleineren Einlagerungsaktivitäten werden dem Zentralteil zugeordnet, auch wenn sie unter markscheiderischen Gesichtspunkten zum Nordfeld gehören.

Die Einlagerungsbereiche und die dazugehörigen Einlagerungsgrubenbaue sind in Tabelle 3.5 aufgeführt. Sie sind alle der 4. Sohle zugeordnet, obwohl sie sich teilweise auf unmittelbar darunter bzw. darüber befindlichen Zwischensohlen befinden. Der Zugang erfolgt in jedem Fall über die 4. Sohle. Die Sohlenlage und die Anbindung an die 4. Sohle sowie die Zeitphasen der Einlagerung sind in der Tabelle ebenfalls mit angegeben.

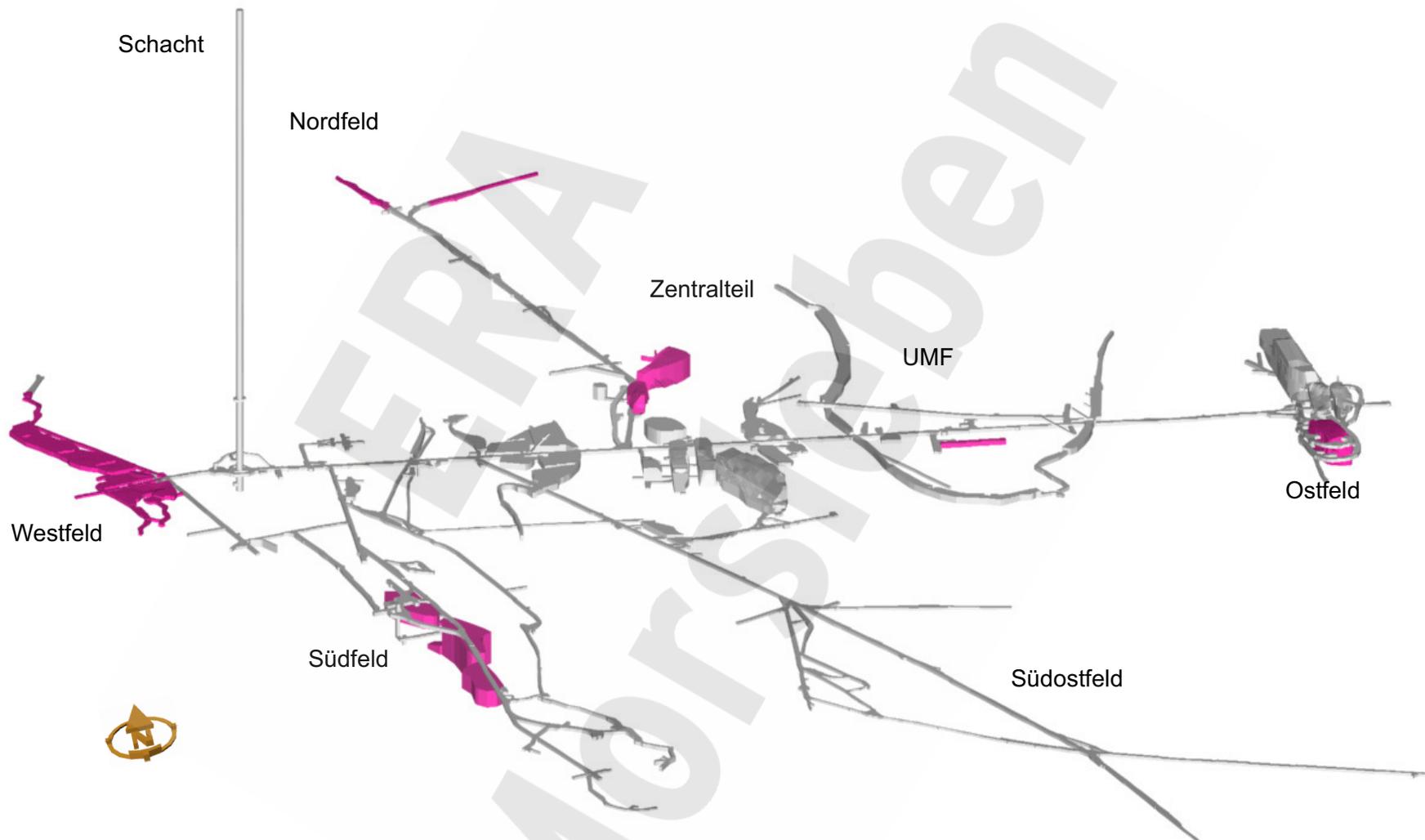


Abb. 3.6 Einlagerungsgrubenbaue (rot) des Grubengebäudes Bartensleben

Tab. 3.5 Einlagerungsbereiche und Einlagerungsgrubenbaue

Bereich	Kürzel	Einlagerungsgrubenbaue	Sohle	Anbindung	Phase
Westfeld	WF	Abbau 1 bis 3	4		3
		Abbau 4 und 5	4		2,3
		nördliche Richtstrecke	4		2,3
		Westgesenk	4		1
Südfeld	SF	Abbau 1	5a	Versturzlöcher	2,3
		Abbau 2	5a	Versturzlöcher	2,3
		Abbau 3	5a	Versturzlöcher	1,2
Ostfeld	OF	Abbau 2	4	Flachen	3
		Sohlenloch mit Radium-VBA	4		-
Nordfeld	NF	Nordstrecke	4		1
		nordöstlicher Querschlag	4		1
Zentralteil	ZT	Abbau 1a nördlich	4a	Flachen	2
		Abbau 1a südlich	4a	Flachen	2
		Durchsumpfungsrube	4		2
		Untertagemessfeld	4		2

3.2.2 Einlagerungsgrubenbaue

Nachfolgend wird die räumliche Anordnung der Einlagerungsgrubenbaue in den Einlagerungsbereichen erläutert. Außerdem wird für jeden Einlagerungsbereich auf die Vorgehensweise bei der Abfalleinlagerung eingegangen.

3.2.2.1 Westfeld

Im Westfeld wurden das Westgesenk unterhalb des Niveaus der 4. Sohle, die Abbau 1 bis 5 und die nördliche Richtstrecke als Einlagerungsgrubenbaue genutzt. Die räumliche Anordnung der Einlagerungsgrubenbaue ist in Abbildung 3.7 dargestellt.

In das Westgesenk wurden feste Abfälle verstürzt und mit Salzgrus abgedeckt. Insgesamt wurden 61 m³ Abfall eingebracht. In der westlichen Richtstrecke nach Norden wurden 1 250 m³ feste Abfälle gestapelt und 1 240 m³ Braunkohlefilterasche (BFA) als Versatzmaterial eingebracht. Nach Beendigung der Einlagerung wurde die Strecke abgemauert.

In den Abbauen 4 und 5 wurden feste Abfälle gestapelt. Nach Einbringung der ersten Lagen wurden die Abfälle mit Versatz überdeckt. Auf diese Versatzschicht wurden weitere Gebinde gestapelt. Danach wurden die Zugänge abgemauert und die restlichen Hohlräume im Bereich der Firste und in den Zwickeln zwischen den Abfällen mit BFA verfüllt. In die Abbaue 4 und 5 sowie die unmittelbar angrenzenden Strecken sind ca. 5 000 m³ Abfall und ca. 2 840 m³ BFA eingebracht worden.

In die Abbaue 1 bis 3 wurde zunächst Salzgrus zur Einebnung der Sohle eingebracht. Darauf wurden feste Abfälle lagenweise gestapelt und abschließend die Zugänge abgemauert. Abbau 1n wurde zunächst offen gehalten, um im Rahmen der Stilllegung anfallende Betriebsabfälle aufnehmen zu können. Die restlichen Hohlräume im Bereich der Firste und in den Zwickeln zwischen den Abfällen wurden mit BFA verfüllt. In die Abbaue 1 bis 3 und die unmittelbar angrenzenden Strecken sind 12 360 m³ Abfall und 11 440 m³ BFA eingebracht worden.

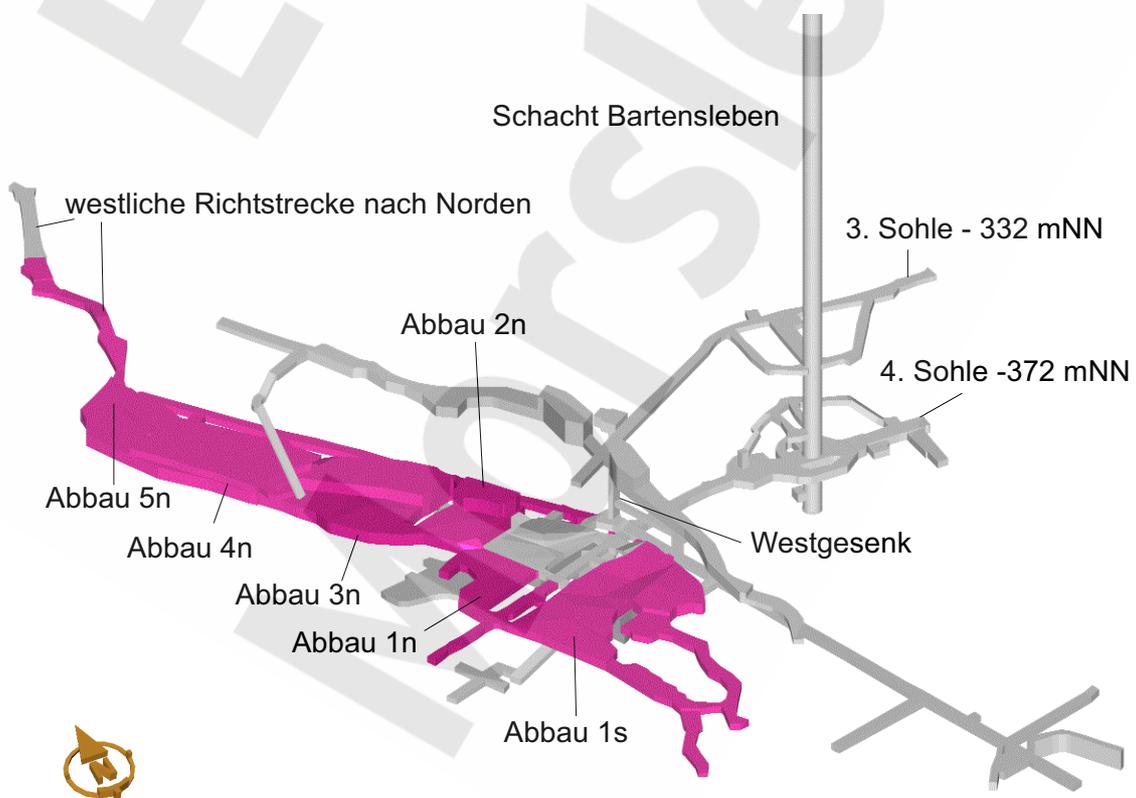


Abb. 3.7 Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Westfeld

3.2.2.2 Südfeld

Im Südfeld wurden die Abbaue 1 bis 3 auf der 5a-Sohle als Einlagerungsgrubenbaue genutzt. Die räumliche Anordnung der Einlagerungsgrubenbaue ist in Abbildung 3.8 dargestellt.

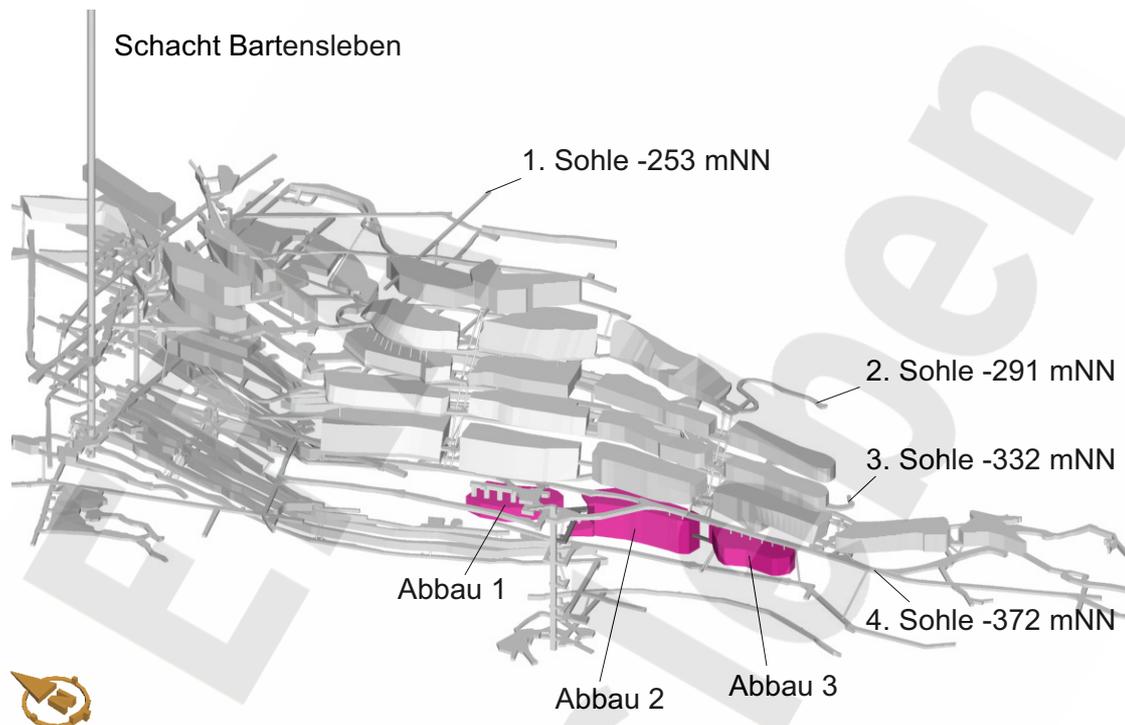


Abb. 3.8 Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Südfeld

In den Abbau 1 wurden feste Abfälle und Strahlenquellen über Versturzlöcher neben das vorhandene Salzhaufwerk eingebracht. Es sind $1\,010\text{ m}^3$ feste Abfälle und $6\,617$ von insgesamt $6\,621$ Strahlenquellen eingebracht worden. Die Abfälle wurden anschließend mit $1\,220\text{ m}^3$ BFA abgedeckt und der verbliebene Hohlraum mit Salzgrus aufgefüllt.

In den Abbau 2 wurden feste und flüssige Abfälle über Versturzlöcher auf das vorhandene Salzhaufwerk eingebracht. Die Einbringung der flüssigen Abfälle erfolgte nach dem Durchsumpfungsverfahren. Es sind insgesamt 630 m^3 flüssige Abfälle zusammen mit $2\,400\text{ m}^3$ BFA eingebracht und 870 m^3 feste Abfälle verstürzt worden. Nach der Einlagerung der Abfälle wurde der verbliebene Hohlraum mit Salzgrus aufgefüllt.

In den Abbau 3 wurden flüssige Abfälle zunächst mit dem Mischschneckenverfahren und später mit dem Durchsumpfungsverfahren eingebracht. In beiden Fällen wurde BFA zur Verfestigung verwendet. In den Abbau 3 sind insgesamt $7\,610\text{ m}^3$ Abfallflüssigkeit zusammen mit $14\,700\text{ m}^3$ BFA eingebracht worden, die sich zu einem $14\,400\text{ m}^3$ großen Monolithen verbunden haben. Nach Beendigung der Einlagerung wurde der verbliebene Hohlraum mit BFA aufgefüllt.

Bei der Einlagerung nach dem Mischschneckenverfahren wurde die Mischung aus BFA und Abfallflüssigkeit über Versturzlöcher auf das vorhandene Salzhaufwerk aufgebracht. Durch eine unzureichende Verfestigung sind etwa $1\,400\text{ m}^3$ Abfallflüssigkeit in tiefer liegende Hohlräume auf der 5. bis 7. Sohle abgeflossen. Für alle nachfolgenden Betrachtungen werden diese Flüssigkeitsmengen jedoch dem Abbau 3 zugerechnet.

3.2.2.3 Ostfeld

Im Ostfeld wurde nur der Abbau 2 südlich des Ostquerschlages als Einlagerungsgrubenbau benutzt. Die räumliche Anordnung des Einlagerungsgrubenbaus ist in Abbildung 3.9 dargestellt.

Die Abfallgebände im Abbau 2 des Ostfeldes wurden lagenweise eingebracht, wobei jeweils drei Gebändelagen eine Einlagerungsebene bilden. Die Abfälle einer Einlagerungsebene wurden mit einer Salzgrusschicht abgedeckt. Auf diese Weise wurden zwei vollständige und eine unvollständige Ebene eingebracht, die mit mindestens $1,2\text{ m}$ Salzgrus abgedeckt sind. Der verbleibende Hohlraum bis zur Firste ist noch unverfüllt. Insgesamt sind $6\,140\text{ m}^3$ Abfälle im Abbau 2 gestapelt.

Die Radium-VBA ist endlagergerecht in einem Sohlenbohrloch im Ostfeld eingelagert. Das Bohrloch ist mit einem Bohrlochdeckel versehen.

3.2.2.4 Nordfeld

Im Nordfeld sind das nördliche Ende der Nordstrecke und der nordöstliche Querschlag als Einlagerungsgrubenbaue genutzt worden. Die räumliche Anordnung der Einlagerungsgrubenbaue ist in Abbildung 3.10 dargestellt. Es wurden $1\,700\text{ m}^3$ feste Abfälle ein-

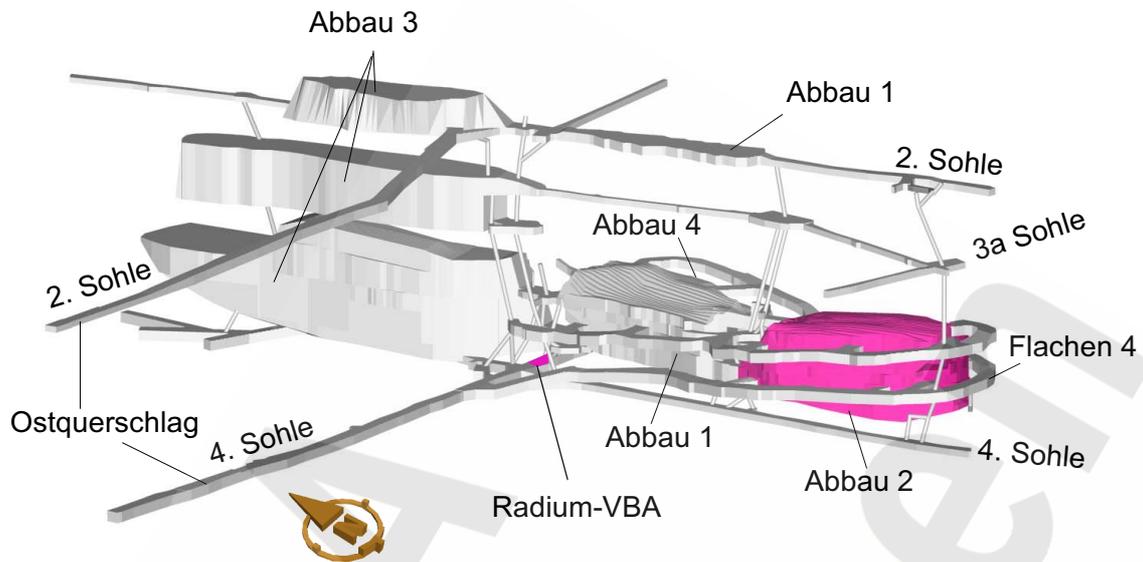


Abb. 3.9 Lage der Radium-VBA und des Einlagerungsgrubenbaus im Ostfeld (rot)

gelagert und die Einlagerungsgrubenbaue durch Mauern von der Nordstrecke abgetrennt. Eine Verfüllung des Zwickelraums und des unverfüllten Hohlraums erfolgte aufgrund der damals geltenden Genehmigung hierfür nicht.

3.2.2.5 Zentralteil

Im Zentralteil wurden jeweils kleinere Mengen Abfall an verschiedenen Stellen eingelagert. Es wurden die Abbaue 1a nördlich und südlich auf der 4a-Sohle sowie ein Streckenstummel am Anfang der Nordstrecke mit einer Durchsumpfungsgrube als Einlagerungsgrubenbaue genutzt. Außerdem sind die Einlagerungsgrubenbaue mit vier Strahlenquellen des Untertagemessfeldes dem Zentralteil zugeordnet. Die räumliche Anordnung der Einlagerungsgrubenbaue ist in den Abbildungen 3.11 und 3.12 dargestellt.

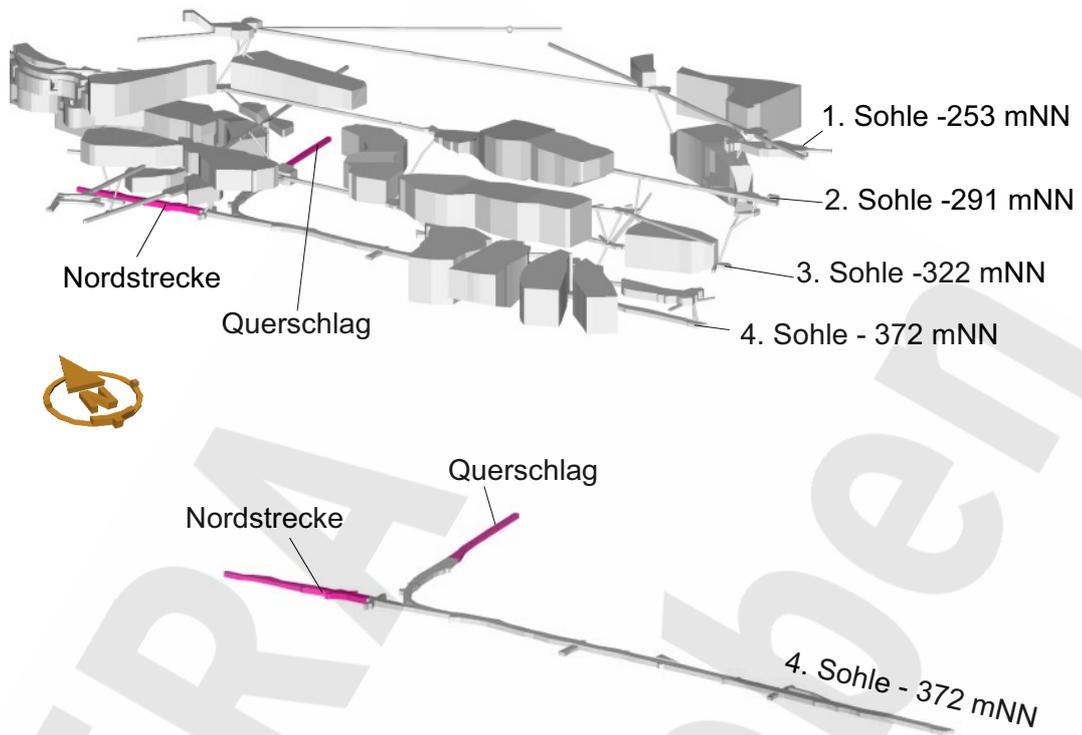


Abb. 3.10 Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Nordfeld

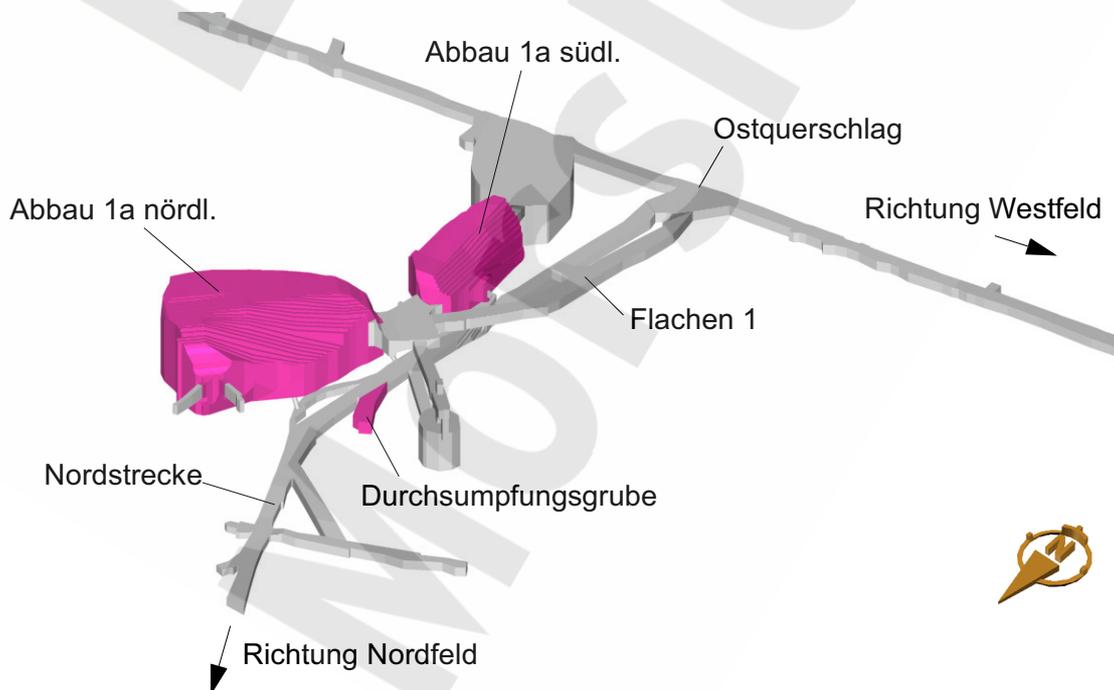


Abb. 3.11 Lage einzelner Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Zentralteil

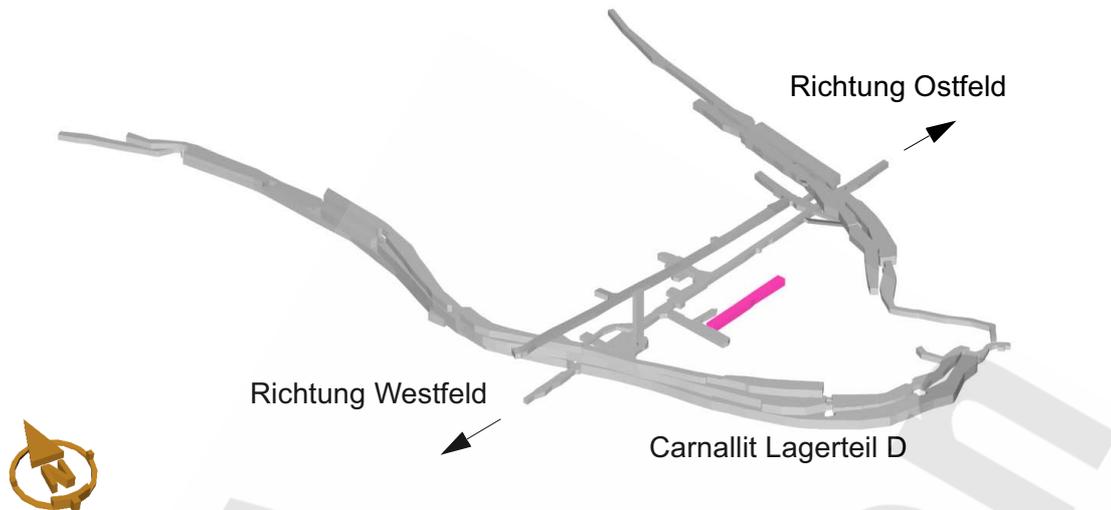


Abb. 3.12 Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) des Untertagemessfeldes

In den beiden Abbauen 1a nördlich und südlich wurden feste Abfälle über eine Haufwerksböschung verkippt. Bei den Abfällen handelt es sich um sperrige Abfälle sowie um Co-60-haltige Abfälle. Nach Beendigung der Einlagerung wurden die Abfälle mit Salzhautwerk überschüttet. In die beiden Abbaue sind insgesamt 130 m^3 Abfälle eingelagert worden.

In der Durchsumpfungsrube wurde die Verfestigung von flüssigen Abfällen mit BFA erprobt. Es wurden 24 m^3 flüssiger Abfall zusammen mit 36 m^3 BFA eingebracht. Nach der Einbringung der Abfallflüssigkeit ist der Streckenstummel mit der Durchsumpfungsrube durch ein Mauerwerk von der Nordstrecke abgetrennt worden. Der verbliebene unverfüllte Hohlraum des Streckenstummels wird noch verfüllt.

Im Untertagemessfeld sind in zwei Sohlenbohrlöchern 7 Spezialcontainer mit überwiegend Kobalt-, Cäsium- und Europium-Abfällen eingelagert worden. Das Untertagemessfeld befindet sich südlich des Ostquerschlages im Bereich des D-Gesenks. Die Bohrlöcher sind mit Bohrlochstopfen verschlossen.

3.3 Eigenschaften der Abfälle

Die eingelagerten Abfälle enthalten eine Vielzahl von Materialien, die hinsichtlich des chemischen Milieus und der Gasproduktion von Bedeutung sind. Hierauf wird bei der modellmäßigen Behandlung der jeweiligen Prozesse eingegangen.

Die für den Langzeitsicherheitsnachweis wichtigste Eigenschaft der eingelagerten Abfälle besteht in den Aktivitäten der darin enthaltenen Radionuklide. Die Auswahl der zu betrachtenden Radionuklide erfolgte für Spalt- und Aktivierungsprodukte anhand des radiologisch gewichteten Inventars und für Actiniden in der Hauptsache anhand der Halbwertszeiten. Die Vorgehensweise zur Radionuklidenauswahl ist in [84] beschrieben. Für das Endlager Morsleben wird diese Vorgehensweise berücksichtigt und eine Radionuklidenauswahl wie auch in bisherigen Sicherheitsstudien [17], [7] verwendet.

Die Aktivitätsinventare für die einzelnen Radionuklide sind in Tabelle 3.6 angegeben. Die Zahlenangaben sind [58] entnommen. In den Zahlenangaben für den Zentralteil sind die Strahlenquellen des Untertagemessfeldes enthalten, in denjenigen für das Ostfeld die Radium-VBA. Im Ostfeld rührt die Aktivität von Ra-226 vornehmlich von der Radium-VBA her. Im Zentralteil stammt die Aktivität von Cs-137 überwiegend von den Strahlenquellen des Untertagemessfeldes.

3.4 Volumina in den Einlagerungsbereichen

Die Volumina der Grubenbaue stellen Eingangsparameter für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit dar. Für die Modellrechnungen sind neben den Gesamtvolumina auch die Teilvolumina der Grubenbaue von Bedeutung, die Flüssigkeit oder Gase aufnehmen können. Diese werden als Hohlraumvolumina bezeichnet. Sie setzen sich aus den unverfüllt bleibenden Hohlräumen der Grubenbaue sowie aus den Porenräumen in den eingebrachten Versatzmaterialien und den weiteren Hohlräumen in den eingebrachten Abfallmaterialien zusammen. Die Hohlraumvolumina bestimmen die Menge der zutretenden oder auspressbaren Lösung und beeinflussen die Gasspeicherung und den Druckaufbau.

Tab. 3.6 Aktivitäten in den Einlagerungsbereichen in Bq zum 30.06.2005

Radionuklid	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Nordfeld	Zentralteil (mit UMF)	Summe
H-3	$7,6 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{12}$	$1,0 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^{12}$	$7,7 \cdot 10^{08}$	$3,2 \cdot 10^{12}$
C-14	$2,4 \cdot 10^{12}$	$7,7 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$5,8 \cdot 10^{10}$	$2,9 \cdot 10^{09}$	$3,3 \cdot 10^{12}$
Cl-36	$7,7 \cdot 10^{08}$	$2,2 \cdot 10^{09}$	$8,3 \cdot 10^{08}$	$1,7 \cdot 10^{07}$	$5,2 \cdot 10^{06}$	$3,8 \cdot 10^{09}$
Ca-41	$3,1 \cdot 10^{07}$	$3,7 \cdot 10^{07}$	$6,0 \cdot 10^{06}$	$2,4 \cdot 10^{04}$	$4,8 \cdot 10^{04}$	$7,4 \cdot 10^{07}$
Co-60	$8,4 \cdot 10^{12}$	$2,6 \cdot 10^{12}$	$2,4 \cdot 10^{12}$	$9,2 \cdot 10^{10}$	$2,3 \cdot 10^{14}$	$2,5 \cdot 10^{14}$
Ni-59	$8,9 \cdot 10^{10}$	$3,7 \cdot 10^{10}$	$4,9 \cdot 10^{10}$	$3,8 \cdot 10^{08}$	$2,3 \cdot 10^{08}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Ni-63	$1,3 \cdot 10^{13}$	$2,3 \cdot 10^{12}$	$2,8 \cdot 10^{12}$	$1,2 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^{10}$	$1,8 \cdot 10^{13}$
Se-79	$1,3 \cdot 10^{08}$	$3,9 \cdot 10^{07}$	$2,5 \cdot 10^{07}$	$6,4 \cdot 10^{04}$	$2,2 \cdot 10^{05}$	$1,9 \cdot 10^{08}$
Rb-87	$4,6 \cdot 10^{03}$	$1,8 \cdot 10^{07}$	$8,2 \cdot 10^{06}$	$1,2 \cdot 10^{06}$	$2,7 \cdot 10^{05}$	$2,8 \cdot 10^{07}$
Sr-90	$3,2 \cdot 10^{12}$	$2,2 \cdot 10^{12}$	$4,1 \cdot 10^{11}$	$9,3 \cdot 10^{09}$	$1,2 \cdot 10^{09}$	$5,8 \cdot 10^{12}$
Zr-93	$4,1 \cdot 10^{09}$	$4,4 \cdot 10^{09}$	$7,9 \cdot 10^{08}$	$2,7 \cdot 10^{06}$	$6,3 \cdot 10^{06}$	$9,3 \cdot 10^{09}$
Mo-93	$8,7 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{08}$	$2,2 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{06}$	$4,3 \cdot 10^{05}$	$2,5 \cdot 10^{08}$
Nb-94	$8,2 \cdot 10^{09}$	$9,4 \cdot 10^{09}$	$9,5 \cdot 10^{09}$	$8,5 \cdot 10^{07}$	$3,5 \cdot 10^{07}$	$2,7 \cdot 10^{10}$
Tc-99	$4,5 \cdot 10^{10}$	$3,0 \cdot 10^{10}$	$2,7 \cdot 10^{10}$	$8,3 \cdot 10^{08}$	$2,2 \cdot 10^{08}$	$1,0 \cdot 10^{11}$
Pd-107	$1,2 \cdot 10^{07}$	$5,4 \cdot 10^{07}$	$5,4 \cdot 10^{05}$	$4,1 \cdot 10^{03}$	$2,4 \cdot 10^{04}$	$6,7 \cdot 10^{07}$
Sn-126	$1,0 \cdot 10^{08}$	$9,0 \cdot 10^{07}$	$5,0 \cdot 10^{07}$	$7,4 \cdot 10^{05}$	$2,8 \cdot 10^{05}$	$2,4 \cdot 10^{08}$
I-129	$9,1 \cdot 10^{06}$	$2,0 \cdot 10^{08}$	$8,6 \cdot 10^{06}$	$6,7 \cdot 10^{03}$	$1,6 \cdot 10^{04}$	$2,2 \cdot 10^{08}$
Cs-135	$2,6 \cdot 10^{08}$	$5,5 \cdot 10^{07}$	$5,7 \cdot 10^{07}$	$8,4 \cdot 10^{04}$	$3,8 \cdot 10^{05}$	$3,7 \cdot 10^{08}$
Cs-137	$5,9 \cdot 10^{13}$	$1,3 \cdot 10^{13}$	$4,9 \cdot 10^{12}$	$5,6 \cdot 10^{11}$	$6,1 \cdot 10^{13}$	$1,4 \cdot 10^{14}$
Sm-151	$8,1 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{11}$	$4,7 \cdot 10^{10}$	$4,5 \cdot 10^{08}$	$1,2 \cdot 10^{08}$	$2,7 \cdot 10^{11}$
Cm-248	0,0	$2,2 \cdot 10^{07}$	$3,4 \cdot 10^{02}$	0,0	0,0	$2,2 \cdot 10^{07}$
Pu-244	0,0	$2,0 \cdot 10^{04}$	$7,8 \cdot 10^{02}$	0,0	0,0	$2,1 \cdot 10^{04}$
Cm-244	$1,6 \cdot 10^{09}$	$4,0 \cdot 10^{09}$	$1,0 \cdot 10^{09}$	$1,8 \cdot 10^{06}$	$4,4 \cdot 10^{05}$	$6,6 \cdot 10^{09}$
Pu-240	$1,4 \cdot 10^{09}$	$6,2 \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{09}$	$9,5 \cdot 10^{06}$	$2,3 \cdot 10^{06}$	$6,5 \cdot 10^{10}$
U-236	$8,2 \cdot 10^{06}$	$1,1 \cdot 10^{07}$	$3,0 \cdot 10^{07}$	$7,4 \cdot 10^{04}$	$1,9 \cdot 10^{04}$	$4,9 \cdot 10^{07}$
Th-232	$3,8 \cdot 10^{05}$	$4,6 \cdot 10^{06}$	$8,0 \cdot 10^{05}$	0,0	0,0	$5,8 \cdot 10^{06}$
Cm-245	$5,0 \cdot 10^{05}$	$1,4 \cdot 10^{06}$	$3,6 \cdot 10^{05}$	$8,3 \cdot 10^{02}$	$2,1 \cdot 10^{02}$	$2,3 \cdot 10^{06}$
Pu-241	$2,9 \cdot 10^{11}$	$9,4 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{10}$	$1,6 \cdot 10^{08}$	$1,4 \cdot 10^{12}$
Am-241	$9,4 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$5,8 \cdot 10^{08}$	$2,3 \cdot 10^{07}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Np-237	$1,5 \cdot 10^{07}$	$1,6 \cdot 10^{07}$	$5,4 \cdot 10^{07}$	$1,2 \cdot 10^{05}$	$3,1 \cdot 10^{04}$	$8,5 \cdot 10^{07}$
U-233	$3,7 \cdot 10^{03}$	$4,0 \cdot 10^{06}$	$9,6 \cdot 10^{05}$	$2,0 \cdot 10^{04}$	$4,6 \cdot 10^{03}$	$5,0 \cdot 10^{06}$
Th-229	$2,7 \cdot 10^{03}$	$3,7 \cdot 10^{05}$	$4,6 \cdot 10^{04}$	$2,0 \cdot 10^{04}$	$4,5 \cdot 10^{03}$	$4,4 \cdot 10^{05}$
Cm-246	$1,2 \cdot 10^{05}$	$2,5 \cdot 10^{06}$	$6,9 \cdot 10^{04}$	0,0	$3,0 \cdot 10^{00}$	$2,7 \cdot 10^{06}$
Pu-242	$1,7 \cdot 10^{07}$	$6,6 \cdot 10^{07}$	$3,5 \cdot 10^{07}$	$1,3 \cdot 10^{05}$	$2,9 \cdot 10^{04}$	$1,2 \cdot 10^{08}$
U-238	$2,1 \cdot 10^{07}$	$3,2 \cdot 10^{08}$	$1,0 \cdot 10^{08}$	$1,3 \cdot 10^{05}$	$3,4 \cdot 10^{04}$	$4,4 \cdot 10^{08}$
U-234	$7,2 \cdot 10^{07}$	$7,4 \cdot 10^{08}$	$3,2 \cdot 10^{08}$	$3,0 \cdot 10^{05}$	$7,5 \cdot 10^{04}$	$1,1 \cdot 10^{09}$
Th-230	$6,9 \cdot 10^{05}$	$6,2 \cdot 10^{05}$	$4,1 \cdot 10^{05}$	$3,8 \cdot 10^{01}$	$9,4 \cdot 10^{00}$	$1,7 \cdot 10^{06}$
Ra-226	$1,1 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^{10}$	$3,7 \cdot 10^{11}$	0,0	0,0	$3,9 \cdot 10^{11}$
Cm-247	0,0	$2,6 \cdot 10^{04}$	$3,4 \cdot 10^{02}$	0,0	0,0	$2,6 \cdot 10^{04}$
Am-243	$2,2 \cdot 10^{07}$	$5,9 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{07}$	$3,5 \cdot 10^{04}$	$8,9 \cdot 10^{03}$	$9,5 \cdot 10^{07}$
Pu-239	$1,1 \cdot 10^{09}$	$6,6 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^{09}$	$8,4 \cdot 10^{06}$	$1,9 \cdot 10^{06}$	$6,9 \cdot 10^{10}$
U-235	$2,0 \cdot 10^{06}$	$6,0 \cdot 10^{07}$	$2,0 \cdot 10^{07}$	$3,7 \cdot 10^{04}$	$8,5 \cdot 10^{03}$	$8,2 \cdot 10^{07}$
Pa-231	$4,8 \cdot 10^{04}$	$1,5 \cdot 10^{06}$	$3,9 \cdot 10^{04}$	$1,1 \cdot 10^{01}$	$2,5 \cdot 10^{00}$	$1,6 \cdot 10^{06}$

3.4.1 Volumina der Einlagerungsgrubenbaue

Die Angaben zu den Volumina der Einlagerungsgrubenbaue in den einzelnen Einlagerungsbereichen wurden [21] entnommen. Die Hohlraumvolumina der Einlagerungsgrubenbaue setzen sich aus dem Hohlraumvolumen der Abfälle, dem Porenvolumen des Versatzes und dem Volumen des unverfüllten Teils der Einlagerungsgrubenbaue zusammen.

Bezüglich des Abfallvolumens werden nur die festen Abfälle berücksichtigt. Die flüssigen Abfälle verbanden sich mit der BFA und führten zu einer gewissen Änderung der Porosität der BFA. Dies ist in den Angaben zum Hohlraumvolumen der Abfälle berücksichtigt worden. Die Angaben zum Hohlraumvolumen der festen Abfälle wurden [58] entnommen. Die Strahlenquellen sowie die Radium-VBA und die Abfälle des Untertagemessfeldes werden wegen des geringen Volumens nicht berücksichtigt.

Für die Versatzmaterialien wird bei der Ermittlung des Hohlraumvolumens von den geometrischen Volumina der eingebrachten Materialien ausgegangen [54]. Für Salzgrusversatz wird eine Porosität von 40 % und für BFA eine Porosität von 37 % angenommen. Die Porosität der BFA gilt für den befeuchteten und abgebundenen Zustand [37]. Dieser ist maßgebend für die bereits durchtränkte BFA und für den Fall des Auspressens von Lösungen. Für den Zutritt von Lösungen in die noch trockene BFA ist eigentlich von einer höheren Porosität auszugehen. Dieser geringfügige Effekt wird jedoch vernachlässigt.

Die Volumina der Einlagerungsgrubenbaue und die darin vorhandenen Hohlraumvolumina sind für die einzelnen Einlagerungsbereiche in Tabelle 3.7 angegeben. Bei den Angaben zu den Versatzmaterialien sind die Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers noch nicht berücksichtigt. Die gemäß [21] im Südfeld vorhandenen 310 m^3 Standwasser wurden wegen ihrer geringen Menge nicht gesondert aufgeführt, sondern dem Salzgrus zugeschlagen. Das gesamte aufgefahrene Volumen der Einlagerungsgrubenbaue beträgt $310\,380 \text{ m}^3$, darin wurden $28\,530 \text{ m}^3$ feste Abfälle und $187\,170 \text{ m}^3$ Versatzstoffe eingebracht. Das Hohlraumvolumen in den Einlagerungsgrubenbauen beträgt insgesamt $183\,410 \text{ m}^3$.

Tab. 3.7 Volumina in den Einlagerungsgrubenbauen in m³ [21]

		SF	WF	OF	NF	ZT	Summe
Volumen	Abfall fest	1 885	18 668	6 138	1 701	133	28 525
	BFA mit Abfall	8 234	-	-	-	24	8 258
	Salzgrus	93 458	11 704	13 741	-	32 243	151 146
	BFA	12 098	15 521	-	-	150	27 769
	unverfüllt	19 596	7 415	33 550	435	33 686	94 682
	Summe	135 271	53 308	53 429	2 136	66 236	310 380
Hohlraum	Abfall fest	4 149	9 420	3 206	1 107	106	17 988
	BFA mit Abfall						
	Salzgrus	37 383	4 682	5 496	-	12 897	60 458
	BFA	4476	5 743			56	10 275
	unverfüllt	19 596	7 415	33 550	435	33 686	94 682
	Summe	65 604	27 260	42 252	1 542	46 745	183 403
Hohlraumanteil [%]		48	51	79	72	71	59

3.4.2 Volumina anderer Grubenbaue

Als Volumina anderer Grubenbaue sind zunächst diejenigen der Grubenbaue in den Einlagerungsbereichen zu betrachten, die nicht Einlagerungsgrubenbaue sind. Als Einlagerungsbereiche sind diesbezüglich das Westfeld, das Südfeld und das Ostfeld zu betrachten, da diese Bereiche abgedichtet werden. Beim Nordfeld und Zentralteil sind entsprechende Grubenbaue nicht zu betrachten, da hier Einlagerungsgrubenbau und Einlagerungsbereich identisch sind. Die entsprechenden Volumenangaben dieser Grubenbaue sind in denen des Teilbereichs Bartensleben der Restgrube enthalten.

Unter Restgrube werden alle Grubenbaue mit Ausnahme der abgedichteten Einlagerungsbereiche Westfeld, Südfeld und Ostfeld verstanden. Die aktuellen Volumina der anderen Grubenbaue sind in Tabelle 3.8 zusammengestellt. In den Angaben zum Teilbereich Bartensleben der Restgrube sind die Einlagerungsgrubenbaue Nordfeld und Zentralteil berücksichtigt.

Tab. 3.8 Volumina anderer Grubenbaue in m³ [21]

		SF	WF	OF	Restgrube		Summe
					Teilbereich Bartensl.	Teilbereich Marie	
Volumen	Versatz	330 179	13 320	37 431	358 663	1 516 140	2 255 733
	unverfüllt	783 557	15 771	215 826	4 050 787	1 083 599	6 149 540
	Summe	1 113 736	29 091	253 257	4 409 450	2 599 739	8 405 273
Hohlraum	Versatz	132 072	5 328	14 972	143 465	606 456	902 293
	unverfüllt	783 557	15 771	215 826	4 050 787	1 083 599	6 149 540
	Summe	915 629	21 099	230 798	4 194 252	1 690 055	7 051 833
Hohlraum [%]		82	73	91	95	65	84

ERA Morsleben

4 Szenarienanalyse

Die Vorgehensweise bei der Identifikation von Szenarien ist in Kapitel 1 erläutert worden. Unter der ungestörten Entwicklung des Endlagers ist diejenige zu verstehen, bei der die Vorgänge im geologischen Untergrund während der Nachbetriebsphase des Endlagers nicht durch äußere Einflüsse gestört werden. Bei der ungestörten Entwicklung des Endlagers Morsleben verschließen sich die Grubenbaue langsam aufgrund der Konvergenz des Gebirges.

Für das Endlager sind aber auch gestörte Entwicklungen zu betrachten. Aufgrund der bergbaulichen Aktivitäten in den Gruben Bartensleben und Marie während der zurückliegenden Jahrzehnte ist die Bildung einer Wegsamkeit zwischen den Grubenbauen und dem Deckgebirge möglich. Durch die Verfüllung der Grubenbaue wird die Bildung solcher Wegsamkeiten weitgehend verhindert, sie ist aber nicht vollständig auszuschließen. Insbesondere über kluftbildende geologische Prozesse können langfristig im Hauptanhydrit und im Hutgestein neue Wegsamkeiten entstehen. Eine entsprechende Wegsamkeit kann auch bei zukünftigen menschlichen Einwirkungen entstehen.

Als Folge des Zutritts von Wässern in die Grubengebäude über solche Wegsamkeiten ist eine Freisetzung von Schadstoffen sowohl über den Wasserpfad als auch über den Gaspfad möglich. Daher sind für den Nachweis der Langzeitsicherheit des Endlagers folgende Szenarien bezüglich gestörter Entwicklungen zu betrachten:

- Freisetzung über den Wasserpfad nach einem Flüssigkeitszutritt,
- Freisetzung gasförmiger Schadstoffe nach einem Flüssigkeitszutritt und
- Freisetzung nach zukünftigen menschlichen Einwirkungen.

An dem Szenario der Freisetzung über den Wasserpfad nach einem Flüssigkeitszutritt haben sich die Entwicklungsarbeiten für das Stilllegungskonzept und die Planung der Stilllegungsmaßnahmen orientiert. Die Annahmen hinsichtlich des Szenarios der ungestörten Entwicklung und der drei genannten Szenarien mit gestörter Entwicklung werden nachfolgend erläutert und deren Ablauf beschrieben.

4.1 Szenario der ungestörten Entwicklung

Bei der ungestörten Entwicklung des Endlagers sind diejenigen Prozesse zu betrachten, die erwartungsgemäß aufgrund der Existenz des Endlagers ablaufen. Hierbei handelt es sich in erster Linie um die Konvergenz der Grubenbaue. Die nach dem Verschluss des Endlagers noch vorhandenen Hohlraumvolumina werden durch den Konvergenzprozess im Laufe der Zeit verringert. Dies führt unter günstigen Bedingungen zu einem Verschwinden der Hohlräume und zu einer Wiederherstellung der Eigenschaften des intakten Salzgesteins.

Die eingebrachten Versatzmaterialien werden aufgrund ihrer Stützwirkung den Konvergenzprozess verlangsamen. Ebenso werden die Gase den Konvergenzprozess aufgrund des Gasdrucks verlangsamen. Bei entsprechenden Gasmengen kann dies zu einem dauerhaften Offenbleiben von Grubenbauen führen, indem zum Beispiel der Salzgrusversatz nur bis zu einer Restporosität kompaktiert wird und sich in diesem Porenraum ein Gasdruck entsprechend dem Gebirgsdruck einstellt. Die diesbezüglich möglichen Entwicklungen des Endlagers und die sich ergebenden Gasdrücke werden über Modellrechnungen ermittelt. Die erzielten Ergebnisse werden in Kapitel 8 dargestellt.

Bei einer ungestörten Entwicklung sind auch die Zutritte von Wässern zu betrachten, wie sie sich bereits in der aktuellen Situation darstellen.

Über Zeiträume von vielen Millionen Jahren kann es über Subrosionsprozesse zu einer Abtragung der hangenden Salzsichten und zu einem direkten Kontakt der Wässer im Hutgestein mit den eingelagerten Abfällen kommen. In diesem Fall würden die noch vorhandenen Schadstoffe mobilisiert und mit einer möglichen Bewegung der Wässer im Hutgestein bis in die Biosphäre transportiert. Wegen der sehr langen Zeiten, die für die vollständige Abtragung der hangenden Salzsichten erforderlich sind [45], werden für dieses Szenario keine potenziellen Auswirkungen ermittelt.

4.2 Szenario der Freisetzung über den Wasserpfad

4.2.1 Lokationen möglicher Flüssigkeitszutritte

Für die Planung der Stilllegungsmaßnahmen und die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit sind die möglichen Orte eines Flüssigkeitszutritts von Bedeutung. Diese sind in [44] ausführlich analysiert und dargestellt worden. Einige können nach [45] durch die geplanten Verfüllmaßnahmen nahezu ausgeschlossen werden, für den Sicherheitsnachweis werden sie aber dennoch betrachtet. Nachfolgend werden die wichtigsten potenziellen Zutrittsorte der unverfüllten Grubengebäude aufgeführt.

- In den Gruben Bartensleben und Marie steht zwischen einzelnen Grubenbauen und dem Hutgestein Hauptanhydrit an. Der Hauptanhydrit liegt in Schollen vor. Er ist bereichsweise geklüftet und wird daher als potenziell durchlässig angenommen. Aufgrund der starken Zerblockung in Einzelschollen wird jedoch eine durchgehende Wegsamkeit nur bis auf das Niveau der 2a-Sohle unterstellt. Das zwischen dem Hauptanhydrit und den Grubenbauen liegende Salzgestein ist wegen der hohen Durchbauung teilweise aufgelockert und damit ebenfalls als potenziell durchlässig anzunehmen. Grubenbaue in der beschriebenen Lage zum Hutgestein werden daher als potenzielle Zutrittsorte für Wässer aus dem Deckgebirge betrachtet. Beispiele sind der Abbau 1a auf der 1. Sohle im Zentralteil der Grube Bartensleben und der Abbau 16w auf der 1. Sohle im Südostfeld der Grube Bartensleben.
- Die Gruben Bartensleben und Marie sind von einer Vielzahl von Kaliflözen durchzogen, von denen der überwiegende Teil am Salzspiegel ausstreicht. Die Kaliflöze der Grube Marie sind teilweise bis dicht an den Salzspiegel abgebaut worden. Die hochliegenden Grubenbaue sind als weitere potenzielle Zutrittsorte zu betrachten. Beispiele für hochliegende Grubenbaue finden sich in den Lagern F, H und K der Grube Marie. Von besonderer Bedeutung ist das Lager H, bei dem einzelne Grubenbaue nur etwa 30 m vom Salzspiegel entfernt sind und in die bereits Wässer aus dem Deckgebirge zutreten.

- In der Grube Marie ist außerdem langfristig ein Auftreten neuer Zuflüsse durch Entstehung von Wegsamkeiten zum Nebengebirge an der Westflanke der Salzstruktur nicht auszuschließen. Hier kann es zum Zutritt von Wässern aus dem Schilfsandstein im Nebengebirge kommen.

Die oben beschriebenen Lokationen werden als mögliche Zutrittsorte im Hinblick auf die Entwicklung der Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers und die durchzuführenden Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit angesehen. Ein direkter Zutritt von Flüssigkeit in die abgedichteten Einlagerungsbereiche Westfeld, Südfeld und Ostfeld in der Grube Bartensleben ist nicht zu unterstellen. Dies wird nachfolgend begründet.

- Im Westfeld und im Südfeld der Grube Bartensleben sind Kalilager vorhanden. Die hier nicht abgebauten und ungestörten Kalilager weisen die gleiche geringe Durchlässigkeit wie das umgebende Steinsalzgebirge auf und sind daher nicht als Wegsamkeit für zutretende Wässer zu betrachten. Wegsamkeiten über Kalilager sind nur im Zusammenhang mit Auflockerungen, z. B. bei sehr geringem Abstand zum Salzspiegel zu betrachten.
- Im Westfeld der Grube Bartensleben ist der Hauptanhydrit auf der 4. Sohle aufgeschlossen. Er erreicht jedoch nicht den Salzspiegel, sodass hierüber kein Flüssigkeitszutritt erfolgen kann. Die Grubenbaue des Westfeldes reichen nur bis auf die 3. Sohle, sodass eine ausreichende hangende Schutzschicht zum Salzspiegel vorhanden ist. Insoweit kann kein Flüssigkeitszutritt über aufgelockerte Steinsalzbereiche im Hangenden des Westfeldes erfolgen.
- Der Abstand der Grubenbaue des Westfeldes zur Westflanke der Salzstruktur beträgt nach den Ergebnissen der seismischen Messungen mindestens zwischen 50 und 100 m. Eine im Westfeld vorhandene Bohrung in Richtung der Flanke verringert den Abstand nur unwesentlich. Insoweit kann über die Westflanke kein Flüssigkeitszutritt in das Westfeld erfolgen.
- Im Südfeld existiert der Hauptanhydrit nur an der Ostflanke der Südmulde, erreicht aber nicht den Salzspiegel. Insoweit kann kein Flüssigkeitszutritt über den Hauptanhydrit erfolgen. Aufgrund der starken Durchbauung existieren großräumige Auflocke-

rungszonen, die jedoch nur bis zur 1. Sohle reichen. Über den Auflockerungszonen befindet sich eine ausreichende hangende Schutzschicht zum Salzspiegel. Eine kritische Reduktion der hangenden Schutzschicht durch Verbrauch wird durch die vorgesehenen Versatzmaßnahmen ausgeschlossen. Insoweit kann kein Flüssigkeitszutritt über aufgelockerte Steinsalzbereiche im Hangenden des Südfeldes erfolgen. Zur Flanke besteht ein mächtiger und kompakter Salzkörper, wodurch eine ausreichende Barrierewirkung gewährleistet ist.

- Im Ostfeld ist der Hauptanhydrit im Bereich des Ostquerschlages nicht bis zum Salzspiegel durchgängig und kann daher keine Verbindung zum Deckgebirge bilden. Aufgelockerte Bereiche sind weder vorhanden, noch aufgrund des geringen Durchbauungsgrades in der Zukunft zu erwarten. Ein direkter Flüssigkeitszutritt in das Ostfeld wird daher ebenfalls ausgeschlossen.

Aufgrund der beschriebenen geologischen und bergbaulichen Situationen in den einzelnen Grubenbereichen kann ein direkter Zutritt von Wässern in das Westfeld, das Südfeld und das Ostfeld ausgeschlossen werden.

4.2.2 Ablauf des Szenarios

Für einen Flüssigkeitszutritt kommen aufgrund der Diskussion über die potenziellen Zutrittsorte sowohl die Grube Bartensleben als auch die Grube Marie in Betracht. Daher wird ein Flüssigkeitszutritt in jeweils eine der beiden Gruben bei den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit betrachtet.

Eine Bildung von Wegsamkeiten mit einem Flüssigkeitszutritt in das Endlager kann sowohl kurzfristig aufgrund der bergbaulichen Situation als auch langfristig aufgrund geologischer Prozesse im Deckgebirge erfolgen. Bei einem kurzfristigen Flüssigkeitszutritt sind im Hinblick auf die Dauer der Auffüllung die Zutrittsraten von Bedeutung.

Die Zutrittsraten bei einem frühen Zutritt werden durch die Schichtenfolge Deckanhydrit, Grauer Salzton und Leinekarbonat (DGL) im Hutgestein begrenzt. Das Salzgestein kann wegen der Aufweitung der Fließwege als Folge von Lösungsvorgängen den Zutritt nicht dauerhaft begrenzen, sodass hier konservativ kein Strömungswiderstand angenommen

wird. Unter Berücksichtigung des Strömungswiderstandes des Hutgesteins lässt sich aus Modellrechnungen zu den hydraulischen Verhältnissen am Standort eine Zutrittsrate in die Grubengebäude von einigen zehn bis zu einigen hundert Kubikmetern pro Jahr ableiten [49]. Für die Rechnungen wird eine Bandbreite von $55 \text{ m}^3/\text{a}$ bis $600 \text{ m}^3/\text{a}$ bei einem Referenzwert von $180 \text{ m}^3/\text{a}$ angenommen.

Die Obergrenze der Zutrittsrate führt rechnerisch zur Auffüllung des Hohlraumvolumens der Restgrube nach etwa 1 500 Jahren. Hierbei ist das Hohlraumvolumen zugrunde gelegt, das nach Durchführung aller geplanten Versatzmaßnahmen gemäß Verfüllplan [25] in der Restgrube verbleibt. Auf die Volumenangaben wird in Kapitel 5.7.3 noch ausführlich eingegangen. Bei der Abschätzung ist die gleichzeitig ablaufende Konvergenz berücksichtigt. Für den Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube wird somit von einer Bandbreite von 1 500 bis 25 000 Jahren ausgegangen. Für den Referenzfall ergibt sich rechnerisch ein Wert von 7500 Jahren. Als sehr konservative Variante wird auch ein instantanes Volllaufen der Restgrube am Ende der Betriebsphase betrachtet.

Für die Bildung anderer Wegsamkeiten im Hutgestein aufgrund geologischer Prozesse sind Zeitdauern von deutlich mehr als 10 000 Jahren erforderlich [44]. Die späte Bildung einer solchen Wegsamkeit wird im Rahmen einer Variante betrachtet. Hierbei werden für die Zeitdauer bis zum Flüssigkeitszutritt die Prozesse der ungestörten Entwicklung berücksichtigt. Für den Zutritt wird wiederum eine sofortige Auffüllung der Restgrube nach 7500 Jahren angenommen. Für die Ausbreitung im Hutgestein wird eine veränderte Wegsamkeit betrachtet, bei der die Auswirkungen der geologischen Prozesse berücksichtigt sind.

Beim Zutritt von Wässern in die Grubengebäude sind NaCl-untersättigte Lösungen zu erwarten, sodass Auflösungs Vorgänge zu berücksichtigen sind. Die Aufsättigung der zutretenden Lösungen an NaCl erfolgt am Salzgestein und in einem gewissen Umfang auch am Salzgrusversatz. Insbesondere sind aber die zutretenden Lösungen bezüglich der Kalisalze ungesättigt, sodass Umlösungen an den Kalilagern zu erwarten sind. Auf die Aufsättigungen und die Umlöseprozesse an den Kalilagern wird in Kapitel 6 eingegangen. Bei den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden die möglichen Umlöseprozesse an Steinsalz und Kalilagern bezüglich ihrer Auswirkungen auf die Volumina vollständig berücksichtigt. Es ist jedoch unwahrscheinlich, dass die Umlösung an den

Kalilagern tatsächlich bis zum Punkt IP21 erfolgt. Bezüglich der Lösungszusammensetzung wird deshalb im Referenzfall von einer Lösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung bezogen auf IP21 ausgegangen.

Nach einer Auffüllung der Restgrube mit Flüssigkeit sind die abgedichteten Einlagerungsbereiche noch nicht mit Flüssigkeit gefüllt. Der Lösungszutritt in die Einlagerungsbereiche erstreckt sich entsprechend den Strömungswiderständen der Abdichtungen und den anstehenden Druckdifferenzen über mehrere Jahrtausende. Anfänglich fließt nur ein geringer Flüssigkeitsstrom durch die Abdichtungen, der durch den konvergenzbedingten Ausstrom aus der Restgrube deutlich übertroffen wird. Daher bleibt der Gesamtstrom nach außen gerichtet. Bei einem Zutritt von magnesiumhaltiger Lösung über die Abdichtungen aus Salzbeton bzw. bei einem Zutritt von magnesiumuntersättigter Lösung über die Abdichtung aus Magnesiabeton kommt es zur Umsetzung des Zementsteins im Abdichtmaterial. Hierdurch erhöht sich die Permeabilität der Abdichtungen und der Flüssigkeitszutritt beschleunigt sich. In dieser Phase kann es zu einem Nachfluss von Wässern aus dem Deckgebirge kommen, wenn die Konvergenz der Restgrube in Kombination mit der Speicherung von Gas in der Restgrube zur Speisung des Zutritts in die Einlagerungsbereiche nicht mehr ausreicht.

Nach Erreichen des Druckgleichgewichts zwischen einem abgedichteten Einlagerungsbereich und der Restgrube beginnt für diesen Einlagerungsbereich die Auspressphase. In den Einlagerungsbereichen ist die Flüssigkeit aufgrund des Kontakts mit den eingelagerten Abfällen kontaminiert. Die kontaminierte Flüssigkeit wird aus den Einlagerungsbereichen und nachfolgend auch aus der Restgrube aufgrund der Konvergenz und der Gasproduktion freigesetzt.

Nach der Freisetzung aus den Grubengebäuden werden die Radionuklide zunächst durch die Schichtenfolge Deckanhydrit, Grauer Salzton und Leinekarbonat (DGL) im Hutgestein und anschließend durch die darüberliegenden Schichten des Deckgebirges transportiert und gelangen letztendlich in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers. Während des Transports im Hutgestein werden die advektiven Transportprozesse sowie die Diffusion und die Dispersion berücksichtigt. Der advektive Transport der Radio-

nuklide wird durch den Flüssigkeitsstrom aus den Grubengebäuden bewirkt. Die Sorption der Radionuklide in der Schichtenfolge Deckanhydrit, Grauer Salztun und Leinekarbonat wird berücksichtigt.

Durch den Eintritt der Radionuklide in den Volumenstrom des oberflächennahen Grundwassers wird die Konzentration der Radionuklide verringert. Für das oberflächennahe Grundwasser werden dessen verschiedene Verwendungsmöglichkeiten, wie etwa als Trinkwasser, zur Viehtränke oder zur Beregnung berücksichtigt und die sich daraus ergebenden Strahlenexpositionen berechnet [76]. Die Ergebnisse der Modellrechnungen für dieses Szenario werden in Kapitel 9 dargestellt.

4.3 Szenario der Freisetzung gasförmiger Schadstoffe

Neben der Ausbreitung über den Wasserpfad können bei einem Flüssigkeitszutritt in die Grubengebäude auch gasförmige Radionuklide freigesetzt werden und zu einer zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung führen. Bei der Ausbreitung gasförmiger Radionuklide müssen drei Fälle berücksichtigt werden:

- Nicht-gasförmige Radionuklide, die über den Wasserpfad in die Geosphäre transportiert werden, können im oberflächennahen Grundwasserleiter aufgrund des radioaktiven Zerfalls gasförmige Tochternuklide erzeugen, die sich dann gelöst oder in der Gasphase weiter ausbreiten.
- Das in den Einlagerungsbereichen befindliche radioaktive Kohlendioxid und Methan werden bis zum Erreichen der Gassättigung in der Flüssigkeit gelöst. Die gelösten gasförmigen Radionuklide werden zusammen mit der Flüssigkeit transportiert. Der Transport des gelösten radioaktiven Kohlendioxids wird zusammen mit dem Wasserpfad betrachtet. Der Ausbreitungspfad des gelösten Methans wird im Folgenden als „Methanpfad“ bezeichnet.
- Die im Endlager aufgrund der Zersetzung von Abfallbestandteilen produzierten Gase sammeln sich am Grubenhöchsten und werden von dort aus dem Grubengebäude freigesetzt. Dabei können die Gase als Transportmedium für gleichfalls gebildete

gasförmige Radionuklide dienen. Die radioaktiven Gase aus dem Endlager werden durch die Geosphäre bis in die Biosphäre transportiert und führen zu einer Strahlenexposition. Dieser Ausbreitungspfad wird als „Gaspfad“ bezeichnet.

Die Modellrechnungen zur Ausbreitung gasförmiger Radionuklide und deren Ergebnisse werden für die Szenarien des Methanpfads, Gaspfads und der Bildung gasförmiger Tochter nuklide in Kapitel 11 dargestellt.

4.4 Szenarien der menschlichen Einwirkungen

Das Endlager und seine geologischen Barrieren können auch durch zukünftige menschliche Aktivitäten beeinträchtigt werden. Solche Aktivitäten sind vor allem im Rahmen von Erkundungs- oder Bergbautätigkeiten zukünftiger Generationen möglich.

Es werden nur Szenarien betrachtet, die von unbeabsichtigten Einwirkungen auf das Endlager zu einem Zeitpunkt ausgehen, zu dem die Kenntnis darüber bereits verloren gegangen ist. Solche unbeabsichtigten Einwirkungen werden frühestens zu einem Zeitpunkt 500 Jahre nach dem Verschluss des Endlagers angenommen [70].

Über die technologische Entwicklung in diesem Zeitraum können keine Aussagen gemacht werden. Daher wird der heutige Stand der Technik vorausgesetzt.

Als Folge der menschlichen Einwirkungen kann es zur Freisetzung von Radionukliden und zur Strahlenexposition der Bevölkerung kommen. Es werden nur solche Szenarien betrachtet, die zur Exposition größerer Bevölkerungsteile führen. Die Exposition einzelner Personen, wie etwa die von Arbeitern, die an den Einwirkungen beteiligt sind, wird wegen der geringen betroffenen Personenzahl nicht betrachtet.

Drei Szenarien werden für die zukünftigen menschlichen Einwirkungen in Betracht gezogen:

- das Abteufen einer Erkundungsbohrung zur Erkundung von Rohstoffen bzw. der geologischen Verhältnisse,
- die Errichtung einer Kaverne und

- die Errichtung eines neuen Bergwerks zur Rohstoffgewinnung.

Diese Szenarien werden im Folgenden diskutiert.

4.4.1 Szenario des Abteufens einer Erkundungsbohrung

Das Abteufen einer Erkundungsbohrung ist zur Erkundung der Salzvorräte oder auch bei der Suche nach Erdöl oder Erdgas denkbar. Die Erkundung der Salzvorräte kann im Zusammenhang mit den beiden in den folgenden Kapiteln 4.4.2 und 4.4.3 betrachteten Szenarien mit Zielteufen bis zu 700 m in das Salinar erfolgen. Die Suche nach Rohstoffen würde in den liegenden Schichten des Salinars mit Zielteufen bis zu 1 500 m erfolgen. Als Vorbereitung für die Solung einer Kaverne oder die Errichtung eines Bergwerks ist mit der Durchführung von einer oder mehreren Erkundungsbohrungen zu rechnen. Insofern ist dieses Szenario das wahrscheinlichste der drei hier betrachteten Szenarien mit menschlichen Einwirkungen.

Durch die bisherigen Erkundungsbohrungen ist in diesem Gebiet ein Explorationsstand erreicht, der keine weiteren Bohrungen erwarten lässt. Das Gebiet gilt als kohlenwasserstoffarm bzw. -frei. Die Salzlagerstätten sind durch die intensive Erkundungs- und Bergbautätigkeit weitgehend bekannt. Wenn diese Kenntnisse jedoch verloren gehen, ist zu erwarten, dass in Zukunft Erkundungsbohrungen im Gebiet des Endlagers durchgeführt werden. Dabei ist nicht auszuschließen, dass eine Erkundungsbohrung einen der Einlagerungsbereiche trifft. Der Ablauf eines solchen Szenarios wird wie folgt angenommen:

Die Bohrung wird spätestens ab einer Bohrtiefe von etwa 100 m mit Spülung gebohrt, wobei der hydrostatische Druck der Bohrspülung immer über dem lokalen hydrostatischen Druck in der entsprechenden Teufe liegt. Wenn die Bohrung auf einen Einlagerungsbereich trifft, macht sich dies durch einen Spülungsverlust bemerkbar. Der Gasdruck in den Einlagerungsbereichen ist zum betrachteten Zeitpunkt von 500 Jahren so gering, dass der Spülungsdruck deutlich über dem Gasdruck liegt und die Spülung in den Einlagerungsbereich eindringt. Bei einem Spülungsverlust wird die Bohrung normalerweise untersucht, um die Ursache für den Spülungsverlust festzustellen. In diesem Fall würde das ehemalige Bergwerk entdeckt und die Bohrung aufgegeben. Im anderen Fall wird das Bohrloch mit Hilfe technischer Maßnahmen bis zur Zielteufe fortgeführt werden.

Da nach heutigem Kenntnisstand im Liegenden der Salzstruktur Allertal nicht mit dem Vorkommen von Rohstoffen zu rechnen ist, würde die Bohrung letztendlich aufgegeben und verfüllt.

Die bei der Bohrung verwendete Bohrspülung und das gefördertete Bohrklein müssen aufgrund des hohen Salzgehaltes entsorgt werden, damit schon durch das Salz selbst keine Umweltbelastung entsteht. Die Bohrspülung und das Bohrklein werden sukzessive dem Spülungskreislauf entzogen und auf einer Deponie oder einer Salzhalde abgelagert. Im abgelagerten Bohrmaterial enthaltene Radionuklide können von der Deponie oder Salzhalde nur sehr stark verdünnt mit dem versickernden Regenwasser in das Grundwasser gelangen. Die daraus resultierende Freisetzung ist deshalb vernachlässigbar und wird nicht weiter betrachtet.

Nach der Verfüllung der Bohrung kann Lösung aus den Schichten über der Salzstruktur durch die verfüllte Erkundungsbohrung in den Einlagerungsbereich zutreten. Sollte der Bereich vollständig mit Lösung gefüllt werden, so wird die kontaminierte Lösung aufgrund der Konvergenz über die verfüllte Bohrung wieder aus dem Einlagerungsbereich verdrängt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zu diesem Szenario sind in Kapitel 12 dargestellt.

4.4.2 Szenario der Kavernensolung

Die Solung einer Kaverne kann die Langzeitsicherheit eines Endlagers im Salz beeinträchtigen. Vor der Solung werden Erkundungsbohrungen abgeteuft, die in der Regel die Nichteignung des Standorts zeigen werden. Es ist jedoch denkbar, dass eine Bohrung neben den Einlagerungsbereichen abgeteuft wird und daher keine Hinweise auf die Existenz des Endlagers gibt. Wenn von diesem Bohrloch ausgehend gesolt wird, kann die Sole mit Radionukliden kontaminiert sein, sobald die Salzbarriere weggelöst ist. Radionuklide können dann mit der Sole an die Erdoberfläche gelangen. Am Standort Morsleben ist eine Kavernensolung jedoch mit folgenden Argumenten auszuschließen.

Eine Kaverne kann mit zwei unterschiedlichen Zielrichtungen errichtet werden:

- Speicherkaverne zur Lagerung von flüssigen oder gasförmigen Medien und
- Rohstoffgewinnungskaverne zum Abbau des vorhandenen Salzes.

Die Errichtung einer Speicherkaverne ist eine übliche Technik, um große Mengen an flüssigen oder gasförmigen Rohstoffen zu lagern. Die heutzutage gesolten Kavernen haben typischerweise ein Volumen von einigen 100 000 m³. Die Abmessungen einer solchen Kaverne betragen 200 bis 450 m in der Vertikalen bei einem Durchmesser von bis zu 100 m. Für eine solche Kaverne sind Salzstöcke mit möglichst großen homogenen Steinsalzbereichen am besten geeignet. Der Standort Morsleben ist allein schon wegen der Abmessungen der Salzstrukturen denkbar ungeeignet. Zudem ist der Aufbau der Salzstruktur durch tektonische Ereignisse stark gefaltet und sehr inhomogen. Häufig wechselnde, steil einfallende Schichten und das abwechselnde Auftreten von Anhydrit und Kalisalzen erlauben keinen kontrollierten Solprozess und gefährden die Dichtigkeit der entstandenen Kaverne.

Die Errichtung einer Kaverne zur Rohstoffgewinnung kommt zum Abbau von Steinsalz oder Kalisalz in Betracht. Die Salzstruktur würde dann wegen der tektonisch geprägten, stark heterogenen Salzstruktur mit mehreren Erkundungsbohrungen erkundet und das bestehende Bergwerk erkannt. Da im Bereich eines existierenden Bergwerks keine Solung erfolgt, ist am Standort Morsleben davon auszugehen, dass es keine Solung zur Rohstoffgewinnung geben wird.

4.4.3 Szenario der Errichtung eines neuen Bergwerks

Die Errichtung eines neuen Bergwerks neben den Schachtanlagen Bartensleben und Marie ist zum Abbau des Salzes am Standort Morsleben allein schon wegen der Existenz der hier durchgeführten Bergbautätigkeiten nicht völlig ausgeschlossen. Erst nachdem das Wissen um die Existenz des ERAM verlorengegangen ist, sind neue Pläne zur Errichtung eines Bergwerks denkbar. Zur Erkundung eines neuen Bergwerks wären ausreichend viele Bohrungen erforderlich und es ist sehr wahrscheinlich, dass durch diese Bohrungen die Existenz eines alten Bergwerks erkannt und so weitere Tätigkeit eingestellt wird.

5 Stilllegungskonzept

Das generelle Ziel von Maßnahmen zur Stilllegung eines Endlagers ist der sichere Einschluss der eingelagerten Abfälle in der Endlagerformation und damit die Fernhaltung der Schadstoffe von der Biosphäre. Die für das Endlager Morsleben zu berücksichtigenden Rahmenbedingungen und die dort vorgesehenen Maßnahmen zum weitgehenden Erreichen dieses generellen Ziels werden im Folgenden angesprochen.

Die Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers Morsleben haben sich an den Eigenschaften der eingelagerten Abfälle und an den örtlichen Gegebenheiten in den Grubengebäuden zu orientieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Endlager in einem ehemaligen Gewinnungsbergwerk mit komplexen Grubengebäuden errichtet wurde. Folgende örtliche Gegebenheiten und Prozesse sind bei der Stilllegung des Endlagers insbesondere zu berücksichtigen:

- Gasproduktion durch die eingelagerten Stoffe,
- aufgelockerte Gebirgsbereiche im Steinsalz,
- erhöhte Durchlässigkeiten im Hauptanhydrit,
- mögliche Wegsamkeiten über Bohrungen,
- Salzauflösung beim Zutritt von Wässern und
- Umlösungen an aufgeschlossenen Kalilagern.

Die Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers beinhalten die Einbringung von Materialien in die vorhandenen Grubenbaue mit dem Ziel der Verringerung der Hohlraumvolumina, der Abdichtung von Wegsamkeiten und der Stützung des Gebirges. Ein Zutritt von Wässern in die Grubengebäude lässt sich aber nicht mit Sicherheit ausschließen. Ein solcher Zutritt in der Nachbetriebsphase des Endlagers wird deshalb hinsichtlich der Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers unterstellt.

Die Verringerung der Hohlraumvolumina dient der Begrenzung zutretender Lösungsmengen. Hierdurch werden die Lösevorgänge und die damit verbundenen Hohlraumneubildungen begrenzt. Außerdem wird dadurch die Lösungsmenge reduziert, die in Kontakt mit den Abfällen treten kann. Die Abdichtung von Wegsamkeiten dient der Behinderung des Kontaktes eindringender Lösungen mit den eingelagerten Abfällen und der Behinderung des Transports kontaminierter Lösungen. Die Stützung des Gebirges

dient der Verringerung der Wahrscheinlichkeit eines Zutritts von Wässern in die Grubengebäude sowie der Verringerung der Konvergenz und der Konvergenzraten des Gebirges.

Ein wichtiges Ziel der Maßnahmen zur Stilllegung des Endlagers Morsleben ist die Abdichtung und damit die hydraulische Trennung einzelner Einlagerungsbereiche von der Restgrube. Zutretende Wässer können aufgrund der geologischen und bergmännischen Gegebenheiten nur in die Restgrube und nicht direkt in die jeweiligen Einlagerungsbereiche eintreten. Durch die Abdichtungen zwischen der Restgrube und den Einlagerungsbereichen wird der Zutritt von Lösungen an die eingelagerten Abfälle behindert.

Zur Abdichtung eines Einlagerungsbereichs sind alle Zugänge in diesen Bereich abzudichten und eine ausreichende Dichtheit des umgebenden Gebirges zu gewährleisten. Aufgrund der Restdurchlässigkeiten der Abdichtungen und des Gebirges ist nach einem Zutritt von Wässern in die Restgrube auch von einem Zutritt von Lösungen in die Einlagerungsbereiche auszugehen. Nach einer Auffüllung der Einlagerungsbereiche behindern die Abdichtungen auch die Ausbreitung kontaminierter Lösungen. Wegen der nicht auszuschließenden chemischen Instabilität der Abdichtungsmaterialien gegenüber sich einstellenden Grubenlösungen kann sich der Zutritt von Lösungen in die abgedichteten Einlagerungsbereiche beschleunigen. Dies führt ggf. auch zu einer Reduktion der Barrierewirkung der Abdichtungen gegen die Ausbreitung kontaminierter Lösung nach der Auffüllung des Einlagerungsbereichs.

Aufgrund der Korrosion von Metallen und der Zersetzung organischer Stoffe entwickeln sich Gase. Diese Vorgänge führen in den abgedichteten Einlagerungsbereichen zu einer Druckerhöhung, die einerseits den Zutritt von Lösungen in diese Bereiche behindert, andererseits aber den Austritt von kontaminierten Lösungen aus diesen Bereichen fördert. Auch bei einer ungestörten Entwicklung des Endlagers ohne einen Zutritt von Wässern in die Grubengebäude entstehen Gase. Das Volumen der verbleibenden Hohlräume in den Einlagerungsbereichen wird daher so dimensioniert, dass unzulässige Gasdrücke und damit Beeinträchtigungen der Integrität des Gebirges vermieden werden.

Bei der Positionierung der Abdichtungen zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube sind die Besonderheiten des Endlagers zu berücksichtigen. Die Lokationen der Abdichtungen sind so gewählt, dass Bereiche mit erhöhter Durchlässigkeit des umgebenden Gebirges gemieden werden und die Wahrscheinlichkeiten für die Existenz alter und unbekannter Bohrungen ausreichend gering sind. Bekannte Bohrungen, die eine Wegsamkeit darstellen könnten, werden abgedichtet. Des Weiteren werden die Abdichtungen so positioniert, dass keine Umläufigkeiten durch Umlösungen an Kalilagern entstehen können.

Aufgrund der bergbaulichen und geologischen Verhältnisse in den Gruben Bartensleben und Marie und der funktionalen Erfordernisse bezüglich der Wirksamkeit der Abdichtungen bestehen bei der Errichtung von Abdichtungen keine großen Wahlmöglichkeiten. Um die Speicherung der Gase innerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche zu ermöglichen, werden die Lokationen der Abdichtungen so gewählt, dass ausreichend große Hohlraumvolumina in den Einlagerungsbereichen verbleiben. Für eine ausreichende hydraulische Wirkung der Abdichtungen sind ausreichend große Steinsalzpartien erforderlich. Auf der 4. Sohle des Ostfeldes ist wegen des dortigen Anhydrit-Vorkommens ein spezielles Material für die Abdichtung erforderlich (Magnesiabeton), um die chemische Stabilität der Abdichtung im dortigen chemischen Milieu zu gewährleisten.

Unter Berücksichtigung der genannten Anforderungen erfolgt eine Abdichtung des Ostfeldes in den Ostquerschlägen zwischen dem Ostfeld und dem Lager E. Für das Westfeld kann wegen des erforderlichen Speichervolumens für die Gase nur eine gemeinsame Abdichtung mit dem Südfeld erfolgen, da im Westfeld keine entsprechenden Volumina zur Aufnahme der Gase zur Verfügung stehen. Die Errichtung der Abdichtungen für eine gemeinsame Abdichtung zur Restgrube erfolgt in dem Steinsalzbereich zwischen den Lagern B und C. Die gemeinsam abgedichteten Grubenbaue des Westfeldes und des Südfeldes werden nachfolgend als West-Südfeld bezeichnet.

Nach einer Erläuterung der grundlegenden Wirkungsweisen und Erfordernisse sowie der Auslegung der einzelnen Komponenten werden die Abdichtungsmaßnahmen für das Ostfeld und das West-Südfeld vorgestellt. Eine Abdichtung des Nordfeldes und des

Zentralteils einschließlich des Untertagemessfeldes ist wegen der schwierigen bergbaulichen Verhältnisse und der geringen eingelagerten Abfallmengen in diesen Einlagerungsbereichen nicht vorgesehen.

5.1 Grundlegende Wirksamkeit des Stilllegungskonzepts

Lösungen in der Restgrube sollen durch die Abdichtungen von den Abfällen in den abgedichteten Einlagerungsbereichen ferngehalten werden. Aufgrund der Restdurchlässigkeit der Abdichtungen ist eine vollständige Fernhaltung der zutretenden Lösungen von den eingelagerten Abfällen nicht möglich. Daher sind ein verbleibender Zutritt in die abgedichteten Einlagerungsbereiche und ein nachfolgender Abfluss kontaminierter Lösungen zu unterstellen. Die Abdichtungen behindern hierbei auch den Abfluss kontaminierter Lösungen. Das grundlegende Prinzip des Stilllegungskonzepts ist in Abbildung 5.1 dargestellt.

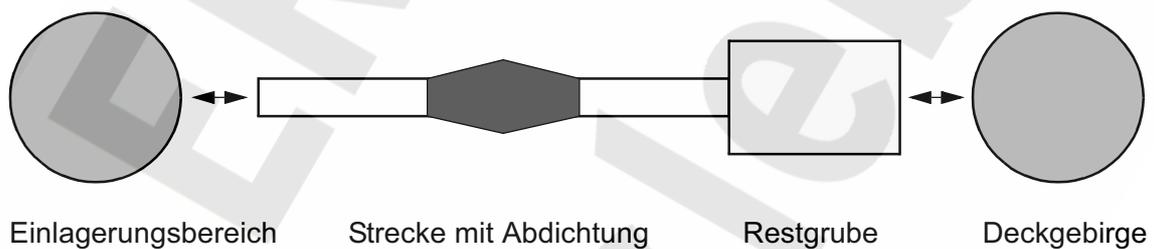


Abb. 5.1 Prinzip des Stilllegungskonzepts

Die Zuflüsse in einen abgedichteten Einlagerungsbereich und das Auspressen kontaminierter Lösungen hängen wesentlich von den Strömungswiderständen der Abdichtungen ab. Die treibende Kraft für den Zufluss ist der hydrostatische Druck in der Restgrube vermindert um den Fluiddruck im Einlagerungsbereich. Der Fluiddruck steigt im Einlagerungsbereich durch die Gasproduktion und die Abnahme des Hohlraumvolumens als Folge der Konvergenz an. Die treibende Kraft für das Auspressen ist die Konvergenz und die Gasproduktion. Die Konvergenz wird von dem Fluiddruck sowie der Stützwirkung der Versatzmaterialien beeinflusst. In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden die genannten Effekte berücksichtigt.

Das Ende des Lösungszutritts in einen abgedichteten Einlagerungsbereich und damit der frühest mögliche Beginn der Freisetzung der Schadstoffe wird außer vom Strömungswiderstand der Abdichtungen und vom Druckunterschied zwischen Restgrube und abgedichtetem Einlagerungsbereich auch von dessen Hohlraumvolumen bestimmt. Die Größe des Hohlraumvolumens in dem abgedichteten Einlagerungsbereich wirkt sich dabei auf gegensätzliche Weise aus: ein großes Hohlraumvolumen bewirkt eine lange Zeitdauer für den Lösungszutritt, ein kleines Hohlraumvolumen dagegen einen schnelleren Aufbau eines Gasdrucks und damit eine Behinderung des Lösungszutritts. Im Hinblick auf die Gasspeicherung in den Einlagerungsbereichen und eine Begrenzung der Gasdrücke wirken sich große Hohlraumvolumina günstig aus. Hingegen führen die mit großen Hohlraumvolumina verbundenen hohen konvergenzbedingten Volumenströme und hohe Strömungswiderstände in der Auspressphase zu hohen hydraulischen Drücken. Die Auswirkungen der genannten Einflussgrößen werden durch Variation der Permeabilität der Abdichtungen und des Verfüllgrades der Einlagerungsbereiche untersucht.

5.2 Gewährleistung der Wirksamkeit der Abdichtungen

Für die Stilllegung werden Abdichtungen in allen Zugängen zu den abzudichtenden Einlagerungsbereichen errichtet. Die Wirksamkeit der Abdichtungen kann durch erhöhte Permeabilitäten im umgebenden Gebirge, durch Bohrungen zwischen den Einlagerungsbereichen und der Restgrube sowie durch die Auflösung von Kalilagern und der damit verbundenen Bildung von Wegsamkeiten beeinträchtigt werden. Dies wird durch entsprechende Maßnahmen vermieden. Hierauf wird nachfolgend eingegangen.

Durch erhöhte Permeabilitäten im umgebenden Gebirge können die Abdichtungen überbrückt und dadurch teilweise unwirksam werden. Erhöhte Permeabilitäten können durch Auflockerungen als Folge von Gebirgsbewegungen entstanden sein oder eine grundlegende Eigenschaft zum Beispiel von Klüftzonen sein. Bereiche erhöhter Permeabilitäten werden durch entsprechende Auswahl der Lokationen der Abdichtungen weitgehend gemieden oder in den Modellrechnungen berücksichtigt.

Durch vorhandene Bohrungen können die Abdichtungen ebenfalls überbrückt werden. Bohrungen stellen über lange Zeiten potenzielle Wegsamkeiten dar, deren Strömungswiderstände geringer als diejenigen der Abdichtungen sein können. Die Wahrscheinlichkeit

für die Existenz unbekannter alter Bohrungen zwischen einem Einlagerungsbereich und der Restgrube ist durch sorgfältige Auswahl der Lokationen der Abdichtungen reduziert worden. Bekannte Bohrungen werden abgedichtet.

Durch Umlösungen an Kalilagern in der Restgrube können Wegsamkeiten entstehen und Abdichtungen überbrückt werden. Die Bildung solcher Wegsamkeiten setzt eine Zugänglichkeit der Kalilager und eine entsprechende geometrische Erstreckung voraus. Die Lokationen der Abdichtungen zwischen den Einlagerungsbereichen und der Restgrube sind so gewählt worden, dass keine Kalilager aufgeschlossen sind, durch deren Umlösung neue Wegsamkeiten in die Einlagerungsbereiche gebildet werden können.

Nach dem Zutritt in die Einlagerungsbereiche können Umlösungen an Kalilagern in den Einlagerungsbereichen stattfinden, wenn an Magnesium untersättigte Lösungen vorhanden sind. Durch die Umlösungen können sich theoretisch Wegsamkeiten bilden, die bei entsprechenden geometrischen Verhältnissen zu einer Überbrückung von Abdichtungen führen. In der Regel wird davon ausgegangen, dass die Abdichtungen korrodiert werden und relevante Mengen an Mg-untersättigter Lösung erst nach dem Ausfall der Abdichtung im Einlagerungsbereich vorhanden sind. Die Abdichtungen stellen dann keine relevante Barriere mehr dar, sodass der Prozess der Bildung derartiger Umläufigkeiten nicht explizit berücksichtigt werden muss. Zusätzliche Maßnahmen zur Verhinderung solcher Überbrückungen sind daher nicht vorgesehen.

5.3 Auslegung der Komponenten

Bei der Stilllegung des Endlagers Morsleben werden verschiedene Komponenten zur Realisierung des Stilllegungskonzeptes eingesetzt. Diese sind:

- Versatz von Grubenbauen, inklusive Großbohrloch zwischen West- und Südfeld,
- Abdichtung von Strecken und Rolllöchern,
- Abdichtung von Bohrlöchern und
- Abdichtung der Schächte.

Die Anforderungen an die einzelnen Komponenten und die dementsprechenden Auslegungen werden nachfolgend erläutert.

5.3.1 Versatz von Grubenbauen

Mit der Einbringung von Versatz in unverfüllte Grubenbaue werden zwei Ziele verfolgt:

- Stützung des Gebirges und
- Reduktion der Hohlraumvolumina.

Durch die stützende Wirkung des Versatzes werden die Gebirgsbewegungen behindert. Dadurch werden die Konvergenzraten in den betroffenen Grubenbauen und auch in benachbarten Grubenbauen reduziert. Außerdem wird in zuflussgefährdeten Grubenbauen die Wahrscheinlichkeit für den Zutritt von Wässern verringert. Durch die stützende Wirkung des Versatzes werden außerdem vorhandene Auflockerungszonen im Gebirge verheilen. Die Bildung neuer Auflockerungszonen wird verhindert.

Hinsichtlich einer möglichst guten Stützwirkung muss der Versatz mit einem hohen Verfüllgrad eingebracht werden und eine geringe Kompaktionsfähigkeit aufweisen. Außerdem sollte die geringe Kompaktionsfähigkeit möglichst lange erhalten bleiben.

Durch die Reduktion der Hohlraumvolumina werden die Mengen an zutretenden Wässern und die Hohlraumneubildung durch Umlösungen begrenzt. Hinsichtlich einer großen Hohlraumreduktion muss der Versatz mit einem hohen Verfüllgrad eingebracht werden und einen geringen zugänglichen Porenraum aufweisen. Die Eigenschaften des Versatzes sollen über eine möglichst lange Zeit erhalten bleiben. Zusammenfassend ergeben sich die folgenden Anforderungen an einen Versatz zur Stützung und zur Hohlraumreduktion:

- hoher Verfüllgrad,
- geringe Kompaktionsfähigkeit,
- geringer Porenraum oder
- geringe Zugänglichkeit des Porenraums.

Als Versatz zur Stützung des Gebirges und zur Hohlraumreduktion wird Salzbeton eingesetzt, der aus einer Mischung von Salzgrus und Bindemittel besteht und mit Wasser angesetzt wird. Versatz aus Salzbeton ist in allen Bereichen der Grubengebäude vorgesehen. Der Umfang der Versatzeinbringung ist im Verfüllplan [25] beschrieben.

Der Salzbeton ist nach dem Abbinden ein äußerst gering durchlässiges Material mit einer Porosität von etwa 20 %. Der Porenraum ist weitgehend mit Flüssigkeit gefüllt. Wegen der geringen Durchlässigkeit ist der Porenraum jedoch praktisch nicht zugänglich. Der Salzbeton ist außerdem ein äußerst steifes Material, sodass die Stützwirkung unmittelbar wirksam wird. Insoweit wird in den Modellrechnungen von vollständig stützenden und vollständig hohlraumbeseitigenden Eigenschaften des Salzbetons ausgegangen.

Der Salzbeton ist gegenüber NaCl-Lösungen beständig. Gegenüber magnesiumhaltigen Lösungen ist er jedoch nicht beständig, sodass es zu einer Alterung des Materials und zu einer zunehmenden Verfügbarkeit der Porenlösung kommt. Aufgrund der geometrischen Verhältnisse nach dem Einbringen des Salzbetons in die großen Abbaue und die zugehörigen Zugangsstrecken ist der Salzbeton nur wenig zugänglich. Daher wird die Porenlösung des Salzbetons in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht berücksichtigt.

Als Folge der Alterung des Salzbetons kommt es auch zu einem langsamen Verlust der Stützwirkung. Aus den gleichen Gründen wie bei der Porenlösung wird hierbei auch nur ein kleiner Volumenanteil des Salzbetons betroffen sein. Die Abnahme der Stützwirkung dieses Anteils erfolgt zudem sehr langsam, sodass nur mit einer geringfügigen Zunahme der Konvergenzraten zu rechnen ist. Dieser Effekt wird als vernachlässigbar angesehen und in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht berücksichtigt.

Versatzmaterial kann auch eine Rückhaltung von Schadstoffen bewirken. Durch das Bindemittel des Salzbetons wird es zu einer Rückhaltung der Schadstoffe kommen. Da die Zugänglichkeit des Salzbetons nicht gewährleistet werden kann, bleibt die Rückhaltung der Schadstoffe durch Sorption am Salzbeton in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit unberücksichtigt.

5.3.2 Abdichtungen

Die Trennung des Ostfeldes und des West-Südfeldes von der Restgrube erfolgt durch die Abdichtung von Strecken und Rolllöchern. Durch die Abdichtungen wird nach einem Zutritt von Wässern in die Restgrube der weitere Zutritt der Lösungen in die Einlagerungs-

grubenbaue behindert. Des Weiteren wird nach Auffüllung der abgedichteten Einlagebereiche der Strom von kontaminierten Lösungen in die Restgrube behindert. An die Abdichtungen werden die folgenden Anforderungen gestellt:

- hoher Strömungswiderstand,
- hohe mechanische Belastbarkeit und
- chemische Beständigkeit.

Die Anforderungen an den Strömungswiderstand der Abdichtungen sind im Verhältnis zur Dichte des umgebenden Gebirges zu sehen. Als Zielgröße für die Permeabilität der Abdichtungen wird daher ein Wert von 10^{-18} m^2 oder kleiner betrachtet. Permeabilitäten dieser Größenordnung lassen sich sowohl mit Salzbeton als auch mit Magnesiumbeton erreichen. Die Anforderungen an die mechanische Belastbarkeit sind bei den anstehenden Druckdifferenzen des Fluids von etwa 6 MPa mit diesen Materialien ebenfalls erreichbar.

Die zentrale Anforderung an die Abdichtungen ist somit die chemische Beständigkeit. Der Salzbeton ist gegenüber anstehenden NaCl-Lösungen, jedoch nicht gegenüber magnesiumhaltiger Lösung beständig. Durch Umlösungen (im Folgenden auch Korrosion genannt) als Folge der langsamen Durchströmung der Abdichtungen nach einem Zutritt von Wässern in die Restgrube kann eine Erhöhung der Permeabilität des Salzbetons nicht ausgeschlossen werden. Um den lokalen Gegebenheiten in der Umgebung der Abdichtungen besser gerecht werden zu können, ist neben Salzbeton auch Magnesiumbeton als Abdichtmaterial vorgesehen. Dieser ist gegenüber Lösung mit einer Mindestsättigung an Magnesium chemisch beständig, wird jedoch von Lösungen mit geringem Magnesiumgehalt angegriffen. In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird für beide Materialien die entsprechende Permeabilitätserhöhung jeweils berücksichtigt.

Die Umlösungen verändern in erster Linie die hydraulischen Eigenschaften der Abdichtmaterialien. In zweiter Linie werden auch die mechanischen Eigenschaften verändert. Eine Abnahme der mechanischen Festigkeit wird durch die Auflösungen der Mineralphasen bewirkt. Durch die gleichzeitig ablaufenden Ausfällungen werden jedoch neue

Mineralphasen gebildet, die zu einem Erhalt der mechanischen Eigenschaften beitragen. Daher wird von einem Erhalt der wesentlichen mechanischen Eigenschaften ausgegangen, sodass deren Änderung nicht zu betrachten ist.

Die Abdichtungen sind gegen die mechanischen Belastungen durch den Gebirgsdruck und den Fluiddruck ausgelegt. Der Fluiddruck ergibt sich in der Zutrittsphase aus dem hydrostatischen Druck nach der Auffüllung der Restgrube und in der Auspressphase aus der hydraulischen Druckerhöhung durch das Auspressen der Lösung. Die Dauer der Belastung in der Zutrittsphase wird durch die Auffülldauer des jeweiligen Einlagerungsbereiches bestimmt. Nach der Auffüllung des Einlagerungsbereichs wechselt die Belastungsrichtung. Die Höhe der Druckdifferenz ergibt sich aus dem Volumenstrom aus dem Einlagerungsbereich und dem Strömungswiderstand der Abdichtungen und kann unter ungünstigen Bedingungen in gleicher Größenordnung wie in der Zutrittsphase liegen.

Die Abdichtungen können ihre Wirksamkeit nur entfalten, wenn in ihrer Umgebung keine signifikanten Umläufigkeiten vorhanden sind. Durch die Entfernung der Auflockerungszonen in den Streckensäumen und geeignete bautechnische Ausführungen werden direkte Umläufigkeiten vermieden. Durch eine sorgfältige Erkundung und eine geeignete Positionierung der Abdichtungen werden auch Umläufigkeiten über alte Bohrungen und Kalilager ausgeschlossen.

Die Errichtung einer Abdichtung darf jedoch in einem Gebirgsbereich erfolgen, der von einzelnen, dünnen Hartsalzbändern durchzogen ist. Dies bleibt ohne Auswirkungen, da die Hartsalzbänder nicht an die Grubenbaue der abgedichteten Einlagerungsbereiche angebunden sind. Beim Zutritt von Lösungen an die Hartsalzbänder wird es außerdem zur Selbstabdichtung kommen. Durch die Umlösungen der Hartsalzbänder werden Kieserit, Sylvit und Anhydrit aufgelöst und Kainit, Polyhalit und Halit ausgefällt. Aus einer Volumenbilanz bei den Umlösungen, wie sie in [81] dargestellt werden, ergibt sich im Mittel eine rechnerische Volumenzunahme des Feststoffs von 17 %, was zu einer vollständigen Abdichtung der Hartsalzbänder führt.

5.3.3 Bohrlochverschlüsse

Bohrlöcher können die Wirkung von Abdichtungen beeinträchtigen. Zur Vermeidung von Umläufigkeiten der Abdichtungsbauwerke werden alle Bohrlöcher verfüllt, die in den Bereichen der geplanten Abdichtungen zur Verkürzung der hydraulisch wirksamen Länge führen können. Dabei wird besonders auf solche Bohrlöcher geachtet, die entweder durchgängig einen abgedichteten Einlagerungsbereich und die Restgrube verbinden oder bis nahe an eine benachbarte Hohlraumkontur in diesem Bereich heranreichen. Als Verschlussmaterial wird ein gering durchlässiges Material eingesetzt.

5.3.4 Schachtverschlüsse

Neben den Maßnahmen in den Grubenbauen werden die beiden Schächte Marie und Bartensleben verschlossen und abgedichtet. Die Dichtelemente der Schachtverschlüsse sind sowohl gegen den Gebirgsdruck als auch gegen den anstehenden Fluiddruck ausgelegt. Die Schachtverschlüsse werden so ausgelegt, dass eventuelle Zutrittsraten über sie vernachlässigbar sind. Weiterhin kann ein Versagen der Schachtverschlüsse ausgeschlossen werden, sodass sie für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit als absolut dicht betrachtet werden. Unter der Voraussetzung, dass weniger als $0,1 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ Lösung durch die Schachtverschlüsse in die Grubengebäude zutritt, ist diese Annahme zulässig, da diese Rate im Vergleich zu derjenigen gemäß Kapitel 4.2.2 (Flüssigkeitszutritt in die Restgrube) von mindestens $55 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ vernachlässigbar ist.

5.4 Stilllegung des Westfeldes

5.4.1 Örtliche Gegebenheiten im Westfeld vor der Stilllegung

Das Westfeld besteht aus 5 Abbauen auf der 4. Sohle, einigen weiteren Abbauen auf der 3. Sohle und der 5a-Sohle sowie den verbindenden Stecken, Bremsbergen, Gesenken und Rolllöchern. Die Abbaue liegen größtenteils im Hartsalz, wobei vereinzelt auch Steinsalz aufgeschlossen ist. Der überwiegende Anteil des Volumens befindet sich auf der 4. Sohle. Die Anordnung der Grubenbaue im Westfeld ist in Abbildung 5.2 dargestellt.

Das Westfeld ist auf der 3. und 4. Hauptsohle über die Westquerschläge an den Schacht Bartensleben angeschlossen. Des Weiteren ist das Westfeld auf der 4. Sohle über die 1. südliche Richtstrecke an das Südfeld angebunden. Die Abbaue auf der 5a-Sohle sind nur über einen Bremsberg und ein Gesenk von der 4. Sohle zugänglich. Die 3. und 4. Sohle sind über Rolllöcher miteinander verbunden. Die Einlagerungsgrubenbaue sind über Strecken miteinander verbunden.

Die Abbaue 1 bis 5, die Richtstrecke nördlich des Abbaus 5 und das Westgesenk zwischen der 4. und der 5a-Sohle wurden zur Einlagerung von Abfällen genutzt. Sie haben ein Volumen von $50\,870\text{ m}^3$ und sind mit Salzgrus, Abfällen und BFA verfüllt. Ein geringer Teil der Einlagerungsgrubenbaue mit einem Volumen von $7\,420\text{ m}^3$ ist unverfüllt. Weitere Abbaue auf der 5a-Sohle, der 4. Sohle und der 3. Sohle haben ein Volumen von $57\,590\text{ m}^3$ und sind zu einem Teil mit Salzgrus verfüllt.²

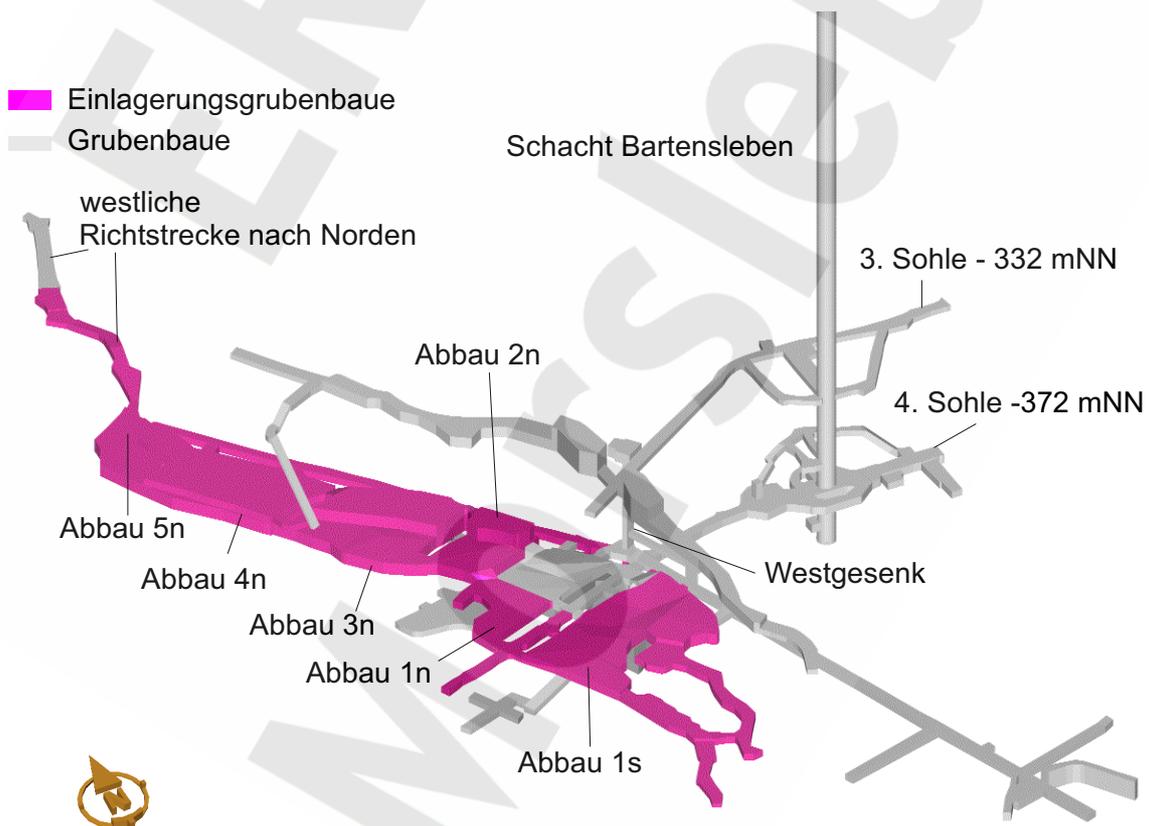


Abb. 5.2 Anordnung der Grubenbaue im Westfeld

² Die Volumenangaben sind hier und im folgenden Text wie in Kapitel 3 gerundet.

Aufgrund des geringen Durchbauungsgrades im Westfeld haben sich keine signifikanten Auflockerungszonen entwickelt. Zwischen den Abbauen der 4. Sohle sind zwar aufgelockerte Gebirgsbereiche vorhanden, jedoch sind hier die Abbaue bereits über Strecken miteinander verbunden. Zwischen der 3. und der 4. Sohle bestehen wegen des großen Abstandes keine Verbindungen über Auflockerungszonen.

Die Abbaue im Westfeld befinden sich im Hartsalzlager W, welches am Salzspiegel ausstreicht. Die Permeabilität des Hartsalzes entspricht derjenigen des ungestörten Steinsalzes, sodass hierüber keine Wegsamkeiten vorhanden sein können.

5.4.2 Maßnahmen im Westfeld

Die noch unverfüllten Grubenbaue im Westfeld werden entsprechend dem Verfüllplan [25] mit Salzbeton verfüllt. Dies betrifft die Einlagerungsgrubenbaue mit einem unverfüllten Volumen von $7\,420\text{ m}^3$ und die sonstigen Grubenbaue mit einem unverfüllten Volumen von $15\,770\text{ m}^3$. In den noch unverfüllten Einlagerungsgrubenbau wird ein Salzbetonvolumen von $5\,610\text{ m}^3$ und in die noch unverfüllten Grubenbaue im Westfeld ein Salzbetonvolumen von $15\,270\text{ m}^3$ eingebracht. Damit wird ein Verfüllgrad von 76 % für die Einlagerungsgrubenbaue und von 97 % für die sonstigen Grubenbaue erreicht.

In den derzeitigen Zugängen in das Westfeld auf der 3. und 4. Sohle werden vier Abdichtungen errichtet, um einen Zutritt von Lösungen aus dem Südfeld in das Westfeld über untere Sohlen zu behindern. Die Lage und die Abmessungen der Abdichtungen werden zusammen mit den Abdichtungen des Südfeldes erläutert. Für die Ableitung der Gase aus dem Westfeld in die großen Grubenbaue des Südfeldes wird ein Großbohrloch zwischen Südfeld und Westfeld neu erstellt, dessen Ansatzpunkt sich im Südfeld in Höhe der 1. Sohle befindet. Dieses wird im Weiteren als Verbindungsbohrung bezeichnet.

5.5 Stilllegung des Südfeldes

5.5.1 Örtliche Gegebenheiten im Südfeld

Das Südfeld besteht aus 31 Abbauen und den verbindenden Strecken, Rolllöchern und Gesenken und erstreckt sich von der 1. bis zur 7. Sohle. Die Grubenbaue liegen im Steinsalz der Südmulde oder im Hartsalzlager B, das die Südmulde östlich begrenzt. Die Anordnung der Grubenbaue im Südfeld ist in Abbildung 5.3 mit einer Zuordnung der Grubenbaue zum Steinsalz und zum Hartsalz dargestellt.

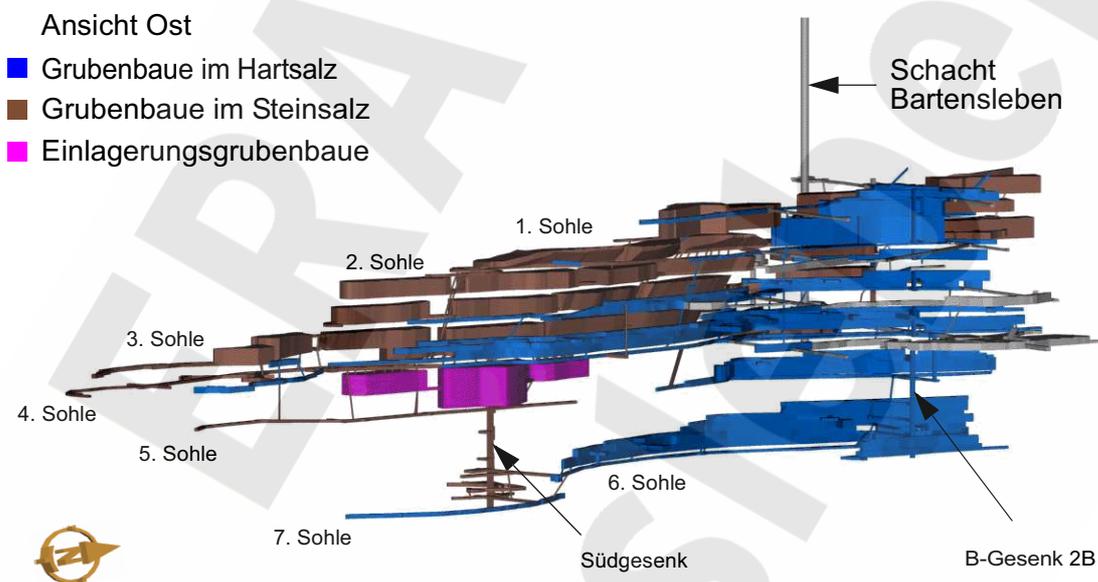


Abb. 5.3 Anordnung der Grubenbaue im Südfeld

Die Grubenbaue des Südfeldes sind über Strecken, Rolllöcher und Gesenke vielfach miteinander verbunden. Die Grubenbaue sind auf der 1. bis 4. Hauptsohle an den Ostquerschlag der jeweiligen Sohle der Grube Bartensleben angebunden. Außerdem bestehen zwei Verbindungsstrecken zur Grube Marie. Die obere Strecke verbindet die 2. Sohle der Grube Bartensleben mit der 360-m-Sohle der Grube Marie. Die untere Strecke verbindet die 3. Sohle der Grube Bartensleben mit der 460-m-Sohle der Grube Marie.

Die Steinsalzabbaue der 5a-Sohle wurden zur Einlagerung von Abfällen genutzt. Sie haben ein Volumen von 118 830 m³ und sind bis auf 6 010 m³ mit Salzgrus, flüssigen und festen Abfällen sowie BFA verfüllt. Die anderen Steinsalzabbaue erstrecken sich von der 1. bis zur 4. Sohle und teilweise auch darunter und haben ein Volumen von 824 740 m³. Sie sind zu einem geringen Anteil mit Salzgrus verfüllt. Östlich der Steinsalzabbaue befinden sich zwischen der 1. und 7. Sohle die Abbaue im Hartsalzlager B mit einem Volumen von 288 990 m³. Die Abbaue sind zu einem deutlichen Anteil mit Salzgrus verfüllt.

Aufgrund des hohen Durchbauungsgrades in der Südmulde ist das Gebirge im Umfeld der Steinsalzabbaue aufgelockert. Durch die gegenseitige Beeinflussung der Abbaue besteht eine vertikale Überlagerung der Auflockerungszonen, sodass die Grubenbaue über die Auflockerungszonen hydraulisch miteinander in Verbindung stehen. Aufgrund der großräumigen Auflockerung in der Südmulde ist auch von Verbindungen zwischen den Einlagerungsgrubenbauen und dem Lager B auszugehen.

Westlich der Steinsalzabbaue befindet sich das Hartsalzlager A. Es ist aufgrund seiner geringen Mächtigkeit nicht abgebaut worden. Die Mächtigkeit wechselt zwischen wenigen Zentimetern und einigen Dezimetern. An den westlichen Stößen der Abbaue im Steinsalz ist es teilweise angefahren oder durch Abschalungen an den Stößen und im Firstbereich zugänglich geworden. Somit ist für die Steinsalzabbaue von einer Anbindung an das Lager A auszugehen.

Die beiden Hartsalzlager A und B des Südfeldes streichen am Salzspiegel aus. Die Permeabilität des Hartsalzes in beiden Lagern entspricht derjenigen des ungestörten Steinsalzgebirges, sodass hierüber keine unerwünschten Wegsamkeiten vorhanden sein können.

5.5.2 Maßnahmen im Südfeld

Für die Einlagerungsgrubenbaue im Südfeld sind weitere Versatzmaßnahmen mit Salzgrus vorgesehen, durch die das unverfüllte Volumen von 16 580 m³ bis auf 11 780 m³ verringert wird. Diese Maßnahmen wurden in den Daten für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht berücksichtigt.

Die noch unverfüllten Anteile der anderen Grubenbaue im Südfeld werden entsprechend dem Verfüllplan [25] mit Salzbeton verfüllt. Dies betrifft die Steinsalzabbaue mit einem unverfüllten Volumen von 689 890 m³ und die Abbaue im Hartsalzlager B mit einem unverfüllten Volumen von 93 670 m³. Hierbei wird für die Steinsalzabbaue ein Verfüllgrad von 61 % und für die noch nicht versetzten Bereiche der Hartsalzlager ein Verfüllgrad von 76 % angestrebt. Für die Verfüllung ist demnach ein Salzbetonvolumen von 492 180 m³ vorgesehen.

In den Strecken zwischen dem Südfeld und der Restgrube werden auf der 1. bis 4. Sohle Abdichtungen errichtet. Für die Lokationen der Abdichtungen werden die Steinsalzbereiche zwischen den Lagern B und C verwendet. Diese Bereiche sind durch die Abbautätigkeit wenig durchörtert worden, sodass nur wenige Verbindungsstrecken und ausreichend große intakte Gesteinsbereiche zur Errichtung der Abdichtungen vorhanden sind. Wegen der geringen Abbautätigkeit ist auch nicht von großräumig aufgelockerten Gebirgsbereichen auszugehen, und die Wahrscheinlichkeit für die Existenz unbekannter Bohrungen ist gering.

Tabelle 5.1 enthält eine Zusammenstellung aller vorgesehenen Abdichtungen im West-Südfeld mit Angabe der Tiefenlage und der geplanten Abmessungen [58]. Zur besseren Kennzeichnung sind die Abdichtungen fortlaufend nummeriert. Die Streckenbereiche zur Errichtung dieser Abdichtungen sind aus den Abbildungen 5.4 bis 5.7 ersichtlich. Die Abdichtungen werden dabei im Allgemeinen nicht die gesamte Länge der gekennzeichneten Strecke in Anspruch nehmen.

Mit den Abdichtungen A01 bis A12 wird das Südfeld vom Teilbereich Bartensleben der Restgrube getrennt. Neben den Strecken sind auch vertikale Grubenbaue abzudichten. Die Abdichtung A19 wird in einem Rolloch zwischen der 1. und 4. Sohle errichtet, das als vertikale Verbindung der Wetterstrecken zwischen dem Südfeld und dem Südostfeld dient. Eine Ansicht der Abdichtungen gibt Abbildung 5.8.

Im Bereich des B-Gesenks 2B gibt es in den Unterwerksbauen einige Strecken, die vom Lager B zum Lager C führen. Eine Auflösung des Lagers C von unten nach oben nach einem Lösungszutritt in das Südfeld führt zu zusätzlichen Wegsamkeiten zwischen dem

Tab. 5.1 Abdichtungen im Südfeld, Westfeld und Ostfeld

	Kürzel	Tiefe [mNN]	Bezeichnung	Länge [m]	Querschnitt [m ²]
Strecken Südfeld/Zentralteil	A01	-253	nördliche Verbindung	75	17
	A02		Ostquerschlag	75	20
	A03		südliche Wetterstrecke	75	16
	A04	-291	nördliche Verbindung	38	12
	A05		Ostquerschlag	75	20,5
	A06		Richtstrecke nach Südost	75	20
	A07		südliche Wetterstrecke	75	17,5
	A08	-332	nördliche Verbindung	26	18
	A09		Ostquerschlag	75	21
	A10		südliche Wetterstrecke	75	30
	A11	-372	Ostquerschlag	26	26
	A12		südliche Wetterstrecke	70	14,5
Marie	A13	-291	Richtstrecken nach Marie	200	29
	A14	-332		200	17,5
WF	A15	-332	Westquerschlag	25	12,5
	A16	-372	Westquerschlag	25	21
	A17		Richtstrecke nach Süden	25	17,5
	A18		Störreservelager	25	23
vert.	A19	-253 bis -372	südliches Wetterrollloch	119	1,5
OF	A20	-291	Ostquerschlag	150	21
	A21	-372	Ostquerschlag	110	22,5

Südfeld und der Restgrube. Wegen der geringen Barrierewirkung der Abdichtungen in der Auspressphase wirkt sich dies nicht nachteilig aus, sodass hier keine Abdichtungen vorgesehen sind.

Zwei Abdichtungen werden in den Verbindungsstrecken zur Grube Marie errichtet. Die obere Verbindungsstrecke beginnt auf der 2. Sohle der Grube Bartensleben auf -291 mNN und steigt auf -231 mNN zur 360-m-Sohle der Grube Marie (A13). Die untere

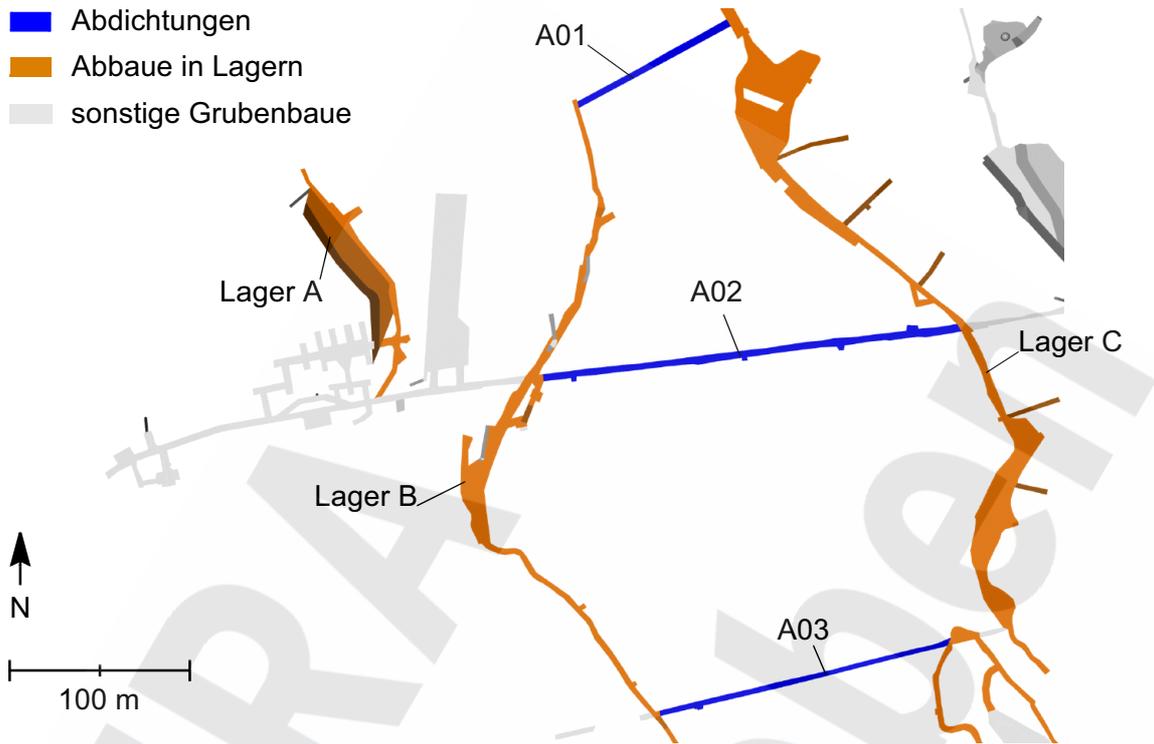


Abb. 5.4 Abdichtungen im West-Südfeld auf der 1. Sohle

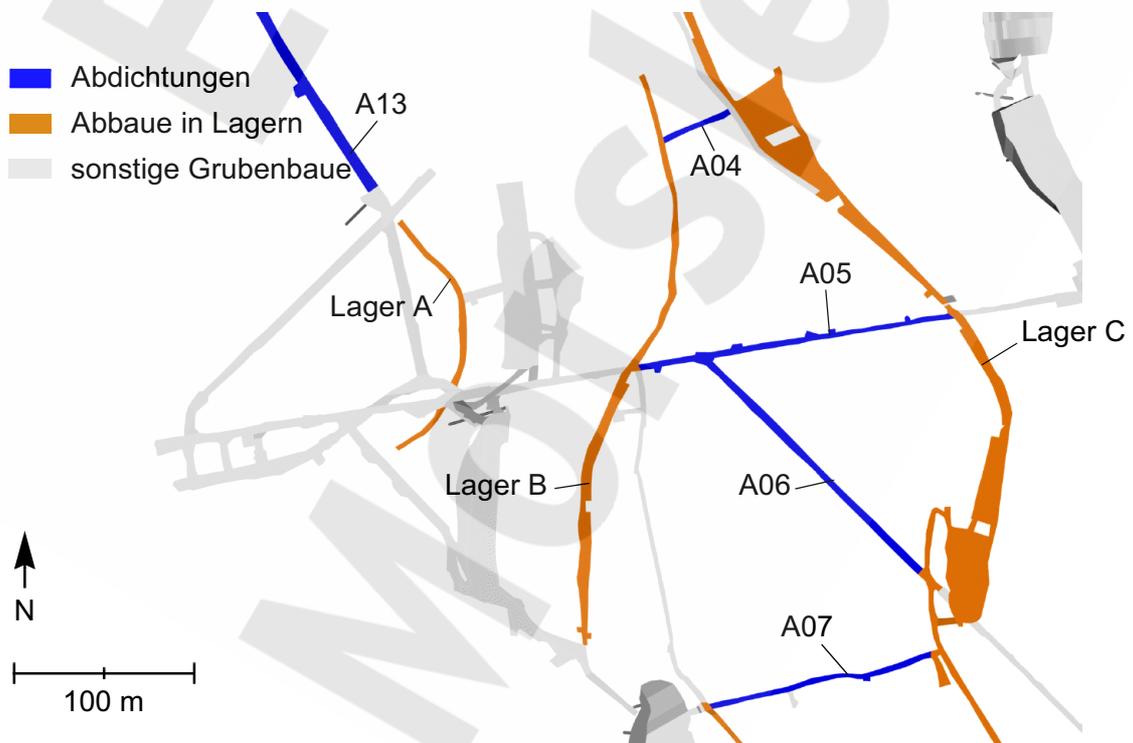


Abb. 5.5 Abdichtungen im West-Südfeld auf der 2. Sohle

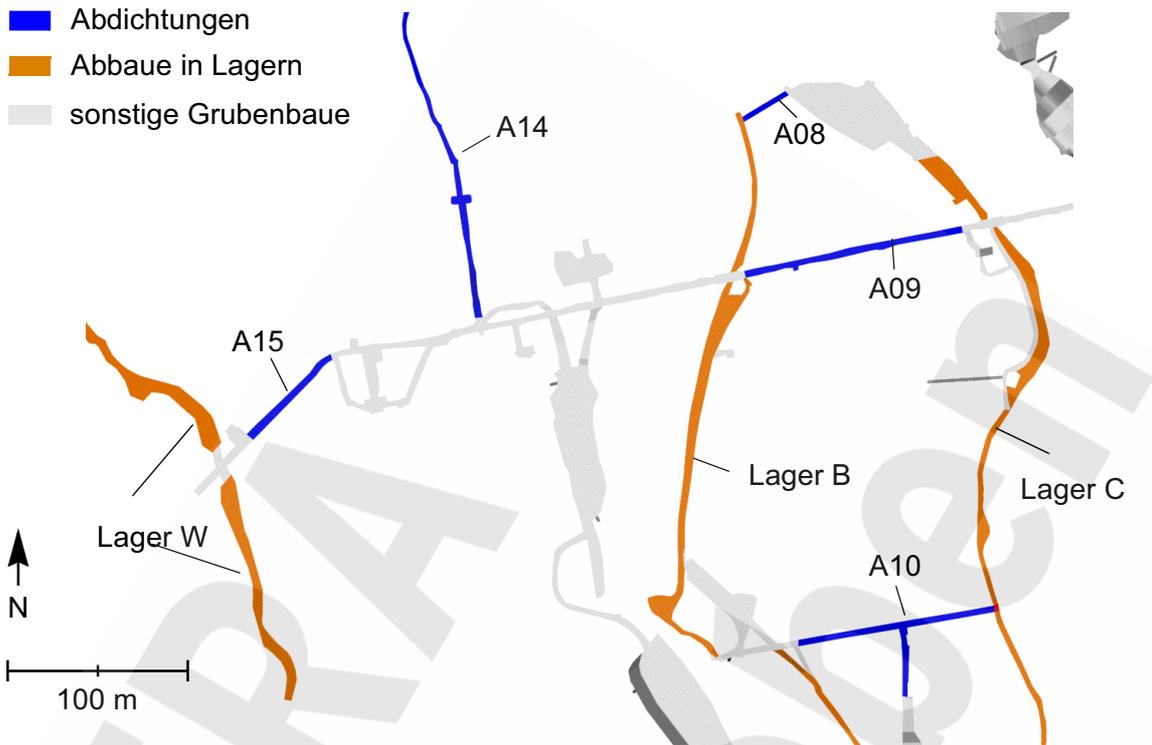


Abb. 5.6 Abdichtungen im West-Südfeld auf der 3. Sohle

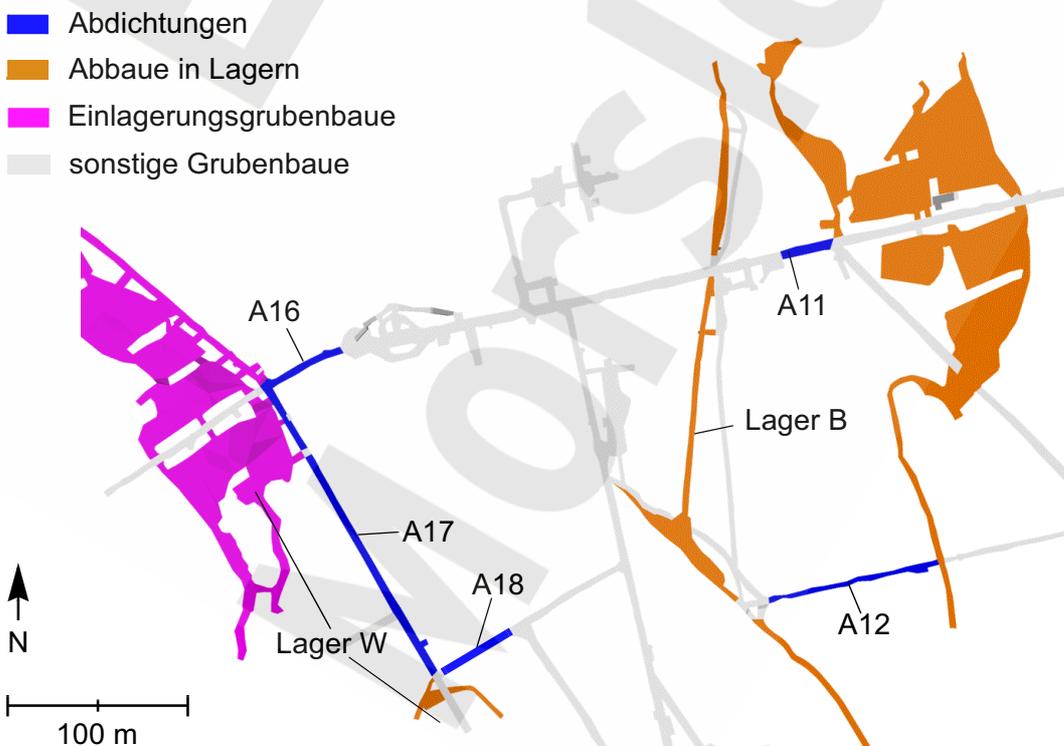


Abb. 5.7 Abdichtungen im West-Südfeld auf der 4. Sohle

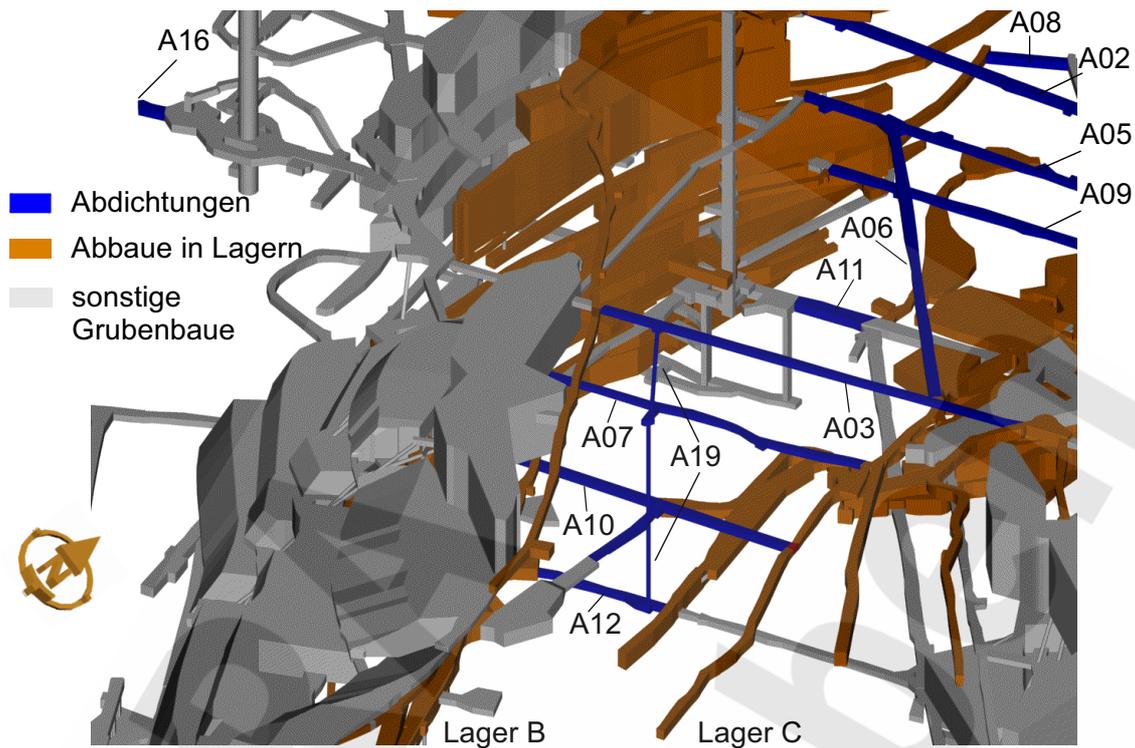


Abb. 5.8 Blick auf das Süd- und das Südostfeld mit den Abdichtungen

Verbindungsstrecke ist eben und befindet sich auf -332 mNN, sie verbindet die 3. Sohle der Grube Bartensleben mit der 460-m-Sohle der Grube Marie (A14). Die Verbindungsstrecken sind in den Abbildungen der jeweiligen Sohlen mit enthalten.

Neben den Abdichtungen zwischen dem Südfeld und der Restgrube ist auch das Westfeld durch Abdichtungen vom Südfeld zu trennen. Dies geschieht durch Errichtung von drei Abdichtungen auf der 4. Sohle (A16, A17, A18) und durch eine Abdichtung auf der 3. Sohle (A15). Die entsprechenden Streckenbereiche für die Errichtung dieser Abdichtungen sind in den Abbildungen der jeweiligen Sohlen ebenfalls mit enthalten.

5.6 Stilllegung des Ostfeldes

5.6.1 Örtliche Gegebenheiten im Ostfeld

Das Ostfeld besteht aus 7 Abbauen, die sich zwischen der 2. und 4. Sohle befinden und nur zum Abbau von Steinsalz aufgefahren wurden. Die Grubenbaue sind über Strecken, Flächen und Rolllöcher miteinander verbunden. Das Ostfeld ist auf der 2. und 4. Sohle über die Ostquerschläge an den Zentralteil der Grube Bartensleben angeschlossen. Der überwiegende Teil des Volumens im Ostfeld befindet sich auf der 4. Sohle. Die Anordnung der Grubenbaue des Ostfeldes ist in Abbildung 5.9 dargestellt.

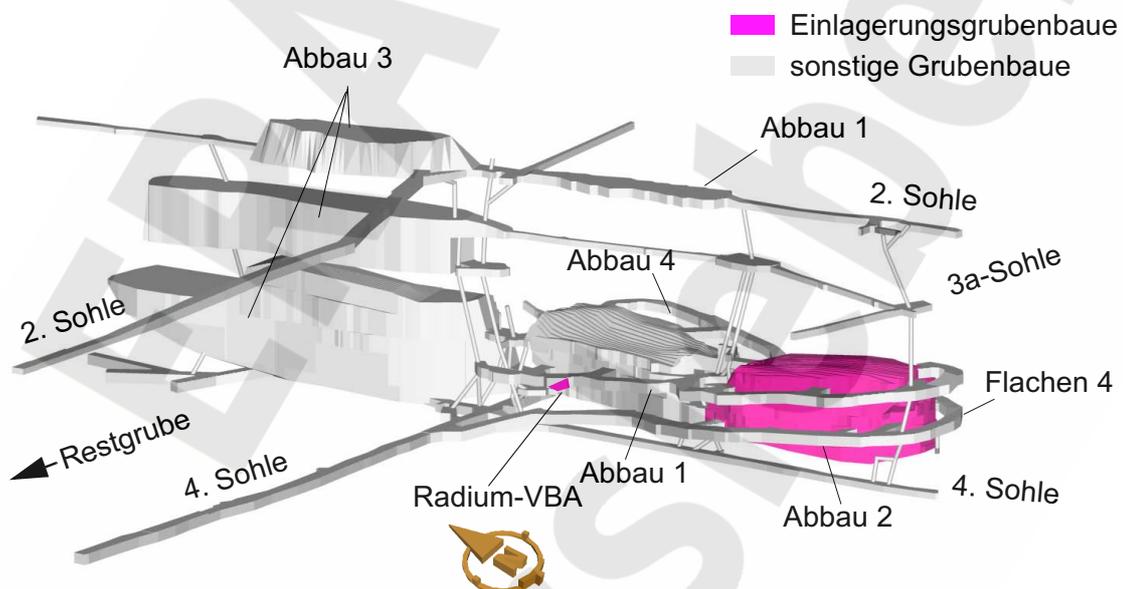


Abb. 5.9 Anordnung der Grubenbaue im Ostfeld

Der Abbau 2 oberhalb der 4. Sohle wurde zur Einlagerung von Abfällen genutzt. Er hat ein Volumen von $51\,850\text{ m}^3$, in das Salzgrus und feste Abfälle eingebracht wurden. Ein bisher ungenutztes Volumen von $32\,000\text{ m}^3$ ist unverfüllt. Die anderen Grubenbaue im Ostfeld befinden sich zwischen der 2. und 4. Sohle und haben ein Volumen von $253\,260\text{ m}^3$. Sie sind zu einem geringen Anteil mit Salzgrus verfüllt. Die Abbaue im Ostfeld sind unmittelbar benachbart, sodass sich Auflockerungszonen in den Pfeilern zwischen den Abbauen gebildet haben können. Über solche Auflockerungszonen können die Abbaue hydraulisch miteinander in Verbindung stehen. Außerdem stehen die Abbaue über Strecken und Rolllöcher unmittelbar miteinander in Verbindung.

Die Steinsalzabbau im Ostfeld befinden sich in der Ostmulde, die seitlich und unten vom Hauptanhydrit eingeschlossen ist. Die geologische Situation im Ostfeld ist in Abbildung 5.10 als Vertikalschnitt dargestellt. Der Hauptanhydrit wirkt sich gebirgsmechanisch stützend und somit konvergenzreduzierend auf die Steinsalzabbau aus. Der Hauptanhydrit steht über die Auflockerungszonen mit den Abbauen in mittelbarer Verbindung und ist in einigen Abbauen und in den Ostquerschlägen auch direkt aufgeschlossen.

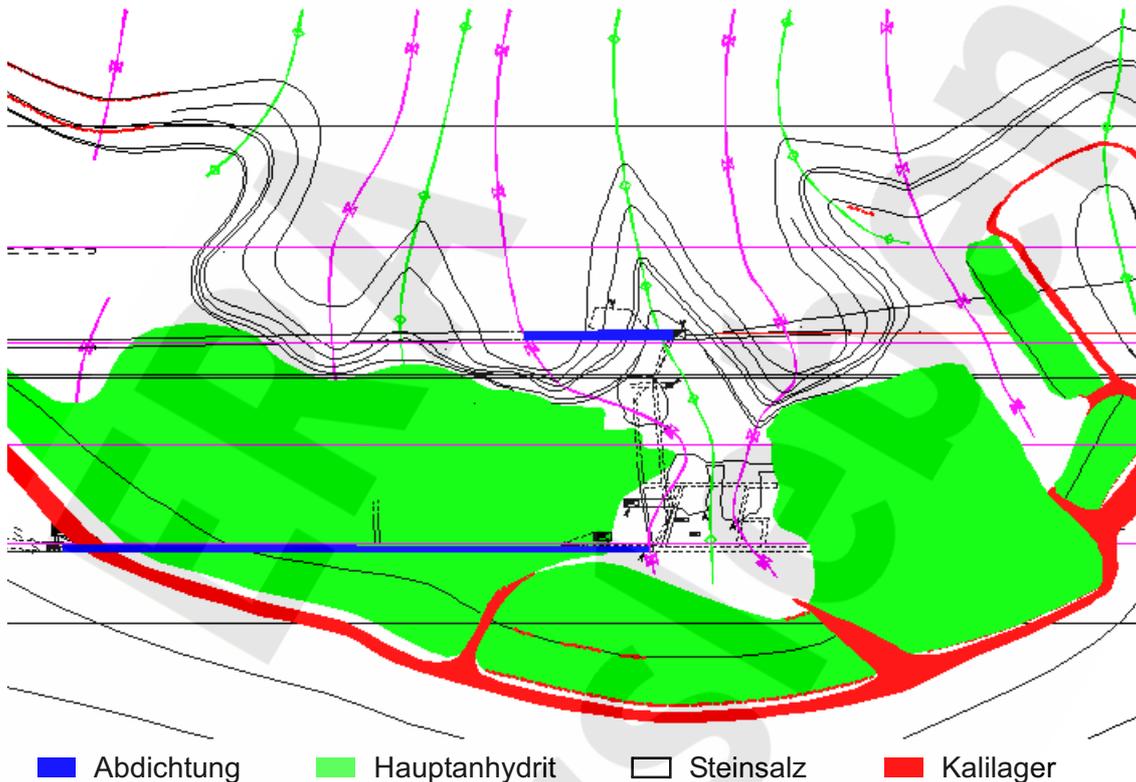


Abb. 5.10 Ausschnitt der Abb. 3.5 des geologischen Lagerstättenmodells

Der Hauptanhydrit der Ostmulde wird im Liegenden vom Kalilager E begleitet. An einzelnen Stellen durchbricht das Kalilager E die normale Schichtenfolge und reicht bis in das Leinsteinsalz der Ostmulde. Es verbleiben jedoch ausgeprägte Steinsalzpartien zwischen den Abbauen und dem Kalilager. Für das Kalilager ist zudem von einer Permeabilität entsprechend dem ungestörten Salzgebirge auszugehen. Insoweit sind Wegsamkeiten über das Kalilager E ausgeschlossen.

Der Hauptanhydrit ist großräumig nicht homogen, sondern von Kluftezonen durchzogen. Diese können eine erhöhte Permeabilität aufweisen und somit Wegsamkeiten zwischen den Grubenbauen im Ostfeld und dem Zentralteil darstellen. Solche Wegsamkeiten werden in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit als Variante berücksichtigt.

5.6.2 Maßnahmen im Ostfeld

Die noch unverfüllten Grubenbaue im Ostfeld werden entsprechend dem Verfüllplan [25] mit Salzbeton verfüllt. Dies betrifft den Einlagerungsgrubenbau mit einem unverfüllten Volumen von 33 550 m³ und die anderen Grubenbaue mit einem unverfüllten Volumen von 215 830 m³. Für die unverfüllten Bereiche des Einlagerungsgrubenbaus wird von einer vollständigen Verfüllung mit Salzbeton ausgegangen. Für die anderen Grubenbaue wird ein Verfüllgrad von 70 % angestrebt. Für die Verfüllmaßnahmen im Ostfeld ist demnach ein Salzbetonvolumen von 185 410 m³ vorgesehen.

In den beiden Ostquerschlägen zwischen dem Ostfeld und der Restgrube werden Abdichtungen auf der 2. und 4. Sohle errichtet. Die Abdichtung auf der 2. Sohle kann vollständig im Steinsalz errichtet werden. Direkte Umläufigkeiten durch Kluftezonen können daher nicht auftreten. Auf der 4. Sohle befindet sich der Ostquerschlag weitgehend im Hauptanhydrit. Um Umläufigkeiten über Kluftezonen möglichst zu vermeiden, wird der Ostquerschlag über nahezu die gesamte Länge abgedichtet. Dabei kommt Magnesia-beton zum Einsatz, der im Vergleich zu Salzbeton für eine Lokation im nicht kriechenden Anhydrit bessere bautechnische Eigenschaften aufweist.

Die Streckenbereiche für die Errichtung der Abdichtungen im Ostfeld sind in Abbildung 5.10 mit dargestellt. Die Tiefenlagen und Abmessungen der Abdichtungen sind in Tabelle 5.1 enthalten. Zur Vermeidung von Umläufigkeiten über das Gebirge sind alle Bohrungen im Bereich der Ostquerschläge und in den westlichen Randbereichen des Hauptanhydrit abgedichtet.

5.7 Stilllegung der Restgrube

5.7.1 Örtliche Gegebenheiten in der Restgrube

Die Restgrube besteht aus sämtlichen Grubenbauen der Grubengebäude Marie und Bartensleben mit Ausnahme der Grubenbaue der abgedichteten Einlagerungsbereiche West-Südfeld und Ostfeld. Die Grubenbaue des Teilbereichs Bartensleben der Restgrube erstrecken sich hauptsächlich von der 1. bis zur 4. Sohle. Sie haben (ohne die Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil) ein Volumen von $4\,409\,450\text{ m}^3$, das zu ca 9 % mit Salzgrus verfüllt ist. Die Grubenbaue des Teilbereichs Marie der Restgrube haben ein Volumen von $2\,599\,740\text{ m}^3$, das zu fast 60 % mit Salzgrus verfüllt ist. Das Volumen der unverfüllten Grubenbaue der gesamten Restgrube beträgt $5\,134\,390\text{ m}^3$.

Zur Restgrube gehören auch die Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil. Der Einlagerungsbereich Nordfeld besteht aus zwei Strecken mit einem Volumen von $2\,080\text{ m}^3$. Diese sind weitgehend mit Abfällen gefüllt. Der Einlagerungsbereich Zentralteil besteht aus zwei großen Abbauen sowie einer kleinen Durchsumpfungsgrube und dem Untertagemessfeld. Das Volumen des Einlagerungsbereichs beträgt $66\,240\text{ m}^3$ und ist etwa zur Hälfte mit Salzgrus verfüllt.

5.7.2 Maßnahmen in der Restgrube

Mit den Maßnahmen in der Restgrube wird eine weitgehende Verringerung des Hohlraumvolumens angestrebt. Dadurch wird die Neubildung von Hohlräumen durch die Umlösung der Kalilager in Wechselwirkung mit ungesättigten Lösungen begrenzt. Mit den Maßnahmen in der Restgrube bleibt auch die Standsicherheit und insbesondere die Integrität der Salzbarriere oberhalb der 1. Sohle erhalten. Die Wahrscheinlichkeit eines Zutritts von Wässern wird dadurch verringert.

Eine wirksame hydraulische Trennung der Grubengebäude Marie und Bartensleben ist in letzter Konsequenz nicht realisierbar und wird daher nicht angestrebt. Die verbindenden Strecken werden jedoch mit Salzbeton verfüllt, sodass ein Strömungswiderstand zwischen den Grubengebäuden vorhanden ist. Für diesen wird als ungünstige Annahme von den Eigenschaften des korrodierten Salzbetons ausgegangen. Eine hydraulische

Trennung der Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil von der Restgrube ist ebenfalls nicht vorgesehen. Ursache hierfür sind einerseits die schwierigen bergbaulichen Verhältnisse aufgrund der hohen Durchbauungsgrade und andererseits die geringen Aktivitätsinventare. In der Restgrube sind daher keine Abdichtungen vorgesehen.

Als alleinige Maßnahme in der Restgrube ist das Einbringen von Salzbeton in noch unverfüllte Grubenbaue vorgesehen. Hierbei wird für die noch unverfüllten Grubenbaue in der Grube Marie von einem Verfüllgrad von 71 % und für die noch unverfüllten Grubenbaue in der Grube Bartensleben von einem Verfüllgrad von 80 % ausgegangen. Insgesamt ist für die Restgrube ein Volumen an Salzbeton von 4 016 400 m³ vorgesehen.

5.7.3 Volumina nach Versatzeinbringung

Durch die Versatzmaßnahmen werden die Hohlraumvolumina in den Einlagerungsgrubenbauen, in den anderen Grubenbauen der Einlagerungsbereiche und in der Restgrube verändert. Die Volumenverringerungen durch die Abdichtungen werden nicht explizit berücksichtigt, sondern in den Angaben zum Versatz als ausreichend berücksichtigt angesehen. Die sich nach Durchführung der Maßnahmen ergebenden Volumina sind für die Einlagerungsgrubenbaue in Tabelle 5.2 und für die anderen Grubenbaue in Tabelle 5.3 angegeben.

Bei einem Zutritt von Wässern in die Grubengebäude werden Lösungsvorgänge ablaufen, die zu einer Vergrößerung der Grubenbaue und zu einer Hohlraumneubildung führen. Auf die entsprechend vergrößerten Volumina als Eingangsdaten für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird im Kapitel 6 eingegangen.

5.8 Auswirkung und Beherrschung potenzieller Gasexplosionen

In einem Endlager bilden sich am Anfang der Nachbetriebsphase durch anaerobe Korrosion metallischer und mikrobielle Zersetzung organischer Abfallbestandteile Wasserstoff und Methan. Diese Gase können zu einem Druckaufbau in Bereichen der Grubengebäude führen, dessen Konsequenzen im Hinblick auf die Gebirgsmechanik und die hydraulischen Prozesse im Kapitel 8 betrachtet werden.

Tab. 5.2 Volumina in den Einlagerungsgrubenbauen in m³

		SF	WF	OF	NF	ZT	Summe
Volumen	Abfall fest	1 885	18 668	6 138	1 701	133	28 525
	BFA mit Abfall	8 234	-	-	-	24	8 258
	Salzgrus	93 458	11 704	13 741	-	32 243	151 146
	BFA	12 098	15 521	-	-	150	27 769
	Salzbeton	3 013	5 608	33 550	5	30 393	72 569
	unverfüllt	16 583	1 807	-	430	3 293	22 113
	Summe	135 271	53 308	53 429	2 136	66 236	310 380
Hohlraum	Abfall fest	4 149	9 420	3 206	1 107	166	17 988
	BFA mit Abfall						
	Salzgrus	37 383	4 682	5 496	-	12 897	60 458
	BFA	4 476	5 743			56	10 275
	unverfüllt	16 538	1 807	-	430	3 293	22 113
	Summe	62 591	21 652	8 702	1 537	16 352	110 834

Tab. 5.3 Volumina anderer Grubenbaue in m³

		SF	WF	OF	sonst. RG Bartensl.	sonst. RG Marie	Summe
Volumen	Versatz	330 179	13 320	37 431	358 663	1 516 140	2 255 733
	Salzbeton	489 164	15 269	151 864	3 245 362	771 046	4 672 705
	unverfüllt	294 393	502	63 962	805 425	312 553	1 476 835
	Summe	1 113 736	29 091	253 257	4 409 450	2 599 739	8 405 273
Hohlraum	Versatz	132 072	5 328	14 972	143 465	606 456	902 293
	unverfüllt	294 393	502	63 962	805 425	312 553	1 476 835
	Summe	426 465	5 830	78 934	948 890	919 009	2 379 128

Daneben muss die Gasproduktion im Stilllegungskonzept auch unter dem Aspekt potenzieller Explosionen betrachtet werden. Die folgenden Überlegungen beschränken sich auf Gemische von Wasserstoff und Luft, da diese im Vergleich zu anderen explosiblen Gasmischungen am zündfreudigsten sind und daher ternäre Wasserstoff/Methan/Sauerstoffgemische einschließen, deren Bildung in einem stillgelegten Endlager auch zu

unterstellen ist. Das wahrscheinlichste Szenario für die Entwicklung zündfähiger Gasgemische ist das eines offenen, unversetzten Teils einer Kammer im Einlagerungsbereich, in die aus einem Einlagerungsgrubenbau Wasserstoff einströmt.

Voraussetzungen für eine H₂-Explosion sind eine explosible Gasmischung und eine Zündquelle. In einer explosiblen Gasmischung muss die H₂-Konzentration innerhalb der Zündgrenzen liegen, d.h. zwischen ca. 4 und 75 Vol.-%, und es muss O₂ vorhanden sein. Die minimale Zündenergie beträgt für stöchiometrische H₂-Luftgemische bei einem Druck von 0,1 MPa weniger als 0,02 mJ. Diese geringe Energie kann bereits beim Fall eines Eisenteils auf Metall oder bei elektrostatischen Entladungen freigesetzt werden.

Eine Explosion in einem verschlossenen Endlager wird mit hoher Wahrscheinlichkeit deflagrativ ablaufen; grundsätzlich ist aber auch ein detonativer Ablauf nicht a priori ausgeschlossen. Die Zustandsbedingungen der explosiblen Gasmischung, die Art und Energie der Zündung und geometrische Randbedingungen bestimmen, nach welchem der beiden Mechanismen eine Explosion im Einzelfall abläuft. Die Zustandsbedingungen werden durch die Zusammensetzung, den Druck, die Temperatur sowie den Strömungs- und Turbulenzzustand der Gasmischung bestimmt. Die geometrischen Randbedingungen ergeben sich aus der Größe und dem Verhältnis von Länge und Querschnittsfläche des Gasvolumens sowie aus der Lage von Strömungshindernissen.

Thermodynamische Rechnungen zur Verbrennung von Wasserstoff-Luft-Gemischen unter adiabatisch-isochoren Bedingungen mit Variation der H₂-Konzentration ergeben, dass bei Deflagrationen in einer Gasatmosphäre mit konstantem Gesamtdruck die Temperatur- und Druckerhöhung bei der stöchiometrischen H₂-Konzentration von 29,6 Vol.-% maximal ist. Dabei steigt die Temperatur vorübergehend auf 2 770 K und der Druck auf das ca. 8,8-fache des Ausgangsdruckes an. Identische Maximalwerte für den Temperaturanstieg und die relative Druckerhöhung wurden auch für ein System mit konstantem Luftpartialdruck und zusätzlich einströmendem H₂ ermittelt.

Insgesamt belegen alle durchgeführten Berechnungen zum deflagrativen Explosionsablauf, dass der Druck nicht mehr als um den Faktor 10 ansteigt. Der relative Druckerhöhung ist dabei unabhängig vom Anfangsdruck und wird nur durch das Wasserstoff-Luft-Verhältnis bestimmt. Der Zustand der Druckerhöhung dauert nur kurz an und verringert sich in

dem Maß, wie sich die Gase nach der Explosion wieder abkühlen. Die Höhe des Druckanstiegs bei einer Explosion ist von der Größe des Reaktionsvolumens unabhängig.

Unter im Vergleich zur Deflagration erheblich restriktiveren Randbedingungen für die H_2 -Konzentration und die Zündenergie kann eine Explosion in unverfüllten längeren Strecken oder Firstspalten theoretisch auch detonativ ablaufen. Dabei können auf die Streckenwand senkrecht zur Ausbreitungsrichtung wirkende kurzzeitige Druckspitzen auftreten, die um den Faktor 20-30 über dem Anfangsdruck liegen. Bei einer Reflexion am Ende einer Strecke kann sich dieser Wert noch einmal verdoppeln, sodass von Spitzendrücken ausgegangen werden kann, die maximal um den Faktor 60 gegenüber dem Ausgangsdruck erhöht sind. Die Dauer der Druckeinwirkung auf die reflektierende Fläche liegt im Bereich von ca. 2,5 ms und führt damit nur zu einer dynamischen Belastung.

Der Übergang einer Deflagration in eine Detonation ist aufgrund der Randbedingungen im Endlager zwar äußerst unwahrscheinlich, kann aber nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. In beiden Fällen ist aber eine Schädigung der Abdichtungen der Einlagerungsbereiche wegen der kurzen Druckeinwirkung und der Tatsache, dass die Abdichtungen durch Bereiche mit Salzbetonversatz geschützt werden, auszuschließen.

Die Volumenreduktion durch die Gebirgskonvergenz kann in Verbindung mit einer niedrigen Gesteins- und Verschlusspermeabilität grundsätzlich zum Entstehen hoher Anfangsdrücke führen, die sich bei einer Explosion entsprechend vervielfachen können. Die Volumenabnahme durch die Gebirgskonvergenz muss aber nicht berücksichtigt werden, da die Zündbedingungen durch den Verbrauch des Sauerstoffs und die Bildung des Wasserstoffs nur für eine Zeitdauer von wenigen Jahren erfüllt sind. In dieser Zeitspanne ist die Konvergenz gering und der resultierende Druckaufbau vernachlässigbar.

Zusammenfassend ergibt sich, dass bei allen explosionsbedingten Druckerhöhungen wegen ihrer beschränkten Größe bzw. Einwirkungsdauer keine Schädigungen des Gebirges, des Salzbetonversatzes oder der Streckenabdichtungen zu erwarten sind.

6 Aufsättigung der zutretenden Wässer

Bei einem Zutritt von Wässern in die Grubengebäude sind diese oftmals nicht vollständig gesättigt. Daher werden sich die Wässer im Laufe der Zeit an den vorhandenen Steinsalzen und Kalisalzen aufsättigen. Bei der Diskussion der Wechselwirkung der Wässer mit den vorhandenen Feststoffen wird im Allgemeinen von Lösungen gesprochen. Bei der Aufsättigung der Lösungen werden Feststoffe aufgelöst und es entsteht zusätzlicher Hohlraum. Dieser wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit berücksichtigt. Auf die Hohlraumneubildung in den einzelnen Grubenbereichen wird nachfolgend eingegangen.

In der Anfangsphase eines Lösungszutritts ist von einer Lösung auszugehen, die aus dem Hutgestein stammt und an Natriumchlorid und Calciumsulfat gesättigt ist. Im weiteren Verlauf des Zutritts ist auch mit untersättigten Lösungen von außerhalb des Hutgesteins zu rechnen. Im ungünstigsten Fall handelt es sich um Süßwasser. Da der Sättigungsgrad der zutretenden Lösungen sich mit der Zeit verändert, dieser Zeitverlauf aber nur schwer prognostizierbar ist, wird für die nachfolgenden Betrachtungen als ungünstige Annahme ein reiner Süßwasserzutritt unterstellt.

Das zutretende Süßwasser kommt mit Steinsalz in Kontakt und wird dabei aufgesättigt. Das Aufsättigungsmaterial steht entlang des Zutrittsweges und innerhalb der Grubengebäude sowohl an den Stößen und Sohlen der Grubenbaue als auch als Salzgrusversatz zur Verfügung. Bei einem Kontakt der Lösung mit den Kalilagern in den Grubengebäuden nimmt diese darüber hinaus auch Kalisalze auf. Dies erfolgt entweder an den Carnallitlagern oder an den Hartsalzlagern. Wegen der generellen Anwesenheit von Steinsalz bei nur lokaler Anwesenheit von Kalilagern ist zu erwarten, dass die Steinsalzsättigung vollständig, die Kalisalzsättigung aber nur partiell erreicht wird. Für die Berechnung der Hohlraumneubildung wird jedoch unterstellt, dass die Aufsättigung an Kalisalzen ebenfalls vollständig erfolgt. Die Steinsalzsättigung wird dabei früher erreicht als die Sättigung an Kalisalzen.

6.1 Volumenbilanzen der Umlösereaktionen

Bei den Aufsättigungsvorgängen ist zwischen der Aufsättigung von Süßwasser an Steinsalz und der Aufsättigung der gesättigten NaCl-Lösung an Kalisalzen zu unterscheiden. Zur Aufstellung einer Volumenbilanz für die Auflösung von Steinsalz in Süßwasser wird von einer Dichte des Steinsalzes von $2\,168\text{ kg/m}^3$ und einer Dichte der gesättigten NaCl-Lösung von $1\,198\text{ kg/m}^3$ ausgegangen. Für die Löslichkeit von Steinsalz in Wasser wird ein Wert von 26,5 % [20] zugrundegelegt, sodass 1000 g gesättigter Lösung 265 g Steinsalz enthalten. Bei einer Auffüllung eines Hohlrums im Steinsalz von 1 m^3 mit Süßwasser werden einschließlich der Aufsättigung des nachfließenden Wassers insgesamt $0,171\text{ m}^3$ Steinsalz gelöst, und es entsteht ein lösungsgefüllter Hohlraum von $1,171\text{ m}^3$. Es fließen $0,031\text{ m}^3$ Süßwasser von außen nach. Somit beträgt die

- Hohlraumneubildung bei der Aufsättigung an Steinsalz 17,1 %.

Für die Aufsättigung an Kalisalzen stehen sowohl die Carnallitlager als auch die Hartsalzlager zur Verfügung. Im Teilbereich Bartensleben der Restgrube steht nahezu ausschließlich Carnallit an. Somit ist hier keine Umlösung am Hartsalz zu betrachten. Im Teilbereich Marie der Restgrube steht jedoch neben Carnallit auch Hartsalz in größeren Mengen zur Verfügung.

Die Umlösereaktionen am Carnallit bis zum Punkt IP21 sind mit einem Feststoffverbrauch verbunden und führen damit zu einer hydraulischen Zugänglichkeit des noch unverbrauchten Lagers. Die Umlösereaktionen am Hartsalz bis zum Punkt IP21 sind mit einer Feststoffzunahme verbunden und behindern damit die hydraulische Zugänglichkeit des unverbrauchten Lagers. Darüber hinaus ist die Lösekinetik des Hartsalzes deutlich langsamer als diejenige von Carnallit. Somit ist davon auszugehen, dass die Aufsättigung der Lösung bis zum Punkt IP21 hauptsächlich am Carnallit erfolgt.

Nach dem Erreichen des Punktes IP21 kann die Umlösung theoretisch bis zum Punkt IP19 fortschreiten. Hierbei finden andere Mineralumsätze statt, die sowohl bei Carnallit als auch bei Hartsalz mit einer Feststoffzunahme verbunden sind und somit zu einer Selbstabdichtung des Materials führen. Das Weiterlaufen der Umlösungen bis zum Punkt

IP19 ist wegen der Selbstabdichtung daher nicht zu erwarten, sodass als ungünstige Annahme von einer Beendigung der Umlöseprozesse am Punkt IP21 ausgegangen wird. Unter dieser Annahme ist die Hohlraumneubildung maximal.

Für die nachfolgenden Abschätzungen wird von einer Aufsättigung der NaCl-Lösung bis zum Punkt IP21 und von einer Aufsättigung nur am Carnallit ausgegangen. Der bei der Aufsättigung der Lösung am Carnallit neu entstehende Hohlraum ist als Porenraum anzusehen, bei dem die nicht gelösten Anteile des Carnallits die Feststoffmatrix bilden. Die bei den Umlöseprozessen zu berücksichtigenden Mineralien und deren Dichten [15] sowie die Zusammensetzungen der Gesteine sind in Tabelle 6.1 angegeben [38].³

Tab. 6.1 Erläuterung der Mineralien und Zusammensetzung der Gesteine

	Komponente	chemische Formel	Gew.-Anteil [%]	Dichte [kg/m ³]
Carnallit	Anhydrit	CaSO ₄	0,44	2 960
	Carnallit	KMgCl ₃ ·6H ₂ O	61,36	1 602
	Kieserit	MgSO ₄ ·H ₂ O	14,38	2 571
	Halit	NaCl	23,82	2 168
Produkte	Kainit	KMgClSO ₄ ·3H ₂ O		2 150
	Polyhalit	K ₂ MgCa ₂ (SO ₄) ₄ ·2H ₂ O		2 780
	Sylvin	KCl		1 990
	Hexahydrit	MgSO ₄ ·6H ₂ O		1 750

Die Berechnung der Umsätze bei der Aufsättigung der gesättigten NaCl-Lösung an Carnallit erfolgte mit dem Rechenprogramm EQ3/6 [91], [92]. Es wurde die Datenbasis von Harvie, Møller und Weare für 25 °C [36] verwendet. Für die Lösung am Punkt IP21 wurde eine Dichte von 1 292 kg/m³ verwendet. Die Stoffmengen und die Volumina vor und nach der Reaktion mit 1 m³ gesättigter NaCl-Lösung bis zum Punkt IP21 sind in Tabelle 6.2 eingetragen. Bei den Volumenangaben sind die relevanten Teilsummen der Mineralien, die bei der Umlösung aufgelöst, nicht gelöst oder ausgefällt werden, in separaten Spalten mit angegeben.

³ Die Zahlenangaben sind im Text gerundet. In den Tabellen werden die Zahlen mit hoher Genauigkeit angegeben, um die Rechnungen nachvollziehen zu können.

Tab. 6.2 Umsetzung von Carnallit mit gesättigter NaCl-Lösung bis IP21

		Komponente	Menge [mol]	Volumen [m ³]			
vor der Reaktion	Lösung	NaCl-Lösung		1,000	1,000	1,000	2,367
	Carnallit	Anhydrit	80	0,004	1,094	1,367	
		Carnallit	5 488	0,951			
		Kieserit	2 582	0,139			
		Halit	10 126	0,273	0,273		
nach der Reaktion	Produkte	Kainit	2 064	0,239	0,471	0,744	2,367
		Polyhalit	40	0,009			
		Halit sekundär	4 705	0,127			
		Sylvin	2 562	0,096			
		Halit primär	10 126	0,273	0,273		
	Lösung	IP21-Lösung		1,612	1,623	1,623	
		NaCl-Nachfluss		0,011			

Bei der Umlösung werden 1,09 m³ Anhydrit, Carnallit und Kieserit aufgelöst und dabei 0,47 m³ Kainit, Polyhalit, Halit und Sylvin ausgefällt sowie 1,37 m³ Carnallit bei der Reaktion beeinträchtigt. Die übrige Menge des anfänglich vorhandenen Carnallits bleibt in Form von Halit erhalten. Aus dem anfänglichen Lösungsvolumen von 1 m³ entsteht ein lösungsgefüllter Hohlraum von insgesamt 1,62 m³. Für dessen vollständige Auffüllung ist eine geringe zusätzliche Lösungsmenge von 0,011 m³ erforderlich. Deren Umlöseprozesse sind in den obigen Zahlenangaben nicht berücksichtigt. Somit beträgt die

- Hohlraumneubildung bei der Aufsättigung an Carnallit 62,3 %.

Bei dem Reaktionsablauf kommt es zu einer Reduktion des Feststoffs von 1,37 m³ auf 0,74 m³. Das entstehende Material besitzt damit im Mittel eine Porosität von rund 46 %. Diese Porosität stellt sich ein, wenn das nicht gelöste und das ausgefallte Material am Ort verbleiben. Hiervon ist aufgrund der Beobachtungen von Umlöseprozessen in der Natur im Allgemeinen auszugehen. Damit weist das durch Umlösung gebildete Material in etwa die Eigenschaften von Salzgrusversatz auf. Entsprechende Darstellungen zu den

Umlösereaktionen am Hartsalz und die Fortführung des Umlöseprozesses bis zum Punkt IP19 sind in [81] dargestellt. Sie verdeutlichen das Selbstabdichtungsverhalten des Hartsalzes und die Ausfällungen beim Reaktionsfortgang bis zum Punkt IP19.

6.2 Hohlraumneubildung in der Restgrube

Die Aufsättigung des Süßwassers an Steinsalz kann an verschiedenen Stellen erfolgen. Diese sind der Bereich des Salzspiegels unmittelbar nach dem Zutritt in die Salzstruktur und die möglichen Wegsamkeiten durch die Salzstruktur bis in die Grubengebäude. Innerhalb der Grubengebäude kann die Aufsättigung an den Stößen der Grubenbaue oder an dem Salzgrusversatz in der Restgrube erfolgen.

Bei einer Aufsättigung an den Stößen der Grubenbaue kommt es zu einer Vergrößerung der Grubenbaue und in gleichem Maße zu einer Vergrößerung des Hohlraumvolumens. Bei einer Aufsättigung am Salzgrus kommt es ebenfalls zu einer Vergrößerung des Hohlraumvolumens, aber nicht zu einer Vergrößerung der Grubenbaue. Detaillierte Betrachtungen in [81] haben gezeigt, dass der Versatz aufgrund der geometrischen Verhältnisse nur zu einem geringen Teil zur Aufsättigung beitragen kann. Es wird daher von einer vollständigen Aufsättigung an den Stößen der Grubenbaue ausgegangen.

Die vollständige Aufsättigung an Kalisalzen kann nur erfolgen, wenn ein ausreichendes Angebot vorhanden und verfügbar ist. Die Gesamtvorräte in den nicht abgebauten Kalilagern der Restgrube reichen theoretisch für eine vollständige Aufsättigung aus. Wegen der weitgehenden Verfüllung der Hohlräume mit Salzbeton ist jedoch nur von einer beschränkten Zugänglichkeit der Kalilager auszugehen. Für die Ermittlung der Hohlraumneubildung wird dennoch von einer vollständigen Aufsättigung ausgegangen.

Bei einem Zutritt in die Restgrube können sich Hohlraumneubildungen durch Aufsättigung am Steinsalz und am Carnallit maximal wie in Tabelle 6.3 angegeben einstellen. Bei den anfänglichen Volumenangaben wird von der Durchführung der Versatzmaßnahmen entsprechend dem Verfüllplan [25] ausgegangen. Die mit Salzbeton versetzten Volumenanteile sind bezüglich der Aufsättigungen nicht zu berücksichtigen. Die etwas unterschiedlichen Abläufe bei einem Zutritt entweder im Bereich des Grubengebäudes

Marie oder des Grubengebäudes Bartensleben werden nicht berücksichtigt, sondern es wird von einer anteiligen Neubildung in den beiden Grubengebäuden entsprechend dem schon vorhandenen Hohlraum ausgegangen.

Tab. 6.3 Volumina bei den Aufsättigungsvorgängen in der Restgrube in m³

	Bartensl.	Marie	Gesamt
anfängliches Grubenbauvolumen	1 202 063	1 828 693	3 030 755
anfängliches Hohlraumvolumen	966 779	919 009	1 885 788
Hohlraumneubildung durch Steinsalzauflösung	165 319	157 151	322 470
Hohlraumvolumen nach Steinsalzauflösung	1 132 098	1 076 160	2 208 258
Grubenbauneubildung durch Steinsalzauflösung	165 319	157 151	322 470
Grubenbauvolumen nach Steinsalzauflösung	1 367 381	1 985 844	3 353 225
Hohlraumneubildung durch Carnallitumlösung	705 297	670 448	1 375 745
Hohlraumvolumen nach Carnallitumlösung	1 837 395	1 746 608	3 584 003
Grubenbauneubildung durch Carnallitumlösung	1 547 578	1 471 111	3 018 689
Grubenbauvolumen nach Carnallitumlösung	2 914 959	3 456 955	6 371 914
Feststoffrückstände bei Carnallitumlösung	842 281	800 663	1 642 944
äquivalentes Salzgrusversatzvolumen	1 403 802	1 334 438	2 738 240
vorhandenes Salzgrusversatzvolumen	358 663	1 516 140	1 874 803
gesamtes Salzgrusversatzvolumen	1 762 465	2 850 578	4 613 043

Durch die Aufsättigung an Steinsalz entsteht ein Hohlraumvolumen von 322 470 m³ und durch die Aufsättigung an Kalisalzen maximal ein Hohlraumvolumen von 1 375 750 m³. Bei der Aufsättigung an Steinsalz wird das Volumen der Grubenbaue um den gleichen Betrag wie das Hohlraumvolumen vergrößert. Bei der Aufsättigung an den Kalisalzen wird das Volumen der Grubenbaue überproportional vergrößert. Das zusätzliche Volumen ist mit Lösungsrückständen, die sich ähnlich wie Salzgrusversatz verhalten, gefüllt. Das Feststoffvolumen der Lösungsrückstände lässt sich in ein äquivalentes Volumen von Salzgrusversatz mit einer Porosität von 40 % umrechnen.

Das Volumen der Grubenbaue in der Restgrube erhöht sich somit um 110 % auf einen Wert von 6 371 900 m³. Das Hohlraumvolumen in der Restgrube erhöht sich um 90 % auf einen Wert von 3 584 000 m³. Der Hohlraumanteil der Restgrube geht hierbei von 62 % auf 56 % zurück.

Durch die dargestellten Berechnungen unter den genannten Annahmen wird die Hohlraumneubildung überschätzt. Das hat im Einzelnen folgende Gründe:

- die Hohlräume konvergieren bereits vor Auffüllung der Grubengebäude, was zu einer insgesamt verringerten Lösungsmenge führt,
- in den Grubengebäuden entstehende Gase reduzieren den für Lösung verfügbaren Hohlraum,
- die Aufsättigung an Steinsalz erfolgt tatsächlich in geringerem Maß, da die in den Grubenbereich gelangenden Wässer bereits einen gewissen Salzgehalt aufweisen,
- die Aufsättigung an Kalisalzen erfolgt nur teilweise, da die Carnallitauflösungen nur begrenzt zugänglich sind.

Die Überschätzung von Volumina hat sowohl günstige als auch ungünstige Effekte. Es wird jedoch angenommen, dass die durch einen erhöhten Konvergenzstrom verursachten ungünstigen Effekte überwiegen und die Abschätzung somit allgemein als ungünstig angesehen werden kann. Vor diesem Hintergrund ist aber die Vernachlässigung einiger volumenunterschätzender Effekte zu rechtfertigen. Diese werden im Folgenden genannt.

Durch die Umsetzung mit dem Carnallit der Restgrube entsteht eine Lösung mit der Zusammensetzung des Punkts IP21. Diese Lösung kann noch mit dem Salzbeton in der Restgrube reagieren und danach weiteren Carnallit beeinflussen. Die Abschätzung des Umfangs dieser Reaktion erfolgte wiederum mit dem Rechenprogramm EQ3/6 [91], [92]. Demnach werden pro Kubikmeter Salzbeton 1,2 m³ Carnallit beeinflusst und ein Hohlraumvolumen von 0,5 m³ neu gebildet.

Geht man von einer verfügbaren Salzbetonmenge von 10 % der Gesamtmenge aus, dann würde ein Salzbetonvolumen von 407 720 m³ beeinträchtigt. Hierbei würde ein Hohlraumvolumen von 203 860 m³ neu entstehen. Dies ist im Vergleich zu dem gesam-

ten Hohlraumvolumen nach Aufsättigung der zutretenden Wässer von 3 584 020 m³ eher gering und wird daher vernachlässigt. Die Entstehung des Hohlraumvolumens würde zudem einen langen Zeitraum erfordern.

6.3 Hohlraumneubildung in Einlagerungsbereichen

Nach dem Zutritt in die Einlagerungsbereiche können Umlösungen an Kalilagern in den Einlagerungsbereichen stattfinden, wenn an Magnesium untersättigte Lösungen vorhanden sind. Die Untersättigung kann durch Kontakt mit BFA und Zementstein entstehen. Die untersättigten Lösungen würden dann an den Kalilagern wiederaufgesättigt. Dies würde zu einer Hohlraumneubildung auch in den Einlagerungsbereichen führen.

Zur Abschätzung der Hohlraumneubildung werden die Mengen an Zementstein und BFA in den Einlagerungsgrubenbauen sowie ein Anteil von 10 % des Salzbetons in den Einlagerungsbereichen betrachtet. Die entsprechenden Mengen sind den Tabellen 5.2, 5.3 und 7.33 entnommen und in Tabelle 6.4 zusammengefasst. Für die Umrechnung werden als Materialdichten für Zementstein 2 100 kg/m³ [88], für Salzbeton 1 995 kg/m³ [21] und für BFA 1 000 kg/m³ [37] angenommen.

Zur Abschätzung des Umfangs der Umlösungen für die Wechselwirkung mit dem Zementstein und der BFA wurden wiederum Modellrechnungen mit dem Programm EQ3/6 durchgeführt. Demnach werden pro Kubikmeter Zementstein 1 m³ und pro Kubikmeter BFA 0,1 m³ Hohlraum neu gebildet. Die sich ergebenden Hohlraumneubildungen sind in Tabelle 6.4 mit angegeben. Aus einem Vergleich mit den anfänglichen Hohlraumvolumina stellt sich die Hohlraumneubildung als eher gering heraus und wird daher in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit vernachlässigt.

Tab. 6.4 Hohlraumneubildung in den Einlagerungsbereichen

		Südfeld	Westfeld	West-Südfeld
Zementstein	[m ³]	475	3 299	3 774
BFA	[m ³]	20 332	15 521	35 853
Salzbeton (10 %)	[m ³]	49 218	2 088	51 306
Hohlraum d. Zementstein	[m ³]	475	3 299	3 774
Hohlraum d. BFA	[m ³]	2 033	1 552	3 585
Hohlraum d. Salzbeton	[m ³]	24 609	1 044	25 653
Hohlraumneubildung gesamt	[m ³]	27 117	5 895	33 012
anfänglicher Hohlraum	[m ³]	489 056	27 488	516 544

ERA Morsleben

7 Modellierung von Einzeleffekten

In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird das gesamte Endlagersystem durch ein Modell beschrieben. Dieses umfasst Teilmodelle für die Einlagerungsgrubenbaue mit den eingelagerten Abfällen und die anderen Grubenbaue, für die Deckgebirgsschichten über der Salzstruktur und für die Biosphäre. Die Grubengebäude einschließlich der Salzstruktur werden als Nahbereich, die geologischen Schichten außerhalb der Salzstruktur bis in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers werden als Fernbereich bezeichnet.

Zur Beschreibung der Transportvorgänge in den Grubengebäuden wird zwischen den Grubenbauen in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und den Grubenbauen der Restgrube unterschieden. Ein abgedichteter Einlagerungsbereich umfasst hierbei die Einlagerungsgrubenbaue und alle Grubenbaue, die gemeinsam mit den Einlagerungsgrubenbauen durch Abdichtungen von der Restgrube getrennt sind. Als abgedichtete Einlagerungsbereiche werden folgende Teilbereiche betrachtet:

- der abgedichtete Einlagerungsbereich West-Südfeld mit
 - dem Einlagerungsbereich Westfeld,
 - dem Einlagerungsbereich Südfeld, und
- der abgedichtete Einlagerungsbereich Ostfeld.

Bezüglich der Restgrube wird zwischen vier Typen von Teilbereichen unterschieden. Dies sind zunächst die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche und die Verbindungsstrecken zwischen den Gruben Bartensleben und Marie. Da der Schadstofftransport durch die Restgrube nur in einem Teilvolumen erfolgt, wird ein so genannter Mischungsbereich für jede Grube eingeführt. In diesem sammeln und mischen sich die Schadstoffe aus den Einlagerungsbereichen, bevor sie die Grubengebäude verlassen. Der vierte Teilbereich umfasst alle übrigen Grubenbaue. Diese werden als sonstige Restgruben zusammengefasst. Die Teilbereiche der Restgrube sind somit:

- die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche im
 - Nordfeld und
 - Zentralteil,

- die Mischungsbereiche der Gruben
 - Bartensleben und
 - Marie,
- die Verbindungsstrecken zwischen den Gruben Bartensleben und Marie sowie
- die sonstigen Restgruben in den Gruben
 - Bartensleben und
 - Marie.

In einzelnen Fällen werden Volumenangaben für Teilbereiche der Restgrube benötigt. In solchen Fällen wird von dem Teilbereich Marie der Restgrube und dem Teilbereich Bartensleben der Restgrube gesprochen.

Die in diesem Kapitel behandelten Effekte betreffen die Ausbreitung von Radionukliden über den Wasserpfad. Die Freisetzung über den Gaspfad wird gesondert modelliert. Darauf wird im Kapitel 11 eingegangen.

Die in den Modellrechnungen zur Radionuklidausbreitung über den Wasserpfad zu berücksichtigenden Effekte betreffen die Bewegung von Flüssigkeiten sowie die Mobilität und den Transport der Schadstoffe und lassen sich dem Nahbereich, dem Fernbereich und der Biosphäre zuordnen. Die berücksichtigten Effekte werden im Folgenden hinsichtlich der ihnen zugrunde liegenden Annahmen, der Modellansätze und der verwendeten Parameter erläutert. Vorangestellt ist eine Übersicht über die berücksichtigten Effekte und eine Darstellung der Modellierung des Nahbereichs.

7.1 Übersicht über Einzeleffekte

Für die Ausbreitung der Schadstoffe im Nahbereich ist zunächst die Flüssigkeitsbewegung von Bedeutung. Diese wird durch die treibenden Kräfte und die Strömungswiderstände innerhalb der Grubengebäude bestimmt. Als Strömungswiderstände sind die Abdichtungen zwischen der Restgrube und den Einlagerungsbereichen von Bedeutung. Im Rahmen einer Variante werden auch Kluffzonen zwischen der Restgrube und dem Ostfeld betrachtet. Die Strömungswiderstände werden auf der Basis folgender Annahmen berücksichtigt:

- zunehmende Permeabilität von Abdichtungen als Folge der Durchströmung,
- zeitlich konstante Permeabilität von Kluftzonen im Hauptanhydrit.

Als treibende Kräfte in der Zutrittsphase sind die Druckdifferenzen an den Strömungswiderständen zu betrachten. Die Druckdifferenzen ergeben sich aus dem hydrostatischen Druck in der Restgrube und den Fluidrücken in den Einlagerungsbereichen. Der Fluidruck in einem Einlagerungsbereich stellt sich als Folge der Gasproduktion, des Zutritts von Lösungen in den Einlagerungsbereich und der Volumenabnahme durch die Konvergenz ein. Hinsichtlich der Gasmengen in den Einlagerungsbereichen ist nicht nur die Gasproduktion, sondern auch der Abstrom von Gas über die Abdichtungen zu berücksichtigen. Dabei spielt der so genannte Gaseindringdruck eine wesentliche Rolle. Das ist derjenige Gasdruck, bei dem die Entsättigung eines mit Flüssigkeit gesättigten porösen Mediums beginnt. Bezüglich der Gasproduktion und der Gasfreisetzung werden die folgenden Effekte berücksichtigt:

- kein Verbrauch Gas produzierender Stoffe in der Betriebsphase,
- Beginn der Gasproduktion in den abgedichteten Einlagerungsbereichen zu Beginn der Nachbetriebsphase,
- Beginn der Gasproduktion in der Restgrube bei Flüssigkeitszutritt,
- Gasproduktion durch die Korrosion von Metallen,
- Gasproduktion durch die Zersetzung von organischen Stoffen,
- materialspezifische Umsetzungsgeschwindigkeiten,
- Materialumsetzungen mit konstanten relativen Raten,
- Gasspeicherung,
- Gasfreisetzung aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen bei Überschreiten des Gaseindringdrucks der Abdichtungen.

Während der Zutrittsphase wird die Gasproduktion den Zutritt von Lösungen in die abgedichteten Einlagerungsbereiche behindern. Bei einem ausreichend großen Hohlräumvolumen in einem abgedichteten Einlagerungsbereich kann die Auspressphase so spät beginnen, dass die Gasproduktion bereits weitgehend abgeschlossen ist. Andererseits werden durch die Gasspeicherung die mit Lösung aufzufüllenden Volumina verringert und dadurch die Zutrittsphase früher beendet.

In der Auspressphase werden die Flüssigkeiten infolge der Konvergenz und der Gasproduktion ausgepresst. Die Konvergenz des Gebirges und die Gasproduktion werden in allen Grubenbereichen berücksichtigt. In der Restgrube wird auch die Verdrängung von Lösungen durch die Speicherung der aus den Einlagerungsbereichen freigesetzten Gase berücksichtigt. Bezüglich des Konvergenzprozesses werden die folgenden Annahmen getroffen:

- zeitlich konstante relative Konvergenzrate,
- spezifische Konvergenzraten für unterschiedliche Grubenbereiche,
- keine Teufenabhängigkeit der Konvergenzrate,
- kein Temperatureinfluss auf den Konvergenzprozess,
- Stützwirkung durch den Fluiddruck,
- Stützwirkung durch Salzgrus entsprechend dem Kompaktionsgrad,
- Stützwirkung durch die Abfälle und die BFA wie die Stützwirkung durch Salzgrus und
- vollständige Stützwirkung durch Salzbeton.

Die Mobilisierung der Schadstoffe beginnt mit dem Flüssigkeitszutritt in die Einlagerungsgrubenbaue und verläuft wegen der geringen Barrierenwirkung der Abfälle schnell. Bezüglich der Einstellung der Schadstoffkonzentrationen in den Einlagerungsgrubenbauen werden folgende Annahmen getroffen:

- instantane Mobilisierung der Schadstoffinventare,
- Mobilisierung entsprechend der Höhe des Flüssigkeitspegels,
- keine Rückhaltung aufgrund von Ausfällungen,
- Rückhaltung von C-14 durch Carbonatisierung des Kohlendioxids,
- keine Rückhaltung durch Sorption an Versatzstoffen,
- homogene Schadstoffkonzentrationen in den Einlagerungsgrubenbauen und
- instantaner Konzentrationsausgleich in den Einlagerungsbereichen.

Der Transport der Schadstoffe durch die Grubengebäude erfolgt durch die Abdichtungen und die Grubenbaue der Restgrube und wird durch verschiedene Effekte in den verfüllten und unverfüllten Bereichen angetrieben. Diesbezüglich werden die folgenden Annahmen getroffen:

- advektiver Transport durch die Abdichtungen,
- diffusiver Transport durch die Abdichtungen,
- kein konvektiver Transport durch die Abdichtungen,
- Konzentrationsausgleich im Mischungsbereich der Restgrube,
- advektive Freisetzung durch Ausstrom aus den sonstigen Restgruben,
- Verdünnung durch den Ausstrom aus den sonstigen Restgruben.

Konvektionsströmungen können durch Dichteunterschiede in den Lösungen verursacht werden und führen zu einem Konzentrationsausgleich in Teilbereichen der Grubengebäude. Dichteunterschiede können durch Umlösungen mit den Kalilagern entstehen. Die Existenz und eine verbleibende lokale Zugänglichkeit von Kalilagern ist offensichtlich, sodass von Dichteunterschieden auszugehen ist. Durch die Annahme eines Konzentrationsausgleiches in den Mischungsbereichen der Restgrube wird den möglichen Konvektionsbedingungen Rechnung getragen. Eine mögliche Konvektionsströmung durch die Abdichtungen wird als vernachlässigbar im Vergleich zu den advektiven Strömungen aus der Konvergenz und der Gasproduktion angesehen und daher in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht berücksichtigt.

Nach der Freisetzung der Schadstoffe aus dem Grubengebäude werden diese durch eine Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge transportiert und gelangen anschließend in einen oberflächennahen Grundwasserleiter. Beim Übertritt in den oberflächennahen Grundwasserleiter kommt es zu einer Vermischung der kontaminierten Flüssigkeit aus den Grubengebäuden mit dem oberflächennahen Grundwasserfluss. Hinsichtlich der Ausbreitung im Hutgestein und Deckgebirge werden die folgenden Annahmen getroffen:

- zeitabhängiger Flüssigkeitsstrom aus den Grubengebäuden,
- Advektion nur durch den Flüssigkeitsstrom aus den Grubengebäuden,
- Transport der Schadstoffe durch Advektion, Diffusion und Dispersion,
- advektiver Transport durch die Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge,
- Rückhaltung der Schadstoffe durch Sorption im Hutgestein und Deckgebirge,
- Verdünnung durch den Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasserleiter,
- konstanter Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasserleiter,
- veränderte Sorptionsgleichgewichte für die Actiniden im oberflächennahen Grundwasserleiter.

Für die Verbreitung der Schadstoffe in der Biosphäre wird von einer Entnahme des Grundwassers aus einem Brunnen im oberflächennahen Grundwasserleiter ausgegangen. Hinsichtlich der Expositionspfade in der Biosphäre werden folgende Annahmen getroffen:

- Betrachtung eines erwachsenen Selbstversorgers,
- Berücksichtigung heutiger Verzehrsgewohnheiten,
- Aufnahme kontaminierten Trinkwassers,
- Beregnung von Wiesen und Feldern mit kontaminiertem Wasser,
- Verzehr kontaminierter Pflanzen,
- Tränke der Tiere mit kontaminiertem Wasser,
- Fütterung von Vieh mit kontaminiertem Futter,
- Verzehr von kontaminiertem Fleisch und kontaminierter Milch und
- Verzehr von Fischen aus kontaminierten Gewässern.

Als Endergebnis wird die potenzielle effektive jährliche Strahlenexposition für Erwachsene berechnet. Diese wird auch kurz als Strahlenexposition bezeichnet. Wegen der Interpretation als Indikator für die Sicherheit wird auf die Angabe weiterer Einzelheiten wie der Organdosen und der Strahlenexpositionen anderer Altersgruppen verzichtet.

7.2 Modellierung des Nahbereichs

Unter dem Nahbereich werden die Grubengebäude einschließlich des umgebenden Salzgebirges verstanden. Die Grubengebäude besitzen eine komplexe Struktur, die in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht in allen Details nachgebildet werden kann. Die Nachbildung aller Details ist auch nicht erforderlich, da die wesentlichen Eigenschaften auch in einer vereinfachten Modellierung adäquat berücksichtigt werden können. Die durchgeführten Vereinfachungen werden nachfolgend vorgestellt und begründet.

Die Grubenbaue stehen in einer vielfältigen Art über Strecken und Rolllöcher sowie über aufgelockerte Gebirgsbereiche miteinander in Verbindung. Die Eigenschaften der Verbindungen sind vielfach nicht bekannt. Daher wäre eine detaillierte Beschreibung der Transportprozesse zwischen den einzelnen Grubenbauen mit außergewöhnlich hohen Unsicherheiten verbunden und würde zu einem wenig robusten Sicherheitsnachweis führen. Aus diesem Grund werden Einzelgrubenbaue im Modell nicht individuell berücksichtigt.

Wegen der vielfältigen Verbindungen zwischen den einzelnen Grubenbauen sind in vielen Bereichen der Grubengebäude schnell ablaufende Mischungsvorgänge zu erwarten oder zumindest nicht auszuschließen. Daher werden benachbarte Grubenbaue im Modell zu einem repräsentativen Grubenbau zusammengefasst, in dem sich instantan homogene Schadstoffkonzentrationen einstellen.

Die Zusammenfassung von Grubenbauen darf nicht zu einer Berücksichtigung von Mischungsvorgängen führen, die in der Realität nicht stattfinden. Unter konservativen Gesichtspunkten sind daher die Mischungsbereiche der Restgruben sehr klein gewählt worden. Bereiche von Grubenbauen, die an Durchmischungsvorgängen nicht beteiligt sind, sind dementsprechend separat zu behandeln. Dies erfolgt durch die separate Modellierung der sonstigen Restgruben.

In der vereinfachten Nachbildung wird außerdem auf eine teufenabhängige Nachbildung der Struktur der Grubengebäude verzichtet. Dies ist dadurch zu rechtfertigen, dass die gebirgsmechanischen Beobachtungen in den Grubengebäuden sowie die begleitenden Modellrechnungen keine Teufenabhängigkeit der Konvergenz gezeigt haben. Bezüglich der Transportvorgänge zwischen den verschiedenen Sohlen der Grubengebäude ist

daher in gleicher Weise wie bei der sonstigen Zusammenfassung benachbarter Grubenbaue vorgegangen worden. Für die vereinfachte Nachbildung der Struktur der Grubengebäude werden benachbarte Grubenbaue wie folgt zusammengefasst:

- Abgedichteter Einlagerungsbereich Ostfeld, mit getrennt modellierten Teilbereichen für den Streckenstummel (Radiumkammer genannt) und das Sohlenbohrloch für die Radium-VBA,
- abgedichteter Einlagerungsbereich West-Südfeld mit
 - abgedichtetem Einlagerungsbereich Südfeld und
 - daran angeschlossenen Einlagerungsbereich Westfeld,
- nicht abgedichteter Einlagerungsbereich Nordfeld,
- nicht abgedichteter Einlagerungsbereich Zentralteil,
- Mischungsbereich der Grube Marie,
- Mischungsbereich der Grube Bartensleben,
- sonstige Restgrube Marie,
- sonstige Restgrube Bartensleben und
- Verbindungsstrecken zwischen den Gruben Bartensleben und Marie.

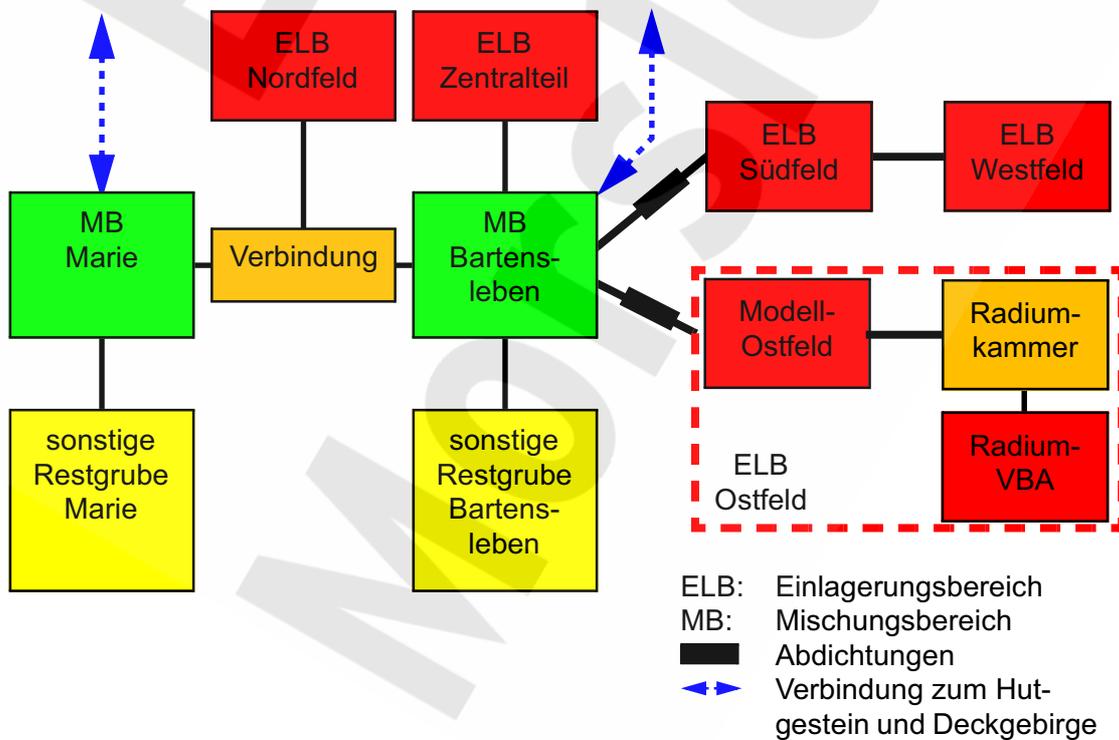


Abb. 7.1 Vereinfachtes Strukturmodell des Nahbereichs

Das vereinfachte Strukturmodell des Nahbereichs ist in der Abbildung 7.1 schematisch dargestellt. Die Einlagerungsbereiche Südfeld und Westfeld sind durch eine Verbindungsbohrung miteinander verbunden. Aufgabe dieser Verbindungsbohrung ist, die großen Gasmengen des Westfeldes in die Hohlräume des Südfeldes zu leiten.

Angebunden an die jeweiligen Mischungsbereiche sind auch die potenziellen Zutrittsorte für Lösungen als Schnittstellen zum Hutgestein und Deckgebirge mit angegeben. In den Modellrechnungen ist jeweils nur eine der beiden Schnittstellen aktiv. Der jeweilige Zutrittsort ist nach dem Auffüllen der Grubengebäude auch Austrittsort für kontaminierte Lösung. Auf die Modellannahmen für die einzelnen Teilbereiche wird nachfolgend eingegangen.

7.2.1 Allgemeine Annahmen zur Restgrube

Für die zur Restgrube gehörenden Grubenbaue werden einige gemeinsame Annahmen getroffen, die sich aus der Gleichartigkeit der Grubenbaue in der Restgrube ergeben. Dies betrifft die Mischungsbereiche und die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche sowie die sonstigen Restgruben. Die Verbindung zwischen den Gruben Bartensleben und Marie ist jedoch andersartig und wird separat erläutert.

Hinsichtlich der Flüssigkeitsbewegung und des Schadstofftransports werden in der Restgrube die folgenden Effekte berücksichtigt:

- Instantane Auffüllung mit Flüssigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt,
- Volumenabnahme der Grubenbaue durch Konvergenz,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Fluiddrucks,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Versatzes.

Die Konvergenz wird maßgeblich durch den Fluiddruck in den Grubenbauen und durch die Stützwirkung von Versatz behindert. Abschaltungen und der Selbstversatz der Grubenbaue werden im Referenzfall nicht berücksichtigt.

7.2.2 Modell eines nicht abgedichteten Einlagerungsbereichs

Das Modell eines nicht abgedichteten Einlagerungsbereichs berücksichtigt die eingelagerten Abfälle, den eingebrachten Salzgrusversatz sowie unverfüllte Teilbereiche. Die mit Salzbeton verfüllten Bereiche werden nicht berücksichtigt, da sie sich auf die ablaufenden Prozesse nicht auswirken.

Hinsichtlich der Flüssigkeitsbewegung und des Schadstofftransports werden in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen die folgenden Effekte berücksichtigt:

- Instantane Auffüllung mit Flüssigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt,
- Volumenabnahme der Grubenbaue durch Konvergenz,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Fluiddrucks,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Versatzes,
- Gasproduktion und Gasspeicherung im Einlagerungsbereich,
- Freisetzung der Schadstoffe durch Advektion und Diffusion.

Aus einem nicht abgedichteten Einlagerungsbereich wird nach der Auffüllung mit Flüssigkeit die kontaminierte Lösung durch Konvergenz und Gasspeicherung ausgepresst. Außerdem werden Schadstoffe durch Diffusion aus dem Einlagerungsbereich freigesetzt. Zur ausreichenden Berücksichtigung der diffusiven Freisetzung sowie zur Berücksichtigung möglicher Konvektionsbewegungen in der Restgrube wird für die Diffusion von einer geringen wirksamen Länge zur Ermittlung des Konzentrationsgradienten ausgegangen:

- Wirksame Länge für die Diffusion: 10 m.

Der Zentralteil als einer der beiden nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche ist an den Mischungsbereich Bartensleben angebunden. Das Nordfeld als der zweite nicht abgedichtete Einlagerungsbereich ist an die Verbindungsstrecke zwischen den Gruben Bartensleben und Marie angebunden. Dadurch erfolgt die Freisetzung aus dem Nordfeld jeweils nahezu direkt in denjenigen Mischungsbereich, in dem der Zutrittsort liegt.

7.2.3 Modell eines abgedichteten Einlagerungsbereichs

Das Modell für einen abgedichteten Einlagerungsbereich unterscheidet Teilvolumina in unterschiedlichen Teufenlagen und berücksichtigt die vertikale Erstreckung der Grubenbaue. Durch diese Art der Modellierung kann der Füllstand im Einlagerungsbereich ermittelt werden. Der Füllstand ist zum einen hinsichtlich des Übertritts von Flüssigkeit vom Südfeld ins Westfeld von Bedeutung, zum anderen kann damit der Anteil der Abfälle, die mit der Flüssigkeit in Kontakt kommen, ermittelt werden. Hierfür ist die Kenntnis der beiden Niveaus erforderlich, zwischen denen sich die Abfälle befinden. Der zwischen diesen Niveaus gelegene Teilbereich der Einlagerungsgrubenbaue eines Einlagerungsbereichs wird als Abfallbereich bezeichnet. Da die realen Einlagerungsgrubenbaue nur zu einem Teil mit Abfällen gefüllt sind, kann der Abfallbereich deutlich kleiner sein als die Einlagerungsgrubenbaue.

Der Abfallbereich enthält den Abfall sowie Versatz aus BFA und Salzgrus, eventuell auch unversetzte Volumina. Er wird durch ein Teilmodell wie ein eigenständiger Grubenbau behandelt, in dem die Abfälle homogen verteilt sind. Das Teilmodell für die weiteren Grubenbaue unterscheidet zwischen versetzten und unversetzten Teilbereichen. Die mit Salzbeton verfüllten Bereiche werden nicht berücksichtigt, da sie sich auf die ablaufenden Prozesse nicht auswirken.

Die sich aus diesen Überlegungen ergebende Strukturierung eines Einlagerungsbereiches ist in Abbildung 7.2 dargestellt. Unversetzte Grubenbaue einerseits und versetzte Grubenbaue andererseits werden in geeigneter Weise zusammengefasst. Hierdurch ergeben sich für den Einlagerungsbereich drei Modellteilbereiche:

- ein Modellteilbereich mit Modellgrubenbauen unterhalb des Abfallbereichs,
- ein Modellteilbereich mit dem Abfallbereich und benachbarten Modellgrubenbauen,
- ein Modellteilbereich mit Modellgrubenbauen oberhalb des Abfallbereichs.

Modellgrubenbaue und Modellteilbereiche sind i.A. nicht identisch mit einzelnen tatsächlichen Grubenbauen des Einlagerungsbereichs.

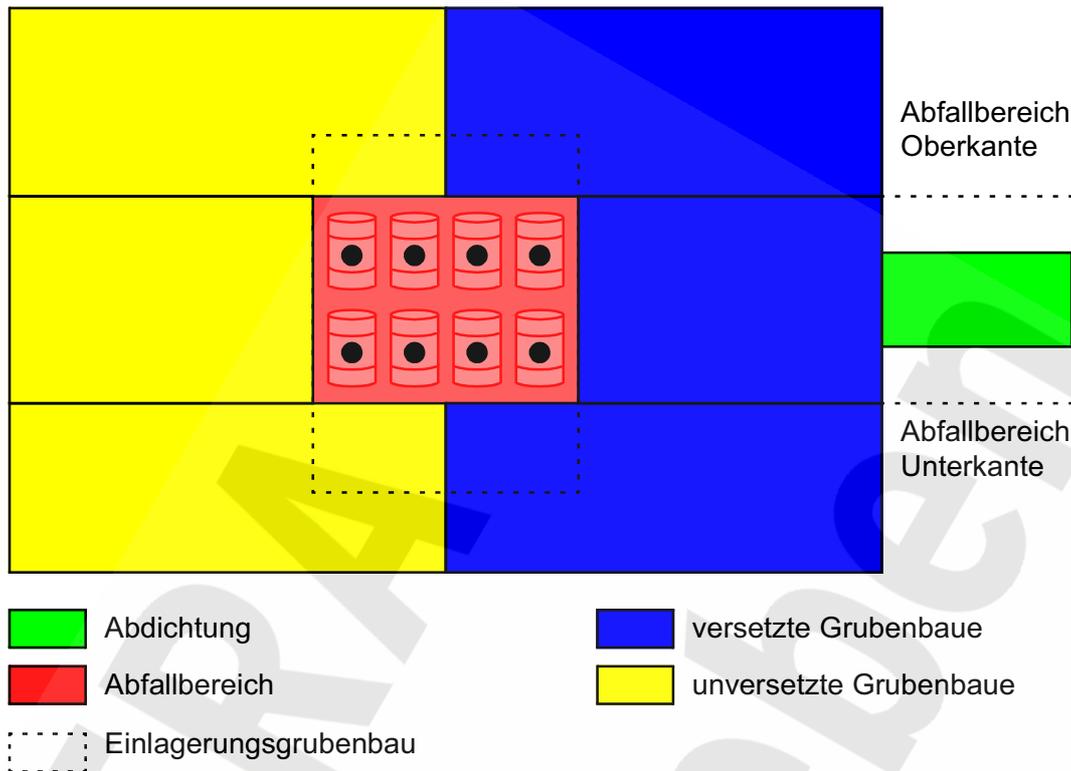


Abb. 7.2 Modell eines abgedichteten Einlagerungsbereichs

Hinsichtlich des Gasdrucks ist eine Unterscheidung zwischen den Grubenbauen eines Einlagerungsbereichs nicht sinnvoll, da sich das erzeugte Gas unbehindert im gesamten Einlagerungsbereich verteilen kann. Hierdurch stellt sich im Einlagerungsbereich ein einheitlicher Gasdruck ein. Bei der Modellierung wird der Einlagerungsbereich hinsichtlich der Gase daher als ein zusammenhängender Grubenbau betrachtet.

Während eines Flüssigkeitszutritts in den Einlagerungsbereich werden zunächst die am tiefsten liegenden Hohlräume gefüllt. Falls der Abfallbereich höher liegt als andere Hohlräume des Einlagerungsbereichs, wird dieser erst später gefüllt. Je nach Menge der zutretenden Flüssigkeit wird der Abfallbereich auch nur zum Teil gefüllt. Eine Mobilisierung der Schadstoffe erfolgt nur in dem mit Flüssigkeit überdeckten Teil des Abfalls. In dem Einlagerungsbereich werden die folgenden Effekte und Prozesse berücksichtigt:

- Volumenabnahme der Grubenbaue durch Konvergenz,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Fluiddrucks,

- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Versatzes,
- Selbstversatz durch Abschaltung in den unverfüllten Teilbereichen,
- Gasproduktion und Gasspeicherung im Einlagerungsbereich,
- Entwicklung eines Fluiddrucks durch Gasproduktion,
- Anstieg des Fluiddrucks durch Konvergenz und Zutritt von Flüssigkeit,
- Begrenzung des Drucks durch Gasaustritt über die höchstgelegene Abdichtung,
- ungehinderter Gasaustritt durch die Abdichtung, solange die Restgrube nicht lösungsgefüllt ist,
- nach Auffüllung der Restgrube mit Lösung Gasaustritt bei Überschreiten des um den Gaseindringdruck erhöhten hydrostatischen Drucks auf dem Niveau der obersten Abdichtung,
- instantane Mobilisierung der Schadstoffe entsprechend dem Flüssigkeitsspiegel,
- Immobilisierung von C-14 als Carbonat und
- Auspressen kontaminierter Flüssigkeit durch Konvergenz und Gasspeicherung.

Die Rate des Flüssigkeitszutritts in einen abgedichteten Einlagerungsbereich wird u. A. durch den dort herrschenden Fluiddruck bestimmt. Diesbezüglich wird nur der Gasdruck und nicht der sich aufgrund des Füllstandes ergebende hydrostatische Druck berücksichtigt. Hierdurch wird der Zutritt in den abgedichteten Einlagerungsbereich überschätzt.

Bei einem Flüssigkeitszutritt in einen abgedichteten Einlagerungsbereich können sich hinsichtlich des Verbleibs der Gase zwei grundsätzlich unterschiedliche Abläufe einstellen. Bei einem hohen Gaseindringdruck der Abdichtungen können die Gase nicht entweichen. Der Zutritt kommt somit zum Erliegen, bevor der Einlagerungsbereich vollständig gefüllt ist. Die weitere Gasproduktion führt dann zum Auspressen von Flüssigkeit aus dem abgedichteten Einlagerungsbereich.

Bei einem geringen Gaseindringdruck wird das Gas aus dem Einlagerungsbereich entweichen, wenn der Gasdruck im abgedichteten Einlagerungsbereich den Fluiddruck auf der Sohle mit der am höchsten gelegenen Abdichtung um den Betrag des Gaseindringdrucks überschreitet. Mit dem Fortschreiten des Flüssigkeitszutritts entweicht das Gas dann vollständig und es kommt zu einer vollständigen Auffüllung des Einlagerungs-

bereichs mit Flüssigkeit. Das im weiteren Verlauf entstehende Gas verlässt den Einlagerungsbereich sofort und führt nicht zu einem Auspressen von Flüssigkeit aus dem abgedichteten Einlagerungsbereich.

7.2.4 Modell einer sonstigen Restgrube

Das Modell einer sonstigen Restgrube betrachtet Grubenbaue mit eingebrachtem Salzgrusversatz, wobei der Salzgrus nicht den gesamten Grubenbau ausfüllen muss. Die mit Salzbeton verfüllten Bereiche werden nicht berücksichtigt, da sie sich auf die ablaufenden Prozesse nicht auswirken. Nach einer Auffüllung der sonstigen Restgrube mit Flüssigkeit wird diese aufgrund der Konvergenz und der Gasspeicherung ausgepresst. Die Hohlräume der sonstigen Restgrube werden nicht von Lösungen durchströmt, die advektiv aus anderen Bereichen der Grubengebäude transportiert werden. Schadstoffe können daher nur aufgrund diffusiver Vorgänge aus dem Mischungsbereich in die sonstige Restgrube gelangen.

Bei den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird im Referenzfall von einer instantanen Auffüllung aller Grubenbaue der Restgrube mit Flüssigkeit nach 7 500 Jahren ausgegangen. Hinsichtlich der Flüssigkeitsbewegung und des Schadstofftransports werden in der Restgrube die folgenden Effekte berücksichtigt:

- Volumenabnahme der Grubenbaue durch Konvergenz,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Fluiddrucks,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Versatzes,
- porositätsabhängiger Strömungswiderstand,
- Gasproduktion und Gasspeicherung nach Zutritt der Lösung,
- instantane Durchmischung der Schadstoffe.

Die Konvergenz wird maßgeblich durch den Fluiddruck im Grubenbau und durch die Stützwirkung von Versatz behindert.

7.2.5 Modell eines Mischungsbereichs

Das Modell für den Mischungsbereich behandelt Grubenbaue von der gleichen Art wie in der sonstigen Restgrube. Dementsprechend werden auch die gleichen Effekte hinsichtlich der Flüssigkeitsbewegung und des Schadstofftransports berücksichtigt:

- Volumenabnahme der Grubenbaue durch Konvergenz,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Fluiddrucks,
- Behinderung der Konvergenz durch die Stützwirkung des Versatzes,
- instantane Durchmischung der Schadstoffe.

Aus numerischen Gründen wird auch den Mischungsbereichen ein Strömungswiderstand zugeordnet. Dieser Strömungswiderstand wird aus den Anfangswerten der Abmessungen der Mischungsbereiche ermittelt:

- zeitlich konstanter Strömungswiderstand eines offenen Hohlraums.

Im Mischungsbereich wird außerdem nicht von einer Gasproduktion und Gasspeicherung ausgegangen. Für die aus den sonstigen Restgruben und den Einlagerungsbereichen austretenden Gase wird somit angenommen, dass sie unmittelbar die Grubengebäude verlassen; dabei beeinflussen sie im Modell nicht den Volumenstrom in der Wegsamkeit durch das Hutgestein und Deckgebirge.

7.2.6 Modell der Verbindung zwischen den Gruben Bartensleben und Marie

Die Gruben Bartensleben und Marie sind im Bereich der Restgrube über vier Strecken miteinander verbunden, für die von einer Verfüllung mit Salzbeton ausgegangen wird. Diese werden durch eine repräsentative, versetzte Strecke nachgebildet, wobei folgende Effekte berücksichtigt werden:

- zeitlich konstante Abmessungen,
- zeitlich konstante Porosität und Permeabilität,
- zeitlich konstanter Strömungswiderstand,
- instantane Durchmischung der Schadstoffe.

Die Verbindungsstrecke ist insbesondere hinsichtlich ihres Strömungswiderstandes beim Übertritt von Flüssigkeit von einer Gruben in die andere von Bedeutung. Da es sich um keine sicherheitsrelevante Abdichtung handelt, wird für die Modellrechnungen jedoch angenommen, dass sie nur einen geringen Strömungswiderstand besitzt. Deshalb wird für die Permeabilität ein unveränderlicher Wert verwendet:

- Permeabilität der Verbindung Bartensleben - Marie: 10^{-14} m^2 .

7.2.7 Modell für das Westfeld

Der Einlagerungsbereich Westfeld ist gemeinsam mit dem Einlagerungsbereich Südfeld durch Abdichtungen von der Restgrube getrennt. Alle Grubenbaue des Einlagerungsbereichs Westfeld werden zu einem Modellgrubenbau zusammengefasst. Der Grubenbau wird als homogen versetzt angenommen. Der Anfangswert der mittleren Versatzporosität folgt aus dem Verhältnis von Hohlraumvolumen zu aufgefahretem Gesamtvolumen.

Entsprechend den geometrischen Verhältnissen muss zunächst der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld ansteigen, ehe es zu einem Zutritt ins Westfeld kommt. Die bestehenden Strecken zwischen dem Südfeld und dem Westfeld sind abgedichtet, sodass hierüber kein Zutritt erfolgt. Erst wenn der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld die 1. Sohle erreicht, erfolgt der Zutritt ins Westfeld über die Verbindungsbohrung. Im Einlagerungsbereich Westfeld werden die folgenden Effekte und Prozesse betrachtet:

- kein Flüssigkeitszutritt über die Abdichtungen,
- Flüssigkeitszutritt aus dem Südfeld nur über die Verbindungsbohrung,
- Gasdruckausgleich zwischen Westfeld und Südfeld,
- instantane Mobilisierung der Schadstoffe bei Flüssigkeitszutritt,
- instantane Durchmischung der Schadstoffe,
- Schadstofffreisetzung erst nach vollständiger Auffüllung.

Die kontaminierte Flüssigkeit im Westfeld wird nur durch Konvergenz des Grubenbaus ausgepresst. Die im Westfeld erzeugten Gase entweichen ungehindert ins Südfeld und verursachen keinen advektiven Flüssigkeitsstrom. Die Schadstoffe aus dem Westfeld werden zunächst ins Südfeld und von dort in den Mischungsbereich der Grube Bartensleben transportiert.

7.2.8 Modell für den Streckenstummel (Radiumkammer) mit Radium-VBA im Ostfeld

Die Radium-VBA wird in einem Sohlenbohrloch eingelagert. Im Modell wird dieses Sohlenbohrloch über die Radiumkammer (in der Realität ein Streckenstummel) an das Modell des Ostfelds angeschlossen. An anderen Stellen des Berichts wird der gesamte Bereich – Modell des Ostfelds, Radiumkammer und Radium-VBA – als Einlagerungsbereich Ostfeld bezeichnet; in diesem Kapitel 7.2 bezieht sich die Angabe „Ostfeld“ jedoch stets auf das Modell. Folgende Annahmen zum Streckenstummel und dem Sohlenbohrloch liegen den Modellrechnungen zugrunde:

- Streckenstummel (Radiumkammer):
 - nicht kompaktierender Versatz (Salzbeton) mit konstantem, geringem Strömungswiderstand,
 - Sorption von Radium am Versatzmaterial.

- Sohlenbohrloch:
 - das gesamte, nicht kompaktierende Volumen wird von der Radium-VBA eingenommen,
 - Verschluss des Bohrlochs aus nicht kompaktierendem Material mit geringem Strömungswiderstand,
 - instantane Mobilisierung der Schadstoffe bei Flüssigkeitszutritt,
 - instantane Durchmischung der Schadstoffe,
 - Sorption von Radium am Verschlussmaterial.

Da Salzbeton und das Bohrloch mit der Radium-VBA nicht kompaktieren, ist eine Freisetzung von Radium aus diesem Modellbereich nur diffusiv möglich.

7.2.9 Datensatz für die Modellierung des Nahbereichs

Die Hohlraum- und Versatzvolumina der zu Modellteilbereichen zusammengefassten Grubenbaue der Einlagerungsbereiche wurden aus den Angaben in [21] ermittelt. Die Volumina des Abfalls und des Hohlraums im Abfall sind im Kapitel 3.4 aufgeführt. In den nachfolgenden Tabellen sind die in den Modellrechnungen verwendeten Daten zusammengefasst.

Aus den Porositäten des Salzgrusversatzes und der BFA wird eine mittlere Porosität unter Berücksichtigung der Volumenverhältnisse ermittelt. Hierbei wird von einer Porosität des Salzgrusversatzes von 40 % und der BFA von 37 % ausgegangen. In dem Versatzvolumen eines Einlagerungsgrubenbaus ist das jeweilige Abfallvolumen nicht enthalten. Es wird daher gesondert aufgelistet. Die mit Salzbeton verfüllten Bereiche werden nicht betrachtet. Ihr Volumen wird von dem jeweiligen Gesamtvolumen eines Bereichs abgezogen.

Die Höhe des Abfallbereichs wird für die Berechnung der Höhe des Flüssigkeitsspiegels benötigt. Dabei wird der Abfallbereich wie ein quaderförmiger Grubenbau behandelt, so dass der Flüssigkeitsanstieg gleichmäßig erfolgt. Die Höhe der Grubenbaue oberhalb des Abfallbereichs geht in die Berechnung des Flüssigkeitsspiegels ein, mit dem der Flüssigkeitsübertritt vom Südfeld zum Westfeld über die Verbindungsbohrung ermittelt wird. Hier wird von einer einheitlichen mittleren Höhe ausgegangen. Für die Modellierung des Flüssigkeitsanstiegs im Einlagerungsbereich werden auch die Hohlraumvolumina unterhalb und oberhalb des Abfallbereichs benötigt, sowie dasjenige, das sich neben dem Abfallbereich, also außerhalb desselben, aber auf gleicher Höhe befindet.

Die Abdichtungen zum Ostfeld in den Ostquerschlägen der 2. und 4. Sohle werden nicht wie im Südfeld durch eine repräsentative Abdichtung abgebildet, sondern getrennt modelliert. Der Grund liegt in der in Kapitel 5.6 genannten Anforderung an das Material der jeweiligen Abdichtung. Der Streckenstummel (Radiumkammer) und das Sohlenbohrloch mit der Radium-VBA im Einlagerungsbereich Ostfeld werden entsprechend Kapitel 7.2.8 modelliert; die Mengen des sorbierenden Materials sind in den folgenden Tabellen angegeben.

Tab. 7.1 Volumina in, neben, unter und über dem Abfallbereich im SF in m³ [21]

		im AB	neben AB	unter AB	über AB
Volumen	Abfall fest	1 885	-	-	-
	BFA mit Abfall	8 234	-	-	-
	Salzgrus	22 412	2 418	131 553	267 253
	BFA	12 098	-	-	-
	unverfüllt	6 006	1 112	43 638	260 222
	Summe	50 635	3 530	175 191	527 475
Hohlraum	Abfall fest	4 149	-	-	-
	BFA mit Abfall				
	Salzgrus	8 965	967	52 621	106 901
	BFA	4 476	-	-	-
	unverfüllt	6 006	1 112	43 638	260 222
	Summe	23 596	2 079	96 259	367 123

Tab. 7.2 Volumina in, neben, unter und über dem Abfallbereich im OF in m³ [21]

		im AB	neben AB	unter AB	über AB
Volumen	Abfall fest	6 138	-	-	-
	Salzgrus	8 859	15 790	24 250	2 273
	unverfüllt	-	2	5	63 955
	Summe	14 997	15 792	24 255	66 228
Hohlraum	Abfall fest	3 206	-	-	-
	Salzgrus	3 544	6 316	9 700	909
	unverfüllt	-	2	5	63 955
	Summe	6 750	6 318	9 705	64 864

Tab. 7.3 Geometriedaten der Restgrube

Parameter		Wert
Gesamtvolumen des Mischungsbereichs Bartensleben	[m ³]	41 975
Versatzvolumen im Mischungsbereich Bartensleben	[m ³]	6 984
Gesamtvolumen des Mischungsbereichs Marie	[m ³]	24 601
Versatzvolumen im Mischungsbereich Marie	[m ³]	4 506
Volumen der sonstigen Restgrube Bartensleben	[m ³]	2 835 010
Volumen des Versatzes in der sonstigen Restgrube Bartensleben	[m ³]	1 755 481
Volumen der sonstigen Restgrube Marie	[m ³]	3 432 354
Volumen des Versatzes in der sonstigen Restgrube Marie	[m ³]	2 846 072
Repräsentativer Querschnitt der Strecken Bartensleben-Marie	[m ²]	48,00
Länge der Strecken Bartensleben-Marie	[m]	100
Porosität der Streckenverfüllung	[-]	0,20
Permeabilität der Streckenverfüllung	[m ²]	10 ⁻¹⁴

Tab. 7.4 Geometriedaten des Westfelds

Parameter		Wert
Gesamtvolumen des Einlagerungsbereichs	[m ³]	61 522
Volumen des Versatzmaterials in den Einlagerungsgrubenbauen	[m ³]	40 545
Mittlere Versatzporosität in den Einlagerungsgrubenbauen	[-]	0,393
Abfallvolumen	[m ³]	18 668
Hohlraum im Abfall	[m ³]	9 420

Tab. 7.5 Geometriedaten des Südfelds

Parameter		Wert
Unterkante des Abfallbereichs	[m NN]	-388,67
Oberkante des Abfallbereichs	[m NN]	-378
Höhe der Grubenbaue oberhalb des Abfallbereichs	[m]	140
Mittlere Versatzporosität in den Einlagerungsgrubenbauen	[-]	0,389
Querschnittsfläche der repräsentativen Abdichtung	[m ²]	115,9
Länge der repräsentativen Abdichtung	[m]	26

Tab. 7.6 Geometriedaten des Ostfelds

Parameter		Wert
Unterkante des Abfallbereichs	[m NN]	-360
Oberkante des Abfallbereichs	[m NN]	-348
Höhe der Grubenbaue oberhalb des Abfallbereichs	[m]	68
Mittlere Versatzporosität in den Einlagerungsgrubenbauen	[-]	0,400
Querschnittsfläche der oberen Abdichtung	[m ²]	21,0
Länge der oberen Abdichtung	[m]	150
Querschnittsfläche der unteren Abdichtung	[m ²]	22,5
Länge der unteren Abdichtung	[m]	110

Tab. 7.7 Geometriedaten des Streckenstummels (Radiumkammer)

Parameter		Wert
Gesamtvolumen	[m ³]	84
Volumen des Versatzmaterials	[m ³]	84
Versatzporosität (Salzbeton)	[-]	0,2
Permeabilität des Versatzes	[m ²]	10 ⁻¹⁴
Abfallvolumen	[m ³]	0
Masse des sorbierenden Materials (Salzbeton)	[kg]	167 580

Tab. 7.8 Geometriedaten des Sohlenbohrlochs mit der Radium-VBA

Parameter		Wert
Gesamtvolumen des Bohrlochs	[m ³]	2
Volumen des Versatzmaterials im Bohrloch	[m ³]	0
Abfallvolumen	[m ³]	2
Porosität im Abfall	[-]	1,0
Länge des Bohrlochverschlusses	[m]	0,6
Permeabilität des Bohrlochverschlusses	[m ²]	10 ⁻¹⁴
Masse des sorbierenden Materials	[kg]	1448,4

Tab. 7.9 Geometriedaten des Nordfelds

Parameter		Wert
Gesamtvolumen des Einlagerungsbereichs	[m ³]	2 131
Volumen des Versatzmaterials in den Einlagerungsgrubenbauen	[m ³]	0
Abfallvolumen	[m ³]	1 701
Hohlraumvolumen im Abfall	[m ³]	1 107

Tab. 7.10 Geometriedaten des Zentralteils

Parameter		Wert
Gesamtvolumen des Einlagerungsbereichs	[m ³]	35 843
Volumen des Versatzmaterials in den Einlagerungsgrubenbauen	[m ³]	32 393
Versatzporosität in den Einlagerungsgrubenbauen	[-]	0,400
Abfallvolumen	[m ³]	157
Hohlraumvolumen im Abfall	[m ³]	106

7.3 Modellierung der Gasproduktion

In einem Endlager können im Laufe der Zeit durch chemische und mikrobielle Umsetzungen Gase entstehen. Hierbei werden Metalle und organische Stoffe umgesetzt, die mit den Abfällen oder aufgrund anderer Aktivitäten in die Grubengebäude gelangt sind. Die entstehenden Gasmengen sind zunächst den vorhandenen Mengen an Metallen und organischen Stoffen proportional. Für die Umsetzung ist im Allgemeinen auch Wasser erforderlich, welches bei einzelnen Prozessen verbraucht wird oder als Katalysator erforderlich ist. Der Verbrauch des Wassers kann die entstehenden Gasmengen begrenzen.

Die Korrosion der Metalle und die Zersetzung der organischen Stoffe findet auch schon während der Betriebsphase des Endlagers statt. Dadurch wird ein Teil der Gas produzierenden Stoffe verbraucht und mit der Bewetterung fortgetragen. Dieser Verbrauch wird als gering im Vergleich zu den vorhandenen Stoffen angenommen und daher vernachlässigt. Für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird stattdessen angenommen, dass sämtliche Gas produzierenden Stoffe zu Beginn der Nachbetriebsphase des Endlagers noch vollständig zur Verfügung stehen.

Außer durch Korrosion von Metallen und Zersetzung organischer Stoffe werden Gase auch durch Radiolyse bei der Bestrahlung von Flüssigkeiten durch den Zerfall der Radionuklide in den Abfällen produziert. Wegen der geringen Aktivität der eingelagerten Abfälle wird die Gasproduktion durch Radiolyse als klein im Vergleich zur Gasproduktion durch Korrosion und mikrobielle Zersetzung angenommen und daher in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit vernachlässigt.

Im Folgenden werden zunächst die möglichen Prozesse bei der Korrosion der Metalle und der Zersetzung der organischen Stoffe beschrieben. Ausführliche Darstellungen zu den ablaufenden Prozessen finden sich bezüglich der Korrosion der Metalle in [55] und bezüglich der Zersetzung organischer Stoffe in [75]. Anschließend werden die Mengen an Gas produzierenden Stoffen und die durch deren Korrosion oder Zersetzung entstehenden Gasmengen angegeben. Für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden dann die Modellansätze zur Beschreibung des Zeitverlaufs der Gasproduktion erläutert und die Daten zur Gasproduktion zusammenfassend dargestellt.

7.3.1 Korrosion von Metallen

Hinsichtlich der Korrosion von Metallen ist in erster Linie das Eisen zu betrachten. Nach dem Verschluss des Endlagers wird das Eisen zunächst unter Anwesenheit von Luftsauerstoff korrodieren. Hierbei wird ein Teil des metallischen Eisens umgesetzt, aber kein Gas produziert. Dieser aerobe Korrosionsprozess ist nach wenigen Jahren abgeschlossen und korrodiert nur einen geringen Teil des Eisens. Wegen des geringen Umsatzes wird die aerobe Korrosion vernachlässigt und nur die anaerobe Korrosion betrachtet. Hierbei wird Eisen unter Verbrauch von Wasser und Bildung von Wasserstoff zunächst in Eisen(II)oxid und anschließend in Magnetit umgewandelt [58].

Die anaerobe Korrosion von Eisen findet sowohl im Kontakt mit der Feuchte der Grubenatmosphäre als auch im Kontakt mit Flüssigkeiten statt. Da die Korrosion mit der Luftfeuchte nicht wesentlich langsamer abläuft als diejenige mit Flüssigkeiten, wird diesbezüglich nicht unterschieden, sondern eine Korrosion unter Anwesenheit von Flüssigkeit unterstellt. Die vollständige Umwandlung des Eisens erfolgt je nach Materialstärke innerhalb von einigen Jahrzehnten bis einigen Jahrtausenden.

Neben dem Eisen sind in einem geringen Umfang auch Aluminium und Zink in den Grubengebäuden vorhanden. Das Aluminium wird mit der Feuchte der Grubenatmosphäre wegen der sich bildenden Schutzschichten kaum korrodieren. Im direkten Kontakt mit Flüssigkeit kommt es jedoch zur Korrosion. Das Aluminium wird dabei unter Verbrauch von Wasser und Bildung von Wasserstoff in Aluminiumhydroxid umgewandelt. Die vollständige Umwandlung des Aluminiums erfolgt innerhalb weniger Jahre.

Für Zink ist ein ähnliches Verhalten wie für Aluminium zu erwarten. Das Zink wird unter Verbrauch von Wasser und Bildung von Wasserstoff in Zinkhydroxid umgewandelt. Die Zeitdauern für eine vollständige Umwandlung sind hierbei noch geringer als bei Aluminium. Die Reaktionen für die drei Prozesse und die entstehenden Gasmengen bezogen auf die Masse des Metalls (T) sind zusammenfassend in Tabelle 7.11 angegeben.

Tab. 7.11 Reaktionen und spezifische Gasproduktionen bei der Korrosion der Metalle

Ausgangsstoffe	Reaktionsprodukte	I [mol/kg]
$3 \text{ Fe} + 4 \text{ H}_2\text{O}$	$\text{Fe}_3\text{O}_4 + 4 \text{ H}_2$	23,875
$2 \text{ Al} + 6 \text{ H}_2\text{O}$	$2 \text{ Al(OH)}_3 + 3 \text{ H}_2$	55,594
$\text{Zn} + 2 \text{ H}_2\text{O}$	$\text{Zn(OH)}_2 + \text{H}_2$	15,298

7.3.2 Zersetzung organischer Stoffe

Hinsichtlich der Zersetzung von organischen Stoffen ist zwischen zwei Stoffgruppen zu unterscheiden. Zur ersten Gruppe gehören die Zellulose und die zelluloseartigen Stoffe. Hinsichtlich der Gasproduktion wird für diese Gruppe angenommen, dass es sich um Glucose handelt. Die erste Gruppe wird nachfolgend als Zellulose bezeichnet.

Zur zweiten Gruppe gehören alle sonstigen organischen Stoffe, zum Beispiel in Form von Kunststoffen, Ionenaustauscherharzen und Bitumen. Hinsichtlich der Gasproduktion wird für diese Gruppe angenommen, dass es sich um Polyethylen handelt. Die zweite Gruppe wird nachfolgend als Polyethylen bezeichnet.

Bezüglich der Gasproduktion durch die Zersetzung organischer Stoffe sind die Prozesse Fermentation, Methanogenese, Denitrifikation und Sulfatreduktion zu betrachten. Hierauf wird nachfolgend näher eingegangen. Die Reaktionen für alle Zersetzungsprozesse und die entstehenden Gasmengen bezogen auf die Masse der organischen Stoffe (I) sind zusammenfassend in Tabelle 7.12 angegeben. Zur Kennzeichnung der Reaktionsart werden in Tabelle 7.12 die Buchstaben F für Fermentation, M für Methanogenese, D für Denitrifikation und S für Sulfatreduktion verwendet.

Die Zersetzung organischer Stoffe kann zunächst durch Fermentation erfolgen. Hierbei wird Wasser verbraucht und Kohlendioxid, Wasserstoff und Methan gebildet. Der Wasserstoff und ein Teil des Kohlendioxids können anschließend durch Methanogenese in Methan und Wasser entsprechend folgender Reaktionsgleichung umgewandelt werden.



Tab. 7.12 Reaktionen und Gasproduktionen bei der Zersetzung der organischen Stoffe. Für Γ wurde CO_2 nicht berücksichtigt, da es nicht als Gas vorliegen wird.

	Art	Ausgangsstoffe	Reaktionsprodukte	Γ [mol/kg]
Zellulose	F	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2 \text{H}_2\text{O}$	$4 \text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 + 2 \text{CH}_4$	33,333
	F+M	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	$3 \text{CO}_2 + 3 \text{CH}_4$	16,667
	D	$5 \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24 \text{NO}_3^- + 24 \text{H}^+$	$30 \text{CO}_2 + 12 \text{N}_2 + 42 \text{H}_2\text{O}$	13,333
	S	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3 \text{SO}_4^{2-} + 6 \text{H}^+$	$6 \text{CO}_2 + 3 \text{H}_2\text{S} + 6 \text{H}_2\text{O}$	0,000
Polyethylen	F	$6 \text{C}_2\text{H}_4 + 16 \text{H}_2\text{O}$	$8 \text{CO}_2 + 20 \text{H}_2 + 4 \text{CH}_4$	142,857
	F+M	$6 \text{C}_2\text{H}_4 + 6 \text{H}_2\text{O}$	$3 \text{CO}_2 + 9 \text{CH}_4$	53,571
	D	$5 \text{C}_2\text{H}_4 + 12 \text{NO}_3^- + 12 \text{H}^+$	$10 \text{CO}_2 + 6 \text{N}_2 + 16 \text{H}_2\text{O}$	42,857
	S	$2 \text{C}_2\text{H}_4 + 3 \text{SO}_4^{2-} + 6 \text{H}^+$	$4 \text{CO}_2 + 3 \text{H}_2\text{S} + 4 \text{H}_2\text{O}$	0,000

Die entstehenden Gasmengen bei der Zersetzung organischer Stoffe sind mit Methanogenese nur etwa halb so hoch wie ohne Methanogenese.

Das verbleibende Kohlendioxid wird nicht als Gas vorliegen, da es entsprechend folgender Reaktionsgleichung mit dem Calciumhydroxid des Zements und der BFA reagiert und als Carbonat ausfällt.



In den Zahlenangaben zu den entstehenden Gasmengen in Tabelle 7.12 wird dementsprechend das Kohlendioxid nicht berücksichtigt. Für die vollständige Umsetzung der Zellulose sind mehrere Jahrhunderte erforderlich, für diejenige des Polyethylens etwa hunderttausend Jahre.

Je nach Anwesenheit weiterer Stoffe erfolgt die Zersetzung der organischen Stoffe zuerst durch Oxidation. Bei Anwesenheit von Nitrat findet eine Denitrifikation statt, bei der Nitrat verbraucht und Kohlendioxid und Stickstoff gebildet werden. Wegen der Carbonatisierung des Kohlendioxids ist nur der Stickstoff als Gas zu berücksichtigen. Nachdem das Nitrat verbraucht ist, findet bei Anwesenheit von Sulfat eine Sulfatreduktion statt, bei der Sulfat verbraucht und Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff gebildet werden. Wegen

der Ausfällung des Schwefelwasserstoffs mit Metallkationen als Sulfit und der Carbonatisierung des Kohlendioxids wird hierbei keinerlei Gas produziert. Erst nach Verbrauch von Nitrat und Sulfat findet dann die Umsetzung durch Fermentation statt.

7.3.3 Mengenübersicht

Zur Erläuterung des Umfangs der möglichen Gasproduktion werden die Mengen der umsetzbaren Stoffe für die einzelnen Teilbereiche der Grubengebäude in Tabelle 7.13 zusammengestellt [54], [10], [55]. Die Gas produzierenden Stoffe werden bezüglich ihrer Mengen vom Eisen dominiert. Dieses befindet sich in erster Linie im Westfeld und in zweiter Linie im Ostfeld und in der Restgrube. Im Westfeld befindet sich außerdem eine signifikante Menge an organischen Stoffen.

Tab. 7.13 Mengen Gas produzierender Stoffe in kg

	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Restgrube	Summe
Eisen	1 046 100	7 835 900	2 781 700	3 484 800	15 148 500
Aluminium	0	243 800	196 400	3 100	443 300
Zink	10 000	53 000	10 000	5 000	78 000
Zellulose	187 000	1 394 000	252 000	750 100	2 583 100
Polyethylen	173 000	3 448 000	570 000	308 000	4 499 000

Aus den Mengen der Gas produzierenden Stoffe lassen sich die Gasmengen unter Verwendung der Angaben zur spezifischen Gasproduktion (T) ermitteln. Hierbei wird von einer vollständigen Umsetzung aller vorhandenen Gas produzierenden Stoffe ausgegangen. Für die Zersetzung der organischen Stoffe wird die Fermentation und die Carbonatisierung des Kohlendioxids berücksichtigt. Von einer Methanogenese wird jedoch nicht ausgegangen. Unter dieser Annahme ergeben sich hohe Werte für die entstehenden Gasmengen. Diese sind für Normbedingungen in Tabelle 7.14 angegeben. Unter Normbedingungen werden in diesem Bericht gemäß DIN 1343 [27] stets die Werte $T = 273,15$ K und $p = 101\,325$ Pa verstanden.

Tab. 7.14 Maximale Gasvolumina unter Normbedingungen in 10^3 m^3

	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Restgrube	Summe
Eisen	559	4 191	1 488	1 864	8 102
Aluminium	0	304	245	4	553
Zink	3	18	3	2	26
Summe	562	4 513	1 736	1 870	8 681
Zellulose	140	1 041	188	560	1 929
Polyethylen	554	11 034	1 824	986	14 398
Summe	694	12 075	2 012	1 546	16 327
Gesamtsumme	1 256	16 588	3 748	3 416	25 008

Die Korrosion des Eisens und die Zersetzung des Polyethylens liefert den Hauptteil der Gase. Die anderen Gas produzierenden Stoffe liefern zusammen nur weniger als 9 %. Die Gase entstehen zu einem deutlichen Anteil von etwa 66 % im Westfeld.

Für die Carbonatisierung sind ausreichende Mengen an Calciumhydroxid als Bestandteil des Zementsteins und der BFA erforderlich. Die Ermittlung der Mengen an Zementstein basiert auf den Angaben zu den stofflichen Bestandteilen der Abfälle in [54]. Hierin sind keine Angaben zu Zementstein, sondern nur zu Silikaten und Zement enthalten. Aus diesen Angaben wurden zunächst Zementmengen ermittelt, wobei bezüglich der einzelnen Abfallkategorien wie folgt vorgegangen wurde:

- Fixierungsmittel: Die Zementmengen sind direkt angegeben und werden unverändert verwendet.
- Getrocknete Abfälle und zementierte Abfälle: Die Angaben zu den Silikaten werden nicht verwendet, da hierbei nicht die Fixierungsmittel, sondern andere Quellen wie etwa Ionenaustauscher gemeint sind.
- Mischabfälle: Sofern für diese Kategorie Bauschutt aufgeführt ist, wird davon ausgegangen, dass es sich um die Silikate des Betons handelt und dementsprechend Zement vorhanden ist. In den anderen Fällen wird Zement nicht berücksichtigt.

- Abfallbehälter und Verpackungen: Sofern für diese Kategorie Betonbehälter aufgeführt sind, wird davon ausgegangen, dass es sich um die Silikate des Betons handelt und dementsprechend Zement vorhanden ist. In den anderen Fällen wird wiederum angenommen, dass kein Zement vorhanden ist.

Der Zementanteil des Betons wurde mit den Angaben aus [28] abgeschätzt. Typische Zementgehalte für einen Beton einer mittleren Festigkeitsklasse liegen danach im Bereich von 300 kg/m^3 . Bei einer Dichte des Betons von $2\,000 \text{ kg/m}^3$ entspricht das einem Zementanteil von 15 Gew.%. Zur Umrechnung der Mengenangaben an Zement in Zementstein wird von einem W/Z-Wert von 0,4 ausgegangen. Für die Umrechnung zwischen Volumina und Mengen des Zementsteins wird von einer Dichte von $2\,100 \text{ kg/m}^3$ ausgegangen [88]. Die ermittelten Volumina des Zementsteins werden für die Abschätzungen zum Wasserangebot verwendet und sind dementsprechend in Tabelle 7.16 aufgeführt. An dieser Stelle werden die Mengen an Zementstein bezüglich der Abschätzung der Mengen an Calciumhydroxid benötigt.

Bei der Ermittlung des Bedarfs an Calciumhydroxid wird der Fall der Fermentation ohne Methanogenese betrachtet. In Tabelle 7.15 sind die verfügbaren Mengen an Zementstein und BFA in den einzelnen Einlagerungsbereichen im Vergleich zu den erforderlichen Mengen angegeben. Für die Umrechnung in Stoffmengen wurde für BFA ein Calciumhydroxidgehalt von $3,88 \text{ mol/kg}$ [37] und für Zementstein ein entsprechender Wert von $7,34 \text{ mol/kg}$ verwendet [46].

Aus dem Vergleich der Zahlenangaben zum Angebot und zum Bedarf an Calciumhydroxid wird deutlich, dass für das West-Südfeld eine weitgehende Carbonatisierung zu erwarten ist, wenn beide Felder gemeinsam betrachtet werden. Für das Ostfeld reicht die Menge an Calciumhydroxid nur für ein Drittel der möglichen Umsätze. Bei dieser Abschätzung wurde das Calciumhydroxid aus dem Salzbetonversatz nicht berücksichtigt. Da im Einlagerungsbereich Ostfeld mit einer Menge von $185\,410 \text{ m}^3$ an Salzbeton zu rechnen ist, kann von einem deutlich höheren Angebot an Calciumhydroxid ausgegangen werden. Daher wird für alle Einlagerungsbereiche von einer vollständigen Carbonatisierung ausgegangen.

Tab. 7.15 Vorhandene und erforderliche Mengen an Calciumhydroxid in 10^6 mol

		Südfeld	Westfeld	Ostfeld
Angebot	Zementstein	7,3	50,9	10,4
	BFA	78,9	60,2	0
	Summe	83,8	111,1	10,4
Bedarf	Zellulose	4,2	31,0	5,6
	Polyethylen	8,2	164,2	27,1
	Summe	12,4	195,2	32,7

Für die Korrosion der Metalle und die Zersetzung des Polyethylens ist Wasser erforderlich. Dies steht bei einer ungestörten Entwicklung des Endlagers ohne einen Zutritt von Wässern nicht unbegrenzt zur Verfügung. Mit der Einlagerung der Abfälle und der Versatzstoffe ist jedoch auch Wasser in die Einlagerungsbereiche gelangt. Für die Ermittlung des Wasserangebots wird von nachfolgend angegebenen Wassergehalten in den Abfall- und Versatzmaterialien sowie in der Luft ausgegangen. Das sich ergebende Wasserangebot ist in Tabelle 7.16 aufgeführt.

- Wassergehalt des Zementsteins	25 Vol. %
- verfügbarer Anteil des Wassergehalts im Zementstein	30 %
→ Wasseranteil im Zementstein zum Verbrauch	7,5 Vol. %
- Wassergehalt des Salzbetons	20 Vol. %
- verfügbarer Anteil des Wassergehalts im Salzbeton	3 %
→ Wasseranteil im Salzbeton zum Verbrauch	0,60 Vol. %
- Haftwasseranteil im festen Abfall	3 Vol. %
- verfügbarer Anteil des flüssigen Abfalls	30 %
- Feuchtigkeitsgehalt der Luft	5 g/m ³
- Wassergehalt des Salzgrusversatzes	0,3 Vol. %

Für Salzbeton und Zementstein wird von einem Wassergehalt entsprechend der Porosität ausgegangen, der jedoch nicht vollständig für die Gasproduktion zur Verfügung steht. Für den Zementstein in den Abfallgebänden wird von einem verfügbaren Anteil des Was-

sers im Porenraum von 30 % ausgegangen. Für den Salzbeton als Versatzmaterial wird wegen der geringeren Zugänglichkeit der großen Versatzvolumina von einem geringeren verfügbaren Anteil des Wassers im Porenraum von 3 % ausgegangen.

Die Angaben zu den Volumina der Versatzmaterialien und der Abfälle werden den Angaben in Kapitel 5 entnommen. Für den festen Abfall wird 3 % Haftwasser bezogen auf das Volumen der Abfälle angenommen. Von dem flüssigen Abfall wird nur 30 % als verfügbar angenommen. Für den Rest des flüssigen Abfalls wird von einer festen Bindung in der BFA ausgegangen. Der verfügbare Anteil des flüssigen Abfalls entspricht etwa einer 50 %-igen Sättigung des Porenraums in der abgebundenen BFA. Für die Luft in den Grubenbauen wird von einem Feuchtigkeitsgehalt entsprechend einer relativen Luftfeuchte von 25 % bei 298 K ausgegangen. Der Wassergehalt des Salzgrusversatzes wurde mit 0,3 Vol. % angenommen.

Wasser wird für die Korrosion der Metalle und die Zersetzung des Polyethylens benötigt. Aus den Reaktionsgleichungen für die Korrosion der Metalle und die Zersetzung des Polyethylens ergeben sich die spezifischen Wassermengen. Der Wasserbedarf für eine vollständige Umwandlung der Gas produzierenden Materialien lässt sich unter Verwendung der Molmasse und der Dichte des Wassers errechnen und ist in Tabelle 7.16 angegeben. Für das Ostfeld reicht das Wasserangebot nur für etwa 57 % der vorhandenen Stoffe und für den gemeinsamen Einlagerungsbereich des West-Südfeldes für etwa 72 %.

Wegen der Vernachlässigung des entstehenden Wassers bei der Methanogenese und der Carbonatisierung wird das tatsächliche Wasserangebot unterschätzt. Die Angaben zum Wasserangebot sind wegen der Unsicherheiten des Beitrags aus dem Salzbeton auch mit deutlichen Unsicherheiten behaftet. Für die Modellrechnungen zur ungestörten Entwicklung des Endlagers ohne einen Zutritt von Wässern wird daher nicht von einer beschränkten Gasproduktion, sondern von einer ungehinderten Korrosion der Metalle und Zersetzung der organischen Stoffe ausgegangen.

Bei einer gestörten Entwicklung des Endlagers mit einem Zutritt von Wässern sind die zutretenden Wässer zusätzlich zu den bereits vorhandenen zu berücksichtigen. Die Menge der zutretenden Wässer ist deutlich größer als die bereits vorhandene, sodass hierbei

Tab. 7.16 Wasserangebot und Wasserbedarf für die Umsetzungsprozesse

		Südfeld	Westfeld	Ostfeld
Volumina [m ³]	Zementstein	475	3 299	678
	Flüssigabfall	8 234	0	0
	fester Abfall	1 885	18 668	6 138
	Salzbeton	492 177	20 877	185 414
	Salzgrusversatz	423 637	25 024	51 172
	Hohlraum	489 055	27 781	87 639
Wasserangebot [kg]	Zementstein	35 625	247 425	50 850
	Flüssigabfall	2 470 200	0	0
	fester Abfall	56 550	560 040	184 140
	Salzbeton	2 953 062	125 262	1 112 484
	Salzgrusversatz	1 270 911	75 072	153 516
	Luftfeuchtigkeit	2 445	137	438
	gesamtes Wasserangebot	6 788 793	1 007 936	1 501 428
Bedarf [kg]	Eisenkorrosion	449 561	3 367 478	1 195 436
	Aluminiumkorrosion	0	487 959	393 089
	Zinkkorrosion	5 506	29 183	5 506
	Zellulose	35 064	261 383	47 252
	Polyethylen	296 571	5 910 851	977 142
	gesamter Wasserbedarf	786 702	10 056 854	2 618 425

eine Begrenzung der Gasproduktion noch weniger zu erwarten ist. Für die Modellrechnungen zur gestörten Entwicklung des Endlagers wird daher ebenfalls von einer ungehinderten Korrosion der Metalle und Zersetzung der organischen Stoffe ausgegangen.

7.3.4 Modellierung

Zur Beschreibung der Gasproduktion in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird ein einfaches Modell verwendet, in dem nur die wichtigsten Effekte berücksichtigt sind. Die Annahmen zu den berücksichtigten Effekten und die Parameter des einfachen Modells werden durch Vergleich der Zeitverläufe der entstehenden Gasmengen aus einfachen Modellrechnungen mit denjenigen aus detaillierten Modellrechnungen festgelegt.

In dem einfachen Modell wird bei der Metallkorrosion als einziger Stoff das Eisen betrachtet, da der Anteil der Nichteisenmetalle gering ist. Die Mengen der Nichteisenmetalle werden den Eisenmengen zugeschlagen, wobei die Metallmengen mit dem Verhältnis der spezifischen Gasmengen (Γ) gewichtet werden. Die sich ergebenden effektiven Eisenmengen sind in Tabelle 7.17 angegeben.

Tab. 7.17 Zusammenfassung der Metallmengen zu effektiven Eisenmengen in kg

	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Restgrube	Summe
Eisen	1 046 100	7 835 900	2 781 700	3 484 800	15 148 500
Aluminium	0	243 800	196 400	3 100	443 300
Zink	10 000	53 000	10 000	5 000	78 000
Eisen effektiv	1 052 500	8 437 600	3 245 400	3 495 200	16 230 700

Die Geschwindigkeit der Gasproduktion durch Korrosion hängt von der flächenbezogenen Korrosionsgeschwindigkeit und der verfügbaren Metalloberfläche ab. Die Größe der verfügbaren Metalloberfläche verringert sich im Laufe der Zeit, da die dünneren Bleche frühzeitig verbraucht werden und dadurch die Oberfläche abnimmt. Auch für die Gasproduktion aus der Zersetzung organischer Stoffe ist von einer zeitlich abnehmenden Gasproduktionsrate auszugehen. Die abnehmende Oberfläche bei der Korrosion und die abnehmende Gasproduktionsrate bei der Zersetzung werden durch einen einheitlichen exponentiellen Ansatz wie folgt beschrieben:

$$q = \eta \cdots \sum_i m_{0,i} \Gamma_i u_i \cdot e^{-u_i \cdot t} \quad (7.3)$$

mit

q	Gasproduktionsrate	mol/a
η	Anteil der betroffenen Stoffmenge	-
m_0	anfängliche Stoffmenge	kg
Γ	spezifische Gasmenge	mol/kg
u	Umwandlungsrate	1/a

Hierbei läuft die Summation über die drei Prozesse Korrosion von Eisen, Zersetzung von Zellulose und Zersetzung des Polyethylens.

Bei der Umsetzung Gas produzierender Stoffe werden im Allgemeinen nicht die gesamten Stoffmengen erfasst, da ein Teil von Steinsalz umschlossen wird oder anderweitig nicht für die Flüssigkeit zugänglich ist. Daher wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nur ein Anteil (η) berücksichtigt. Für den Referenzfall wird von einem Anteil der betroffenen Stoffmenge von 0,8 einheitlich für alle Stoffe ausgegangen.

Für die detaillierte Modellierung liegen Ergebnisse nur für eine vollständige Umsetzung der Gas produzierenden Stoffe vor. Daher wird für die Vergleiche zwischen einfacher und detaillierter Modellierung von der Umsetzung der gesamten Stoffmengen ausgegangen.

Die Umwandlungsrate für die Korrosion wird so gewählt, dass die Zeitverläufe aus einer detaillierten Modellierung entsprechend [55] ausreichend gut wiedergegeben werden. In der detaillierten Modellierung wird von unterschiedlichen Metallen und von Materialgruppen unterschiedlicher Stärke ausgegangen. In Abbildung 7.3 sind die kumulierten Gasmengen für das West-Südfeld und das Ostfeld umgerechnet in Volumina unter Normbedingungen für das einfache und das detaillierte Modell dargestellt. Die Beschreibung der Zeitverläufe durch das einfache Modell kann als ausreichend gut angesehen werden, wenn für die Umwandlungsrate ein Wert von $4 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ verwendet wird.

Da die Korrosion der Nicht-Eisenmetalle sehr schnell erfolgt, wird sie im vorliegenden einfachen Modell nicht explizit behandelt. Die entstehenden Gasmengen aus der Korrosion der Nicht-Eisenmetalle werden durch die Verwendung effektiver Eisenmengen (siehe Tabelle 7.17) berücksichtigt. Auf dieser Modellierung beruhen die Unterschiede im Anfangsverhalten der Zeitverläufe produzierter Gasmengen in Abbildung 7.3.

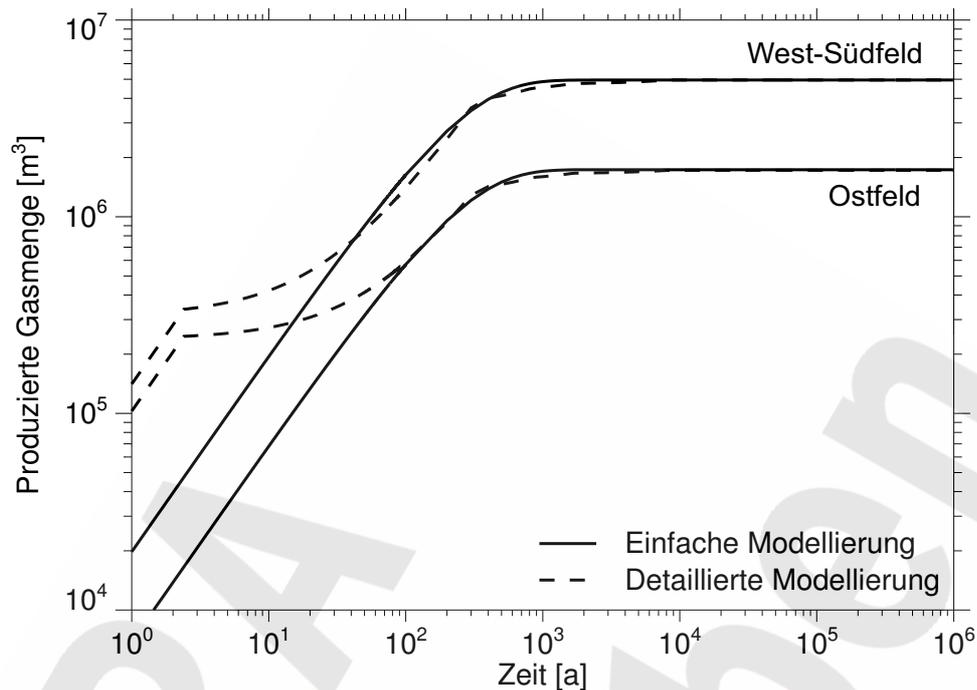


Abb. 7.3 Gasproduktion durch Korrosion nach einfacher und detaillierter Modellierung

Die Annahmen und Parameter für die Zersetzung der organischen Stoffe werden so gewählt, dass die Zeitverläufe einer detaillierten Modellierung entsprechend [75] ausreichend gut wiedergegeben werden. In der detaillierten Modellierung werden sowohl die Korrosion der Metalle als auch die Zersetzung der organischen Stoffe betrachtet und die folgenden Eigenschaften und Prozesse berücksichtigt:

- Korrosion aller Metalle mit einem Korrosionsansatz erster Ordnung,
- Zersetzung von Zellulose und Polyethylen,
- Zersetzung durch Fermentation, Denitrifikation und Sulfatreduktion,
- Methanogenese,
- Kinetische Ansätze erster Ordnung für alle Zersetzungsprozesse,
- Denitrifikation in Abhängigkeit von der verfügbaren Nitratmenge,
- Sulfatreduktion in Abhängigkeit von der verfügbaren Sulfatmenge,
- Gasverbrauch bei der Oxidation und Carbonatisierung.

In dem einfachen Modell werden bei der Zersetzung der organischen Stoffe nur wenige ausgewählte Prozesse berücksichtigt und gleichzeitig eine gute Nachbildung der Ergebnisse der detaillierten Modellrechnung angestrebt. Für eine gute Nachbildung der detaillierten Modellierung wird bei der Zersetzung der Zellulose von der Sulfatreduktion ausgegangen und somit keine Gasproduktion berücksichtigt. Aus den gleichen Gründen wird für die Zersetzung des Polyethylens von der Fermentation ohne anschließende Methanogenese ausgegangen. Weiterhin wird eine Bindung von Kohlendioxid durch die Carbonatisierung angenommen.

In Abbildung 7.4 sind die kumulierten Gesamtgas Mengen für das West-Südfeld und das Ostfeld umgerechnet in Volumina unter Normbedingungen für das einfache und das detaillierte Modell dargestellt. Auf der Basis der obigen Annahmen zu den Reaktionsprozessen kann die Beschreibung der Zeitverläufe durch das einfache Modell als ausreichend gut angesehen werden, wenn für die Umwandlungsrate des Polyethylens ein Wert von $1 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ angenommen wird. Diese Umwandlungsrate steht auch in guter Übereinstimmung mit Literaturdaten [33]. Aufgrund der hier dargestellten Überlegungen und Ergebnisse wird bei den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheitsanalyse eine Gasproduktion durch Zellulosezersetzung nicht berücksichtigt.

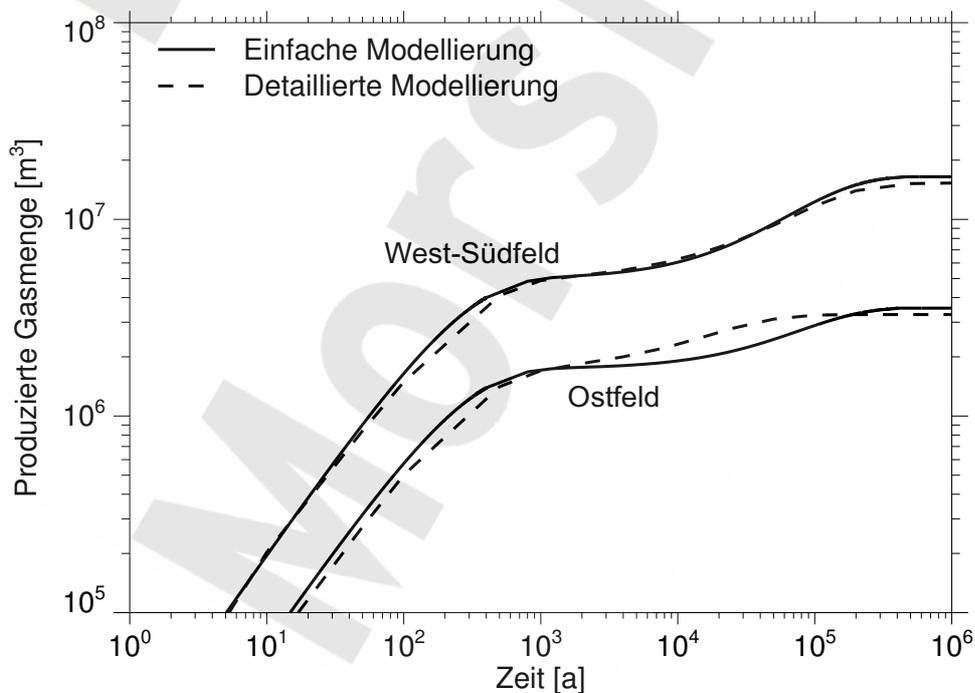


Abb. 7.4 Gasproduktion nach einfacher und detaillierter Modellierung

7.3.5 Datensatz für die Modellierung der Gasproduktion

Die für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit verwendeten Daten zur Gasproduktion werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt. Die Anfangswerte der Stoffmengen sind in Tabelle 7.18 angegeben, wobei Westfeld und Südfeld zusammengefasst und die Restgrube bezüglich Bartensleben und Marie entsprechend [10] aufgeteilt wurden. Bei den Organika sind nur die Mengen von Polyethylen angegeben, weil Zellulose – wie im Kapitel 7.3.4 ausgeführt – nicht zur Modellierung der Gasbildung berücksichtigt wird.

Tab. 7.18 Stoffmengen Gas produzierender Stoffe in kg

	Eisen	Polyethylen
Westfeld	8 437 600	3 448 000
Südfeld	1 052 500	173 000
Ostfeld	3 245 400	570 000
Nordfeld	312 600	306 000
Zentralteil	63 800	1 000
Restgrube, Teilbereich Bartensleben	1 967 800	1 000
Restgrube, Teilbereich Marie	1 151 000	0

Die sonstigen Parameter zur Ermittlung der Gasproduktionsraten sind in Tabelle 7.19 angegeben.

Tab. 7.19 Parameter für die Modellierung der Gasproduktion

Parameter	Wert
Anteil der betroffenen Stoffmenge	0,8
spezifische Gasmenge: Eisen	[mol/kg] 23,9
spezifische Gasmenge: Polyethylen	[mol/kg] 142,9
Umwandlungsrate: Eisen	[1/a] $4 \cdot 10^{-3}$
Umwandlungsrate: Polyethylen	[1/a] $1 \cdot 10^{-5}$

7.4 Verbleib der Gase

Die produzierten Gase können bei einem Zutritt von Wässern zu einem Teil in der vorhandenen Flüssigkeit gelöst werden. Die Löslichkeiten für Wasserstoff und Methan in Flüssigkeiten sind aus der Literatur bekannt, jedoch liegen keine Angaben für die in den Grubengebäuden zu erwartenden Lösungen vor. Es werden stattdessen diejenigen einer 5-molaren NaCl-Lösung verwendet. Als Löslichkeit werden $5,5 \text{ mol/m}^3$ für Wasserstoff und 18 mol/m^3 für Methan verwendet [19]. Eine Druckabhängigkeit wird bei den folgenden Abschätzungen nicht berücksichtigt.

Zur Bewertung der Bedeutung der Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten werden die produzierten Wasserstoff- und Methanmengen den in der Flüssigkeit löslichen Gasmengen gegenübergestellt. Zu beachten ist hier, dass die mit dem einfachen Modell berechneten Werte zugrunde gelegt werden, d.h. für Zellulose keine Gasproduktion berücksichtigt wird. Als Flüssigkeitsvolumen wird das Hohlraumvolumen der Einlagerungsbereiche zugrunde gelegt. Entsprechend den Angaben in Tabelle 7.20 können in beiden Einlagerungsbereichen weniger als 2 % der insgesamt produzierten Gase gelöst werden. Dieser Anteil ist gering und wird daher vernachlässigt.

Tab. 7.20 Produzierte und lösbare Gasmengen in den Einlagerungsbereichen

		West-Südfeld	Ostfeld
Hohlraum	[m ³]	516 540	87 640
lösbare Gasmenge	H ₂ [kmol]	2 840	480
	CH ₄ [kmol]	9 300	1 580
	Summe [kmol]	12 140	2 060
Gasproduktion	H ₂ [kmol]	657 650	145 340
	CH ₄ [kmol]	86 210	13 570
	Summe [kmol]	743 860	158 910
lösbarer Anteil	[%]	1,6	1,3

Das in den jeweiligen Grubenbauen produzierte Gas sammelt sich in den Hohlräumen und führt dort zu einem Anstieg des Gasdrucks. Ist in diese Hohlräume Flüssigkeit zuge- treten, wird der Fluiddruck zunächst durch die hydraulischen Verhältnisse bestimmt. Die

Gasspeicherung führt dann zu einer Verdrängung der Flüssigkeit und stellt damit neben der Konvergenz einen weiteren Antriebsmechanismus für die Schadstofffreisetzung dar. Werden n mol Gas in einem Volumen V gespeichert, bestimmt sich der Gasdruck aus der Zustandsgleichung für ideale Gase zu

$$p_{\text{Gas}} = \frac{nRT}{V}, \quad (7.4)$$

wobei R die allgemeine Gaskonstante und T die Temperatur ist. Für die allgemeine Gaskonstante wird ein Wert von $8,3143 \cdot 10^{-3} \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ und für die Temperatur die Gebirgstemperatur von 298 K verwendet. Das dem Gas zur Verfügung stehende Hohlraumvolumen ist wegen der Konvergenz und der zugetretenen Lösungsmenge zeitabhängig.

Übersteigt der Gasdruck in einem abgedichteten Einlagerungsbereich den hydrostatischen Druck der vor der höchstgelegenen Abdichtung anstehenden Flüssigkeit um den Gaseindringdruck der Abdichtung, so kann das Gas in die Restgrube entweichen. Die Auswirkungen dieses Gases auf Prozesse in der Restgrube werden vernachlässigt, und eine unverzögerte Freisetzung aus den Grubengebäuden wird unterstellt. Das in der Restgrube produzierte Gas sammelt sich in den Hohlräumen der Restgrube und führt dort zur Verdrängung von Flüssigkeit.

Die in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen und den sonstigen Restgruben erzeugten Gase bewegen sich aufwärts und werden zum Teil in lokalen Speichervolumina festgehalten. Bei Salzgrusversatz kann von einem Haftgasanteil im Porenraum von 16 % des Porenvolumens ausgegangen werden. Zusätzliche Gasspeichervolumina können aus Toträumen sowie aus der Firstrauigkeit der Grubenbaue resultieren. Im Zentralteil sowie in den Restgruben wird daher ein pauschaler Wert für das Hohlraumvolumen als Gasspeicher angenommen:

- Anteil des Gasspeichers am Hohlraumvolumen in Zentralteil und Restgrube: 20 %.

Aufgrund der relativ großen Volumina in diesen Bereichen reicht dieser Hohlraum zur Aufnahme aller entstehenden Gase aus.

Das Nordfeld besteht im Wesentlichen aus zwei Strecken. Die dort eingelagerten Abfälle befinden sich teils in Fässern oder vergleichbaren Gebinden, der Rest liegt in loser Form vor. Mangels genauerer Kenntnis der Verhältnisse wird angenommen, dass sich das gesamte Hohlraumvolumen im Abfall von 1110 m^3 jeweils zur Hälfte innerhalb von geschlossenen Gebinden und in losen Materialien befindet. Für die erste Hälfte wird ein Gasspeicheranteil von 50 % des Hohlraumvolumens angenommen, die zweite Hälfte wird wie Salzgrus mit einem Haftgasanteil von 16 % des Porenvolumens behandelt. Ein zusätzliches Gasspeichervolumen resultiert aus der Firstrauigkeit. Dies wird durch Multiplikation der Grundfläche des Einlagerungsbereichs mit einer angenommenen Schichtdicke von 0,1 m abgeschätzt. Das Gasspeichervolumen im Nordfeld errechnet sich damit gemäß Tabelle 7.21. Danach beträgt der Gasspeicheranteil am Hohlraumvolumen im Nordfeld 28,7 %. Für die Modellrechnungen wird ein gerundeter Wert verwendet:

- Anteil des Gasspeichers am Hohlraumvolumen im Nordfeld: 30 %

Tab. 7.21 Gasspeichervolumen im Nordfeld

	Volumen [m^3]	Gasspeicher [m^3]
Hohlraumvolumen im Abfall	1110	
- in geschlossenen Gebinden	555	278
- in losen Abfällen	555	89
Firstrauigkeit	76	76
Summe		443
Gesamthohlraum im Einlagerungsbereich	1537	443

7.5 Modellierung der Konvergenz

Durch den Konvergenzprozess werden die Abmessungen und Volumina von Grubenbauen im Laufe der Zeit verringert. Bei Grubenbauen im Salzgebirge wird die Konvergenzgeschwindigkeit durch den Druck des Gebirges und die Kriechfähigkeit des Salzgesteins bestimmt. Durch den Druck von Fluiden wird der Konvergenzprozess behindert. Sowohl eingedrungene Lösungen als auch eingeschlossenes Gas verursachen einen Fluiddruck. Wegen der gleichartigen Wirkung werden hierfür im Folgenden nur die Begriffe Fluid und Fluiddruck verwendet, außer wenn nur Gase oder nur Flüssigkeiten gemeint sind.

Neben dem Fluiddruck kann auch das im Grubenbau vorhandene Material die Konvergenz behindern. Eine solche Stützwirkung ist von Salzgrusversatz und von anderen Versatzstoffen sowie vom eingebrachten Abfall zu erwarten. Ein Modellansatz für die zeitabhängige Stützwirkung ist derzeit nur für Salzgrusversatz vorhanden. Die anderen kompaktierbaren Materialien werden in analoger Weise behandelt. Für Salzbeton und für Magnesiabeton wird von einer vollständigen Stützwirkung ausgegangen, sodass eine Konvergenz nicht zu betrachten ist.

Im Folgenden wird zunächst der allgemeine Ansatz für die Konvergenz von Grubenbauen dargestellt. Anschließend werden die verschiedenen Stützwirkungen beschrieben. Abschließend wird der Datensatz für die Modellierung der Konvergenz dargestellt.

7.5.1 Konvergenz eines Grubenbaus

Der allgemeine Konvergenzansatz beschreibt die Volumenreduktion eines unversetzten oder auch eines versetzten Grubenbaus. Die Volumenänderung pro Zeiteinheit durch die Konvergenz berechnet sich nach der Beziehung

$$\frac{d}{dt}V(t) = -K(t) \cdot V(t), \quad (7.5)$$

wobei $K(t)$ die Konvergenzrate und $V(t)$ das Volumen des Grubenbaus zur Zeit t ist. Die Konvergenzrate hängt im Allgemeinen vom aktuellen Fluiddruck $p(t)$ und bei kompaktierbarem Versatzmaterial von dessen Porosität $\phi(t)$ ab. Eine Temperaturabhängigkeit der

Konvergenzrate wird für das Endlager Morsleben nicht betrachtet. Näherungsweise wird für die Konvergenzrate ein Produktansatz verwendet, bei dem die einzelnen Faktoren jeweils nur vom Fluiddruck oder nur von der Porosität abhängen,

$$K(p, \phi) = K_{\text{lok}} \cdot f_p(p) \cdot f_\phi(\phi) \quad (7.6)$$

Die Größe K_{lok} ist die lokale Konvergenzrate, die sich in dem betrachteten unverfüllten Grubenbau ohne Fluiddruck und ohne Stützwirkung eines Versatzes einstellt. Die weiteren Faktoren beschreiben die in den folgenden Kapiteln diskutierten Abhängigkeiten:

- Stützwirkung des Fluiddrucks und
- Stützwirkung des Versatzmaterials.

Im Allgemeinen ist eine deutliche Abhängigkeit der Konvergenzrate von der Teufe zu erwarten. Diese beruht zum einen auf dem mit der Teufe zunehmenden Gebirgsdruck, zum anderen auf der ebenfalls zunehmenden Gebirgstemperatur. Eine solche Abhängigkeit der Konvergenzrate ist in der Salzstruktur Morsleben jedoch nicht zu beobachten. Dies wird unter anderem durch die zahlreichen Anhydritvorkommen verursacht.

Die Konvergenz ist in den einzelnen Bereichen der Grubengebäude wegen des unterschiedlichen Durchbaugrades und der verschiedenen Salzgesteine unterschiedlich. Daher werden unterschiedliche lokale Konvergenzraten K_{lok} für die einzelnen Bereiche betrachtet. Für die Beeinflussung der Konvergenzrate durch den Fluiddruck und die Stützwirkung des Versatzes wird jedoch überall der gleiche Ansatz verwendet.

7.5.2 Stützwirkung durch Fluiddruck

Der Fluiddruck in einem Grubenbau entspricht zu Anfang dem Atmosphärendruck. Die Funktion f_p beschreibt die Abhängigkeit der Konvergenzrate vom Fluiddruck und hat bei vernachlässigter Teufenabhängigkeit die gegenüber [41] vereinfachte Form

$$f_p(p(t)) = \left(\frac{p_G - p(t)}{p_G} \right)^m \quad (7.7)$$

Die Konvergenzrate ist demnach abhängig von der Differenz zwischen dem Gebirgsdruck p_G und dem Fluiddruck $p(t)$. Der Exponent m folgt aus dem Stoffgesetz zur Beschreibung des stationären Kriechens von Steinsalz. Wegen der Zeitabhängigkeit des Druckes p ist die Konvergenzrate K damit implizit zeitabhängig.

In der lösungsgefüllten Restgrube ist der Fluiddruck etwa gleich dem dort anstehenden hydrostatischen Druck, gegebenenfalls etwas erhöht um den hydrodynamischen Druck, der durch das Auspressen der Flüssigkeit über den Strömungswiderstand der Wegsamkeit im Hutgestein erzeugt wird. Im Einlagerungsbereich wird der Fluiddruck in der Zutrittsphase durch die eingeschlossenen Gase, die zugeflossene Flüssigkeitsmenge und die Größe des Hohlraums bestimmt.

Die Konvergenzrate in den flüssigkeitsgefüllten Grubenbauen in unterschiedlichen Teufen ist vom jeweiligen Gebirgsdruck und vom jeweiligen hydrostatischen Druck abhängig. Der hydrostatische Druck kann aus der Dichte der Flüssigkeit und der anstehenden Flüssigkeitssäule bestimmt werden. Der Gebirgsdruck in der jeweiligen Teufe ist jedoch nicht ausreichend bekannt. Da jeweils die Differenz zwischen beiden Größen in die Berechnung der Konvergenzrate eingeht, ist eine Berücksichtigung der teufenabhängigen Drücke nicht sinnvoll. Stattdessen wird das Konzept einer Referenzteufe verfolgt, wobei ein Referenzgebirgsdruck und ein hydrostatischer Referenzdruck verwendet werden. Hierdurch werden die Vorgänge in den Grubengebäuden im Mittel gut beschrieben.

7.5.3 Stützwirkung durch Salzgrus

In einem Grubenbau mit kompaktierbarem Versatz baut sich mit fortschreitender Kompaktion ein Stützdruck auf, der die Konvergenz zunehmend behindert. Für Salzgrus wird die Stützwirkung als Funktion der Porosität des Versatzmaterials dargestellt. Mit abnehmender Porosität wird der Konvergenz ein wachsender Widerstand entgegen gesetzt. Für diese Abhängigkeit $f_\phi(\phi)$ der Konvergenzrate von der Porosität wurde in [82] der folgende Ansatz abgeleitet,

$$f_\phi(\phi) = \phi \cdot \left(1 - \frac{\phi}{\phi_r} \right) \left[\left(1 - \frac{\phi}{\phi_r} \right)^2 + \left[\phi \cdot \left(1 - \frac{\phi}{\phi_r} \right) - \frac{\phi}{\phi_r} \right]^{1/m} \right]^{-m} \quad \text{für } \phi < \phi_r \quad (7.8)$$

Die Größe ϕ_r wird als Referenzporosität bezeichnet. Sie kennzeichnet die Porosität, bei der eine Stützwirkung des Versatzes einsetzt. Im Grenzfall $\phi \rightarrow \phi_r$ strebt die Funktion f_ϕ gegen 1, und es gilt neben der Beziehung 7.8 auch

$$f_\phi(\phi) = 1 \quad \text{für } \phi \geq \phi_r. \quad (7.9)$$

Die Herleitung dieser Beziehung verwendet ebenfalls das Stoffgesetz für stationäres Kriechen von Steinsalz, daher ist der Exponent m in den Gleichungen 7.7 und 7.8 identisch. Eine Abhängigkeit von der Feuchte des Versatzmaterials ist in dem Ansatz nicht enthalten. Für die Referenzporosität ϕ_r wird in den gesamten Grubengebäuden der gleiche Wert verwendet. Da die Porosität ϕ im Allgemeinen zeitabhängig ist, ergibt sich für die Konvergenzrate K über die Porosität ebenfalls eine implizite Zeitabhängigkeit.

7.5.4 Stützwirkung von Salz- und Magnesiabeton

Der Salzbeton und die Magnesiabeton-Abdichtung im Ostfeld liegen in den Grubenbauen in größeren zusammenhängenden Blöcken vor und füllen die Grubenbaue weitgehend aus. Daher ist zu erwarten, dass auch über lange Zeiten nur ein Teil des Betons korrodiert und seine Festigkeit einbüßt. Eine Kompaktion dieses korrodierten Betons kann im Vergleich zu dem verbleibenden intakten Beton vernachlässigt werden. Demzufolge wird in den mit Salz- und Magnesiabeton verfüllten Volumina eine Konvergenz nicht betrachtet.

7.5.5 Stützwirkung von Materialien in den Einlagerungsgrubenbauen

Der Inhalt der Einlagerungsgrubenbaue ist im Allgemeinen nicht homogen. Er besteht aus Abfallgebinden, Salzgrus, Salzbeton, Pudersalz und BFA. In einigen Fällen sind Teilbereiche der Einlagerungsgrubenbaue auch unversetzt. Diejenigen Teile von Einlagerungsgrubenbauen, die mit Salzbeton verfüllt sind, werden in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht berücksichtigt, da sie keine Veränderungen erfahren.

Die Stützwirkung durch den Inhalt der inhomogen verfüllten Grubenbaue ist durch einen geeigneten Modellansatz zu beschreiben. Ein Modell zur Beschreibung der Stützwirkung durch Salzgrus liegt vor. Dieser Ansatz wird auch für Pudersalz verwendet. Die Stützwirkung des Abfalls und der BFA wird nachfolgend im Vergleich zu derjenigen von Salzgrus diskutiert.

Die Abfallgebilde bestehen zum großen Teil aus Rollreifenfässern sowie zu einem geringen Anteil aus „Verlorenen Betonabschirmungen“ (VBAs) und aus losen Abfällen. Der Inhalt der Rollreifenfässer besteht aus zementierten Abfällen oder aus losen Abfällen.

Von den losen Abfällen ist keine signifikante Stützwirkung zu erwarten. Von den zementierten Abfällen und den Betonabschirmungen ist bei Anwesenheit von Salzlösungen über längere Zeiten ebenfalls keine signifikante Stützwirkung zu erwarten, da das Material durch Korrosionsprozesse seine Festigkeit verliert. Die Korrosion wird auch die Festigkeit der Rollreifenfässer beeinträchtigen, sodass für diese ebenfalls nicht von einer signifikanten Stützwirkung auszugehen ist. Zusammenfassend lässt sich für alle Abfallgebilde langfristig keine signifikante Stützwirkung ableiten.

Die BFA wird mit eindringenden Lösungen reagieren, und es wird ein ähnliches Material wie die zementierten Abfälle entstehen. In zwei Abbauen des Südfeldes hat dieser Prozess durch das Einbringen von flüssigem Abfall zum Teil schon stattgefunden. Die Stützwirkung der verfestigten BFA wurde im Labor untersucht [37]. Die Messungen ergaben eine deutliche Stützwirkung des abgebundenen Materials. Bei einem langfristigen Kontakt mit Salzlösungen wird das Material jedoch durch Korrosionsprozesse seine Festigkeit verlieren, sodass auch hier von keiner langfristig signifikanten Stützwirkung ausgegangen werden kann.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sowohl für die Abfallgebilde als auch für die BFA langfristig keine signifikante Stützwirkung zu erwarten ist. In beiden Fällen ist jedoch die Stützwirkung des vorhandenen Feststoffs in Form einer losen Schüttung zu betrachten. Hierfür und somit auch für den gesamten Einlagerungsgrubenbau wird von dem gleichen Ansatz wie für Salzgrus ausgegangen.

7.5.6 Modellierung der Konvergenz eines Einlagerungsgrubenbaus

In einem Einlagerungsgrubenbau, der neben Abfallbehältern auch Versatz und unverfüllte Bereiche enthält, lässt sich die Stützwirkung der Materialien ebenfalls durch den Ansatz 7.8 beschreiben, wobei die Versatzporosität ϕ durch eine mittlere Porosität ϕ_m ersetzt wird. Diese ergibt sich als Verhältnis von Hohlraumvolumen zu Gesamtvolumen zu

$$\phi_m = \frac{(V_K - V_S) - \phi_S \cdot V_S - (V_B - V_H)}{V_K} \quad (7.10)$$

Hierbei ist V_K das gesamte aufgefahrene Volumen des Grubenbaus, ϕ_S die Porosität des eingebrachten Versatzes, V_S das Volumen des Versatzes, V_B das gesamte Abfallvolumen und V_H das Hohlraumvolumen in den Abfällen. Dabei ist $V_K - V_S - V_B$ das Volumen des unverfüllten Bereichs im Einlagerungsgrubenbau.

Solange $\phi_m \geq \phi_r$ ist, gibt es keine Stützwirkung durch das Material im Einlagerungsgrubenbau. Dies ist im Allgemeinen der Fall, solange der unverfüllte Bereich im Grubenbau noch vorhanden ist. Oft ist auch nach dem Verschwinden des unverfüllten Teils des Grubenbaus die mittlere Porosität noch größer als ϕ_r , wenn z.B. die Versatzporosität $\phi_S > \phi_r$ ist und Abfälle mit einem großen Hohlraumvolumen V_H eingelagert worden sind.

Hinsichtlich der Bestimmung der mittleren Porosität lässt sich Gleichung 7.10 vereinfachen, da sich das Feststoffvolumen im Grubenbau nicht verändert

$$V_{\text{Feststoff}} = (1 - \phi_S) \cdot V_S + (V_B - V_H) = \text{konstant} \quad (7.11)$$

Somit ergibt sich für die mittlere Porosität des Grubenbaus

$$\phi_m(t) = \frac{V_K(t) - V_{\text{Feststoff}}}{V_K(t)} \quad (7.12)$$

Zur Beschreibung des Konvergenzverhaltens offener und versetzter Grubenbaue werden diese getrennt behandelt. Auch Grubenbaue mit deutlich unterschiedlichem Verfüllgrad und unterschiedlichen Versatzmaterialien können getrennt behandelt werden. In Einlagerungsgrubenbauen wird die Stützwirkung mithilfe der erläuterten mittleren Porosität

sität beschrieben, die sich aus den verschiedenen Versatzarten und dem Abfall ergibt und sich daher von der Versatzporosität der benachbarten Grubenbaue unterscheidet. Die gesamte Volumenänderung ergibt sich aus der Summe über alle Grubenbaue.

7.5.7 Datensatz für die Modellierung der Konvergenz

Die in dem Konvergenzmodell zu verwendenden Drücke werden aus Teufenlagen und Materialdichten ermittelt. Für die Ermittlung des Gebirgsdrucks wird von einem mittleren Wert für die Dichte der überlagernden Gesteine ausgegangen. Für die Ermittlung des hydrostatischen Drucks nach der Auffüllung der Grubengebäude werden die Dichten von Süßwasser und Salzwasser herangezogen. Die verwendeten Werte zu den Dichten und Teufenlagen sind in Tabelle 7.22 angegeben.

Als Referenzteufe wird das Niveau der 3. Sohle herangezogen, da diese in der Vertikalen etwa die Mitte des Volumens der aufgefahrenen Grubenbaue darstellt. Auf diese Teufe werden der Gebirgsdruck und der hydrostatische Druck in der lösungsgefüllten Restgrube bezogen. Der Gebirgsdruck folgt aus der Mächtigkeit des Gebirges über dem Referenzniveau und der mittleren Dichte ρ_S des Gesteins zu

$$p_G = g\rho_S(z_O - z_{ref}) \quad (7.13)$$

Die Mächtigkeit des Gebirges bestimmt sich aus dem Niveau der Geländeoberkante z_O und der Referenzteufe z_{ref} . Dabei wird das Niveau der Geländeoberkante durch Mittelung der Werte für Marie und Bartensleben auf +131 m NN festgelegt. Für den Gebirgsdruck ergibt sich somit ein Wert von 10,0 MPa.

Der hydrostatische Druck ergibt sich aus dem Gewicht der Flüssigkeitssäule zwischen Referenzniveau und Grundwasserspiegel. Hierbei wird angenommen, dass vom Referenzniveau bis zum Salzspiegel IP21-Lösung und oberhalb des Salzspiegels Süßwasser ansteht. Der hydrostatische Druck ergibt sich dann zu

$$p_{hyd} = g[\rho_W(z_{GW} - z_{SP}) + \rho_L(z_{SP} - z_{ref})] \quad (7.14)$$

Für den hydrostatischen Druck ergibt sich somit ein Wert von 4,9 MPa.

Tab. 7.22 Parameter zur Ermittlung der Drücke

Parameter	Bedeutung	Dimension	Wert
g	Erdbeschleunigung	$[m/s^2]$	9,81
ρ_W	Dichte von Süßwasser	$[kg/m^3]$	1 000
ρ_L	Dichte der Referenzlösung	$[kg/m^3]$	1 207
ρ_S	mittlere Gesteinsdichte	$[kg/m^3]$	2 200
z_O	Niveau der Geländeoberkante	[mNN]	+131
z_{GW}	Niveau des Grundwasserspiegels	[mNN]	+108
z_{SP}	Niveau des Salzspiegels	[mNN]	-140
z_{ref}	Referenzniveau	[mNN]	-332
z_G	Repräsentative Teufenlage	[mNN]	-332

Als repräsentative Teufenlage wird dasjenige Niveau bezeichnet, auf dem die gesamten Grubengebäude im Modell lokalisiert sind. Dafür wird im Referenzfall das Referenzniveau zugrunde gelegt. Weitere Daten zur Beschreibung des Konvergenzprozesses sind in der Tabelle 7.23 zusammengestellt. Der Spannungsexponent m im Konvergenzansatz folgt aus dem Stoffgesetz zur Beschreibung des stationären Kriechens von Steinsalz und wird mit $m = 5$ angesetzt. Die Größe ϕ_r wird als Referenzporosität bezeichnet und kennzeichnet die Porosität, bei der eine Stützwirkung des Versatzmaterials einsetzt. Es wird für alle versetzten Grubenbaue ein einheitlicher Wert von $\phi_r = 0,3$ angenommen [82].

In die Berechnung der zeitlichen Entwicklung der Volumina und der Versatzporositäten gehen jeweils deren Anfangswerte ein. In den Einlagerungsgrubenbauen besteht der Versatz aus Salzgrus und BFA. Da die Rechenmodelle von einem homogenen Versatzmaterial ausgehen, werden Anfangswerte für das Versatzgemisch aus Salzgrus und BFA benötigt. Die verwendeten Werte der Anfangsporositäten von Salzgrusversatz und von BFA sind den Tabellen 7.4 bis 7.6 entnommen und in der Tabelle 7.23 mit aufgeführt.

Die entsprechenden Werte für das Versatzgemisch werden aus den Porositäten von Salzgrus und BFA unter Gewichtung mit den jeweiligen Versatzvolumina in den Einlagerungsgrubenbauen gebildet. Die Werte für die Versatzvolumina der Einlagerungsgrubenbaue werden der Tabelle 3.7 entnommen. Die sich ergebenden Werte werden als Anfangswert für ϕ_S in der Beziehung 7.10 benötigt.

Tab. 7.23 Daten für den Konvergenzansatz

Parameter	Bedeutung	Wert
K_{ref}	Referenzkonvergenzrate [1/a]	$4,0 \cdot 10^{-5}$
m	Spannungsexponent [-]	5
ϕ_r	Referenzporosität [%]	30,0
ϕ_{Salzgrus}	Anfangsporosität von Salzgrusversatz [%]	40,0
ϕ_{BFA}	Anfangsporosität von BFA [%]	37,0
$\bar{\phi}_{\text{WF}}$	Anfangsporosität Versatzgemisch Einlagerungsbau WF [%]	39,3
$\bar{\phi}_{\text{SF}}$	Anfangsporosität Versatzgemisch Einlagerungsbau SF [%]	38,9
$\bar{\phi}_{\text{OF}}$	Anfangsporosität Salzgrusversatz Einlagerungsbau OF [%]	40,0

Zur Ermittlung von Konvergenzraten wurden 13 Messstellen in der Grube Bartensleben ausgewertet [29]. Ein Zusammenhang zwischen Konvergenzraten von Grubenbauen und der Tiefe konnte hierbei nicht festgestellt werden. Aufgrund der geologischen und gebirgsmechanischen Verhältnisse unterscheiden sich die Konvergenzraten in den einzelnen Grubenbereichen.

Die Festlegung der Konvergenzraten für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit stützt sich auf gebirgsmechanische Rechnungen [26]. Im Rahmen dieser Konvergenzberechnungen wurden Verformungsmessungen aus der geotechnischen Betriebsüberwachung vergleichend herangezogen [24]. Die gebirgsmechanischen Rechnungen für die Einlagerungsbereiche sowie für die Restgrube (Teilbereiche Bartensleben und Marie) berücksichtigen jeweils auch die Verfüllung der umgebenden Grubenbaue nach [25]. Außerdem wurde die zeitliche Entwicklung der Konvergenzraten ermittelt. Als Referenzkonvergenzrate wird der in der Tabelle 7.23 angegebene Wert von $4,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ verwendet, der sich für den Teilbereich Bartensleben der Restgrube ergibt.

Aufgrund der Stützwirkung des Atmosphärendrucks ergibt sich in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit eine Anfangskonvergenzrate, die geringfügig unter diesem Wert liegt, wobei diese geringe Abweichung vernachlässigbare Auswirkungen auf die Modellrechnungen hat. Die in [58] angegebenen lokalen Konvergenzraten K_{lok} für unverfüllte Grubenbaue unter Atmosphärendruck werden programmtechnisch mithilfe von Korrek-

turfaktoren aus der Referenzkonvergenzrate K_{ref} berechnet. Tabelle 7.24 enthält die einzelnen Korrekturfaktoren für die lokalen Konvergenzraten in den einzelnen Bereichen der Grubengebäude.

Tab. 7.24 Bereichsspezifische Korrekturfaktoren für die Konvergenz

Grubenbereich	Wert
Einlagerungsbereich Westfeld	0,125
Einlagerungsbereich Südfeld	1,0
Einlagerungsbereich Ostfeld	0,25
Einlagerungsbereich Nordfeld	1,0
Einlagerungsbereich Zentralteil	0,2
Sonstige Restgrube Bartensleben	1,0
Sonstige Restgrube Marie	1,0
Mischungsbereich Bartensleben	0,2
Mischungsbereich Marie	0,5

7.6 Selbstversatz durch Abschalungen

In unversetzten Grubenbauen kann es durch Abschalungen zur sukzessiven Auffüllung der Grubenbaue kommen. Dadurch wird ein unversetzter Grubenbau in einen versetzten Zustand überführt, wobei der Versatz aus dem durch Abschalungen entstehenden Haufwerk besteht. Durch die Abschalungen allein wird das Volumen des Grubenbaus größer, während der unversetzte Teil des Grubenbaus durch Auffüllen mit Haufwerk verkleinert wird. Die Größe des Hohlraums wird durch den Prozess der Abschaltung nicht verändert. Erst durch die Konvergenz wird der Hohlraum des Grubenbaus verkleinert.

Nachfolgend wird ein Modell vorgestellt, welches den Selbstversatz eines anfänglich un-gefüllten Grubenbaus durch Abschalungen beschreibt. Anhand eines Beispiels werden die Auswirkungen des Selbstversatzes auf das Hohlraumvolumen und auf den Fluidstrom aus einem mit Lösung gefüllten Grubenbau bestimmt. Des Weiteren wird die Sensitivität des Modells bezüglich der Modellparameter anhand von Varianten dargestellt.

7.6.1 Modellannahmen

Dem Modell zur Beschreibung des Selbstversatzes eines Grubenbaus durch Abschalungen liegen folgende Annahmen zugrunde:

- das Volumen des abgeschalteten Gesteins ist proportional zur konvergenzbedingten Volumenänderung des Grubenbaus,
- es bildet sich ein Haufwerk aus Gesteinsbrocken, das ein größeres Volumen als das abgeschaltete Salzgestein einnimmt,
- das Haufwerk aus Gesteinsbrocken wird nicht kompaktiert, solange noch ein unversetzter Teil des Grubenbaus zur Verfügung steht.

Ist der Grubenbau vollständig mit Haufwerk aufgefüllt, wird er wie ein versetzter Grubenbau behandelt:

- es finden keine Abschalungen mehr statt,
- das Haufwerk wird durch Konvergenz kompaktiert,
- die Stützwirkung des Versatzes setzt ein, wenn dessen Porosität kleiner als die Referenzporosität wird,
- die Referenzporosität hat den gleichen Wert wie beim Versatz aus Salzgrus.

7.6.2 Modellierung der Abschalungen

Entsprechend den Modellannahmen gibt es keine Stützwirkung des Haufwerks, solange noch ein unversetzter Teil des Grubenbaus vorhanden ist. Daher wird die Konvergenz in der Anfangsphase wie die eines unversetzten Grubenbaus modelliert. Die Konvergenz nach der vollständigen Auffüllung des Grubenbaus mit Haufwerk aus Gesteinsbrocken wird wie die eines versetzten Grubenbaus modelliert.

Die Volumenänderung pro Zeiteinheit durch Konvergenz eines Grubenbaus berechnet sich nach der Beziehung

$$\frac{d}{dt}V(t) = -K \cdot V(t), \quad (7.15)$$

wobei K die Konvergenzrate und V das Volumen des Grubenbaus bezeichnet. Die Konvergenzrate ist eine Funktion des Fluiddrucks im Grubenbau und gegebenenfalls der Porosität des Versatzes, d.h. im vorliegenden Fall des Haufwerks

$$K(p, \phi) = K_{\text{lok}} \cdot f_p(p) \cdot f_\phi(\phi). \quad (7.16)$$

Die Größe K_{lok} ist die lokale Konvergenzrate, die in einem unversetzten Grubenbau ohne Fluiddruck wirkt. Die beiden Stützfunktionen $f_p(p)$ für den Fluiddruck p und $f_\phi(\phi)$ für den Versatz mit der Porosität ϕ sind in Kapitel 7.5.2 bzw. 7.5.3 erläutert. Die in Kapitel 7.5.3 diskutierte Funktion $f_\phi(\phi)$ beschreibt die Stützwirkung von Versatz, der sich bei Kompaktion wie Salzgrus verhält. Im vorliegenden Fall von abgeschaltem, zerbrochenem Salzgestein wird der gleiche Ansatz verwendet.

Der kombiniert ablaufende Prozess der Konvergenz und Abschaltung wird zur Modellbildung gedanklich in zwei nacheinander ablaufende Prozesse aufgeteilt. Wie in Abbildung 7.5 skizziert, bewirkt der Konvergenzprozess zunächst eine Verkleinerung des Grubenbaus. Die Abschaltungen vergrößern demgegenüber das Volumen des Grubenbaus, während zugleich das Haufwerk aus abgeschaltem Gestein wächst. Das Haufwerk aus abgeschaltem Gestein nimmt dabei ein größeres Volumen ein als das ursprünglich kompakte Salzgestein. Insgesamt verkleinert die Konvergenz den Hohlraum und die Abschaltung den unversetzten Teil des Grubenbaus.

Innerhalb eines Zeitschritts Δt wird das Volumen des Grubenbaus V durch Konvergenz um $K \cdot V \cdot \Delta t$ verkleinert und durch Abschaltungen um ΔV_A vergrößert. Daraus ergibt sich das Volumen des Grubenbaus zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ zu

$$V(t + \Delta t) = V(t) \cdot [1 - K(t)\Delta t + \Delta V_A(t)] , \quad (7.17)$$

wobei Abschaltungen nur auftreten, solange noch ein unversetzter Teil des Grubenbaus vorhanden ist.

Solange der Grubenbau noch nicht vollständig mit Haufwerk gefüllt ist, wird das Haufwerk aus abgeschaltem Gestein noch nicht kompaktiert. Die Porosität des Haufwerks ϕ_A bleibt folglich konstant, bis das Gebirge auf das Haufwerk aufgelaufen ist. Danach verringert

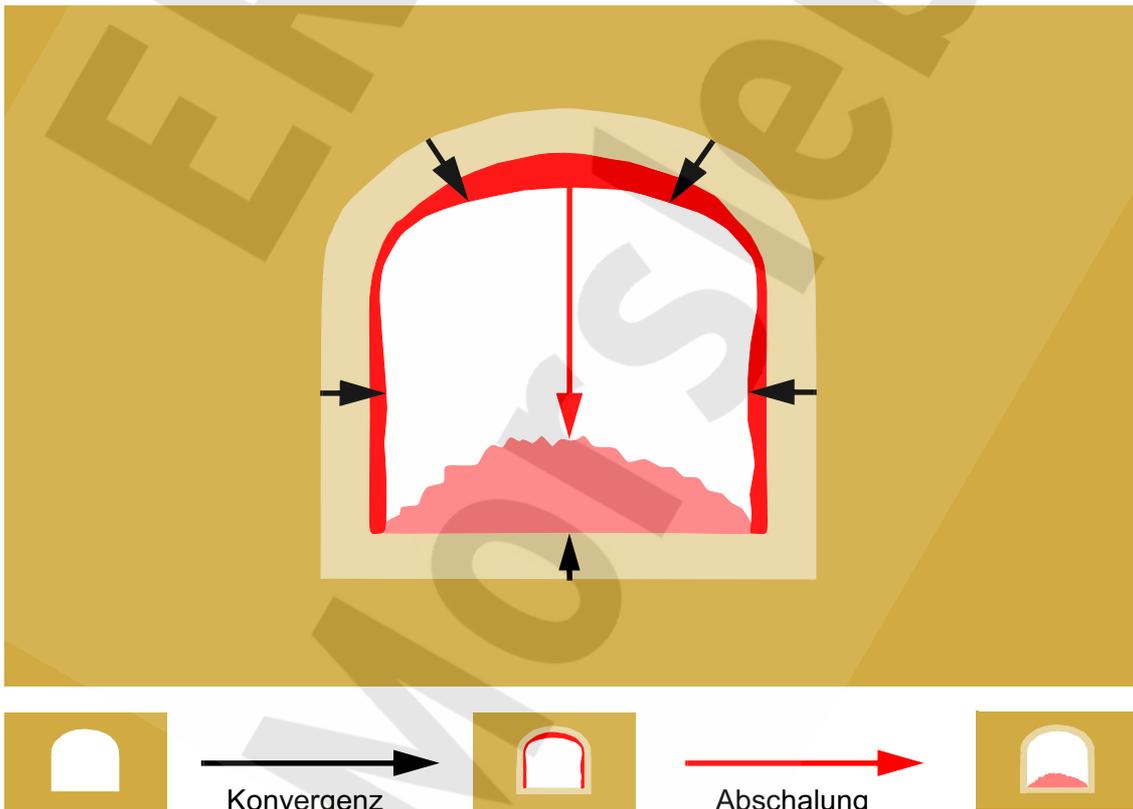


Abb. 7.5 Schematische Darstellung der Volumenänderung eines unversetzten Grubenbaus durch Konvergenz und Abschaltung

sich die Porosität entsprechend der fortschreitenden Kompaktion. Nach Verschwinden des unversetzten Teils des Grubenbaus ist die Porosität ϕ_A des Haufwerks im Allgemeinen zunächst größer als die Referenzporosität ϕ_r , sodass die Stützwirkung des Haufwerks erst zu späteren Zeiten einsetzt. Die Kompaktion des Haufwerks wird wie die von Salzgrusversatz beschrieben. Für das Volumen des Haufwerks V_S folgt

$$V_S(t + \Delta t) = V_S(t) + \frac{\Delta V_A(t)}{1 - \phi_A} \quad \text{für } V_S < V. \quad (7.18)$$

Ist der gesamte Grubenbau mit Haufwerk aufgefüllt, gilt $V = V_S$ und damit für die Zeitentwicklung von V_S

$$V_S(t + \Delta t) = V_S(t) \cdot (1 - K(t) \cdot \Delta t) \quad (7.19)$$

Für das Hohlraumvolumen ergibt sich

$$V_P(t + \Delta t) = V(t)(1 - K(t)\Delta t) - V_A(t) \quad \text{für } V_S < V, \quad (7.20)$$

$$V_P(t + \Delta t) = V_P(t) - V(t)K(t)\Delta t \quad \text{sonst.} \quad (7.21)$$

Für die Menge des im Zeitintervall Δt abgeschalteten Gesteins ΔV_A wird eine Proportionalität zur Volumenänderung durch Konvergenz ΔV angenommen

$$\Delta V_A(t) = \lambda_A \cdot \Delta V(t) = \lambda_A \cdot V(t)K(t)\Delta t \quad \text{für } V_S < V, \quad (7.22)$$

$$\Delta V_A(t) = 0 \quad \text{sonst.} \quad (7.23)$$

Die Proportionalitätskonstante wird spezifische Abschaltung genannt. Mit den Gleichungen 7.18 bis 7.23 kann die jeweilige Zeitentwicklung aller Volumina bestimmt werden.

7.6.3 Ergebnisse von Modellrechnungen

Zum Verständnis der Abläufe bei der modellmäßigen Beschreibung des Selbstversatzes durch Abschalungen werden die folgenden zwei Fälle betrachtet:

Fall 1: Grubenbau ohne Fluiddruck,

Fall 2: Grubenbau mit einem Fluiddruck von 4,9 MPa.

Es wird jeweils ein unversetzter Grubenbau mit einem Anfangsvolumen von $20\,000\text{ m}^3$ betrachtet. Die lokale Konvergenzrate beträgt $K_{\text{lok}} = 4,0 \cdot 10^{-5}\text{ a}^{-1}$. Die spezifische Abschalung wird mit 100% angenommen. Unter dieser Bedingung bleibt das Volumen des Grubenbaus solange konstant, bis nach dem Verschwinden des unversetzten Teils des Grubenbaus keine Abschalungen mehr stattfinden. Die anfängliche Porosität des Haufwerks aus abgeschaltem Gestein wird mit 0,40 angesetzt.

Für den Fall ohne Fluiddruck zeigt Abbildung 7.6 die zeitliche Entwicklung der Volumina des Grubenbaus, des Haufwerks und des unversetzten Teils im Grubenbau. In Abbildung 7.7 wird das Hohlraumvolumen im Grubenbau mit dem eines entsprechenden unversetzten Grubenbaus verglichen, bei dem es nicht zu Abschalungen kommt. Nach 15 000 Jahren ist der Grubenbau mit Haufwerk aus abgeschaltem Gestein aufgefüllt. Nach 18 500 Jahren macht sich die Stützwirkung des Haufwerks bemerkbar, da die Porosität des Haufwerks unter die Referenzporosität $\phi_r = 0,30$ absinkt.

Das Volumen des Grubenbaus mit Abschalungen ist zu jedem Zeitpunkt größer als das Volumen des Vergleichsgrubenbaus, da es den Zuwachs durch Abschalungen beinhaltet. Aufgrund dieses größeren Volumens läuft die Konvergenz im Fall mit Abschalungen schneller ab, solange das Haufwerk nicht stützen kann. Das Hohlraumvolumen nimmt damit zunächst schneller ab.

Das Volumen des unversetzten Teils des Grubenbaus liegt immer unter dem des Vergleichsgrubenbaus, da es durch das Haufwerk verringert wird. Nach 500 000 Jahren ist der Grubenbau mit kompaktem Steinsalz gefüllt, dessen Porosität weniger als 0,1 % beträgt. Wegen der Anfangsporosität des Haufwerks von 40 % beträgt das Volumen des

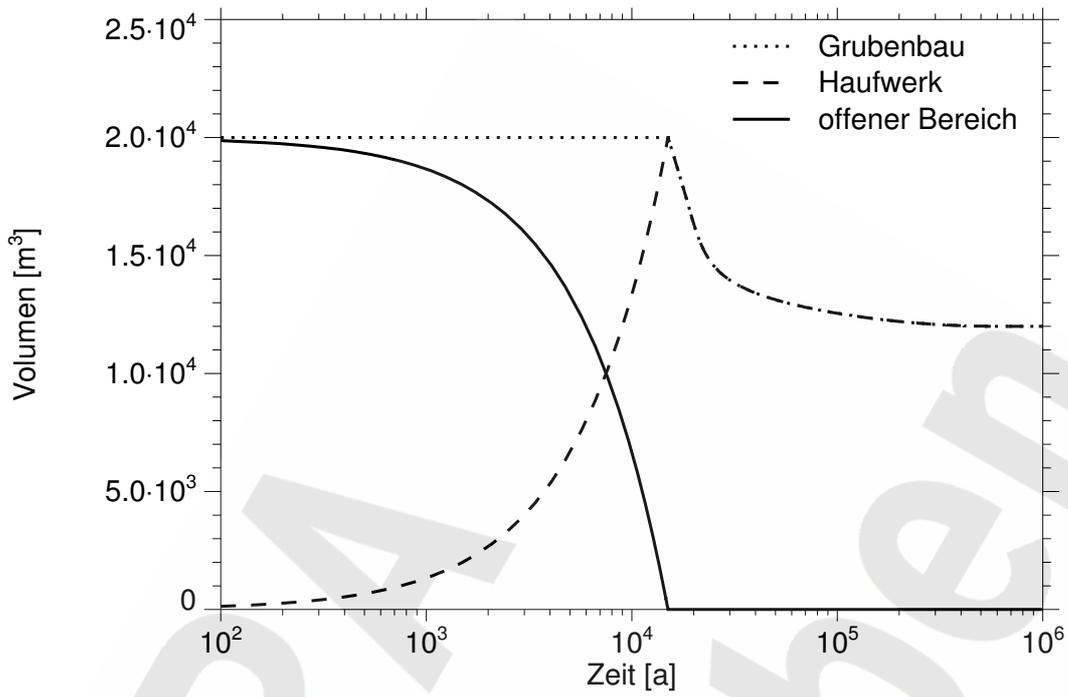


Abb. 7.6 Volumina in einem Grubenbau ohne Fluiddruck

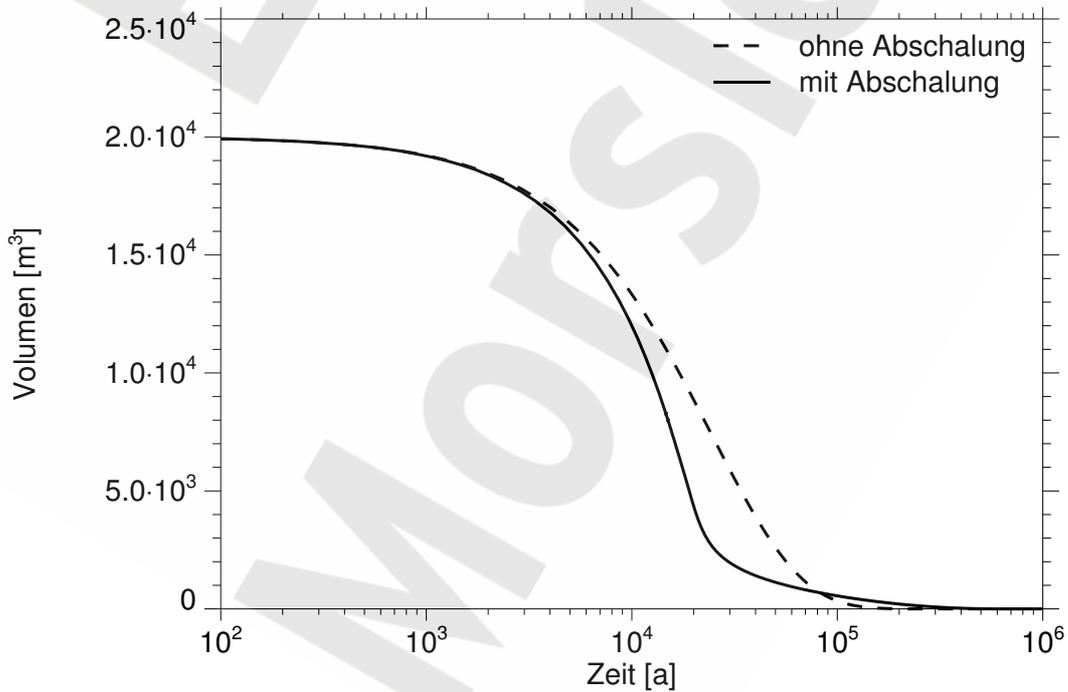


Abb. 7.7 Hohlraumveränderung ohne Fluiddruck

Grubenbaus am Ende genau 60 % des Anfangswertes, gefüllt mit kompaktem Steinsalz. Der Hohlraum nimmt in einem Vergleichsgrubenbau ohne Abschalungen wegen des fehlenden Haufwerks kontinuierlich ab und ist nach 300 000 Jahren verschwunden.

Beim Fall mit Fluiddruck läuft die Konvergenz durch den Fluiddruck behindert ab. Abbildung 7.8 zeigt jeweils die zeitliche Entwicklung der Volumina des Grubenbaus, des Haufwerks und des unversetzten Teils des Grubenbaus. In Abbildung 7.9 wird das Hohlraumvolumen im Grubenbau wieder mit dem eines entsprechenden unversetzten Grubenbaus verglichen, bei dem es nicht zu Abschalungen kommt.

Die Ergebnisse für die Volumina ähneln denen im Fall ohne Fluiddruck. Die Abläufe sind jedoch zu späteren Zeiten verschoben und zeitlich gestreckt. Erst nach 450 000 Jahren ist der Grubenbau mit Haufwerk aufgefüllt, dessen Stützwirkung setzt nach 560 000 Jahren ein. Der Hohlraum des Vergleichsgrubenbaus ohne Abschalungen verschwindet erst nach weit über 1 Mio. Jahren. Auch in diesem Fall nimmt das Hohlraumvolumen, hier mit Fluid gefüllt, zunächst schneller ab als das Hohlraumvolumen des Vergleichsgrubenbaus.

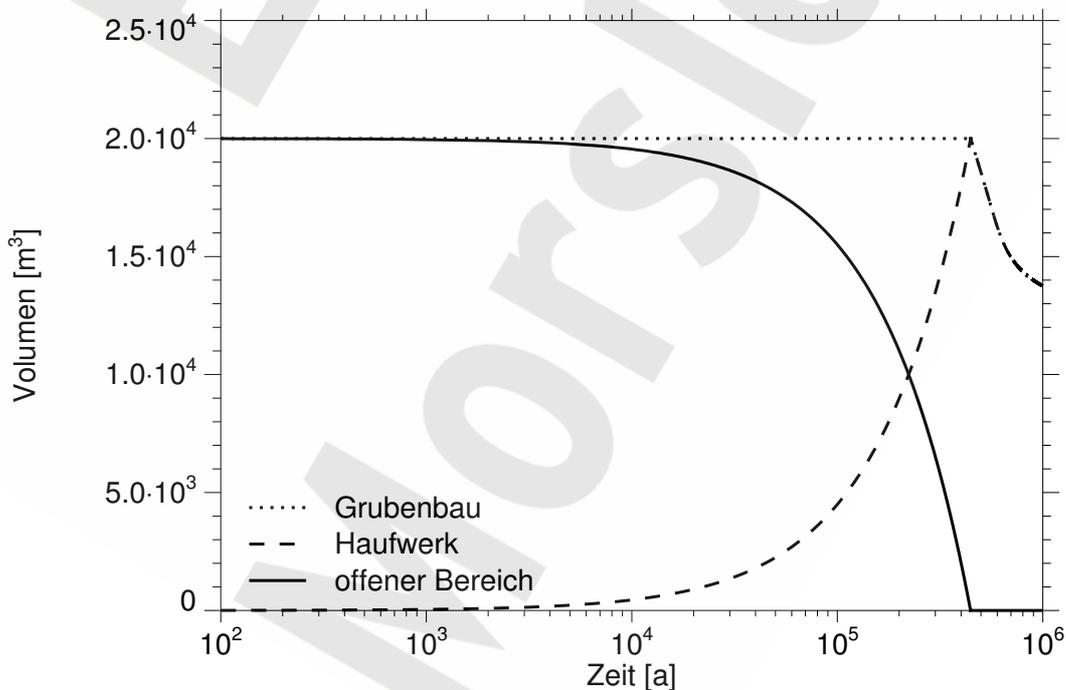


Abb. 7.8 Volumina eines Grubenbaus mit Fluiddruck

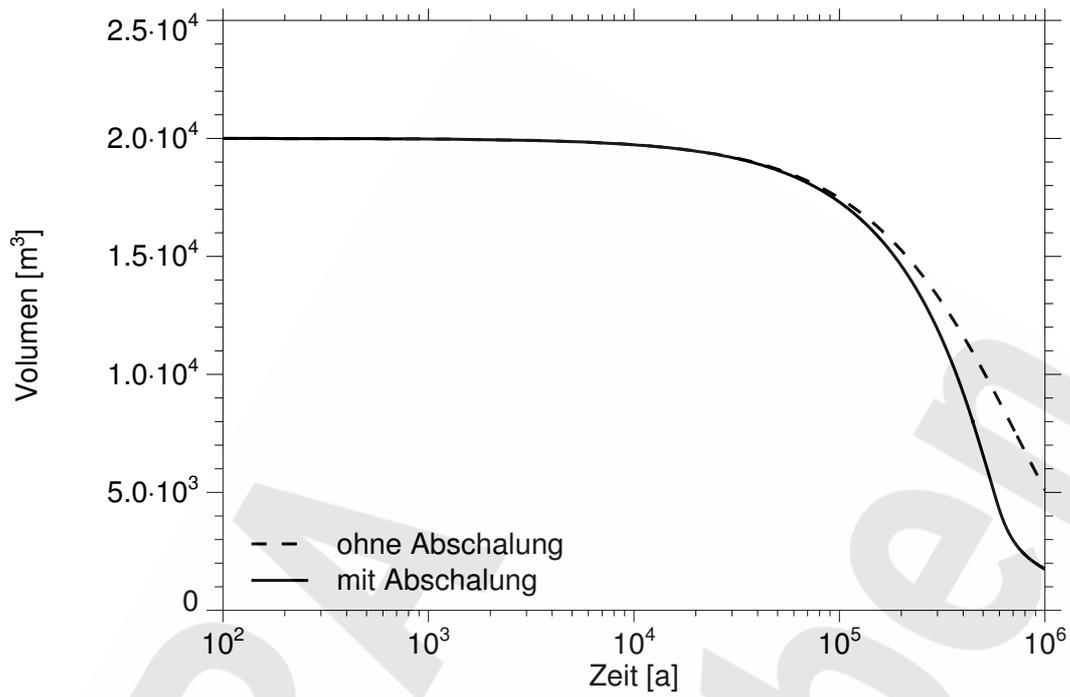


Abb. 7.9 Hohlraumveränderung mit Fluiddruck

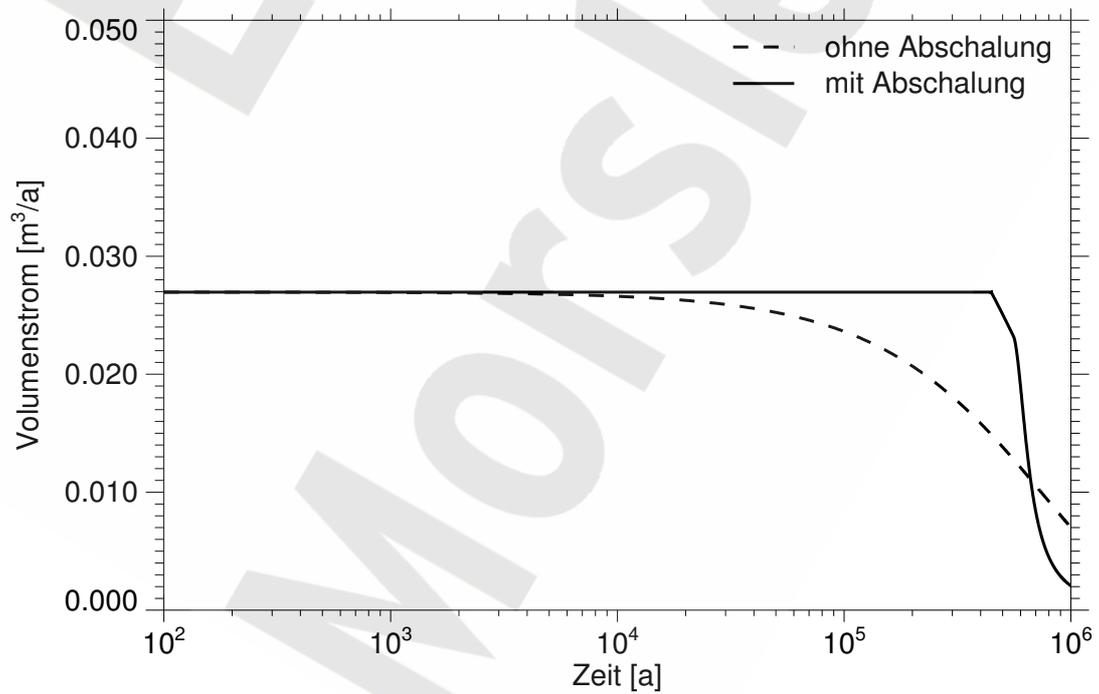


Abb. 7.10 Volumenstrom aus einem fluidgefüllten Grubenbau

Bei einem flüssigkeitsgefüllten Grubenbau führt die anfänglich schnellere Abnahme des Hohlraumvolumens zu einer erhöhten Freisetzung der Flüssigkeit. In der Abbildung 7.10 ist der Flüssigkeitsstrom aus dem fluidgefüllten Grubenbau dargestellt. Der Volumenstrom aus dem Grubenbau mit Abschalungen bleibt über lange Zeit deutlich größer als der aus dem entsprechenden Grubenbau ohne Abschalungen. Nach 450 000 Jahren ist der Grubenbau mit Haufwerk gefüllt und die Abnahme des Volumens des Grubenbaus setzt ein. Erst jetzt geht auch der Volumenstrom zurück. Nach 560 000 Jahren setzt die Stützwirkung des Haufwerks ein, wodurch der Volumenstrom schneller abnimmt.

7.6.4 Variation der Parameter

Im Folgenden wird die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber einer Variation der beiden Parameter λ_A und ϕ_A untersucht. Für drei Varianten von Fall 1 ohne Berücksichtigung des Fluiddrucks ist in der Abbildung 7.11 die Änderung des Hohlraums dem Ergebnis aus Kapitel 7.6.3 gegenübergestellt. Die betrachteten Varianten berücksichtigen folgende Werte der Parameter und werden mit Buchstaben wie folgt bezeichnet:

Referenzfall	1A:	$\lambda_A = 1$	$\phi_A = 0,4$
Variante	1B:	$\lambda_A = 2$	$\phi_A = 0,4$
Variante	1C:	$\lambda_A = 1$	$\phi_A = 0,6$
Variante	1D:	$\lambda_A = 2$	$\phi_A = 0,6$

Zum Vergleich wird der Fall ohne Abschalungen ($\lambda_A = 0$) betrachtet. Die zeitliche Änderung des Hohlraumvolumens reagiert verhältnismäßig unempfindlich gegenüber einer Variation der beiden Parameter λ_A und ϕ_A . Die Abweichung zwischen dem Referenzfall und dem Fall ohne Abschalung ist deutlich größer als die Abweichungen zwischen dem Referenzfall und seinen Varianten.

Äquivalent zum Fall ohne Fluiddruck wurden auch für den Fall 2 mit Berücksichtigung des Fluiddrucks drei Varianten mit den gleichen Parametersätzen wie im Fall ohne Fluiddruck untersucht. Abbildung 7.12 zeigt den Flüssigkeitsstrom bei Variation der beiden Parameter. Hier zeigt sich ein deutlicherer Unterschied zwischen den Varianten. Bei Werten $\lambda_A = 2$ (2B und 2D) steigt der Volumenstrom zunächst an, während er bei $\lambda_A = 1$ (2A und 2C) über lange Zeit konstant bleibt. Eine erhöhte Porosität des Haufwerks (2C und 2D)

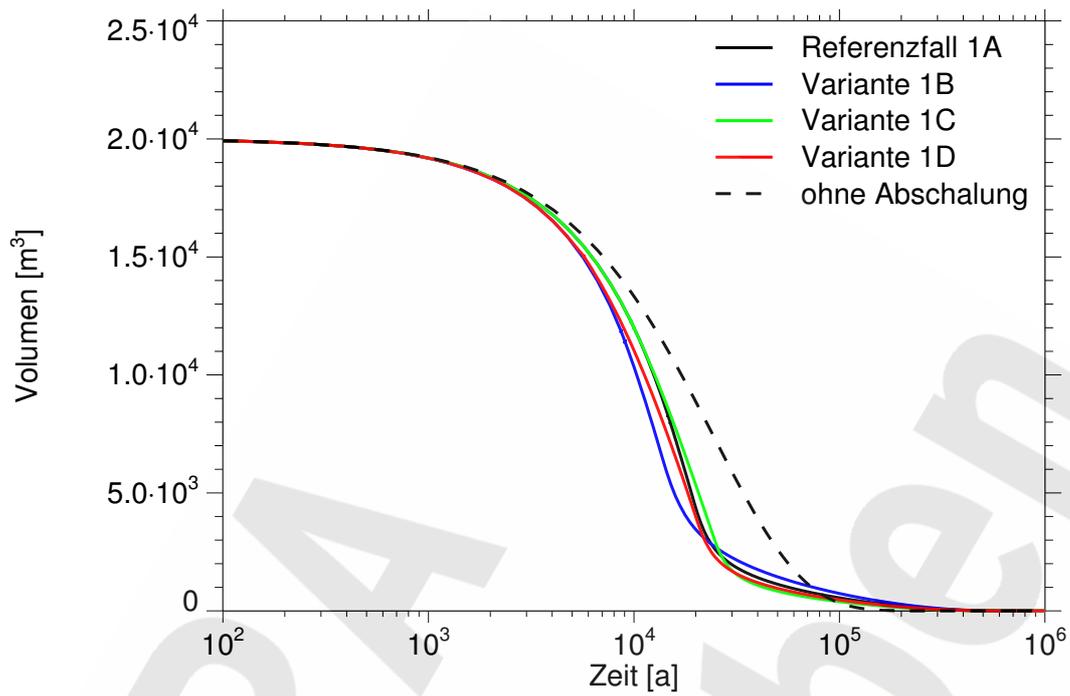


Abb. 7.11 Hohlräumvolumen eines Grubenbaus ohne Fluiddruck

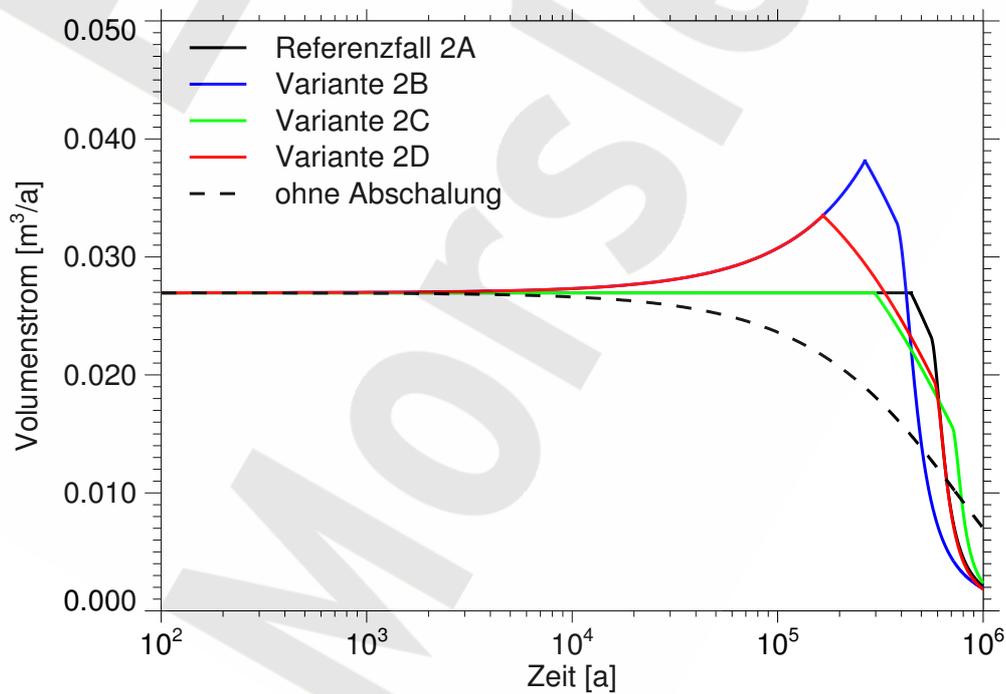


Abb. 7.12 Volumenstrom aus einem fluidgefüllten Grubenbau

führt zu einem früheren Ende der Abschalungen, aber zu einer später einsetzenden Stützwirkung. Damit ergibt sich ein früher abnehmender aber zu späteren Zeiten größerer Volumenstrom als bei kleineren Anfangsporositäten. Bei allen Varianten ist der Volumenstrom über lange Zeit größer als im Vergleichsfall ohne Abschalungen.

7.6.5 Datensatz für die Modellierung des Selbstversatzes

Aus gebirgsmechanischen Modellrechnungen ist bekannt, dass es bei Verletzung des Verbruchkriteriums zu Abschalungen kommt. Ein ausreichend großer Stützdruck durch eingebrachten Versatz oder durch Fluide kann aber die Abschalungen verhindern. Aufgrund der vorangehenden Berechnungen kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass das Ausbleiben von Abschalungen hinsichtlich der Freisetzung von Lösungen durch Auspressen aus einem Grubenbau notwendigerweise konservativ ist. Bei der Modellierung der unversetzten Grubenbaue werden daher die Abschalungen berücksichtigt.

Beobachtungen von Abschalungen in Salzbergwerken lassen keine eindeutige Aussage zu, ob die Abschalung zu einer Verkleinerung oder zu einer Vergrößerung des Volumens des Grubenbaus führt. Daher wird im Referenzfall angenommen, dass die Abschalungen zu keiner Änderung des Volumens eines Grubenbaus führen:

- spezifische Abschalung: $\lambda_A = 1.$

Aus Abschätzungen für das maximale Hochwandern der Abschalungen im Gebirge ergeben sich Porositäten für das Haufwerk von 23 % [60]. Hierbei ist die Kompaktion unter Eigenlast bei vollständiger Auffüllung des Grubenbaus mit Haufwerk berücksichtigt. Bei größeren Porositäten des Haufwerks kommen die Abschalungen eher zum Erliegen. Somit ist dieser Porositätswert als Untergrenze zu verstehen. Als Referenzwert wird bis zum Ende der Abschalungen eine Porosität des Haufwerks von 40 % angesetzt.

- Anfangsporosität des Haufwerks: $\phi = 0,4.$

Die Abschalungen werden bei allen unversetzten und den unversetzt bleibenden Anteilen von Grubenbauen in den abgedichteten Einlagerungsbereichen berücksichtigt.

7.7 Modellierung der Abdichtungen

Durch die Abdichtungen wird nach dem Auffüllen der Restgrube mit Lösung das Eindringen von Lösung in die abgedichteten Einlagerungsbereiche behindert. Mit der Zeit füllen sich die abgedichteten Einlagerungsbereiche mit Lösung auf. Dabei wird das dort vorhandene Hohlräumvolumen nicht vollständig mit Lösung gefüllt, da ein Teil des Volumens von den Gasen, die nach dem Auffüllen der Restgrube produziert wurden aber nicht mehr abfließen können, eingenommen wird. Je nach Lösungszusammensetzung und Material der Abdichtung können die Abdichtungen beim Durchströmen mit Lösung korrodieren und dabei ihre hydraulisch relevanten Eigenschaften verändern. Die Abdichtungen können außerdem den Austritt von Gasen aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen behindern. Für die modellmäßige Beschreibung der Bewegung von Flüssigkeiten ist die Kenntnis des Strömungswiderstands und für diejenige der Gasaustritte die Kenntnis des Gaseindringdrucks der Abdichtungen erforderlich.

Hinsichtlich der Wirksamkeit einer Abdichtung sind neben dem Baumaterial auch die Kontaktzone zum Gebirge und die Auflockerungszone im umgebenden Gebirge zu betrachten. Durch Entfernen der Auflockerungszone vor dem Einbau der Abdichtungen und durch ein geeignetes Einbauverfahren, bei dem gegebenenfalls die Kontaktzone zum Gebirge durch Injektionsmaßnahmen abgedichtet wird, ist sichergestellt, dass die erforderliche integrale Anfangspermeabilität gegeben ist. Grundsätzlich kann im Modell eine Auflockerungszone im umgebenden Gebirge berücksichtigt werden. Von dieser Modelloption wird bei den Modellrechnungen aber nur in einer untersuchten Variante bei der Magnesiabetonabdichtung auf der 4. Sohle des Ostfelds Gebrauch gemacht. Aufgrund der hohen Steifigkeit der Abdichtungen wird deren Kompaktion in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit vernachlässigt.

Die Lösung, die vor den Abdichtungen ansteht, ist durch Kontakt mit Carnallitlagern mehr oder weniger stark an Magnesium aufgesättigt. Die maximal mögliche Magnesiumsättigung entspricht dem Punkt IP21. Aufgrund der komplizierten Verhältnisse in den Grubengebäuden ist es jedoch kaum möglich, die tatsächliche Lösungszusammensetzung genau vorherzusagen. Deshalb werden in den Modellrechnungen verschiedene Lösungszusammensetzungen zwischen magnesiumfreier gesättigter NaCl-Lösung und IP21-Lösung betrachtet. Als Referenzlösung wird eine Lösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung gegenüber IP21-Lösung angenommen. Dieser Wert wurde gewählt, weil eine

solche Lösung beide eingesetzten Abdichtmaterialien angreift. Bezüglich der Dichte und Viskosität dieser Lösung wurde angenommen, dass sie sich durch lineare Interpolation zwischen den bekannten Werten für NaCl-Lösung und IP21-Lösung berechnen lassen.

7.7.1 Messdaten für die Abdichtmaterialien

Mit Ausnahme der Abdichtung zum Ostfeld auf der 4. Sohle werden die Abdichtungen in den Strecken aus Salzbeton hergestellt. Der Salzbeton besteht aus Salzgrus, Zement und Steinkohleflugasche als Bindemittel sowie Wasser. Das Material wird als Pumpversatz in die Grubenbaue eingebracht. Der Salzbeton wurde in Laborversuchen hinsichtlich seiner Permeabilität untersucht. Messungen mit Gas an getrockneten Proben ergaben je nach Manteldruck und Versuchsdauer Permeabilitäten zwischen $1,0 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$ und $5,4 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$. Bei Messungen mit Flüssigkeiten an gesättigten Proben konnte keine Durchströmung gemessen werden. Diesbezügliche Permeabilitäten liegen demnach unter 10^{-23} m^2 . Unter Berücksichtigung bautechnischer Überlegungen wird als Bauwerkspermeabilität für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit von einem Anfangswert von 10^{-18} m^2 ausgegangen.

Der Salzbeton wurde in Laborversuchen auch im Hinblick auf die Porosität untersucht. Messungen an acht Proben ergaben Porositäten zwischen 16,1 % und 19,2 %. Für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird ein Wert von 20 % verwendet.

Der Salzbeton wurde in Laborversuchen auch im Hinblick auf den Gaseindringdruck untersucht. Bis zu einem Druck von 7 MPa konnte kein Eindringen von Gas beobachtet werden. Für das Langzeitverhalten der Abdichtungen ist nicht nur der unbeeinflusste Salzbeton, sondern auch ihr als Folge der Durchströmung veränderter Zustand von Bedeutung. Der Gaseindringdruck wird dann niedriger liegen. Es ist jedoch anzunehmen, dass die auf höheren Sohlen lokalisierten Abdichtungen, die für die Gasfreisetzung von besonderer Bedeutung sind, aufgrund ihrer allgemein größeren Länge länger intakt bleiben als die tiefer liegenden. Die Abdichtungen zwischen dem Einlagerungsbereich Südfeld und dem Mischungsbereich Bartensleben werden jedoch nicht einzeln modelliert, sondern durch eine repräsentative Abdichtung ersetzt. Hierauf wird in Kapitel 7.7.6

eingegangen. Insofern ist die Annahme eines relativ hohen Gaseindringdrucks im Referenzfall gerechtfertigt. Wie sich niedrigere Gaseindringdrücke auswirken, wird bei den langzeitsicherheitsanalytischen Modellrechnungen mit untersucht.

Die Abdichtung zum Ostfeld auf der 4. Sohle wird aus Magnesiabeton hergestellt. Für dieses Material wird ebenfalls angenommen, es habe im Einbauzustand eine Porosität von 20 % und eine Anfangspermeabilität von 10^{-18} m^2 . Da die Gasfreisetzung aus dem Ostfeld primär über die Salzbeton-Abdichtung auf der 2. Sohle erfolgt, wird auch hier der Wert für den Gaseindringdruck von Salzbeton-Abdichtungen verwendet.

7.7.2 Permeabilitätsänderung bei Durchströmung

Die folgende Darstellung der Korrosion von Abdichtungen gilt allgemein für solche aus Salzbeton und Magnesiabeton. Die experimentell abgeleiteten Werte und die Diskussion zu den Experimenten beziehen sich hauptsächlich auf Salzbeton. Die Experimente wurden mit IP21-Lösung durchgeführt. Die Ergebnisse lassen sich aber auf die Referenzlösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung bezogen auf IP21-Lösung anwenden, indem die Umlösekapazität und Viskosität, wie angegeben, linear interpoliert werden.

Der Salzbeton ist gegenüber NaCl-Lösung weitgehend chemisch stabil und wird durch den Kontakt seine Eigenschaften und dementsprechend seine Permeabilität kaum ändern. Gegenüber magnesiumhaltigen Lösungen ist der Salzbeton jedoch chemisch nicht stabil und wird durch den Kontakt seinen Mineralbestand und daraus folgend seine Permeabilität ändern. Bei der Wechselwirkung magnesiumhaltiger Lösung mit dem Bindemittel wird Calciumhydroxid aufgelöst und Magnesiumhydroxid fällt aus. Hierbei vergrößert sich der Porenraum im Salzbeton und die Permeabilität steigt an. Der Ablauf der Permeabilitätsänderung aufgrund der chemischen Umlöseprozesse wurde durch geochemische Experimente und begleitende Modellrechnungen untersucht [39].

Die experimentell ermittelten Permeabilitätsänderungen einer Materialprobe des Salzbetons bei Durchströmung mit einer IP21-Lösung sind in Abbildung 7.13 dargestellt. In den Experimenten wird die Lösung in den Poren fortlaufend durch frische Lösung ersetzt. Die erzielten Ergebnisse werden dementsprechend in Abhängigkeit von der Menge der ausgetauschten Porenlösung dargestellt. Die Menge der ausgetauschten Porenlösung wird

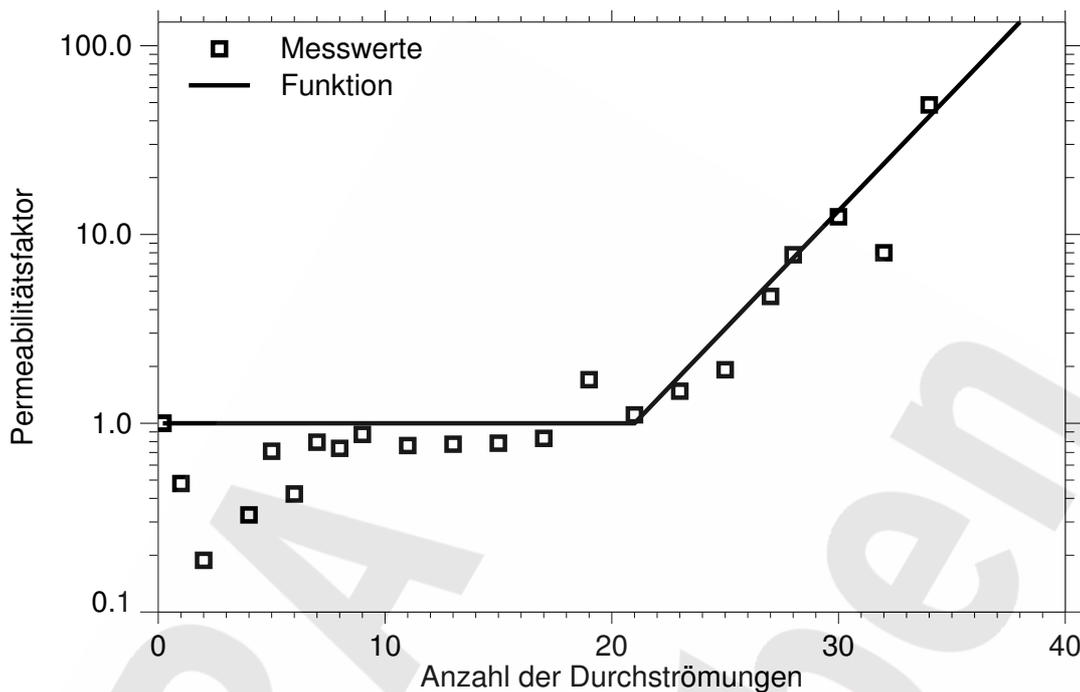


Abb. 7.13 Permeabilitätserhöhung von Salzbeton in Abhängigkeit von der Anzahl der Durchströmungen mit IP21-Lösung

auf das Volumen des Porenraums bezogen und als Anzahl der Durchströmungen bezeichnet. Die Permeabilitätserhöhungen sind auf die Permeabilität nach der ersten Durchströmung bezogen worden, da Messwerte für die Anfangspermeabilität nicht vorlagen. Dementsprechend bleibt die erste Durchströmung unberücksichtigt.

Aufgrund der Durchströmung mit IP21-Lösung verringert sich zunächst die Permeabilität des Salzbetons um einen Faktor 5, um danach wieder auf den ursprünglichen Wert anzusteigen. Dieser anfängliche Wert der Permeabilität bleibt dann etwa bis zur 21. Durchströmung erhalten. Die Verringerung der Permeabilität zu Beginn wird in konservativer Weise vernachlässigt und es wird angenommen, dass sich die Permeabilität während der ersten 21 Durchströmungen nicht verändert. Die Anzahl der somit nicht-wirksamen Durchströmungen wird durch die Kennzahl λ_P charakterisiert.

Ab der 22. Durchströmung nimmt die Permeabilität zu. Die Werte werden näherungsweise durch eine Potenzfunktion und eine Obergrenze der Permeabilitätserhöhung entsprechend Gleichung 7.24 dargestellt. Hierbei wird eine Kennzahl γ_P verwendet, welche die

Anzahl der Durchströmungen für eine Permeabilitätserhöhung um eine Größenordnung darstellt. Diese Kennzahl wird nachfolgend als Porenaustauschkennzahl bezeichnet. Für die Charakterisierung der Obergrenze der Permeabilitätserhöhung wird eine Dekadenzahl ε_k für die maximale Permeabilitätserhöhung eingeführt.

$$\frac{k}{k_0} = \begin{cases} 1 & \text{für } \frac{V_L}{V_P} < \lambda_P \\ 10^{\frac{1}{\gamma_p} \left(\frac{V_L}{V_P} - \lambda_P \right)} \leq 10^{\varepsilon_k} & \text{für } \frac{V_L}{V_P} > \lambda_P \end{cases} \quad (7.24)$$

Die gemessenen Werte lassen sich mit einer Porenaustauschkennzahl von 8 näherungsweise wiedergeben. Der entsprechende Funktionsverlauf ist in Abbildung 7.13 mit eingetragen. Das Verhältnis der durchgeflossenen Lösung V_L zum Porenvolumen V_P stellt die Anzahl der Durchströmungen dar.

Die Durchströmung führt nicht zu einer unbegrenzten Permeabilitätserhöhung, da der Anteil der unlösbaren Bestandteile begrenzt ist, und diese nicht verschwinden, sondern in andere Mineralphasen umgewandelt werden. Die verbleibenden Feststoffe gewährleisten eine Obergrenze der Permeabilität. In den Experimenten sind Permeabilitätserhöhungen um zwei Größenordnungen beobachtet worden. Bei einer Fortführung der Experimente ist eine weitere Zunahme zu erwarten. Deshalb wird angenommen, dass die Endpermeabilität um vier Größenordnungen über dem Ausgangswert liegen kann, und eine Dekadenzahl für die maximale Permeabilitätserhöhung von $\varepsilon_k = 4$ angesetzt. Die Porosität einer Abdichtung aus Salzbeton hat nach der Korrosion den gleichen Wert von 20 % wie der intakte Salzbeton.

Für Magnesiabeton gelten ähnliche Überlegungen. Magnesiabeton ist gegenüber Lösungen mit hinreichend hohem Magnesiumgehalt chemisch stabil, wird jedoch von magnesiumarmen Lösungen angegriffen. Durch derartige Lösungen wird die 3-1-8-Sorelphase aus dem Magnesiabeton in Brucit umgewandelt, wodurch die Stabilität beeinträchtigt und die Porosität und die Permeabilität erhöht werden. Die Gleichgewichtskonzentration für diesen Prozess liegt bei 12,2 % der Mg-Konzentration einer IP21-

Lösung. Dieser Wert stellt damit die Grenze dar, oberhalb derer keine Umlösung des Magnesiabetons mehr erfolgt. Für Lösungen mit geringerer Magnesiumkonzentration wird angenommen, dass bei Durchströmung der Abdichtung eine Permeabilitätserhöhung in ebensolcher Weise erfolgt, wie oben für Salzbeton beschrieben. Als Dekadenzahl für die maximale Permeabilitätserhöhung wird ebenfalls der Wert $\varepsilon_k = 4$ angenommen. Dabei erhöht sich die Porosität in der korrodierten Abdichtung von 20 % auf 30 %.

7.7.3 Umlösekapazität der Lösung

Für die Umlösung des Salzbetons ist Magnesium in der Lösung erforderlich. Das Magnesium reagiert mit dem Calciumhydroxid des Bindemittels und fällt als Magnesiumhydroxid aus. Nach dem vollständigen Verbrauch des Magnesiums in der Lösung kommt die Reaktion mit dem Salzbeton zum Erliegen. Für eine vollständige Umsetzung des Salzbetons und eine dementsprechende Permeabilitätserhöhung bis zum Maximum ist daher eine bestimmte Menge an Lösung erforderlich, die von deren Magnesiumgehalt abhängt. Die Verfügbarkeit von magnesiumhaltiger Lösung bestimmt damit die Umlösegeschwindigkeit und somit die Geschwindigkeit des Fortschreitens der Permeabilitätserhöhung des Salzbetons.

Die Umlösekapazität lässt sich aus Kaskadenversuchen an Salzbeton mit IP21-Lösung ableiten [35]. Hierbei wurde die Abnahme des Magnesiumgehalts der Lösung beim wiederholten Kontakt mit frischem Salzbeton in Laborversuchen gemessen. Aus geochemischen Modellrechnungen lässt sich unter der realistischen Annahme, dass mikrokristalliner Talk als MSH-Phase gebildet wird, für Salzbeton M2 eine volumetrische Umlösekapazität κ_L von $2,0 \text{ m}^3$ umgelöster Festphase je m^3 IP21-Lösung ableiten. Dieser Wert reduziert sich für an Magnesium untersättigte Lösung entsprechend. Für die Referenzlösung mit einer 10 %igen Magnesiumsättigung gegenüber IP21-Lösung ergibt sich demnach $\kappa_L = 0,2$.

Für die Umlösung von Magnesiabeton durch magnesiumfreie NaCl-Lösung kann aus der Magnesium-Gleichgewichtskonzentration und dem Gehalt an 3-1-8-Sorelphase eine volumetrische Umlösekapazität von $\kappa_M = 0,384 \text{ m}^3$ Festphase je m^3 Lösung berechnet werden. Dieser Wert reduziert sich für magnesiumhaltige Lösung und erreicht 0 für eine

Lösung mit der Gleichgewichtskonzentration von 12,2 % des Magnesiumgehalts von IP21-Lösung. Unter der Annahme eines linearen Zusammenhangs errechnet sich für die Referenzlösung mit 10 % Magnesiumgehalt eine Umlösekapazität von $\kappa_M = 0,07$.

Der Lösungsbedarf für die vollständige Umsetzung des Abdichtmaterials ist $1/\kappa_L$ bzw. $1/\kappa_M$. Bezogen auf den Porenraum entspricht der Lösungsbedarf der $(1-\phi)/(\kappa_L \cdot \phi)$ -fachen Menge der Lösungsmenge im Porenraum (entsprechend für κ_M). Als Beispiel ist dies bei einer Porosität des Salzbetons von 20 % und $\kappa_L = 2$ die doppelte Menge an IP21-Lösung, die der Porenraum aufnehmen kann. Unter der Annahme einer schnellen Reaktionskinetik würde die Reaktionsfront in der Abdichtung um diesen Faktor langsamer laufen als die eindringende Lösung. Von einer schnellen Reaktionskinetik ist aber aufgrund der Durchströmungsversuche nicht auszugehen. Daher wurde die Modellvorstellung mit einer Reaktionszone entwickelt, die im Folgenden am Beispiel der Umlösung einer Salzbetonabdichtung durch IP21-Lösung beschrieben wird. Die gleichen Überlegungen können für die Magnesiabetonabdichtung angestellt werden; die Ergebnisse sind zusammenfassend am Ende der folgenden Ausführungen angegeben.

7.7.4 Modell einer Abdichtung

Die experimentellen Ergebnisse beschreiben die Eigenschaften von Laborproben mit etwa 10 cm Länge. Zur Beschreibung realer Abdichtungen mit einigen zehn Metern Länge sind die Ergebnisse auf der Basis geeigneter Modellvorstellungen auf die großräumigen Verhältnisse zu übertragen. Hierbei wird von einem ortsdiskreten Modell mit einer Diskretisierung entsprechend der Länge der Laborproben, also von 10 cm ausgegangen. Die Eigenschaften eines jeden Elements des ortsdiskreten Modells lassen sich dann durch die Erkenntnisse aus den Laborversuchen beschreiben.

Die Umlösungen werden nicht gleichzeitig in der gesamten Abdichtung, sondern nur in einem begrenzten Abschnitt stattfinden. Dieser wird als Reaktionszone bezeichnet. Das entsprechende Modell ist in Abbildung 7.14 dargestellt – hier zur Vereinfachung ohne Auflockerungszone. Außerhalb der Reaktionszone besitzt der Bereich in Strömungsrichtung noch seine ungestörte Permeabilität. Der entsprechende Bereich entgegen der Strömungsrichtung ist durch die zugetretene Lösung vollständig gestört, und die Permeabilität hat ihren Maximalwert angenommen.



Abb. 7.14 Schematische Darstellung eines Modells mit einer Reaktionszone für die Beschreibung der Permeabilitätsänderung von Abdichtungen

Innerhalb der Reaktionszone wird die Permeabilitätserhöhung ortsabhängig betrachtet. Für die Permeabilitätserhöhung eines jeden Elements des ortsdiskreten Modells innerhalb der Reaktionszone wird der Ansatz entsprechend Gleichung 7.24 verwendet. Die Länge der Reaktionszone ergibt sich aus der Umlösekapazität und der Tatsache, dass bei einer einmaligen Durchströmung eines Abschnitts von der Länge einer Laborprobe nur ein geringer Anteil der Umlösekapazität der Lösung verbraucht wird.

Zur Ermittlung der Länge der Reaktionszone wird nun angenommen, dass bei der einmaligen Durchströmung eines Abschnitts der Reaktionszone von der Länge einer Laborprobe der Magnesiumgehalt nur geringfügig abnimmt und die Permeabilität nur geringfügig zunimmt. Für die Permeabilität wird bei einmaliger wirksamer Durchströmung von einer Erhöhung um den $\gamma_P \cdot \varepsilon$ -ten Anteil des Maximalwertes ausgegangen ($\gamma_P \cdot \varepsilon = 32$). Zusätzlich werden λ_P Durchströmungen benötigt, bei denen sich die Permeabilität nicht ändert, sodass die Gesamtzahl der Durchströmungen $\gamma_P \cdot \varepsilon + \lambda_P = 53$ beträgt. Hierbei wird von einer Wirksamkeit auf einer logarithmischen Skala ausgegangen, sodass sich für jede Durchströmung im Mittel eine Erhöhung um einen konstanten Faktor von 1,2 ergibt.

Für den Magnesiumgehalt wird bei einmaliger Durchströmung von einer Reduzierung um den $(\gamma_P \cdot \varepsilon + \lambda_P)$ -ten Anteil des Anfangswertes ausgegangen. Hierbei wird jedoch von einer Wirksamkeit auf einer linearen Skala ausgegangen, sodass sich für jede Durchströmung eine Verringerung des Magnesiumgehalts um einen konstanten Betrag ergibt. Bei der einmaligen Durchströmung eines Abschnitts der Reaktionszone von der Länge einer Laborprobe verliert die Lösung somit einen Anteil Λ ihres Magnesiumgehalts.

$$\Lambda = \frac{1 - \phi}{(\gamma_P \varepsilon + \lambda_P) \kappa_L \phi} \quad (7.25)$$

Mit der höchsten angenommenen Umlösekapazität von 2,0 entspricht dies etwa einem Wert von $\Lambda = 1/26,5$. Die Reaktionszone entspricht dann dem Vielfachen von $1/\Lambda$ der Länge der Laborprobe und ist somit 2,65 m lang.

Auf der Basis der erläuterten Modellvorstellung wird die Permeabilitätserhöhung einer Abdichtung mit einem ortsdiskreten numerischen Modell als Folge der Durchströmung berechnet. Die Reaktionszone bewegt sich hierbei durch das gesamte Modellgebiet hindurch. Aus den ortsabhängigen Permeabilitäten kann eine wirksame mittlere Permeabilität der gesamten Abdichtung ermittelt werden. Diese wird dann in Abhängigkeit von der Anzahl der Durchströmungen der gesamten Abdichtung dargestellt.

7.7.5 Analytisches Modell der Permeabilitätserhöhung

Aufgrund der geringen Länge der Reaktionszone im Verhältnis zur Abdichtung ist zu erwarten, dass die ortsabhängigen Vorgänge in der Reaktionszone wenig bedeutsam sind. Das Durchlaufen der Reaktionszone durch die Abdichtung wird die Permeabilitätserhöhung hauptsächlich bestimmen. Unter der Annahme einer vernachlässigbaren Länge der Reaktionszone lässt sich die Permeabilitätserhöhung der Abdichtung durch ein analytisches Modell beschreiben. Im Folgenden wird dieses beschrieben, wobei zusätzlich noch eine Auflockerungszone im Bereich um die Abdichtung berücksichtigt wird. In Abbildung 7.15 ist das Modell schematisch dargestellt.

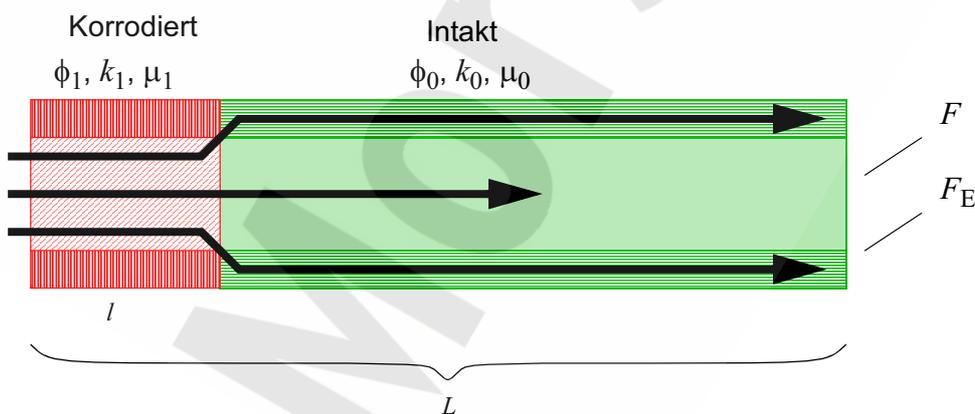


Abb. 7.15 Schematische Darstellung zum analytischen Modell der Korrosion einer Abdichtung mit Auflockerungszone

Der Vorgang der Umlösung des Abdichtmaterials und der Permeabilitätserhöhung wird als Korrosion bezeichnet. Das Modell beruht auf folgenden Annahmen:

- Die Geometrie der Abdichtung ist geradlinig,
- die Abdichtung ist umgeben von einer zeitlich konstanten homogenen Auflockerungszone,
- die Durchlässigkeit der Auflockerungszone ist höher als die des Abdichtungsmaterials, aber deutlich niedriger als die des korrodierten Materials,
- die Korrosion schreitet eindimensional fort,
- die Reaktionszone ist schmal genug, um als scharfe Front betrachtet zu werden.

An der Korrosionsfront ändern sich folgende Größen schlagartig:

- Porosität ϕ des Materials,
- Permeabilität k des Materials (um ε Größenordnungen),
- Viskosität μ der Lösung.

Die Lösung in der Auflockerungszone um den korrodierten Teil der Abdichtung wird vernachlässigt, der Lösungsstrom fließt also komplett durch das korrodierte Material. Das bedeutet, dass die gesamte einfließende Lösung für den Korrosionsprozess verfügbar ist. Dies ist eine konservative Annahme. An der Reaktionsfront spaltet sich der Strom in Anteile, die durch die Abdichtung und durch die Auflockerungszone fließen.

Die Strömungswiderstände der drei interessierenden Bereiche ergeben sich wie folgt:

$$\text{korrodierter Bereich: } R_1 = \frac{\mu_1 l}{F k_1} \quad (7.26)$$

$$\text{intakter Bereich: } R_0 = \frac{\mu_0 (L - l)}{F k_0} \quad (7.27)$$

$$\text{Auflockerungszone: } R_E = \frac{\mu_0 (L - l)}{F_E k_E} \quad (7.28)$$

Der totale Strömungswiderstand beträgt

$$R = R_1 + \frac{1}{\frac{1}{R_0} + \frac{1}{R_E}}. \quad (7.29)$$

Eine effektive Permeabilität k_{eff} kann nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$R = \frac{\mu_0 L}{F k_{\text{eff}}}. \quad (7.30)$$

Daraus kann man ableiten

$$\frac{1}{k_{\text{eff}}} = \frac{1}{L} \left(\frac{\mu_1 l}{\mu_0 k_1} + \frac{L-l}{k_0 + \frac{F_E}{F} k_E} \right). \quad (7.31)$$

Die Permeabilität nimmt an der Reaktionsfront um ε Größenordnungen zu, d. h., $k_1 = 10^\varepsilon k_0$. Mit dem Verhältnis $q = (F_E k_E) / (F k_0)$ vereinfacht sich das zu

$$\frac{1}{k_{\text{eff}}} = \frac{1}{L k_0} \left(\frac{\mu_1 l}{\mu_0 10^\varepsilon} + \frac{L-l}{1+q} \right) \quad (7.32)$$

oder

$$\frac{k_{\text{eff}}}{k_0} = \frac{1}{10^{-\varepsilon} \frac{\mu_1 l}{\mu_0 L} + \frac{1 - \frac{l}{L}}{1+q}} = \frac{1}{\frac{1}{1+q} - \frac{l}{L} \left(\frac{1}{1+q} - 10^{-\varepsilon} \frac{\mu_1}{\mu_0} \right)}. \quad (7.33)$$

Die Umlösekapazität κ_L gibt an, welches Volumen (Festphase) durch ein Normvolumen von Lösung umgesetzt werden kann. Für die vollständige Umsetzung von 1 m^3 intakten Abdichtungsmaterials wird ein Lösungsvolumen von $(1 - \phi_0) / \kappa_L \text{ m}^3$ benötigt. Das Lösungsvolumen V_l , das in die Abdichtung eingeströmt ist, wenn die Korrosionsfront die Position l erreicht, kann berechnet werden zu

$$V_l = \frac{1 - \phi_0}{\kappa_L} Fl + \phi_1 Fl = Fl \left(\frac{1 - \phi_0}{\kappa_L} + \phi_1 \right) . \quad (7.34)$$

Der erste Summand gibt das Lösungsvolumen an, das zur Zersetzung der Festphase benötigt wird, der zweite resultiert aus der Tatsache, dass das Porenvolumen wieder mit frischer Lösung aufgefüllt werden muss. Das Lösungsvolumen, das für die vollständige Umsetzung benötigt wird, ist

$$V_L = V_{\text{geo}} \left(\frac{1 - \phi_0}{\kappa_L} + \phi_1 \right) , \quad (7.35)$$

wobei $V_{\text{geo}} = FL$ das geometrische Volumen der Abdichtung bedeutet. Durch Ersetzen des Verhältnisses l/L in (7.33) durch V_l/V_L und Berücksichtigung von (7.35) folgt

$$\frac{k_{\text{eff}}}{k_0} = \frac{1}{\frac{1}{1+q} - \frac{V_l}{V_{\text{geo}}} \frac{\kappa_L}{1 - \phi_0 + \phi_1 \kappa_L} \left(\frac{1}{1+q} - 10^{-\varepsilon} \frac{\mu_1}{\mu_0} \right)} . \quad (7.36)$$

Mit dieser Formel kann die effektive Permeabilität aus dem gesamten zugeflossenen Lösungsvolumen V_l mit den festen Parametern q , κ_L , ε , V_{geo} , ϕ_0 , ϕ_1 , μ_0 , μ_1 berechnet werden.

In Abbildung 7.16 sind mit dem beschriebenen analytischen Modell durchgeführte Berechnungen – ohne Annahme einer Auflockerungszone – einer ortsdiskreten numerischen Berechnung unter Berücksichtigung der Reaktionszone gegenübergestellt. Bei den numerischen Berechnungen wird eine Abdichtung mit einer Länge von 26 m betrach-

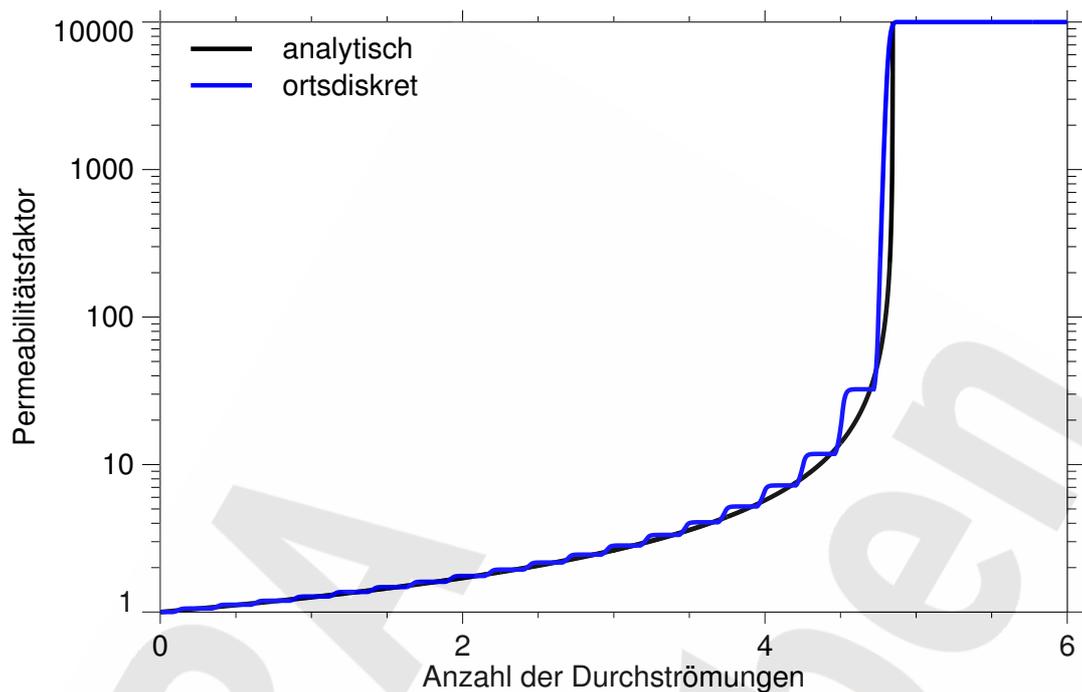


Abb. 7.16 Permeabilitätserhöhung bei dem Modell einer Reaktionszone (ohne Auflockerungszone): ortsdiskretes Modell im Vergleich zum analytischen Ansatz

tet und eine Umlösekapazität von 1 zugrunde gelegt⁴. Als Ergebnis der Modellierung ergibt sich, dass die Abdichtung nach knapp 5-facher Durchströmung ihre Endpermeabilität erreicht hat.

Die Kurvenverläufe der ortsdiskreten numerischen und der analytischen Berechnungen unterscheiden sich nur gering, sodass die Erwartung einer geringen Bedeutung der ortsabhängigen Vorgänge innerhalb der Reaktionszone bestätigt wird. In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird daher der analytische Ansatz verwendet.

⁴ Die Abbildung dient nur der Illustration des Verfahrens, Daher ist der Wert der Umlösekapazität nicht relevant.

7.7.6 Repräsentative Abdichtung für das West-Südfeld (Salzbeton)

Der Strömungswiderstand der beiden Abdichtungen zum Ostfeld wird durch Parallelschaltung der zeitlich sich unterschiedlich entwickelnden Einzelwiderstände der Salzbetonabdichtung auf der 2. Sohle und der Magnesiabetonabdichtung auf der 4. Sohle berechnet. Die Abdichtungen zum West-Südfeld bestehen dagegen alle aus dem gleichen Material (Salzbeton) und werden nach dem im Folgenden beschriebenen Verfahren zu einer repräsentativen Abdichtung zusammengefasst. Das Verfahren zur Berechnung des Strömungswiderstands dieser repräsentativen Abdichtung wird abgeleitet.

Der Strömungswiderstand der repräsentativen Abdichtung ergibt sich aus der Parallelschaltung der Widerstände der Einzelabdichtungen. Entsprechend Tabelle 5.1 sind dabei 15 parallele Abdichtungen zu betrachten. Hierbei werden auch die beiden Abdichtungen zum Grubengebäude Marie berücksichtigt. Dies ist für den Zutritt der Lösungen in den Einlagerungsbereich Südfeld formal richtig, obwohl die Abdichtungen wegen ihrer großen Länge für den Strömungswiderstand, bzw. die Permeabilität der repräsentativen Abdichtung, ohne Bedeutung sind. Die Abdichtungen zur Grube Marie führen jedoch aus dem Bereich der Grube Bartensleben heraus, was für die Freisetzung der Schadstoffe bedeutsam sein kann. Der Schadstoffstrom über diese beiden Abdichtungen ist in der Auspressphase wegen des hohen Strömungswiderstands jedoch nicht bedeutsam. Da die beiden Abdichtungen zur Grube Marie in den Modellrechnungen nicht berücksichtigt werden, erfolgt die gesamte Freisetzung aus dem West-Südfeld in den Teilbereich Bartensleben der Restgrube.

Bei der Ermittlung der Eigenschaften der repräsentativen Abdichtung wird von den realen Abmessungen und Teufenlagen der Abdichtungen ausgegangen. Der Strömungswiderstand der repräsentativen Abdichtung wird dann so berechnet, dass der Volumenstrom mit demjenigen durch alle Einzelabdichtungen identisch ist. Wegen der unterschiedlichen Teufenlagen der Abdichtungen sind auch unterschiedliche Drücke an den Einzelabdichtungen zu berücksichtigen. Der Widerstand der repräsentativen Abdichtung ergibt sich für n parallele Einzelabdichtungen daher wie folgt:

$$R = \frac{\mu \cdot p_{\text{ref}}}{k \cdot \sum_{i=1}^n \frac{F_i \cdot p_i}{L_i}} \quad (7.37)$$

wobei F_i die Querschnittsflächen und L_i die Längen der einzelnen Abdichtungen sind und k deren Permeabilität bezeichnet. Die Drücke an den einzelnen Abdichtungen werden mit p_i und derjenige der repräsentativen Abdichtung mit p_{ref} bezeichnet. Für die dynamische Viskosität μ von IP21-Lösung ergibt sich aus den Angaben zur kinematischen Viskosität und zur Dichte in [2] ein Wert von $5,6 \cdot 10^{-3}$ Pa·s. Für gesättigte NaCl-Lösung beträgt der Literaturwert $2,04 \cdot 10^{-3}$ Pa·s. Daraus wird durch lineare Interpolation für die Referenzlösung eine kinematische Viskosität von $2,40 \cdot 10^{-3}$ Pa·s abgeleitet. Auf die Teufenlage und die Abmessungen der Einzelabdichtungen wurde bei der Beschreibung der Stilllegungsmaßnahmen für die Einlagerungsbereiche in Kapitel 5 bereits eingegangen. In den Angaben zu den Querschnittsflächen sind Vergrößerungen durch die Entfernung von Auflockerungszonen berücksichtigt.

Als wirksame Drücke an den einzelnen Abdichtungen (p_i) werden die hydrostatischen Drücke der jeweiligen Teufenlagen verwendet. Ein Gegendruck hinter den Abdichtungen wird bei der Ermittlung der Abmessungen für die repräsentative Abdichtung nicht berücksichtigt. Als Referenzdruck wird der hydrostatische Druck der Referenzteufe (p_{ref}) verwendet. Dies ist die Teufe der 3. Sohle, sodass auch die repräsentative Abdichtung der 3. Sohle zuzuordnen ist.

Die repräsentative Abdichtung wird durch ihre geometrische Abmessung sowie ihre Porosität und Permeabilität charakterisiert. Die Berücksichtigung der Porosität ist notwendig, da hinsichtlich der Permeabilitätserhöhung die Durchströmung des Porenraums zu betrachten ist. Bei der Festlegung der geometrischen Abmessung der repräsentativen Abdichtung wird für die Länge diejenige der kürzesten Abdichtung herangezogen, da hier die vollständige Umsetzung des Salzbetons und damit die Permeabilitätserhöhung in der kürzesten Zeit erfolgen. Bei vorgegebenem Strömungswiderstand kann dann die Querschnittsfläche der repräsentativen Abdichtung ermittelt werden. Durch diese Vorgehensweise wird bei den längeren Abdichtungen die Wirkung der Durchströmung in Bezug auf die zeitliche Entwicklung der Permeabilitätserhöhung überschätzt, da diese aufgrund ihrer größeren Länge langsamer durchströmt werden als die repräsentative Abdichtung.

Tab. 7.25 Charakteristische Parameter der repräsentativen Abdichtung des Südfelds

Parameter		Wert
Länge	[m]	26
Querschnittsfläche	[m ²]	115,9
Widerstand	[Pa·s/m ³]	$4,7 \cdot 10^{14}$
Widerstand der kürzesten Abdichtung	[Pa·s/m ³]	$2,04 \cdot 10^{15}$
Herabsetzung auf	[%]	23

In Tabelle 7.25 sind die sich ergebenden Abmessungen der repräsentativen Abdichtung angegeben. Für die Anfangspermeabilität von 10^{-18} m^2 ist auch der Strömungswiderstand mit angegeben. Zum Vergleich ist auch der Widerstand der kürzesten Abdichtung aufgeführt. Das Verhältnis des Strömungswiderstandes der repräsentativen Abdichtung zu demjenigen der kürzesten Abdichtung veranschaulicht die herabsetzende Wirkung der parallelen Abdichtungen.

Die Abdichtungen des Ostfeldes werden aufgrund ihrer unterschiedlichen Ausführungen aus Salz- und Magnesiabeton sowie ihrer Verläufe im Steinsalz bzw. im Hauptanhydrit separat modelliert, wobei jedoch angenommen wird, dass sie sich in einer gemeinsamen Teufe befinden, die der 3. Sohle entspricht. Dies ist konsistent mit der Modellannahme einer Lokalisierung der gesamten Grubengebäude auf der 3. Sohle.

7.7.7 Datensatz für die Modellierung der Abdichtungen

Die verwendeten Parameter für die Modellierung der Abdichtungen sind in Tabelle 7.26 zusammengefasst. In den Modellrechnungen wird nur für den Magnesiabeton, also für die Abdichtung auf der 4. Sohle zum Ostfeld, eine Auflockerungszone berücksichtigt und dies nur in einer Variante. Daher fehlen Angaben zu einer Auflockerungszone für alle übrigen Abdichtungen.

Die angegebenen Umlösekapazitäten beziehen sich auf die Referenzlösung mit 10 %iger Mg-Sättigung gegenüber IP21-Lösung. Die angegebene Porosität wird zur Ermittlung der Anzahl der Durchströmungen im Hinblick auf die Permeabilitätserhöhung verwendet. Außerdem ist sie zur Berechnung des diffusiven Schadstoffstromes erforderlich. Der

Porenraum wird jedoch hinsichtlich der verzögernden Wirkung auf den Schadstofftransport nicht berücksichtigt. Diesbezüglich wird ein sofortiger Durchtritt sowohl für den advektiven als auch für den diffusiven Schadstoffstrom angenommen. Nach Einführung dieser ungünstigen Annahme wird ein zusätzlicher dispersiver Schadstoffstrom nicht berücksichtigt.

Tab. 7.26 Parametersatz für die Modellierung der Abdichtungen

Parameter		Wert
Länge der repräsentativen Abdichtung Südfeld	[m]	26
Länge der Abdichtung 2. Sohle Ostfeld	[m]	150
Länge der Abdichtung 4. Sohle Ostfeld	[m]	110
Querschnittsfläche repräsentative Abdichtung Südfeld	[m ²]	115,9
Querschnittsfläche Abdichtung 2. Sohle Ostfeld	[m ²]	21
Querschnittsfläche Abdichtung 4. Sohle Ostfeld	[m ²]	22,5
dynamische Viskosität der Lösung im ungestörten Bereich	[Pa·s]	$2,04 \cdot 10^{-3}$
Anfangspermeabilität	[m ²]	10^{-18}
Porosität des ungestörten Bereichs (Salz- und Magnesiabeton)	[%]	20
Porosität des gestörten Bereichs (Südfeld und 2. Sohle Ostfeld)	[%]	20
Porosität des gestörten Bereichs (4. Sohle Ostfeld)	[%]	30
Logarithmus der maximalen Permeabilitätserhöhung	[-]	4
volumetrische Umlösekapazität (Südfeld und 2. Sohle Ostfeld)	[l/l]	0,2
volumetrische Umlösekapazität (4. Sohle Ostfeld)	[l/l]	0,07
Gaseindringdruck	[MPa]	2,0
Permeabilität der Auflockerungszone (4. Sohle Ostfeld)	[m ²]	10^{-16}
Radiale Ausdehnung der Auflockerungszone (4. Sohle Ostfeld)	[m]	0,1
Porosität der Auflockerungszone (4. Sohle Ostfeld)	[-]	0,01

7.8 Modellierung des Hauptanhydrit

Aufgrund der weiten Verbreitung von Hauptanhydrit in der Salzstruktur sind nach einem Zutritt von Wässern in die Grubengebäude auch Wegsamkeiten im Hauptanhydrit zu betrachten. Hierdurch können die Abdichtungen zwischen der Restgrube und den Einlagerungsbereichen umgangen werden. Über solche Wegsamkeiten kann auch der Austritt von Gasen und kontaminierten Lösungen nach der Auffüllung der Einlagerungsbereiche erfolgen. Für die modellmäßige Beschreibung der Bewegung von Flüssigkeiten ist die Kenntnis des Strömungswiderstandes der Wegsamkeit erforderlich. Bei der Beschreibung der Gasaustritte wird der Gaseindringdruck in die Wegsamkeiten benötigt.

Wegsamkeiten im Hauptanhydrit sind nur bezüglich des Ostfeldes zu betrachten. Nur hier steht der Hauptanhydrit vor den Abdichtungen, hinter den Abdichtungen und auch parallel zu den Abdichtungen an. Der Hauptanhydrit im Ostfeld ist überwiegend kompakt und daher ebenso undurchlässig wie das kompakte Steinsalz. Zu einem geringen Teil sind geklüftete Bereiche im Hauptanhydrit vorhanden, die deutlich durchlässiger als das kompakte Gebirge sind. Somit kann eine Wegsamkeit zwischen dem Zentralteil und dem Ostfeld über den Anhydrit bestehen. Eine solche durchgängige Wegsamkeit ist nicht wahrscheinlich, kann aber auch nicht vollständig ausgeschlossen werden. Es ist ebenfalls möglich, dass Teile der Abdichtung durch lokal begrenzte geklüftete Bereiche im Anhydrit überbrückt werden. Im Fall des Südfeldes sind entsprechend ausgedehnte Anhydritpartien, die eine parallele Wegsamkeit zu den Abdichtungen darstellen können, nicht vorhanden.

Die Eigenschaften von Kluftezonen im Hauptanhydrit und die sich daraus ergebenden Annahmen für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden nachfolgend dargestellt. Die grundlegenden Vorstellungen zu den Eigenschaften der Kluftezonen und die vorhandenen Erkenntnisse und Daten sind im gesamten Umfang den Untersuchungen in [65] entnommen. Bei der Verwendung der Erkenntnisse und Daten wird nachfolgend auf die Angabe des Zitats verzichtet. Auf der Basis der grundlegenden Vorstellungen wird von folgenden Definitionen ausgegangen:

Kluftschar: System unmittelbar benachbarter und vernetzter Trennflächen im Gebirge mit wenigen Zentimetern Mächtigkeit und einigen Metern Ausdehnung, das deutlich durchlässiger als das kompakte Gebirge ist.

Kluftzone: Gebirgsbereich mit vernetzten Kluftscharen, die zu einem großräumigen Wegsamkeitsnetz führen können, dessen Ausdehnung deutlich über diejenige einer einzelnen Kluftschar hinausgeht.

Zur Überbrückung der Abdichtungen zum Ostfeld muss eine Kluftzone einen Abstand von 110 m überbrücken, wenn sie unmittelbar im gesamten Bereich der Abdichtung ansteht. Zur Überbrückung des Abstandes zwischen einem Grubenbau im Ostfeld und einem Grubenbau in der Restgrube sind jedoch 200 m und mehr zu überbrücken. Da von einem Anstehen einer Kluftzone im unmittelbaren Bereich der Abdichtungen nicht auszugehen ist, wird von einem zu überbrückenden Abstand von 200 m ausgegangen.

Die Überbrückung eines Abstandes von 200 m durch eine Kluftzone erfordert die Vernetzung einer großen Zahl von Kluftscharen. Die geometrischen Vorstellungen für eine Kluftzone, die sich aus mehreren Kluftscharen zusammensetzt, zeigt Abbildung 7.17. Die Wahrscheinlichkeit für die Vernetzung einer großen Zahl von Kluftscharen in einer Ost-West-Erstreckung über eine Entfernung von 200 m ist aufgrund der tektonischen Verhältnisse als gering anzusehen.

Trotzdem wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit auch der Fall einer Kluftzone zwischen dem Ostfeld und der Restgrube betrachtet. Die Abmessungen und die Eigenschaften einer solchen Kluftzone werden nachfolgend erläutert.

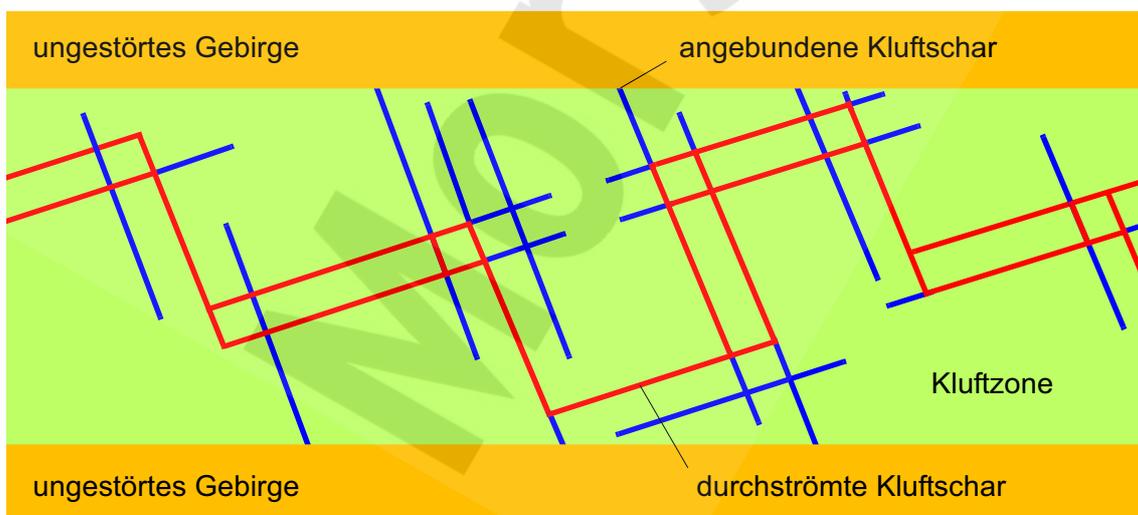


Abb. 7.17 Schematische Anordnung der Kluftscharen in einer Kluftzone

7.8.1 Abmessungen der Modellkluftzone

Die angenommene Wegsamkeit über eine Klufftzone zwischen dem Zentralteil und der Restgrube wird nachfolgend als Modellklufftzone bezeichnet. Diese besteht aus einem System vernetzter Klufftscharen und dem Gebirgsbereich, in dem die Klufftscharen eingebettet sind. Für die Modellklufftzone ist von einer Vielzahl seriell verbundener und parallel liegender Klufftscharen auszugehen, die im Einzelnen nicht spezifiziert werden. Es wird angenommen, dass die Modellklufftzone vertikal ausgerichtet ist und folgende geometrischen Erstreckungen aufweist:

- Für die Modellklufftzone wird eine Mächtigkeit von 10 m angenommen. Diese Mächtigkeit schließt alle in horizontaler Richtung parallel angeordneten Klufftscharen ein.
- Die vertikale Ausdehnung von Klufftzonen wird durch diejenige der Anhydritscholle von 100 m begrenzt. Als Minimalwert ist von der Ausdehnung einer Klufftschar von einigen Metern auszugehen. Für die vertikale Ausdehnung der Modellklufftzone wird der Mittelwert des möglichen Bereichs angesetzt und von einem Wert von 50 m ausgegangen. Die angenommene Ausdehnung schließt alle in vertikaler Richtung parallel angeordneten Klufftscharen ein.
- Die Länge der Modellklufftzone wird durch den zu überbrückenden Abstand zwischen dem Zentralteil und dem Ostfeld bestimmt. Für diesen wird von 200 m ausgegangen. Verlängerte Fließwege aufgrund der Anordnung der Klufftzonen im Raum werden bei der Festlegung der hydraulischen Parameter berücksichtigt.

Aus den Angaben zu den geometrischen Erstreckungen ergibt sich ein geometrisches Volumen der Modellklufftzone von $100\,000\text{ m}^3$.

Die Angaben zu den geometrischen Erstreckungen werden als feste Eingangsgrößen verwendet. Dies ist sinnvoll, da die Mächtigkeit und die vertikale Ausdehnung als mittlere Werte für die gesamte Länge der Wegsamkeit anzusetzen sind und die Variabilität der beiden Größen über der Länge nicht zu berücksichtigen ist. Unsicherheiten bezüglich der Mittelwerte der Mächtigkeiten und vertikalen Ausdehnungen sowie die Unsicherheiten der Länge der Wegsamkeit werden bei der Festlegung der Streubreiten der Porositäten und Transmissibilitäten mit berücksichtigt. Hierdurch wird eine übersichtliche Behandlung der Unsicherheiten der Modellklufftzone erreicht.

7.8.2 Hohlraumvolumen der Modellkluftzone

Erkenntnisse zum Hohlraumvolumen von Kluffzonen liegen aus Erfahrungen beim Erstellen von Bohrungen, aus Beobachtungen von Zuflüssen und deren Interpretation und aus den Bohrlochmessungen wie folgt vor:

- Beim Erstellen der Bohrung RB506 ist es zu einem Gasaustritt aus dem Hauptanhydrit gekommen. Das Hohlraumvolumen des dazugehörigen Reservoirs wurde zu einigen hundert Kubikmetern ermittelt.
- Im Abbau 1 a auf der 1. Sohle im Zentralteil der Grube Bartensleben tritt seit ca. 50 Jahren aus der darüber liegenden Anhydritscholle Lösung aus. Die Zutrittsmenge beträgt bisher 120 m^3 , der Zutritt dauert noch an.
- Der Interferenztest zwischen der Bohrung RB506 und den Nachbarbohrungen RB507/607 wurde über Modellrechnungen interpretiert. Die im Interferenztest gemessenen Druckverläufe lassen sich mit einem angenommenen Hohlraumvolumen von 800 m^3 bis 900 m^3 gut durch die Modellrechnungen wiedergeben.

Die Hohlraumvolumina der Kluffzone sind für den Transport der Schadstoffe von Bedeutung, wobei große Hohlraumvolumina die Transportgeschwindigkeit verringern. Zur Vermeidung von zu günstigen Annahmen sind daher eher kleinere Hohlraumvolumina anzusetzen. Aufgrund der geschilderten Beobachtungen und aufgrund allgemeiner Erfahrungen wird von einem Hohlraumvolumen der Modellkluffzone von 200 m^3 ausgegangen.

Das Hohlraumvolumen einer Kluffzone setzt sich aufgrund der Vernetzung von Kluffscharen zu einer Kluffzone aus durchströmbaren Hohlräumen und weiteren angebundenen Hohlräumen zusammen. Dies sind angeschnittene Kluffscharen und die Anteile der durchströmten Kluffscharen außerhalb der Schnittpunkte. Der durchströmbare Hohlraum einer Kluffzone wird aufgrund allgemeiner Erfahrungen um eine Größenordnung geringer als der totale Hohlraum angenommen. Demnach ergibt sich ein durchströmbares Hohlraumvolumen der Modellkluffzone von 20 m^3 .

Aus den Hohlraumvolumina und dem geometrischen Volumen lässt sich eine effektive Porosität von 0,02 % und eine totale Porosität von 0,2 % ermitteln. Die effektive Porosität wird bei der Berechnung des diffusiven Transports durch die Kluftzone im Hauptanhydrit verwendet.

Aus dem durchströmbaren Hohlraumvolumen der Kluftzone und dem Volumenstrom während der Auspressphase aus dem Ostfeld, der sich als Ergebnis von Modellrechnungen zu $0,1 \text{ m}^3/\text{a}$ ergibt, lassen sich Zeitdauern für den advektiven Transport der Schadstoffe durch die Modellkluftzone berechnen. Diese liegen im Referenzfall bei 200 Jahren. Unter der Annahme einer Zugänglichkeit des totalen Hohlraums für die Schadstoffe würden sich Transportzeiten von 2 000 Jahren ergeben. Im Vergleich mit den Zeitskalen der Auspressphase ist bei solchen Transportzeiten keine merkliche Rückhaltung zu erwarten. Die Verzögerung der advektiven Schadstofffreisetzung aus dem Ostfeld durch das Hohlraumvolumen in der Modellkluftzone wird daher vernachlässigt.

7.8.3 Vorgehensweise bei der Ermittlung der Transmissibilität

Die Transmissibilität der Modellkluftzone wird aus den Ergebnissen von Messungen in Bohrlöchern abgeleitet. Bei den Messungen wurden unterschiedliche Gesteinsarten untersucht. Im Hinblick auf die Charakterisierung einer Kluftzone im Hauptanhydrit zwischen dem Ostfeld und dem Zentralteil sind die Messungen im Übergangsbereich vom Anhydrit zu anderen Gesteinsarten nicht relevant. Sie werden daher nicht berücksichtigt.

Ergebnisse der Bohrlochmessungen liegen für Kluftzonen im Hauptanhydrit im Nahbereich von Grubenbauen und in größerer Entfernung von diesen vor. Für den Nahbereich der Grubenbaue können Auflockerungsvorgänge zu anderen Eigenschaften führen als für das ungestörte Gebirge. Um solche Unterschiede erkennen zu können, werden die Transmissibilitäten für beide Bereiche separat ermittelt.

Die Ableitung von Transmissibilitäten für die Modellkluftzone kann mit zwei unterschiedlichen Vorgehensweisen erfolgen. Zum Einen werden die vorliegenden Messwerte im Hinblick auf die Eigenschaft einer Kluftschar ausgewertet und aus diesen Informationen die Transmissibilität der Kluftzone abgeleitet. Zum Anderen werden die vorliegenden Messwerte direkt im Hinblick auf die Transmissibilität einer Kluftzone ausgewertet.

Bei der Ermittlung der Transmissibilitäten der **Kluftscharen** werden alle Bohrlochintervalle identifiziert, die auf die Existenz einer oder mehrerer Kluftscharen hinweisen. Dies sind die Bohrlochintervalle mit Permeabilitäten des umgebenden Gesteins, die deutlich oberhalb der Permeabilität des ungestörten Gebirges liegen. Ausgehend von der Permeabilität des ungestörten Gesteins von 10^{-20} m^2 und kleiner wird hierfür eine Grenze der Permeabilität von 10^{-18} m^2 angesetzt. Aus den vorliegenden Einzelwerten in allen Bohrlöchern wird der Mittelwert der Transmissibilität der Kluftscharen unter Zugrundelegung des geometrischen Mittelungsverfahrens bestimmt.

Bei dieser Vorgehensweise kann der Messwert für ein Bohrlochintervall auch mehrere Kluftscharen einschließen. Erfolgt hierbei die Auswertung unter der Annahme, dass in jedem Bohrlochintervall nur eine Kluftschär vorhanden ist, dann führt dies zu einer Überschätzung der Transmissibilität der Kluftscharen. Deshalb wird zusätzlich ein Fall betrachtet, in dem für die Bohrlochintervalle mit mehr als 5 m Länge von der Existenz von 10 Kluftscharen ausgegangen und die gemessene Transmissibilität durch diesen Faktor geteilt wird. Bei den Bohrlochintervallen mit geringeren Längen wird von nur einer Kluftschär ausgegangen.

Aus der mittleren Transmissibilität der Kluftscharen wird die mittlere Transmissibilität der Modellkluftzone ermittelt. Die mittlere Transmissibilität ist hierbei bezüglich der parallelen Anordnung der Kluftscharen und der räumlichen Anordnung der Kluftscharen in der Kluftzone zu korrigieren. Die parallele Anordnung der Kluftscharen wird durch einen Parallelitätsfaktor von 3 berücksichtigt. Aufgrund der räumlichen Anordnung der Kluftscharen in der Kluftzone ist die Fließweglänge durch eine Kluftzone länger als die geradlinige Distanz. Diese Verlängerung des Fließweges wird durch einen Längenfaktor von $1/2$ berücksichtigt. Somit ergibt sich ein gesamter Korrekturfaktor von 1,5.

Zur Erläuterung der erwähnten Korrekturfaktoren und den zugrunde liegenden konzeptuellen Vorstellungen wird auf die Darstellungen der schematischen Anordnung der Kluftscharen in einer Kluftzone in Abbildung 7.17 verwiesen.

Bei der direkten Ermittlung der Transmissibilitäten der **Kluftzonen** werden alle Bohrlochintervalle identifiziert, die auf die Existenz einer Kluftzone hinweisen. Dies sind die Bohrlochintervalle mit Permeabilitäten des umgebenden Gesteins, die oberhalb der Per-

meabilität des ungestörten Gebirges liegen. Hierfür wird eine Grenze der Permeabilität von 10^{-20} m^2 verwendet. Die Transmissibilität der Kluftezonen wird durch Addition der gemessenen Transmissibilitäten innerhalb der identifizierten Kluftezonen ermittelt.

Aus den vorliegenden Einzelwerten wird der Mittelwert der Transmissibilität der Modellkluftezonen unter Zugrundelegung des geometrischen Mittelungsverfahrens und unter Berücksichtigung des Längenfaktors bestimmt. Hierbei wird auch die Interferenzmessung zwischen der Bohrung RB 506 und RB 507/607 berücksichtigt. Für diese wird der in den Modellrechnungen zur Interpretation des Versuchsverlaufs ermittelte Wert der Transmissibilität verwendet. Dieser wird als Transmissibilität einer Kluftezonen interpretiert.

Bei dieser Vorgehensweise werden auch nicht durchströmte Kluftscharen innerhalb der Kluftezonen erfasst. Erfolgt hierbei die Auswertung unter der Annahme, dass alle Kluftscharen in der Kluftezonen durchströmte werden, dann führt dies zu einer Überschätzung der Transmissibilität der Kluftezonen. In einem zusätzlich betrachteten Fall wird die ermittelte Transmissibilität der Kluftezonen mit mehr als 10 m Mächtigkeit entsprechend dem bereits verwendeten Faktor 10 für das nicht durchströmte Hohlraumvolumen reduziert. Bei den Kluftezonen mit geringeren Mächtigkeiten wird davon ausgegangen, dass nur durchströmte Hohlräume angeschlossen sind.

Bei der Identifizierung der Bohrlochintervalle bei den beiden Vorgehensweisen zur Ermittlung der Transmissibilitäten wird für die Kluftscharen mit einer Grenze der Permeabilität von 10^{-18} m^2 und für die Kluftezonen mit einem Wert von 10^{-20} m^2 gearbeitet. Bei der Identifizierung von Kluftezonen sind alle Intervalle zu berücksichtigen, die sich vom ungestörten Gebirge unterscheiden. Die Berücksichtigung von Bohrlochintervallen mit geringen Permeabilitäten wirkt sich wenig auf das Ergebnis aus und führt zu einer geringen Überschätzung der Transmissibilität. Im Sinne einer konservativen Vorgehensweise wird der kleinere Wert der Permeabilität für die Identifizierung der Kluftezonen verwendet.

Bei der Identifizierung von Kluftscharen sind vor allem Bohrlochintervalle zu berücksichtigen, die sich deutlich vom ungestörten Gebirge unterscheiden. Bei parallel angeordneten Kluftscharen stellen diese die eigentliche Wegsamkeit dar. Die Berücksichtigung von Bohrlochintervallen mit geringen Permeabilitäten wirkt sich deutlich auf das Ergebnis

aus und führt zu einer Unterschätzung der Transmissibilität. Im Sinne einer konservativen Vorgehensweise wird die höhere Grenze der Permeabilität für die Identifizierung der Klufscharen verwendet.

Bei der Bestimmung von Mittelwerten wird bei beiden Vorgehensweisen ein geometrisches Mittelungsverfahren verwendet. Dieses geht von einzelnen Messwerten in der Fläche eines zu charakterisierenden Gebietes aus. Dies ist hinsichtlich der Klufscharen angemessen, da diese sowohl parallel als auch seriell in der Klufzone angeordnet sind. Bei den Klufzonen ist weniger von parallelen Anordnungen auszugehen, sodass die Verwendung dieses Mittelungsverfahrens eher zu einer höheren Transmissibilität führt.

7.8.4 Transmissibilitäten von Klufzonen

Die bei der Ermittlung der Transmissibilitäten der Klufscharen im ungestörten Gebirge verwendeten Messwerte sind in Tabelle 7.29 am Ende dieses Kapitels aufgeführt. Hierbei sind neben den Angaben in [65] auch Ergebnisse neuerer Auswertungen für die Bohrung RB 530 verwendet worden. Aus der Auswertung aller Messwerte ergibt sich eine mittlere Transmissibilität einer Klufschare von $4,1 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$. Unter Berücksichtigung des Parallelitätsfaktors und des Längenfaktors ergibt sich hieraus eine Transmissibilität der Modellklufzone von $6,2 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$. Bei Berücksichtigung paralleler Klufscharen bei der Auswertung der Messungen für Bohrlochintervalle mit mehr als 5 m Länge verringert sich die Transmissibilität der Modellklufzone auf $5,3 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$.

Die bei der Ermittlung der Transmissibilitäten der Klufzonen im ungestörten Gebirge verwendeten Messwerte sind in Tabelle 7.30 am Ende dieses Kapitels aufgeführt. Die sich hieraus ergebenden Transmissibilitäten für die einzelnen Klufzonen sind in Tabelle 7.27 angegeben. Aus der Auswertung ergibt sich eine mittlere Transmissibilität einer Klufzone von $2,9 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$ und für die Modellklufzone unter Berücksichtigung des Längenfaktors eine Transmissibilität von $1,5 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$. Für die Mächtigkeit einer Klufzone ergibt sich ein Mittelwert von 10,3 m. Bei Berücksichtigung von nicht durchströmten Klufscharen bei der Auswertung der Messungen für Klufzonen mit mehr als 10 m Mächtigkeit verringert sich die Transmissibilität der Modellklufzone auf $0,6 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$.

Der in Tabelle 7.27 angegebene Wert für RB 607 stellt den Interferenztest zwischen den Bohrungen RB 506 sowie RB 507 und RB 607 dar. Aus der modelltheoretischen Auswertung lässt sich eine Transmissibilität von $<10^{-13} \text{ m}^3$ und $>10^{-14} \text{ m}^3$ ableiten. An dieser Stelle wurde für die Auswertung ein Wert von $7 \cdot 10^{-14} \text{ m}^3$ verwendet.

Tab. 7.27 Kennwerte der Kluffzonen im ungestörten Gebirge

Bohrloch	Kluffzone [m]			Transmissibilität [m^3]
	Anfang	Ende	Mächtigkeit	
RB 506	44,70	52,00	7,30	$3,7 \cdot 10^{-16}$
RB 508	41,50	60,10	18,60	$7,4 \cdot 10^{-18}$
RB 522	10,90	15,00	4,10	$5,6 \cdot 10^{-18}$
RB 524	11,40	12,90	1,50	$7,5 \cdot 10^{-18}$
RB 528	17,66	27,76	10,10	$7,9 \cdot 10^{-13}$
RB 529	28,05	31,66	3,61	$3,4 \cdot 10^{-13}$
RB 530	22,16	37,83	15,67	$2,3 \cdot 10^{-11}$
RB 543	14,00	40,00	26,00	$3,0 \cdot 10^{-15}$
RB 544	15,50	21,50	6,00	$2,4 \cdot 10^{-16}$
RB 607	Interferenztest			$7,0 \cdot 10^{-14}$

Das Auswerteverfahren über die Kluffscharen führt zu höheren Transmissibilitäten als dasjenige über die Kluffzonen. Hierbei wurde in beiden Fällen konservativ vorgegangen. Bei dem Auswerteverfahren über die Kluffscharen ist die Annahme nur einer Kluffschar pro Bohrlochintervall konservativ. Allerdings verursachen der verwendete Grenzwert für die Permeabilität der Kluffscharen und die zu treffende Annahme über die Zahl der parallelen Kluffscharen bei der Ermittlung der Transmissibilität der Kluffzone gewisse Unsicherheiten.

Bei dem Auswerteverfahren über die Kluffzonen ist die Annahme von nur durchströmten Klüften in den untersuchten Kluffzonen konservativ. Auch der verwendete Grenzwert für die Permeabilität der Kluffzone verursacht keine Unsicherheit hinsichtlich einer Unterschätzung der Transmissibilität. Insoweit ist für das Auswerteverfahren über die Kluff-

zonen trotz der geringeren Transmissibilität für die Modellkluftzone die Konservativität eher zu belegen. Daher konzentrieren sich die nachfolgenden Festlegungen auf die Ergebnisse des Auswerteverfahrens über die Klufzonen.

Die bei der Ermittlung der Transmissibilitäten der Klufzonen im Nahbereich von Grubenbauen verwendeten Messwerte sind in Tabelle 7.31 am Ende dieses Kapitels aufgeführt. Aus der Auswertung ergibt sich eine mittlere Transmissibilität einer Klufzonen von $1,1 \cdot 10^{-19} \text{ m}^3$. Dieser Wert ist deutlich geringer als derjenige für das ungestörte Gebirge. Eine erhöhte Transmissibilität von Klufzonen im Nahbereich von Grubenbauen ist somit nicht erkennbar. Die Auswertungen für das ungestörte Gebirge sind damit abdeckend. Die Messwerte im Umfeld der Grubenbaue werden wegen der geringen Datenbasis nicht weiter betrachtet.

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Ergebnisse für den Referenzfall und für die zusätzlich betrachteten Fälle wird ein Referenzwert für die Transmissibilität von $1,0 \cdot 10^{-15} \text{ m}^3$ festgelegt. Des Weiteren werden obere und untere Grenzen unter Berücksichtigung der Variabilität der ermittelten Transmissibilitäten der Klufzonen festgelegt. Als oberer Wert wird $1,0 \cdot 10^{-13} \text{ m}^3$ angesetzt, der insbesondere auch die Ergebnisse des Interferenztests mit einschließt. Als unterer Wert wird $1,0 \cdot 10^{-17} \text{ m}^3$ angesetzt, der noch oberhalb der kleinsten gemessenen Transmissibilitäten liegt. Da ein Schwerpunkt der Verteilung im Hinblick auf die Größenordnung an den Zahlenwerten in der Tabelle 7.27 nicht erkennbar ist, wird von einer logarithmischen Gleichverteilung ausgegangen.

7.8.5 Datensatz für die Modellierung der Klufzonen

Die Modellklufzonen werden über die geometrischen Abmessungen, die Durchlässigkeitseigenschaften und den Gaseindringdruck beschrieben. Damit die Modellierung mit derjenigen für die Abdichtungen vergleichbar ist, wird die Transmissibilität unter Verwendung der Mächtigkeit in eine Permeabilität umgerechnet. Aus den geometrischen Erstreckungen in allen drei Raumrichtungen und der Permeabilität lässt sich dann der Strömungswiderstand ermitteln. Hierzu ist außerdem die dynamische Viskosität erforderlich.

Der verwendete Datensatz für die Modellkluftzone durch den Hauptanhydrit ist in Tabelle 7.28 dargestellt. Aus den angegebenen Daten errechnet sich ein Strömungswiderstand für die Wegsamkeit von $9,4 \cdot 10^{12} \text{ Pa} \cdot \text{s}/\text{m}^3$, der etwa um einen Faktor 700 geringer ist als der Anfangswert für die Abdichtungen zum Ostfeld.

Tab. 7.28 Parametersatz für die Modellierung der Modellkluftzone

Parameter		Wert
Mächtigkeit	[m]	10
Höhe	[m]	50
Länge	[m]	200
Permeabilität	[m ²]	10^{-16}
dynamische Viskosität	[Pa·s]	$2,4 \cdot 10^{-3}$
effektive Porosität	[%]	0,02
Dispersionslänge	[m]	0
Gaseindringdruck	[MPa]	0

Für die Modellkluftzone sind Porositäten für die Berechnung des diffusiven Transports erforderlich. Ein dispersiver Transport wird nicht berücksichtigt, da sich bei der geringen Porosität die Konzentrationsunterschiede schnell ausgleichen und der dispersive Fluss dadurch vernachlässigbar ist. Messdaten zu Gaseindringdrücken von Klufzonen liegen nicht vor. Vor dem Hintergrund der beobachteten Durchlässigkeitseigenschaften sind keine hohen Gaseindringdrücke zu erwarten. Geringe Gaseindringdrücke bleiben jedoch praktisch wirkungslos, sodass ein Gaseindringdruck nicht berücksichtigt wird.

Tab. 7.29 Transmissibilität der Kluftscharen im ungestörten Gebirge

Nr	Bohrloch	Bohrlochintervall [m]			Transmissibilität [m ³]	
		Anfang	Ende	Mächtigkeit	Messwert	Rechenwert
1	RB 506	44,70	52,00	7,30	$< 3,65 \cdot 10^{-16}$	$3,65 \cdot 10^{-16}$
2	RB 508	41,50	47,80	6,30	$< 6,30 \cdot 10^{-18}$	$6,30 \cdot 10^{-18}$
3	RB 522	13,40	15,00	1,60	$4,80 \cdot 10^{-18}$	$4,80 \cdot 10^{-18}$
4	RB 524	11,40	12,90	1,50	$7,50 \cdot 10^{-18}$	$7,50 \cdot 10^{-18}$
5	RB 528	17,66	19,16	1,50	$1,50 \cdot 10^{-13}$	$1,50 \cdot 10^{-13}$
6		19,16	20,16	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
7		20,66	22,66	1,50	$1,50 \cdot 10^{-13}$	$1,50 \cdot 10^{-13}$
8		22,16	23,66	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
9		23,66	25,16	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
10		25,16	27,76	2,60	$2,60 \cdot 10^{-13}$	$2,60 \cdot 10^{-13}$
11	RB 529	28,05	29,55	1,50	$3,00 \cdot 10^{-13}$	$3,00 \cdot 10^{-13}$
12		29,55	31,66	2,11	$4,22 \cdot 10^{-14}$	$4,22 \cdot 10^{-14}$
13	RB 530	22,16	23,66	1,50	$1,00 \cdot 10^{-11}$	$1,00 \cdot 10^{-11}$
14		23,66	25,16	1,50	$9,00 \cdot 10^{-12}$	$9,00 \cdot 10^{-12}$
15		25,16	26,66	1,50	$4,00 \cdot 10^{-12}$	$4,00 \cdot 10^{-12}$
16		26,66	28,16	1,50	$1,00 \cdot 10^{-13}$	$1,00 \cdot 10^{-13}$
17		28,16	29,66	1,50	$5,00 \cdot 10^{-15}$	$5,00 \cdot 10^{-15}$
18		29,66	31,16	1,50	$7,00 \cdot 10^{-16}$	$7,00 \cdot 10^{-16}$
19		31,66	32,66	1,00	$4,00 \cdot 10^{-14}$	$4,00 \cdot 10^{-14}$
20		32,66	34,16	1,50	$2,00 \cdot 10^{-13}$	$2,00 \cdot 10^{-13}$
21		34,09	35,59	1,50	$2,00 \cdot 10^{-14}$	$2,00 \cdot 10^{-14}$
22		35,59	37,83	2,24	$2,24 \cdot 10^{-16}$	$2,24 \cdot 10^{-16}$
23	RB 543	17,00	18,50	1,50	$3,00 \cdot 10^{-15}$	$3,00 \cdot 10^{-15}$
24		18,50	20,00	1,50	$3,00 \cdot 10^{-17}$	$3,00 \cdot 10^{-17}$
25		20,00	21,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-18}$	$1,50 \cdot 10^{-18}$
26		36,20	37,70	1,50	$3,00 \cdot 10^{-18}$	$3,00 \cdot 10^{-18}$
27	RB 544	17,00	18,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-17}$	$1,50 \cdot 10^{-17}$
28		18,50	20,00	1,50	$7,50 \cdot 10^{-17}$	$7,50 \cdot 10^{-17}$
29		20,00	21,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-16}$	$1,50 \cdot 10^{-16}$

Tab. 7.30 Transmissibilität der Kluftezonen im ungestörten Gebirge

Nr	Bohrloch	Bohrlochintervall [m]			Transmissibilität [m ³]	
		Anfang	Ende	Mächtigkeit	Messwert	Rechenwert
1	RB 506	44,70	52,00	7,30	$< 3,65 \cdot 10^{-16}$	$3,65 \cdot 10^{-16}$
2	RB 508	41,50	47,80	6,30	$< 6,30 \cdot 10^{-18}$	$6,30 \cdot 10^{-18}$
3		49,30	60,10	10,80	$< 1,08 \cdot 10^{-18}$	$1,08 \cdot 10^{-18}$
				Summe:		$7,38 \cdot 10^{-18}$
4	RB 522	10,90	12,40	1,50	$7,50 \cdot 10^{-19}$	$7,50 \cdot 10^{-19}$
5		13,40	15,00	1,60	$4,80 \cdot 10^{-18}$	$4,80 \cdot 10^{-18}$
				Summe:		$5,55 \cdot 10^{-18}$
6	RB 524	11,40	12,90	1,50	$7,50 \cdot 10^{-18}$	$7,50 \cdot 10^{-18}$
7	RB 528	17,66	19,16	1,50	$1,50 \cdot 10^{-13}$	$1,50 \cdot 10^{-13}$
8		19,16	20,66	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
9		20,66	22,16	1,50	$1,50 \cdot 10^{-13}$	$1,50 \cdot 10^{-13}$
10		22,16	23,66	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
11		23,66	25,16	1,50	$7,50 \cdot 10^{-14}$	$7,50 \cdot 10^{-14}$
12		25,16	27,76	2,60	$2,60 \cdot 10^{-13}$	$2,60 \cdot 10^{-13}$
				Summe:		$7,85 \cdot 10^{-13}$
13	RB 529	28,05	29,55	1,50	$3,00 \cdot 10^{-13}$	$3,00 \cdot 10^{-13}$
14		29,55	31,66	2,11	$4,22 \cdot 10^{-14}$	$4,22 \cdot 10^{-14}$
				Summe:		$3,42 \cdot 10^{-13}$

Tab. 7.30 Transmissibilität der Kluftezonen im ungestörten Gebirge

Nr	Bohrloch	Bohrlochintervall [m]			Transmissibilität [m ³]	
		Anfang	Ende	Mächtigkeit	Messwert	Rechenwert
15	RB 530	22,16	23,66	1,50	$1,00 \cdot 10^{-11}$	$1,00 \cdot 10^{-11}$
16		23,66	25,16	1,50	$9,00 \cdot 10^{-12}$	$9,00 \cdot 10^{-12}$
17		25,16	26,66	1,50	$4,00 \cdot 10^{-12}$	$4,00 \cdot 10^{-12}$
18		26,66	28,16	1,50	$1,00 \cdot 10^{-13}$	$1,00 \cdot 10^{-13}$
19		28,16	29,66	1,50	$5,00 \cdot 10^{-15}$	$5,00 \cdot 10^{-15}$
20		29,66	31,16	1,50	$7,00 \cdot 10^{-16}$	$7,00 \cdot 10^{-16}$
21		31,66	32,66	1,00	$4,00 \cdot 10^{-14}$	$4,00 \cdot 10^{-14}$
22		32,66	34,16	1,50	$2,00 \cdot 10^{-13}$	$2,00 \cdot 10^{-13}$
23		34,09	35,59	1,50	$2,00 \cdot 10^{-14}$	$2,00 \cdot 10^{-14}$
24		35,59	37,83	2,24	$2,24 \cdot 10^{-16}$	$2,24 \cdot 10^{-16}$
				Summe:		$2,34 \cdot 10^{-11}$
25	RB 543	14,00	15,50	1,50	$3,00 \cdot 10^{-19}$	$3,00 \cdot 10^{-19}$
26		17,00	18,50	1,50	$3,00 \cdot 10^{-15}$	$3,00 \cdot 10^{-15}$
27		18,50	20,00	1,50	$3,00 \cdot 10^{-17}$	$3,00 \cdot 10^{-17}$
28		20,00	21,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-18}$	$1,50 \cdot 10^{-18}$
29		36,20	37,70	1,50	$3,00 \cdot 10^{-18}$	$3,00 \cdot 10^{-18}$
30		37,70	40,00	2,30	$4,60 \cdot 10^{-20}$	$4,60 \cdot 10^{-20}$
				Summe:		$3,03 \cdot 10^{-15}$
31	RB 544	15,50	17,00	1,50	$3,00 \cdot 10^{-19}$	$3,00 \cdot 10^{-19}$
32		17,00	18,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-17}$	$1,50 \cdot 10^{-17}$
33		18,50	20,00	1,50	$7,50 \cdot 10^{-17}$	$7,50 \cdot 10^{-17}$
34		20,00	21,50	1,50	$1,50 \cdot 10^{-16}$	$1,50 \cdot 10^{-16}$
				Summe:		$2,40 \cdot 10^{-16}$
35	RB 607	Interferenztest RB 506, RB 507, RB 607				$7,00 \cdot 10^{-14}$

Tab. 7.31 Transmissibilität der Klufscharen im gestörten Gebirge

Nr	Bohrloch	Bohrlochintervall [m]			Transmissibilität [m ³]	
		Anfang	Ende	Mächtigkeit	Messwert	Rechenwert
1	RB 503	4,50	5,50	1,00	$1,00 \cdot 10^{-18}$	$1,00 \cdot 10^{-18}$
2		9,50	10,50	1,00	$1,00 \cdot 10^{-18}$	$1,00 \cdot 10^{-18}$
3	RB 504	4,50	5,50	1,00	$1,00 \cdot 10^{-18}$	$1,00 \cdot 10^{-18}$
4		9,50	10,50	1,00	$1,00 \cdot 10^{-18}$	$1,00 \cdot 10^{-18}$
5	RB 505	4,50	5,50	1,00	$1,00 \cdot 10^{-18}$	$1,00 \cdot 10^{-18}$
6	RB 522	2,10	3,60	1,50	$1,50 \cdot 10^{-20}$	$1,50 \cdot 10^{-20}$
7		4,10	5,60	1,50	$7,50 \cdot 10^{-21}$	$7,50 \cdot 10^{-21}$
8		5,50	7,00	1,50	$1,50 \cdot 10^{-20}$	$1,50 \cdot 10^{-20}$
9		7,90	9,40	1,50	$1,50 \cdot 10^{-20}$	$1,50 \cdot 10^{-20}$
10		9,40	10,90	1,50	$3,00 \cdot 10^{-19}$	$3,00 \cdot 10^{-19}$
11		RB 523	3,90	5,40	1,50	$3,00 \cdot 10^{-20}$
12	9,00		10,50	1,50	$3,00 \cdot 10^{-20}$	$3,00 \cdot 10^{-20}$
13	RB 543	3,53	5,03	1,50	$7,50 \cdot 10^{-20}$	$7,50 \cdot 10^{-20}$

7.9 Transport der Flüssigkeiten in den Grubengebäuden

Für den Sicherheitsnachweis maßgebliche Transportvorgänge der Flüssigkeiten in den Grubengebäuden sind in erster Linie die Zuflüsse in und die Abflüsse aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen. Diese werden von den Strömungswiderständen der Abdichtungen zwischen einem abgedichteten Einlagerungsbereich und der Restgrube sowie von den jeweils herrschenden Druckdifferenzen bestimmt. Beim Ostfeld ist außerdem die Wegsamkeit über eine Kluftzone zu betrachten. Antriebsmechanismus in der Phase des Lösungszutritts in die abgedichteten Einlagerungsbereiche ist der hydrostatische Druck der Flüssigkeitssäule in der Restgrube. Antriebsmechanismen in der Auspressphase sind die Konvergenz und die Gasproduktion im Einlagerungsbereich.

Durch die Gasproduktion sowie die Kompression des Gases durch die konvergenzbedingte Volumenverringerng baut sich im abgedichteten Einlagerungsbereich ein Fluiddruck auf, der den Zutritt von Flüssigkeit behindert. Sobald der Fluiddruck bis auf den Druck in der Restgrube angestiegen ist kommt der Zutritt in den abgedichteten Einlagerungsbereich zum Stillstand. Übersteigt der Gasdruck in einem abgedichteten Einlagerungsbereich den hydrostatischen Druck, der auf dem Niveau seiner höchstgelegenen Abdichtung ansteht, um den Betrag des Gaseindringdrucks, so kann das Gas aus dem abgedichteten Einlagerungsbereich entweichen.

In der Auspressphase ist neben dem Austritt der Flüssigkeiten aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen der Abfluss von Flüssigkeiten aus den beiden sonstigen Restgruben Bartensleben und Marie zu betrachten. Im Volumenstrom aus den sonstigen Restgruben und den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen Nordfeld und Zentralteil wird der zusätzliche Antrieb durch die hier erfolgende Gasproduktion berücksichtigt. Der Abfluss aus den Grubengebäuden ergibt sich aus den Volumenströmen aus den Einlagerungsbereichen, den sonstigen Restgruben sowie aus dem Volumenstrom aus der Konvergenz des Mischungsbereichs.

7.9.1 Modellierung der Zutrittsphase des Einlagerungsbereichs

Der Zutritt von Flüssigkeiten in die abgedichteten Einlagerungsbereiche wird durch den dortigen Gasdruck behindert. Im Folgenden wird die Modellierung des Druckaufbaus durch den Gaseinschluss beschrieben. Zum Druckaufbau tragen die Vorgänge:

- Verkleinerung des Hohlraums durch die Konvergenz,
- Verkleinerung des Gasvolumens durch zutretende Flüssigkeiten und
- Vergrößerung der Gasmenge durch Gasproduktion

bei. Für den Anfangszeitpunkt wird von Atmosphärendruck aufgrund der im Einlagerungsbereich vorhandenen Luft ausgegangen. Als Folge des Gaseinschlusses und der genannten Prozesse steigt der Druck im abgedichteten Einlagerungsbereich an. Erreicht der Druck im Einlagerungsbereich den Druck in der Restgrube, so kommt der Zutritt zum Erliegen.

Die treibende Kraft für den Flüssigkeitsstrom ist die Differenz zwischen den Drücken im Einlagerungsbereich und der Restgrube. Damit bestimmt sich der advective Flüssigkeitsstrom S über die Abdichtung zu

$$S = R_{abd}^{-1} (p - p_{ex}) , \quad (7.38)$$

wobei p und p_{ex} z. B. die Fluiddrücke im abgedichteten Einlagerungsbereich und im benachbarten Mischungsbereich sind und R_{abd} den nach Gleichung 7.30 berechneten effektiven Strömungswiderstand der beiden Abdichtungen im Ostfeld bezeichnet. Im Fall des West-Südfeldes wird der Strömungswiderstand der repräsentativen Abdichtung gemäß Gleichung 7.37 berechnet.

Der nicht abgedichtete Einlagerungsbereich Nordfeld ist an die Verbindungsstrecke zwischen den Gruben Bartensleben und Marie angebunden. Die Anbindung wird als Strömungswiderstand mit folgenden Daten modelliert:

- Querschnitt der Anbindung des Nordfeldes: 12 m^2
- Länge der Anbindung des Nordfeldes: 10 m
- Permeabilität der Anbindung des Nordfeldes: 10^{-14} m^2

Der gesamte Strömungswiderstand für den Einlagerungsbereich Nordfeld berechnet sich aus dem Strömungswiderstand der Anbindung, zu dem der Strömungswiderstand des als kompaktierbar modellierten Abfalls addiert wird.

Der Strömungswiderstand berechnet sich aus der Permeabilität k_S und den Abmessungen aus

$$R_S = \frac{\mu L}{k_S F} \quad (7.39)$$

mit der Viskosität μ , der Länge L und der Querschnittsfläche F .

Für kompaktierbaren Versatz bzw. Abfall wird die Permeabilität nach der gleichen Beziehung wie für Salzgrus bestimmt. Für die Abhängigkeit der Permeabilität von der Porosität ϕ in Salzgrusversetzten Bereichen wird der empirische Ansatz

$$k_S = k_0 \cdot \phi^n \quad (7.40)$$

mit den Werten

- $k_0 = 7,464 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2$ und
- $n = 5,253$

verwendet, die in [61] als statistische Mittelung über eine Vielzahl von Messungen an ungetrocknetem Salzgrus ermittelt wurden.

Im nicht abgedichteten Einlagerungsbereich Zentralteil und in den Teilbereichen der Restgrube wird aus numerischen Gründen jeweils ein fiktiver, vernachlässigbarer Strömungswiderstand mit den Abmessungen $L = 10 \text{ m}$, $F = 100 \text{ m}^2$ und $k = 10^{-14} \text{ m}^2$ verwendet. Hierzu wird aus prinzipiellen Gründen auch der Strömungswiderstand des kompaktierbaren Versatzes addiert. Letzterer fällt jedoch selbst im betrachteten Modellzeitraum von 1 Mio. Jahren nicht ins Gewicht.

In der Berechnung des Druckaufbaus während des Zutritts von Flüssigkeiten werden in den Gleichungen die folgenden zeitabhängigen Größen und deren Ableitungen nach der Zeit t berücksichtigt:

$V(t)$:	Volumen des abgedichteten Einlagerungsbereichs
$V_P(t)$:	Hohlraumvolumen im abgedichteten Einlagerungsbereich
$V_L(t)$:	Flüssigkeitsvolumen im abgedichteten Einlagerungsbereich
$V_{\text{Gas}}(t)$:	Gasvolumen im abgedichteten Einlagerungsbereich
$p(t)$:	Druck im abgedichteten Einlagerungsbereich
$p_{\text{ex}}(t)$:	Druck im benachbarten Mischungsbereich
$n(t)$:	Stoffmenge Gas (mol)
$K(t)$:	Konvergenzrate im abgedichteten Einlagerungsbereich
$Q(t)$:	Verdrängungsrate der Flüssigkeit

Der Druck im abgedichteten Einlagerungsbereich wird aus einer Volumenbilanzgleichung berechnet. Zu Beginn sind Flüssigkeitsvolumen, Fluiddruck und Gasvolumen gegeben durch

$$V_L(t=0) = 0, p(t=0) = p_{\text{atm}} \text{ und } V_{\text{Gas}}(t=0) = V_P(t=0). \quad (7.41)$$

Dementsprechend ist der gesamte Hohlraum im abgedichteten Einlagerungsbereich mit Luft unter Atmosphärendruck p_{atm} gefüllt. Die Stoffmenge Luft zur Zeit $t = 0$ ergibt sich aus der Gleichung 7.4 für ein ideales Gas zu

$$n_{\text{Gas}}(t=0) = \frac{V_P(t=0)p_{\text{atm}}}{RT}. \quad (7.42)$$

Zu jedem Zeitpunkt t muss das Gas in dem noch nicht mit Flüssigkeit gefüllten Volumen Platz finden. Dementsprechend gilt für die zeitlichen Änderungen dieser Volumina

$$\dot{V}_{\text{Gas}}(t) = \dot{V}_P(t) - \dot{V}_L(t). \quad (7.43)$$

Die zeitliche Änderung des Hohlraumvolumens V_P wird dabei aus der Konvergenz des abgedichteten Einlagerungsbereichs berechnet,

$$\dot{V}_P(t) = \dot{V}(t) = -K(p(t), \phi(t))V(t). \quad (7.44)$$

Die zeitliche Änderung des Flüssigkeitsvolumens V_L ergibt sich aus dem Strom $S_{\text{ein}} = -S$ in den Einlagerungsbereich gemäß Gleichung 7.38. Die Änderung des Gasvolumens durch Gasproduktion und Gaskompression ergibt sich aus der Gleichung 7.4

$$\dot{V}_{\text{Gas}} = \dot{n} \frac{RT}{p} - nRT \frac{\dot{p}}{p^2} = V_{\text{Gas}} \left(\frac{\dot{n}}{n} - \frac{\dot{p}}{p} \right), \quad (7.45)$$

wobei die Stoffmenge des Gases und ihre zeitliche Änderung berücksichtigt werden. Insgesamt folgt daraus für jeden Zeitpunkt t

$$\frac{\dot{p}(t)}{p(t)} = \frac{\dot{n}(t)}{n(t)} + \frac{1}{V_{\text{Gas}}(t)} [K(t)V(t) + S_{\text{ein}}(t)]. \quad (7.46)$$

Für eine zeitdiskrete Rechnung wird \dot{p}/p durch eine Differenzgleichung approximiert, und man erhält schließlich den Druck zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ als

$$p(t + \Delta t) = p(t) \left[1 + \left(\frac{\dot{n}(t)}{n(t)} + \frac{K(t)V(t) + S_{\text{ein}}(t)}{V_{\text{Gas}}(t)} \right) \Delta t \right]. \quad (7.47)$$

7.9.2 Anstieg des Flüssigkeitsspiegels im Einlagerungsbereich

Während des Flüssigkeitszutritts in einen abgedichteten Einlagerungsbereich werden zunächst die am tiefsten liegenden Hohlräume gefüllt. Durch den ansteigenden Fluidruck wird der weitere Zutritt von Flüssigkeit zunehmend behindert. Daher werden gegebenen-

falls die Einlagerungsgrubenbaue nur zum Teil gefüllt. Es wird angenommen, dass die Mobilisierung der Schadstoffe nur in dem mit Flüssigkeit überdeckten Teil des Abfalls erfolgt. Gegebenenfalls wird daher nur ein Teil des Abfallinventars mobilisiert.

Zur Beschreibung dieses Effektes wird der Anstieg des Flüssigkeitsspiegels im Abfallbereich berechnet. Der Abfallbereich wird, wie in Abbildung 7.2 dargestellt, durch diejenigen Niveaus begrenzt, zwischen denen sich innerhalb der Einlagerungsgrubenbaue tatsächlich Abfälle befinden. Offene oder mit unkontaminiertem Versatz verfüllte Bereiche oberhalb und unterhalb der Abfälle zählen nicht dazu. Modelltechnisch werden die Abfälle so behandelt, als seien sie innerhalb der Einlagerungsgrubenbaue im Abfallbereich homogen verteilt.

Der Flüssigkeitszutritt in den Abfallbereich beginnt, wenn der Hohlraum unterhalb von dessen Unterkante gefüllt ist, d.h.

$$V_L(t) \geq V_{OU}(t) + V_{PU}(t), \quad (7.48)$$

wobei $V_L(t)$ das bis zum Zeitpunkt t zugeflossene Flüssigkeitsvolumen, $V_{OU}(t)$ das aktuelle Volumen der unversetzten und $V_{PU}(t)$ das aktuelle Hohlraumvolumen der versetzten Grubenbaue unterhalb der Unterkante des Abfallbereichs ist. Für die Grubenbaue unterhalb des Abfallbereichs ist die Berechnung des Flüssigkeitsspiegels nicht erforderlich. Der Flüssigkeitsspiegel wird daher auf die Unterkante des Abfallbereichs bezogen. Solange die Hohlräume unterhalb des Abfallbereichs noch nicht mit Flüssigkeit gefüllt sind, ist die Höhe des Flüssigkeitsspiegels unbestimmt, und wird null gesetzt:

$$h_F(t) = 0. \quad (7.49)$$

Nachdem der Flüssigkeitsspiegel den Abfallbereich erreicht hat, bestimmt sich seine Höhe während des weiteren Auffüllens zu

$$h_F(t) = \frac{V_L(t) - V_{OU}(t) - V_{PU}(t)}{V_{PE}(t) + V_{OM}(t) + V_{PM}(t)} H_E. \quad (7.50)$$

Hierbei ist H_E die Höhe des Abfallbereichs und $V_{PE}(t)$ das im Abfallbereich gelegene Hohlraumvolumen der Einlagerungsgrubenbaue. $V_{OM}(t)$ und $V_{PM}(t)$ sind die auf der Höhe des Abfallbereichs aber außerhalb der Einlagerungsgrubenbaue gelegenen Volumina der unversetzten Grubenbaue bzw. des Hohlraums der versetzten Grubenbaue des abgedichteten Einlagerungsbereichs.

Nach dem Auffüllen des Abfallbereichs steigt der Flüssigkeitsspiegel gegebenenfalls weiter an. Die Höhe des Flüssigkeitsspiegels über der Unterkante des Abfallbereichs bestimmt sich dann zu

$$h_F(t) = H_E + \frac{V_L(t) - V_{OU}(t) - V_{PU}(t) - V_{OM}(t) - V_{PM}(t) - V_{PE}(t)}{V_{OO}(t) + V_{PO}(t)} H_O, \quad (7.51)$$

wobei H_O die als konstant angenommene mittlere Höhe der Grubenbaue oberhalb des Abfallbereichs ist. $V_{OO}(t)$ und $V_{PO}(t)$ sind die aktuellen Volumina der unversetzten bzw. versetzten Grubenbaue auf der obersten Modellsohle. Die Berechnung dieses weiteren Anstiegs des Flüssigkeitsspiegels ist für die Modellierung des Flüssigkeitszutritts ins Westfeld erforderlich.

Ein Flüssigkeitszutritt ins Westfeld über die Abdichtung auf den unteren Sohlen kann wegen des geringen Druckunterschieds, der wegen des Gasdruckausgleichs nur durch einen höheren Flüssigkeitsspiegel im Südfeld entstehen kann, vernachlässigt werden. Die Abdichtungen zwischen Westfeld und Südfeld auf den unteren Sohlen werden demzufolge nicht modelliert. Der Flüssigkeitszutritt ins Westfeld erfolgt daher erst, wenn der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld, wie in Abbildung 7.18 dargestellt, die 1. Sohle erreicht hat.

Die Lage der Verbindungsbohrung zum Westfeld wird bezogen auf die Unterkante des Abfallbereichs im Südfeld angegeben. Steigt der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld bis auf die 1. Sohle, so gilt

$$h_F = H_{\ddot{U}}, \quad (7.52)$$

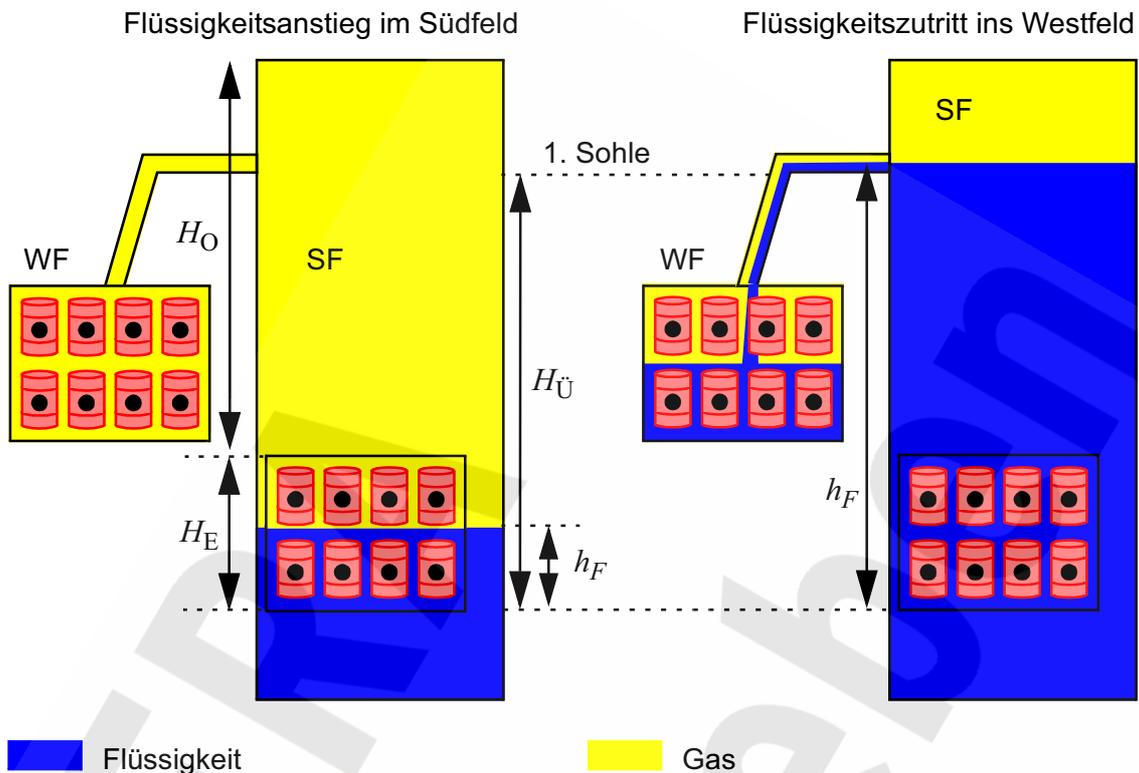


Abb. 7.18 Schematische Darstellung des Flüssigkeitszutritts im West-Südfeld

wobei $H_{\ddot{U}}$ der vertikale Abstand der Verbindungsbohrung auf der 1. Sohle zur Unterkante des Abfallbereichs ist, und es beginnt der Flüssigkeitszutritt in das Westfeld. Es tritt jeweils das Flüssigkeitsvolumen ins Westfeld ein, das einerseits wegen des noch anhaltenden Flüssigkeitszutritts ins Südfeld oder andererseits wegen der Volumenreduktion durch Konvergenz im Südfeld über $H_{\ddot{U}}$ steigt.

Eine Unterteilung des Westfeldes in Grubenbaue mit oder ohne Versatz unterhalb oder oberhalb des Abfallbereichs erfolgt nicht. Während des Zutritts kann das Gas aus dem Westfeld unbehindert entweichen. Der Flüssigkeitszutritt ins Westfeld endet daher erst, wenn das Westfeld vollständig gefüllt ist.

Die Zutrittsphase des gemeinsam abgedichteten West-Südfeldes ist jedoch im Allgemeinen noch nicht beendet, wenn das Westfeld gefüllt ist. Der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld steigt dann noch weiter an. Es sind aber auch Fälle denkbar, bei denen der Zutritt ins

West-Südfeld wegen des Anstiegs des Fluiddrucks bereits beendet ist, bevor der Flüssigkeitsspiegel die Verbindungsbohrung bei $H_{\bar{U}}$ erreicht hat. In diesem Fall tritt keine Flüssigkeit in das Westfeld ein und es wird keine kontaminierte Flüssigkeit ausgepresst.

Außerdem kann, bevor das Westfeld ganz gefüllt ist, der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld wieder unter $H_{\bar{U}}$ absinken. Dieser Fall kann vorkommen, wenn wegen der anhaltenden Gasproduktion und eines hohen Gaseindringdrucks die Auspressphase im Südfeld beginnt, bevor das Westfeld vollständig aufgefüllt ist. Eine Freisetzung aus dem Westfeld erfolgt erst, wenn durch Konvergenz die Hohlräume im Westfeld so weit reduziert sind, dass die zuvor eingedrungene Flüssigkeitsmenge das Westfeld aufgefüllt hat.

7.9.3 Freisetzung der Gase aus dem Einlagerungsbereich

Übersteigt der Gasdruck in einem abgedichteten Einlagerungsbereich den hydrostatischen Druck, der auf dem Niveau seiner höchstgelegenen Abdichtung in der Restgrube ansteht, um den Betrag des Gaseindringdrucks, so kann das Gas aus dem abgedichteten Einlagerungsbereich entweichen. Der Gasdruck im abgedichteten Einlagerungsbereich steigt dann zunächst nicht weiter an. Liegt dieser Grenzwert für den Gasdruck unter dem hydrostatischen Druck auf dem Niveau des Zutrittsortes der Flüssigkeit, so tritt hier weiterhin Flüssigkeit ein. Dieser Vorgang hält an, bis sämtliches Gas entwichen ist und der abgedichtete Einlagerungsbereich vollständig mit Flüssigkeit gefüllt ist. Andernfalls kommt der Zutritt bereits zum Erliegen, bevor der abgedichtete Einlagerungsbereich mit Flüssigkeit gefüllt ist.

Das Westfeld ist über eine Verbindung an das Südfeld angeschlossen. Daher kann das im Westfeld produzierte Gas ungehindert ins Südfeld entweichen, was zu einem Druckausgleich zwischen Westfeld und Südfeld führt. Übersteigt der Gasdruck im gemeinsam abgedichteten West- und Südfeld den Grenzdruck auf Höhe der obersten Abdichtung im Südfeld, so kann das Gas wie oben beschrieben entweichen.

Aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen und den sonstigen Restgruben erfolgt die Gasfreisetzung, wenn die jeweiligen Gasspeichervolumina dieser Grubenbaue gasgefüllt sind.

7.9.4 Modellierung der Auspressphase des Einlagerungsbereichs

Zur Vereinfachung der Modellierung wird angenommen, dass in allen Teilen eines abgedichteten Einlagerungsbereichs der gleiche Fluiddruck herrscht. Sobald der Fluiddruck im abgedichteten Einlagerungsbereich den Druck in der Restgrube übersteigt, beginnt die Auspressphase. Zuvor kann es, wie oben beschrieben, zu einer Gasfreisetzung gekommen sein.

In der Auspressphase wird die Flüssigkeit durch die Volumenreduktion infolge der Konvergenz und durch den Gasdruckaufbau durch die gegebenenfalls noch anhaltende Gasproduktion und Kompression ausgepresst. Sofern die Abdichtung noch einen merklichen Strömungswiderstand aufweist, steigt der Druck im abgedichteten Einlagerungsbereich deutlich über den Druck in der Restgrube an.

Für die Auspressphase werden zunächst die Druckverhältnisse im Grubengebäude analog zu [41] bestimmt. Der dort beschriebene Term Q , der die Verdrängung der Flüssigkeit durch die Volumenverkleinerung durch Konvergenz beschreibt, wird im Folgenden modifiziert. Da neben der Flüssigkeitsverdrängung durch Konvergenz auch eine Verdrängung durch das produzierte Gas erfolgt, wird der Term Q wie folgt erweitert:

$$Q \rightarrow \mathcal{Q} = Q_{\text{Konv}} + Q_{\text{Gas}}, \quad (7.53)$$

wobei Q_{Konv} der schon in [41] auftretende Term ist,

$$Q_{\text{Konv}} = K(p, \phi)V, \quad (7.54)$$

und

$$Q_{\text{Gas}} = \frac{nRT}{p} \left(\frac{\dot{n}}{n} - \frac{\dot{p}}{p} \right) \quad (7.55)$$

die Änderung des Flüssigkeitsvolumens im abgedichteten Einlagerungsbereich durch Gasproduktion ($\sim \dot{n}$) einerseits und durch Gaskompression mit dem steigenden Druck ($\sim \dot{p}$) andererseits beschreibt.

In den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird der gesamte Flüssigkeitsstrom S_{aus} über alle Abdichtungen aus dem jeweiligen abgedichteten Einlagerungsbereich in den benachbarten Mischungsbereich der Restgrube betrachtet, der damit gegeben ist durch

$$S_{\text{aus}} = Q. \quad (7.56)$$

Die gleiche Beziehung wird auch für die Flüssigkeitsströme aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen und den sonstigen Restgruben verwendet, wobei die Auspressphase sofort nach der instantanen Auffüllung dieser Grubenbaue beginnt.

Mit Hilfe der Gleichung 7.38 für S_{aus} und der Gleichungen 7.53, 7.54 und 7.55 für Q wird diese Beziehung wie in [41] in Bestimmungsgleichungen für den Fluiddruck in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und den Grubenbauen der Restgrube umgewandelt. Die Konvergenzraten werden hierbei entsprechend den Erläuterungen in Kapitel 7.5 berechnet. Die Stoffmenge des Gases und ihre zeitliche Änderung werden wie in Kapitel 7.3 dargestellt bestimmt. Zusammen mit entsprechenden Gleichungen für den jeweiligen Druck p_{ex} in den benachbarten Grubenbauen erhält man, wie in [41] allgemein dargestellt, ein Gleichungssystem zur Berechnung der Fluiddrücke in den Grubengebäuden.

Mit den so bestimmten Fluiddrücken berechnen sich die Flüssigkeitsströme in den Grubengebäuden wie in [41] angegeben. Sinkt der Flüssigkeitsspiegel in einem abgedichteten Einlagerungsbereich bis unter die unterste Abdichtung, endet hier die Flüssigkeitsfreisetzung.

7.9.5 Datensatz für die Modellierung des Flüssigkeitstransports

Für die Gasfreisetzung aus einem abgedichteten Einlagerungsbereich wird die höchstgelegene Abdichtung berücksichtigt, über die das Gas nach Überschreiten des Grenzdrucks für Gasfreisetzung unbehindert entweichen kann. Der Grenzdruck ist gleich der Summe aus Gaseindringdruck und hydrostatischem Druck vor der höchstgelegenen Abdichtung.

In der Modellvariante für das Ostfeld, bei der der Flüssigkeits- und der Gastransport durch die Kluftzone im Hauptanhydrit erfolgt, kann das Gas über diese Kluftzone in die Restgrube entweichen. Hierbei wird kein Gaseindringdruck berücksichtigt. Der zu überwindende hydrostatische Druck in der Kluftzone bestimmt sich aus der Lage der höchstgelegenen Wegsamkeit zwischen Kluftzone und Einlagerungsbereich. Es wird angenommen, dass diese in der gleichen Teufe liegt wie die obere Abdichtung im Ostfeld. Die entsprechenden Werte sind in der Tabelle 7.32 zusammengestellt. Die Daten sind, soweit nicht bereits erläutert, aus [21] abgeleitet.

Tab. 7.32 Daten zur Berechnung des Flüssigkeitsspiegels und der Gasfreisetzung

Parameter		Wert
Höhe H_E des Abfallbereichs im SF	[m]	10,7
Höhe H_O der Hohlräume oberhalb des Abfallbereichs im SF	[m]	140
Abstand $H_{\ddot{U}}$ bezogen auf Unterkante des Abfallbereichs SF	[m]	135,7
Hydrostatischer Druck vor der obersten Abdichtung im SF	[MPa]	3,7
Gaseindringdruck der Abdichtungen	[MPa]	2,0
Minimaler Flüssigkeitsspiegel für Freisetzung aus dem SF	[m]	16,7
Höhe H_E des Abfallbereichs OF	[m]	12
Höhe H_O der Hohlräume oberhalb des Abfallbereichs im OF	[m]	68
Hydrostatischer Druck vor der obersten Abdichtung im OF	[MPa]	4,3
Minimaler Flüssigkeitsspiegel für Freisetzung aus dem OF	[m]	0,0

7.10 Mobilisierung und Rückhaltung von Schadstoffen

Für den Transport von Schadstoffen aus einem Einlagerungsgrubenbau müssen zunächst die Schadstoffe aus den Abfällen mobilisiert werden. Von den Schadstoffen können nur die in der Flüssigkeit gelösten und nicht die durch Sorption und Ausfällung zurückgehaltenen Anteile transportiert werden. Auf die Annahmen zur Mobilisierung und Rückhaltung wird nachfolgend eingegangen.

7.10.1 Mobilisierung der Schadstoffe

Die Mobilisierung der Schadstoffe aus den Abfallgebänden erfolgt durch die Zersetzung der Abfallmatrix und die Diffusion aus der Matrix. Da die Abfälle zum Teil nicht in einer Zementmatrix eingebunden sind, kann für die Schadstoffe keine signifikante Verzögerung der Mobilisierung angenommen werden. Daher wird als ungünstige Annahme eine instantane Mobilisierung aller Schadstoffe beim Kontakt der Abfälle mit der Lösung angenommen.

Der Kontakt der Abfälle mit der Lösung erfolgt erst nach einem Zutritt von Flüssigkeit in die Einlagerungsgrubenbaue. Es wird angenommen, dass die Schadstoffe nur aus dem jeweils mit Flüssigkeit überdeckten Anteil der Abfallgebände mobilisiert werden. Außerdem wird angenommen, dass die Abfälle homogen im Abfallbereich verteilt sind. Der mobilisierte Anteil der Schadstoffe entspricht dann dem flüssigkeitsgefüllten Anteil des Hohlraums im Abfallbereich.

7.10.2 Geochemisches Milieu

Für den Fall des Lösungszutritts in einen Einlagerungsgrubenbau kommt es zum Kontakt von Lösung mit den dort vorhandenen Stoffen und zu einer Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Lösung. Das sich einstellende chemische Milieu und insbesondere der pH-Wert und die Komplexbildnerkonzentrationen beeinflussen die Löslichkeit und die Sorption der Radionuklide. Die wesentlichen Einflussgrößen sind:

- in der Abfallmatrix enthaltene Komplexbildner wie EDTA und Zitronensäure,
- das Calciumhydroxid im Zementstein der Abfälle und der BFA,

- das Kohlendioxid aus der mikrobiellen Zersetzung organischer Stoffe und
- die Inhaltsstoffe der zufließenden Lösung.

7.10.2.1 pH-Werte

Zur Ermittlung der pH-Werte werden geochemische Modellrechnungen mit dem Programm EQ3/6 durchgeführt. Die dazu erforderlichen Angaben der Mengen an Zementstein, BFA und Kohlendioxid werden aus Kapitel 7.3 entnommen. Als Lösungsvolumen werden die Hohlraumvolumina entsprechend Kapitel 5 verwendet. Der CO₂-Partialdruck in den einzelnen Einlagerungsgrubenbauen ergibt sich aus dem CO₂-Anteil im Gasgemisch und dem hydrostatischen Druck. Wie in Tabelle 7.33 dargestellt, liegen die CO₂-Anteile im Gasgemisch zwischen 5 und 24 %. Bei einem hydrostatischen Druck von 4,9 MPa in allen Einlagerungsgrubenbauen ergeben sich CO₂-Partialdrücke zwischen 0,2 und 1,2 MPa.

Die Modellbetrachtungen zum geochemischen Milieu werden zunächst nur für die Einlagerungsgrubenbaue durchgeführt. Die dort vorhandenen Stoffe stehen unmittelbar und in gleicher Weise wie die Abfallstoffe für die chemischen Umsetzungen zur Verfügung. Die Stoffe und Lösungsmengen in den anderen Grubenbauen eines Einlagerungsbereichs werden nicht berücksichtigt. Deren Verfügbarkeit ist nicht unmittelbar und nicht vollständig zu gewährleisten. Auf die Bedeutung dieser Vorgehensweise wird bei der Diskussion der Ergebnisse eingegangen.

Hinsichtlich des chemischen Milieus wird von einer vollständigen Umsetzung der vorhandenen organischen Stoffe durch Fermentation ausgegangen. Dies ist konsistent mit der Annahme für die Umsetzung der C-14-haltigen Fettsäuren und Fettalkohole (vgl. Abschnitt 7.10.5). Im Gegensatz zu den Fettsäuren und Fettalkoholen wird bei der Umsetzung der inaktiven organischen Stoffe aus konservativen Gründen aber angenommen, dass keine Methanogenese stattfindet. Diese Annahme führt zu höheren CO₂-Mengen und damit zu niedrigeren pH-Werten. Bei niedrigeren pH-Werten ist die Rückhaltung der meisten Elemente einschließlich des Carbonats geringer.

Weiterhin wird angenommen, dass die vorhandenen Mengen an BFA und Zementstein vollständig zur Verfügung stehen. Das für die Modellierung zugrunde gelegte Mengengerüst und die sich aus den geochemischen Modellrechnungen ergebenden pH-Werte sind in Tabelle 7.33 angegeben. Dabei wurden nur die in den jeweiligen Einlagerungsgrubenbauen vorhandenen Mengen berücksichtigt. Dementsprechend sind niedrige pH-Werte von etwa 4 für Westfeld, Ostfeld und Nordfeld und höhere pH-Werte von etwa 8 für Südfeld und Zentralteil zu erwarten.

Tab. 7.33 Mengengerüst für die geochemische Modellierung und pH-Werte

	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Nordfeld	Zentralteil
Zellulose [kg]	$2,30 \cdot 10^4$	$1,38 \cdot 10^6$	$2,31 \cdot 10^5$	$9,81 \cdot 10^4$	$2,20 \cdot 10^3$
Polyethylen [kg]	$1,73 \cdot 10^5$	$3,45 \cdot 10^6$	$5,70 \cdot 10^5$	$3,06 \cdot 10^5$	$1,00 \cdot 10^3$
Zementstein [kg]	$9,98 \cdot 10^5$	$6,93 \cdot 10^6$	$1,42 \cdot 10^6$	$4,61 \cdot 10^5$	0
Anteil CO ₂ [Mol-%]	19	21	16	24	5
CO ₂ -Partialdruck [Pa]	$9,31 \cdot 10^5$	$1,03 \cdot 10^6$	$7,84 \cdot 10^5$	$1,18 \cdot 10^6$	$2,45 \cdot 10^5$
BFA [kg]	$2,03 \cdot 10^7$	$1,55 \cdot 10^7$	0	0	$1,50 \cdot 10^5$
Lösungsvolumen [m ³]	62 590	21 650	8 700	1 540	16 350
pH-Wert	8,0	4,2	4,3	4,2	7,8

Die Angaben zum chemischen Milieu sind mit Unsicherheiten behaftet. Diese ergeben sich aus den Unsicherheiten der Eingangsdaten und insbesondere aus einer möglicherweise unvollständigen Zersetzung der organischen Stoffe und der Verfügbarkeit weiterer Lösungsmengen oder weiterer Zementmengen in den anderen Grubenbauen des Einlagerungsbereiches. Zusätzliche Lösungsmengen würden im Südfeld und im Zentralteil zu niedrigeren pH-Werten führen. Zusätzliche Zementmengen würden wie auch die geringere Zersetzung organischer Stoffe zu höheren pH-Werten führen.

Für die zusätzlichen Lösungsmengen und Zementmengen ist eine Festlegung ungünstiger Werte vorab nicht möglich. Auch eine unvollständige Zersetzung der organischen Stoffe in den Einlagerungsgrubenbauen ist nicht zu belegen. In Ermangelung besseren Wissens wird daher zunächst von den ermittelten pH-Werten ausgegangen und geprüft, ob dies zu einer konservativen Vorgehensweise hinsichtlich der Berücksichtigung der Rückhaltung in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit führt.

7.10.2.2 Komplexbildnerkonzentration

Als Komplexbildner sind die biologisch abbaubaren Oxalsäure und Zitronensäure sowie EDTA zu betrachten. Für die Einlagerungsbereiche Südfeld und Westfeld sind maximale Komplexbildnerkonzentrationen von 10 mol/m^3 und im Einlagerungsbereich Ostfeld von 1 mol/m^3 zu erwarten. Für die Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil konnten keine Abschätzungen getroffen werden. Von diesen Zahlenwerten wird bei der Festlegung von Daten zu den Löslichkeitsgrenzen und zur Sorption von Radionukliden ausgegangen.

Hauptunsicherheiten hinsichtlich der Komplexbildnerkonzentration ergeben sich aus den Mengenangaben zu den Komplexbildnern in den Einlagerungsgrubenbauen. Außerdem kann sich ein Teil der Komplexbildner bereits beim Konditionieren zersetzt haben oder sich durch mikrobiellen Abbau bei einem Kontakt mit der Lösung im Einlagerungsgrubenbau zersetzen. Wegen der Möglichkeit eines signifikanten Abbaus durch die Zersetzungsprozesse werden die obigen Angaben als Obergrenzen angesehen.

7.10.3 Rückhaltung von Radionukliden

Die Rückhaltung der Radionuklide durch Sorption und Ausfällung wurde experimentell untersucht [86]. Hierbei wurden pH-Werte zwischen 8 und 10 und Komplexbildnerkonzentrationen von bis zu 1 mol/m^3 eingestellt.

Die pH-Werte der Experimente decken nicht die zu erwartenden Werte in den Einlagerungsgrubenbauen ab. Die Komplexbildnerkonzentrationen in den Einlagerungsgrubenbauen sind teilweise höher als in den Experimenten. Daher sind die gemessenen Rückhalteparameter nicht anwendbar. Aus diesem Grund wird als konservative Annahme für alle Radionuklide mit Ausnahme von C-14 und – in einigen Grubenbauen – von Ra-226 die Rückhaltung in den Einlagerungsgrubenbauen vernachlässigt.

7.10.4 Sorption von Radium

Prinzipiell gilt auch für Radium die vorstehende Aussage, dass wegen des schwer zu ermittelnden chemischen Milieus die Rückhaltung in den Einlagerungsgrubenbauten vernachlässigt wird. Für den Streckenstummel (Radiumkammer) und das Sohlenbohrloch kann jedoch angenommen werden, dass Radium am Salzbeton sorbiert, denn das mobilisierte Radium aus der Radium-VBA muss sich auf dem Weg zu den übrigen Grubenbauten im Ostfeld diffusiv durch diesen Salzbeton bewegen. Für den Verteilungskoeffizienten (K_d -Wert) der Sorption von Radium an zementhaltigen Versatzstoffen wurde in [47] eine Bandbreite von $0,037-4,1 \text{ m}^3/\text{kg}$ angegeben. Diese Daten sind nicht näher spezifiziert, daher ist nicht klar, inwieweit sie auf ERAM-Verhältnisse übertragbar sind. Sie dienen jedoch als Anhaltspunkte für eine ungünstige Schätzung von $0,01 \text{ m}^3/\text{kg}$. Dieser Wert wird als Referenzwert für die Sorption von Radium an Salzbeton verwendet.

Für andere Einlagerungsgrubenbaue, z.B. des Westfeldes, wird angenommen, dass der Salzbeton und dessen Korrosionsrückstände keine Sorptionsfähigkeit besitzen. Diese ungünstige Annahme trägt einerseits der Tatsache Rechnung, dass über die Sorptionseigenschaften von korrodiertem Salzbeton unter möglichen reduzierenden Bedingungen wenig bekannt ist und andererseits, dass die Transportwege des Radiums in diesen Einlagerungsgrubenbauten nur zu einem sehr geringen Teil an den Salzbeton-Oberflächen vorbeiführen.

7.10.5 Verteilung des C-14 Inventars

Die Rückhaltung von C-14 wird von seiner chemischen Form bestimmt. Im Abfall liegt der Kohlenstoff in Form von Fettalkoholen, Fettsäuren, Aluminiumcarbid und Carbonat vor. Hinsichtlich des Transports in der flüssigen Phase ist der Kohlenstoff als Carbonat, Kohlendioxid, Methan, Fettalkohole und Fettsäuren zu berücksichtigen. In Tabelle 7.34 ist die stoffliche Verteilung von C-14 in den Abfällen dargestellt.

Die in den Abfällen vorliegenden kohlenstoffhaltigen Materialien werden im Kontakt mit Lösung umgesetzt. Das Aluminiumcarbid zersetzt sich, wobei der Kohlenstoff in Methan umgewandelt wird. Das Methan kann in Lösung gehen oder in der Gasphase vorliegen. Das Carbonat geht in Lösung und wird dabei nicht zersetzt.

Tab. 7.34 Stoffliche Verteilung des C-14 in den Einlagerungsgrubenbauen in Bq

	Fettsäuren, Fettalkohole	Aluminiumcarbid	Carbonat
Südfeld	$1,56 \cdot 10^{+12}$	$6,40 \cdot 10^{+11}$	$1,56 \cdot 10^{+11}$
Westfeld	$6,42 \cdot 10^{+11}$	0	$1,23 \cdot 10^{+11}$
Ostfeld	$1,60 \cdot 10^{+09}$	0	$1,2 \cdot 10^{+11}$
Nordfeld	$5,60 \cdot 10^{+10}$	0	$3,1 \cdot 10^{+09}$
Zentralteil	$1,34 \cdot 10^{+09}$	0	$2,6 \cdot 10^{+08}$

Die Umsetzung der Fettsäuren und Fettalkohole hängt vom Umfang der Mikrobentätigkeit ab. Unter der Annahme einer mikrobiellen Aktivität unter den herrschenden Bedingungen in den Einlagerungsbereichen werden die Fettsäuren und Fettalkohole in Methan und Kohlendioxid zersetzt. Im Referenzfall wird von dieser Zersetzung ausgegangen, da eine Mikrobentätigkeit bei pH-Werten unterhalb von 10 wahrscheinlich ist. Als konservative Annahme wird postuliert, dass die Umsetzung über Fermentation und Methanogenese erfolgt. Bei dieser Reaktion werden die größten Mengen des im Vergleich zu Kohlendioxid mobileren Methans gebildet. Da es sich vorwiegend um sauerstoffarme Fettsäuren und Fettalkohole handelt, entstehen bei der Umsetzung 75% Methan und 25% Kohlendioxid. Methan und Kohlendioxid können dabei in Lösung gehen oder in der Gasphase vorliegen. Die daraus folgende Verteilung des C-14 auf die Spezies CO_2 und CH_4 ist in Tabelle 7.35 für den Fall einer vollständigen mikrobiellen Zersetzung aufgeführt, wobei Carbonat und Kohlendioxid zusammengefasst und als CO_2 aufgelistet sind.

Von einer mikrobiellen Zersetzung der Fettsäuren und Fettalkohole kann man jedoch nicht mit Sicherheit ausgehen, sodass auch der Fall ohne mikrobielle Zersetzung zu betrachten ist. Die Fettsäuren und Fettalkohole liegen dann in gelöster Form vor. Für diesen Fall ist die Verteilung des C-14 auf die verschiedenen Spezies ebenfalls in Tabelle 7.35 aufgeführt.

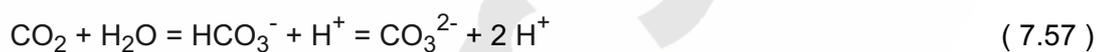
Für das gebildete Methan, für die Fettsäuren und für die Fettalkohole wird keine Rückhaltung in den Grubengebäuden, im Hutgestein und im Deckgebirge angenommen. Kohlendioxid und Carbonat können durch Reaktion mit Calciumhydroxid und Magnesium ausgefällt werden. Dieser Rückhalte Mechanismus wird im folgenden Kapitel beschrieben.

Tab. 7.35 Verteilung des C-14-Inventars auf die verschiedenen Spezies in Bq

	mit mikrobieller Zersetzung		ohne mikrobielle Zersetzung		
	CO ₂	CH ₄	Fettsäuren, Fettalkohole	CO ₂	CH ₄
Südfeld	5,460·10 ⁺¹¹	1,810·10 ⁺¹²	1,56·10 ⁺¹²	1,56·10 ⁺¹¹	6,40·10 ⁺¹¹
Westfeld	2,835·10 ⁺¹¹	4,815·10 ⁺¹¹	6,42·10 ⁺¹¹	1,23·10 ⁺¹¹	0
Ostfeld	1,204·10 ⁺¹¹	1,200·10 ⁺⁰⁹	1,60·10 ⁺⁰⁹	1,20·10 ⁺¹¹	0
Nordfeld	1,710·10 ⁺¹⁰	4,200·10 ⁺¹⁰	5,60·10 ⁺¹⁰	3,10·10 ⁺⁰⁹	0
Zentralteil	5,950·10 ⁺⁰⁸	1,005·10 ⁺⁰⁹	1,34·10 ⁺⁰⁹	2,60·10 ⁺⁰⁸	0

7.10.6 Rückhaltung von C-14 als Carbonat

In den Einlagerungsgrubenbauen stehen Calciumhydroxid aus Zementstein und BFA sowie Magnesium aus der Lösung zur Verfügung. Das Kohlendioxid steht mit gelöstem Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) und Carbonat (CO₃²⁻) im Gleichgewicht. Insbesondere wenn die Menge an Calciumhydroxid gegenüber der Menge an Kohlendioxid, Hydrogencarbonat und Carbonat überwiegt, werden die carbonathaltigen Minerale Calcit und Dolomit ausgefällt, was zu einer Rückhaltung von Kohlenstoff führt. Das Gleichgewicht zwischen Kohlendioxid, Hydrogencarbonat und Carbonat sowie die Ausfällung der Minerale Calcit und Dolomit kann mit den folgenden Reaktionsgleichungen beschrieben werden:



Zur Quantifizierung der Kohlenstoff-Rückhaltung als Carbonat wird die Verteilung des Kohlenstoffs auf die ausgefällten, gelösten und gasförmigen Phasen mit dem geochemischen Rechenprogramm EQ3/6 berechnet [92]. Als Eingangsdatensatz wird wieder-

um das in Tabelle 7.33 angegebene Mengengerüst verwendet. Es wird von einer vollständigen Umsetzung der organischen Stoffe durch Fermentation ausgegangen. Ebenso wird angenommen, dass die gesamte Menge an Zementstein und BFA verfügbar ist.

Bei den geochemischen Modellrechnungen werden ausschließlich die Einlagerungsgrubenbaue betrachtet. Die Stoffe und Lösungsmengen in den sonstigen Grubenbauen bleiben hierbei unberücksichtigt, da für diese eine Teilnahme an den Rückhalterreaktionen nicht gewährleistet werden kann. Die Auswirkungen dieser Vorgehensweise werden bei der Diskussion der Ergebnisse angesprochen. Die berechnete Verteilung des Kohlenstoffs auf die ausgefallten, gelösten und gasförmigen Phasen ist in Tabelle 7.36 angegeben.

Tab. 7.36 Verteilung des Kohlenstoffs auf die einzelnen Phasen

	Südfeld	Westfeld	Ostfeld	Nordfeld	Zentralteil
ausgefällt [mol]	$8,75 \cdot 10^{+6}$	$1,12 \cdot 10^{+8}$	$1,05 \cdot 10^{+7}$	$3,41 \cdot 10^{+6}$	$9,63 \cdot 10^{+4}$
gelöst [mol]	$4,93 \cdot 10^{+2}$	$1,81 \cdot 10^{+6}$	$5,16 \cdot 10^{+5}$	$1,47 \cdot 10^{+5}$	$2,06 \cdot 10^{+2}$
gasförmig [mol]	0	$8,07 \cdot 10^{+7}$	$2,13 \cdot 10^{+7}$	$1,32 \cdot 10^{+7}$	0
Gesamt C [mol]	$8,75 \cdot 10^{+6}$	$1,95 \cdot 10^{+8}$	$3,23 \cdot 10^{+7}$	$1,68 \cdot 10^{+7}$	$9,65 \cdot 10^{+4}$
mobiler Anteil	$5,62 \cdot 10^{-5}$	0,42	0,67	0,8	$2,14 \cdot 10^{-3}$
Rückhaltefaktor	$1,78 \cdot 10^{+4}$	2,36	1,48	1,26	$4,68 \cdot 10^{+2}$

Zur Modellierung der Rückhaltung in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird aus den Anteilen in den verschiedenen Phasen ein Rückhaltefaktor für Kohlenstoff berechnet. Der Rückhaltefaktor ist der Kehrwert des mobilen Anteils. Der mobile Anteil berechnet sich als Summe des Kohlenstoffs in der gelösten und gasförmigen Phase dividiert durch die Summe des gesamten Kohlenstoffs. Man erkennt aus Tabelle 7.36, dass eine signifikante Rückhaltung von Kohlenstoff nur im Südfeld und Zentralteil zu erwarten ist. Im Westfeld, Ostfeld und Nordfeld liegen die Rückhaltefaktoren nahe bei 1.

Bei der Ermittlung der Rückhaltefaktoren wird angenommen, dass das gasförmige und gelöste Kohlendioxid nicht durch Reaktion mit dem Salzbeton in den Grubenbauen außerhalb der Einlagerungsgrubenbaue ausgefällt wird. Außerdem wird vorausgesetzt, dass das gasförmige Kohlendioxid bei der Ausbreitung in den Grubengebäuden vollstän-

dig gelöst wird. Durch diese Vorgehensweise wird die tatsächliche Freisetzung von Kohlenstoff überschätzt. In Kapitel 11 wird zusätzlich der Fall betrachtet, dass das gasförmige CO₂ nicht vollständig gelöst wird, sondern der gasförmige Anteil über den Gaspfad in die Biosphäre transportiert wird.

Die ermittelten Rückhaltefaktoren werden für die Modellierung der Rückhaltung von C-14 verwendet. Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich das C-14 genauso verhält wie der inaktive Kohlenstoff.

Die Rückhaltung des C-14 wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nicht über Sorption oder Löslichkeitsgrenzen, sondern über eine entsprechende Reduzierung des Aktivitätsinventars berücksichtigt. Hierdurch wird die Rückhaltung in einem einzelnen Einlagerungsgrubenbau richtig berücksichtigt. Eine mögliche zusätzliche Rückhaltung bei einem Transport in weitere Grubenbaue wie vom Westfeld in das Südfeld und eine Wechselwirkung mit dem dortigen Calciumhydroxid wird durch diese Vorgehensweise konservativ vernachlässigt.

7.11 Radionuklidauswahl und radioaktiver Zerfall

Die Modellrechnungen konzentrieren sich auf eine begrenzte Zahl von Radionukliden. Hierbei werden jedoch alle Radionuklide berücksichtigt, die möglicherweise in den Teilsystemen des Endlagers bedeutsam sein können. Die Radionuklidauswahl wird somit spezifisch für den Nahbereich, den Fernbereich und die Biosphäre durchgeführt. Sie erfolgt für Spalt- und Aktivierungsprodukte anhand des radiologisch gewichteten Inventars, für Actiniden in der Hauptsache anhand der Halbwertszeiten.

Die Vorgehensweise zur Radionuklidauswahl ist in [84] beschrieben. Den Modellrechnungen für das Endlager Morsleben wird eine Radionuklidauswahl zugrunde gelegt, wie sie auch in bisherigen Sicherheitsstudien [17], [7] zur Anwendung gekommen ist. Im Hinblick auf die Berechnung von Performance-Indikatoren wurden im Nahbereich zusätzlich einige kurzlebige Radionuklide berücksichtigt.

Tab. 7.37 Radionuklidauswahl der Spalt- und Aktivierungsprodukte für die Teilbereiche des Endlagersystems

Radionuklid	Nahbereich	Fernbereich	Biosphäre	Radionuklid	Nahbereich	Fernbereich	Biosphäre
H-3	x			Zr-93	x	x	x
C-14	x	x	x	Nb-94	x	x	x
Cl-36	x	x	x	Mo-93	x	x	x
Ca-41	x	x	x	Tc-99	x	x	x
Co-60	x			Pd-107	x	x	x
Ni-59	x	x	x	Sn-126	x	x	x
Ni-63	x	x	x	I-129	x	x	x
Se-79	x	x	x	Cs-135	x	x	x
Rb-87	x	x	x	Cs-137	x	x	x
Sr-90	x	x	x	Sm-151	x	x	x

Tab. 7.38 Übersicht über die Radionuklidenauswahl der Actiniden für die Teilbereiche des Endlagersystems

	Radio-nuklid	Nah-bereich	Fern-bereich	Bio-sphäre		Radio-nuklid	Nah-bereich	Fern-bereich	Bio-sphäre
Thorium-Zerfallsreihe	Cm-248	x			Uran-Zerfallsreihe	Cm-246	x		
	Pu-244	x				Pu-242	x		
	Cm-244	x				U-238	x	x	x
	Pu-240	x	x	x		Th-234	x		x
	U-236	x	x	x		U-234	x	x	x
	Th-232	x	x	x		Th-230	x	x	x
	Ra-228	x		x		Ra-226	x	x	x
	Th-228	x		x		Pb-210	x		x
Neptunium-Zerfallsreihe	Cm-245	x			Po-210	x		x	
	Pu-241	x			Actinium-Zerfallsreihe	Cm-247	x		
	Am-241	x				Am-243	x	x	x
	Np-237	x	x	x		Pu-239	x	x	x
	Pa-233			x		U-235	x	x	x
	U-233	x	x	x		Pa-231	x	x	x
	Th-229	x	x	x		Ac-227	x		x
	Ra-225			x		Th-227			x
Ac-225			x	Ra-223				x	

Aus der Art der verwendeten Kriterien zur Auswahl der zu berücksichtigenden Radionuklide ergibt sich, in welchen Teilsystemen des Endlagersystems diese Radionuklide jeweils zu berücksichtigen sind. Die vollständige Radionuklidenauswahl mit Zuordnung zu den Teilsystemen Nahbereich, Fernbereich und Biosphäre ist in der Tabelle 7.37 für die Spalt- und Aktivierungsprodukte und in Tabelle 7.38 für die Actiniden aufgelistet.

7.11.1 Radioaktiver Zerfall

Der radioaktive Zerfall wird mit einem analytischen Verfahren berechnet, um auch für große Zeitschritte eine angemessene Genauigkeit zu erhalten. Voraussetzung des verwendeten Verfahrens ist, dass zu jedem Mutternuklid in den Zerfallsreihen nur genau ein

Tochternuklid existiert. Umgekehrt können aber zu einem Tochternuklid mehrere Mutternuklide existieren. Man erhält unter diesen Annahmen eine Baumstruktur des Zerfalles, wie sie in Abbildung 7.19 schematisch dargestellt ist.

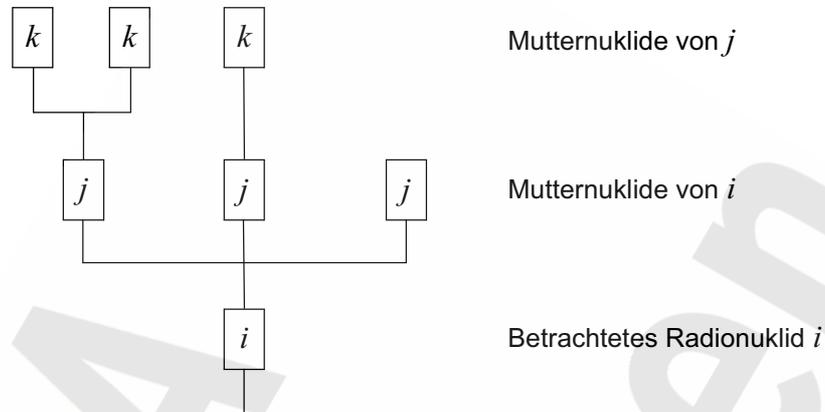


Abb. 7.19: Schematische Darstellung der Baumstruktur von Zerfallsreihen

Für die Berechnung des radioaktiven Zerfalls wird die nachfolgende Gleichung verwendet. Deren Herleitung ist in [83] erläutert.

$$\begin{aligned}
 A_i(t) = & A_{i,0} \cdot e^{-\lambda_i t} + \\
 & \sum_j \left(A_j(t) - A_{j,0} \cdot e^{-\lambda_j t} \cdot \frac{\lambda_j}{\lambda_i - \lambda_j} \right) + \\
 & \sum_j \sum_k \left(A_k(t) - A_{k,0} \cdot e^{-\lambda_k t} \cdot \frac{\lambda_k}{\lambda_i - \lambda_k} \cdot \frac{\lambda_j}{\lambda_j - \lambda_i} \right) + \dots + \\
 & \sum_j \sum_k \sum_l \dots \sum_{anf} \left(A_{anf}(t) - A_{anf,0} \cdot e^{-\lambda_{anf} t} \cdot \frac{\lambda_{anf}}{\lambda_i - \lambda_{anf}} \cdot \frac{\lambda_j}{\lambda_j - \lambda_i} \cdot \frac{\lambda_k}{\lambda_k - \lambda_i} \dots \frac{\lambda_{anf-1}}{\lambda_{anf-1} - \lambda_i} \right)
 \end{aligned} \tag{7.60}$$

In dieser Gleichung wurden die folgenden Größen verwendet:

- $\lambda_i, \lambda_j, \lambda_k, \dots$: Zerfallskonstante für das i, j, k, \dots -te Radionuklid,
- $A_{i,0}, A_{j,0}, \dots$: Anfangsaktivität des i, j, \dots -ten Radionuklids,
- $A_{anf}(t)$: Aktivität des ersten Radionuklids in der Zerfallsreihe,
- $A_{anf,0}$: Anfangsaktivität des ersten Radionuklids in der Zerfallsreihe.

Die Bilanzierung des Aktivitätsinventars in einem Grubenbau unter Berücksichtigung der Eingangs- und Ausgangs-Aktivitätsströme erfolgt jeweils am Ende eines Zeitschrittes, nachdem der radioaktive Zerfall über diesen Zeitschritt berechnet wurde.

7.11.2 Halbwertszeiten

Die verwendeten Halbwertszeiten zur Beschreibung des Zerfalls der Radionuklide sind in Tabelle 7.39 angegeben. Die Halbwertszeit für Se-79 wurde aus [80] entnommen, die Werte für alle anderen Radionuklide entstammen [73]. Angaben in Tagen wurden umgerechnet, wobei 365,25 Tage pro Jahr angenommen wurden.

Tab. 7.39 Halbwertszeiten der berücksichtigten Radionuklide

Radio-nuklid	Halbwertszeit [a]	Radio-nuklid	Halbwertszeit [a]	Radio-nuklid	Halbwertszeit [a]
H-3	$1,232 \cdot 10^{+01}$	Cs-137	$3,017 \cdot 10^{+01}$	Ac-225	$2,74 \cdot 10^{-02}$
C-14	$5,73 \cdot 10^{+03}$	Sm-151	$9,30 \cdot 10^{+01}$	Cm-246	$4,73 \cdot 10^{+03}$
Cl-36	$3,00 \cdot 10^{+05}$	Cm-248	$3,40 \cdot 10^{+05}$	Pu-242	$3,75 \cdot 10^{+05}$
Ca-41	$1,03 \cdot 10^{+05}$	Pu-244	$8,00 \cdot 10^{+07}$	U-238	$4,468 \cdot 10^{+09}$
Co-60	$5,272 \cdot 10^{+00}$	Cm-244	$1,81 \cdot 10^{+01}$	Th-234	$6,60 \cdot 10^{-02}$
Ni-59	$7,50 \cdot 10^{+04}$	Pu-240	$6,563 \cdot 10^{+03}$	U-234	$2,455 \cdot 10^{+05}$
Ni-63	$1,00 \cdot 10^{+02}$	U-236	$2,342 \cdot 10^{+07}$	Th-230	$7,54 \cdot 10^{+04}$
Se-79	$1,10 \cdot 10^{+06}$	Th-232	$1,405 \cdot 10^{+10}$	Ra-226	$1,60 \cdot 10^{+03}$
Rb-87	$4,80 \cdot 10^{+10}$	Th-228	$1,913 \cdot 10^{+00}$	Pb-210	$2,23 \cdot 10^{+01}$
Sr-90	$2,864 \cdot 10^{+01}$	Ra-228	$5,75 \cdot 10^{+00}$	Po-210	$3,789 \cdot 10^{-01}$
Zr-93	$1,50 \cdot 10^{+06}$	Cm-245	$8,50 \cdot 10^{+03}$	Cm-247	$1,56 \cdot 10^{+07}$
Nb-94	$2,00 \cdot 10^{+04}$	Pu-241	$1,435 \cdot 10^{+01}$	Am-243	$7,370 \cdot 10^{+03}$
Mo-93	$3,50 \cdot 10^{+03}$	Am-241	$4,322 \cdot 10^{+02}$	Pu-239	$2,411 \cdot 10^{+04}$
Tc-99	$2,10 \cdot 10^{+05}$	Np-237	$2,144 \cdot 10^{+06}$	U-235	$7,038 \cdot 10^{+08}$
Pd-107	$6,50 \cdot 10^{+06}$	Pa-233	$7,39 \cdot 10^{-02}$	Pa-231	$3,276 \cdot 10^{+04}$
Sn-126	$2,345 \cdot 10^{+05}$	U-233	$1,592 \cdot 10^{+05}$	Ac-227	$2,1773 \cdot 10^{+01}$
I-129	$1,57 \cdot 10^{+07}$	Th-229	$7,88 \cdot 10^{+03}$	Th-227	$5,13 \cdot 10^{-02}$
Cs-135	$2,00 \cdot 10^{+06}$	Ra-225	$4,05 \cdot 10^{-02}$	Ra-223	$3,13 \cdot 10^{-02}$

7.12 Transport der Schadstoffe in den Grubengebäuden

Unter dem Transport im Nahbereich werden die Transportprozesse innerhalb der gesamten Grubengebäude verstanden. Hinsichtlich der Ausbreitung der Schadstoffe ist zwischen dem Transport in unverfüllten und demjenigen in verfüllten Bereichen zu unterscheiden. Treibende Kräfte für den Schadstofftransport sind der advective Lösungstransport aufgrund der Konvergenz und der Gasspeicherung, die Konvektion aufgrund von Dichteunterschieden in der Lösung und die Diffusion der Schadstoffe in der Lösung.

In den unverfüllten Bereichen sind Konvektionsbewegungen aufgrund des geothermischen Gradienten und aufgrund unterschiedlicher Salzgehalte zu erwarten. Diese führen zu einer schnellen Durchmischung und damit zu einem Konzentrationsausgleich in den unverfüllten Bereichen. Daher wird in allen unverfüllten Bereichen, auch in solchen, die direkt aneinander angrenzen, eine unverzügliche Durchmischung der Schadstoffe in der Lösung unterstellt.

In versetzten Bereichen können Konvektionsbewegungen aufgrund des geothermischen Gradienten nicht auftreten, da die kritische Rayleigh-Zahl für das Einsetzen thermisch induzierter Konvektionsbewegungen [42] nicht überschritten wird. Horizontale Temperaturgradienten sind wegen der vernachlässigbaren Wärmeproduktion der eingelagerten Abfälle nicht zu betrachten. Insoweit ist ein Schadstofftransport aufgrund thermisch induzierter Konvektionsbewegungen in versetzten Bereichen nicht zu berücksichtigen.

Konvektionsbewegungen aufgrund unterschiedlich dichter Lösungen sind wegen der Umlösungen an den anstehenden Kalilagern und den Wechselwirkungen mit anderen Materialien in den Grubengebäuden zu erwarten. Die unterschiedlich dichten Lösungen führen auch in versetzten Bereichen zu Konvektionsbewegungen. Dies wird für einzelne Bereiche dadurch berücksichtigt, dass von homogenen Konzentrationen der Schadstoffe in den Bereichen ausgegangen wird. Hiervon wird in den einzelnen Einlagerungsbereichen und in den Teilbereichen der Restgrube (hier als Teilbereiche gemeint: die Mischungsbereiche, die sonstigen Restgruben, die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche und die Verbindungsstrecke) ausgegangen.

Zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube werden Konvektionsbewegungen durch die Abdichtungen behindert. Ein signifikanter Beitrag zum Trans-

port ist daher nur bei signifikanten Dichteunterschieden möglich. Beim Eindringen von Referenzlösung in einen Einlagerungsbereich kann sich in Wechselwirkung mit der BFA und dem Salzbeton die Dichte der Lösung verringern. Hierbei ist jedoch nur von geringen Dichteänderungen auszugehen. Die daraus resultierenden Konvektionsströme sind gegenüber den advektiven Strömen über die Abdichtungen vernachlässigbar. Insoweit können dichteinduzierte Konvektionsbewegungen zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube vernachlässigt werden.

Bezüglich des Transports der Schadstoffe aus den Einlagerungsbereichen in den Mischungsbereich der Restgrube sowie zwischen den Teilbereichen der Restgrube (hier als Teilbereiche gemeint: die Mischungsbereiche, die sonstigen Restgruben, die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche und die Verbindungsstrecke) und zwischen Westfeld und Südfeld werden daher nur die Advektion und die Diffusion berücksichtigt. Der Transport wird innerhalb der Abdichtung nicht ortsdiskret behandelt, sodass der Porenraum einer Abdichtung hinsichtlich einer verzögernden Wirkung unberücksichtigt bleibt. Es wird ein sofortiger Durchtritt sowohl für den advektiven als auch für den diffusiven Schadstoffstrom angenommen. Nach Einführung dieser ungünstigen Annahme ist ein zusätzlicher dispersiver Schadstoffstrom nicht zu berücksichtigen.

Diese Annahmen gelten nicht nur für die gering durchlässigen Bauwerke zwischen der Restgrube und den abgedichteten Einlagerungsbereichen, sondern auch für die verbindenden Streckenabschnitte zwischen den anderen Grubenbereichen. Diese sind deutlich durchlässiger und stellen im Allgemeinen keinen bedeutsamen Strömungswiderstand dar. Ihre Abmessungen und Porositäten sind jedoch hinsichtlich des diffusiven Transports zu berücksichtigen.

Die Freisetzung der Schadstoffe aus den Grubengebäuden erfolgt aus dem jeweiligen Mischungsbereich in die Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge. Die Diffusion aus den Grubengebäuden in das Hutgestein wird mit der Porosität und den Abmessungen dieser Wegsamkeit im Hutgestein modelliert. Die Länge der Wegsamkeit dient hierbei der Ermittlung des Gradienten der Schadstoffkonzentration zwischen kontaminierter Flüssigkeit im Mischungsbereich und unkontaminierter Flüssigkeit im oberflächennahen Grundwasserleiter. Bei einem rein diffusiven Transport werden hierdurch die Verhältnisse langfristig richtig wiedergegeben. Bei einem advektiv dominierten Transport wird hierdurch die Freisetzung langfristig überschätzt.

7.12.1 Modellierung des Schadstofftransports

Zur Modellierung des Schadstofftransports aus einem Einlagerungsbereich oder aus einem Teilbereich der Grubengebäude, in den Schadstoffe gelangen können, wird von der Transportgleichung für die Advektion und Diffusion im porösen Medium ausgegangen. In den nachfolgenden Erläuterungen wird jeweils der Fall des Transports aus einem Einlagerungsbereich in den Mischungsbereich diskutiert. Für einen Schadstoff n gilt

$$\frac{\partial}{\partial t}(\phi c_n) - \nabla \cdot (\mathbf{D}_h \nabla c_n - \mathbf{u}_d c_n) = 0. \quad (7.61)$$

Hierbei ist ϕ die Porosität des Versatzmaterials, c_n die Schadstoffkonzentration in der Flüssigkeit und \mathbf{u}_d die Darcy-Geschwindigkeit. Bei Vernachlässigung der Dispersion vereinfacht sich die hydrodynamische Dispersion \mathbf{D}_h zu $\phi \cdot D$, wobei D der Diffusionskoeffizient ist. Die Schadstoffkonzentration in der Lösung ergibt aus dem gelösten Schadstoffinventar A_n und dem Flüssigkeitsvolumen V_L zu

$$c_n = \frac{A_n}{V_L}. \quad (7.62)$$

Die Transportgleichung wird in eine eindimensionale finite Differenzgleichung umgewandelt [41]. Es ergibt sich eine Bilanzgleichung, aus der sich das gelöste Schadstoffinventar des betrachteten Teilbereichs der Grubengebäude A_n zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ berechnen lässt:

$$A_n(t + \Delta t) = A_n(t) - \left(\dot{A}_n^a + \dot{A}_n^d \right) \Delta t. \quad (7.63)$$

Die Änderung des Inventars wird gemäß dieser Gleichung von einem advektiven und einem diffusiven Anteil verursacht. Der advektive Schadstofftransport zwischen dem Einlagerungsbereich und dem Mischungsbereich wird durch

$$\dot{A}_n^a = \frac{1}{2}(c_n - c_{n, ex}) |S| + \frac{1}{2}(c_n + c_{n, ex}) S \quad (7.64)$$

beschrieben. Er ist durch die jeweilige Schadstoffkonzentration c_n im Einlagerungsbereich und die Schadstoffkonzentration $c_{n,ex}$ im Mischungsbereich sowie durch den Lösungsstrom S dazwischen gegeben. Ist der Lösungsstrom positiv, d. h. führt er aus dem Einlagerungsbereich hinaus, wird Schadstoff mit der Konzentration c_n abtransportiert, führt er in den Einlagerungsbereich hinein ($S = < 0$), wird Schadstoff mit der Konzentration $c_{n,ex}$ hereintransportiert.

Der Term \dot{A}_n^d beschreibt den diffusiven Transport des Schadstoffs über die Abdichtung zwischen dem Einlagerungsbereich und dem Mischungsbereich. Dieser Anteil vereinfacht sich bei Vernachlässigung der Dispersion gegenüber [41] zu

$$\dot{A}_n^d = F\phi D \cdot \left(\frac{c_n - c_{n,ex}}{L} \right), \quad (7.65)$$

wobei L die Länge und F die Querschnittsfläche der Abdichtung bezeichnet. Der Quotient $(c_n - c_{n,ex})/L$ ist der Gradient der Schadstoffkonzentration zwischen dem Einlagerungsbereich und dem Mischungsbereich.

7.12.2 Datensatz für die Modellierung des Schadstofftransports

Die Eingangsdaten für die Querschnittsflächen, die Längen und die Porositäten der Abdichtungen sind in der Tabelle 7.26 angegeben. Diffusionskoeffizienten werden in [62] für UO_2Cl_2 in gesättigter NaCl-Lösung und für Temperaturen zwischen 25 °C und 50 °C angegeben und streuen zwischen $3,7 \cdot 10^{-10}$ und $5,3 \cdot 10^{-10}$ m²/s. Als ungünstige Annahme wird hier ein

- Diffusionskoeffizient: $D = 10^{-9}$ m²/s

verwendet. Die Tortuosität wird nicht explizit berücksichtigt, sondern ist im verwendeten Wert für den Diffusionskoeffizienten enthalten.

7.13 Modellierung des Hutgesteins und Deckgebirges

Die aus der Salzformation freigesetzten Schadstoffe können sich bis in das oberflächennahe Grundwasser ausbreiten und damit bis in die Biosphäre gelangen. Die advective Ausbreitung der Schadstoffe erfolgt im Hutgestein durch den Lösungsstrom aus der Salzformation und zusätzlich durch die natürliche Grundwasserbewegung im Deckgebirge. Des Weiteren tragen die Diffusion und die Dispersion zur Ausbreitung bei. Für einzelne Schadstoffe wird durch Sorption an Gesteinen die Ausbreitung verzögert. Die Barrierenwirkung des Hutgesteins und Deckgebirges ergibt sich aus dem radioaktiven Zerfall während der Transportzeit und der Verdünnung kontaminierter Wässer mit dem natürlichen Grundwasserfluss.

Die Eigenschaften des Hutgesteins und des Deckgebirges hinsichtlich der Ausbreitung der Schadstoffe und die sich daraus ergebenden Annahmen für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit werden nachfolgend dargestellt. Die grundlegenden Vorstellungen zur Struktur des Gebirges und den Eigenschaften der einzelnen Schichten sowie die vorhandenen Erkenntnisse und Daten sind detaillierten Untersuchungen [78] entnommen.

7.13.1 Struktur des Hangenden der Salzformation

Das Gebirge im Hangenden der Salzformation setzt sich aus zwei Gebirgskörpern zusammen. Der eine ist das Hutgestein unmittelbar oberhalb der Salzstruktur, der andere besteht aus den Sedimentgesteinen oberhalb des Hutgesteins bis zur Erdoberfläche.

Das Hutgestein ist aus Lösungsrückständen während der Subrosion der Salzstruktur über geologische Zeiträume entstanden und bis zu 240 m mächtig. Der Gebirgskörper enthält neben den vergipsten Lösungsrückständen des Steinsalzes auch Neubildungen an Calciumsulfat und Einlagerungen aus der Salzstruktur, wie etwa den Hauptanhydrit und andere unlösliche Bestandteile. Der Hauptanhydrit liegt im Hutgestein in Schollen vor, die entsprechend des Strukturbaus der Salzformation parallel zu deren Längsausdehnung ausgerichtet sind. Der Hauptanhydrit, die vergipsten Lösungsrückstände und die Sulfatneubildungen sind undurchlässig und stellen keine Wegsamkeiten dar.

Im ursprünglich unmittelbar Liegenden des Hauptanhydrit befinden sich Schichten von Deckanhydrit, Grauem Salztou und Leinekarbonat. Diese werden als DGL-Schichtenfolge bezeichnet und weisen eine Mächtigkeit von einigen Metern auf. Die DGL-Schichtenfolge besitzt eine erhöhte Durchlässigkeit und kann daher eine Wegsamkeit zwischen dem Salzspiegel und dem Gebirge oberhalb des Hutgesteins darstellen.

Der Hauptanhydrit ist sowohl an der Basis als auch am Top des Hutgesteins nachgewiesen worden. Die Verbreitung des Hauptanhydrit ist in Abbildung 7.20 dargestellt. Da die DGL-Schichtenfolge stets an den Hauptanhydrit angebunden ist, wird auch von der Existenz der DGL-Schichtenfolge an der Basis und am Top des Hutgesteins ausgegangen. Wegen der Schollenstruktur des Hauptanhydrit und der DGL-Schichtenfolge sind Unterbrechungen zwischen der Basis und dem Top zu erwarten. Da solche Unterbrechungen nicht vollständig zu belegen sind, können durchgehende Verbindungen von der Basis bis zum Top des Hutgesteins nicht ausgeschlossen werden. Eine solche durchgehende Verbindung ist in Abbildung 7.21 schematisch dargestellt.

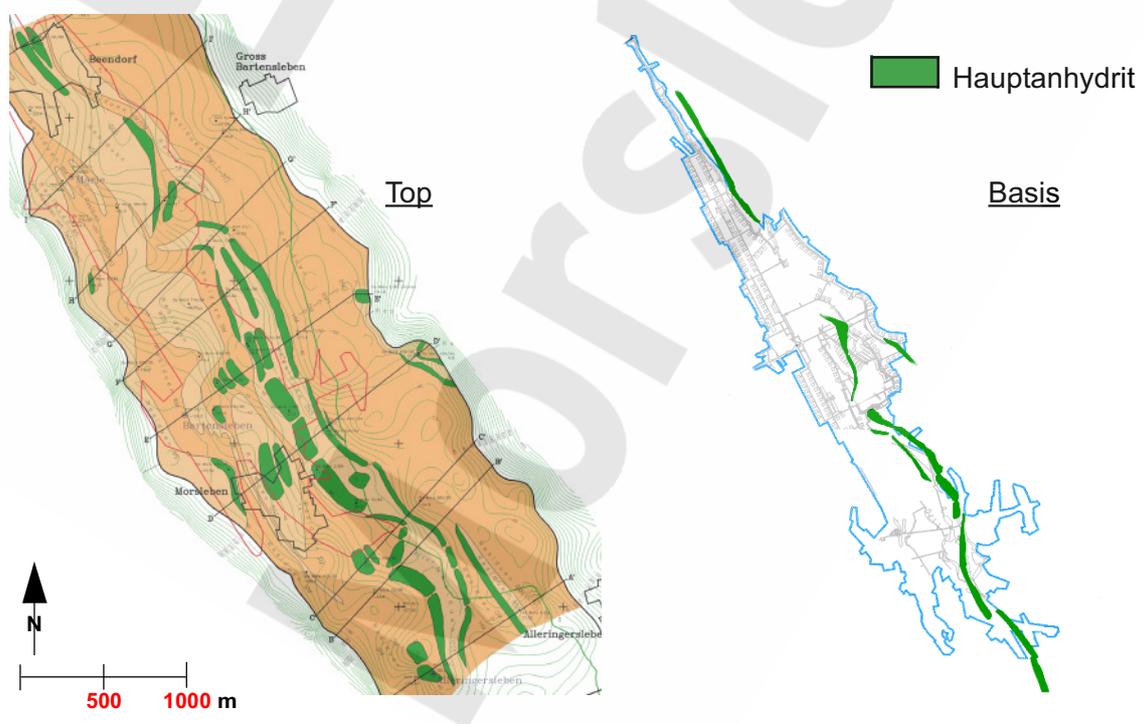


Abb. 7.20 Verbreitung des Hauptanhydrit an Basis und Top des Hutgesteins [78]

Von der DGL-Schichtenfolge sind der Deckanhydrit und das Leinekarbonat als Brocken im Grauen Salzion eingelagert und stellen daher keine durchgängige Verbindung dar. Die Hohlräume in den Klüften dieser Brocken sind durch Vergipsung in frühen Subrosionsphasen verheilt, sodass die beiden Materialien keine erhöhte Durchlässigkeit aufweisen. Daher stellt nur der Graue Salzion eine Wegsamkeit durch das Hutgestein dar.

Die Gesteine oberhalb des Hutgesteins bis zur Erdoberfläche bestehen aus Sedimenten von Keuper und Jura sowie der Oberkreide und des Quartär. Während Jura und Keuper sowie die unteren Bereiche der Oberkreide Grundwasserhemmer darstellen, sind das Quartär und die oberen Bereiche der Oberkreide Grundwasserleiter [56]. Die Grundwasserhemmer können aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit und ihres Tongehaltes die Schadstoffe in ihrer Ausbreitung merklich behindern. Die Grundwasserleiter können die kontaminierten Wässer aus tieferen Schichten verdünnen und stellen Lokationen für potenzielle Grundwasserentnahmestellen dar.

Die kontaminierten Wässer aus der Wegsamkeit durch das Hutgestein treten im Allgemeinen zunächst in die Grundwasserhemmer ein. In Einzelfällen können die kontaminierten Wässer aber auch in Klüften des Keuper transportiert werden und somit relativ schnell und ohne merkliche Rückhaltung bis in den Grundwasserleiter gelangen.

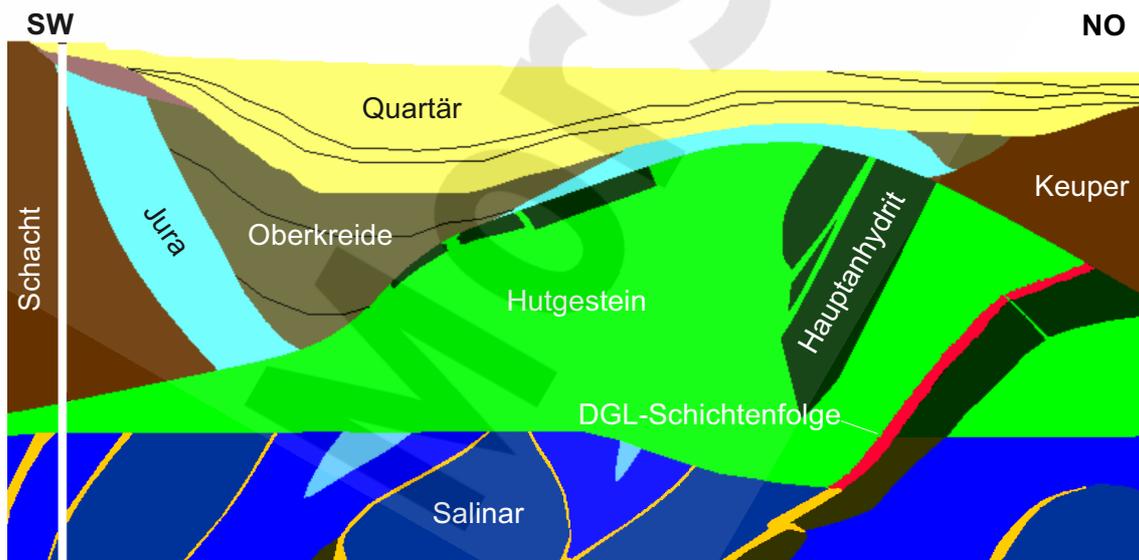


Abb. 7.21 Struktur des Gebirges im Bereich des Schachtes Bartensleben nach [78]

Im Grundwasserleiter werden die Schadstoffkonzentrationen durch den oberflächennahen Grundwasserfluss verdünnt. Entlang des Ausbreitungsweges bis zu einer Grundwasserentnahmestelle werden die Konzentrationen durch Diffusion und Dispersion herabgesetzt. Die Ausbreitung der Schadstoffe wird durch Sorption behindert. Aufgrund des andersartigen Sorptionsverhaltens im Vergleich zu demjenigen des Grauen Salztun stellen sich andere Konzentrationsverhältnisse für die Schadstoffe im oberflächennahen Grundwasser ein.

7.13.2 Annahmen zum konzeptuellen Modell

Entsprechend der Struktur des Gebirges im Hangenden der Salzformation werden die kontaminierten Lösungen außerhalb der Salzformation zunächst durch die Wegsamkeit im Hutgestein und anschließend bis in das oberflächennahe Grundwasser transportiert. Die berücksichtigten Ausbreitungsvorgänge außerhalb der Salzformation sind schematisch in Abbildung 7.22 dargestellt.

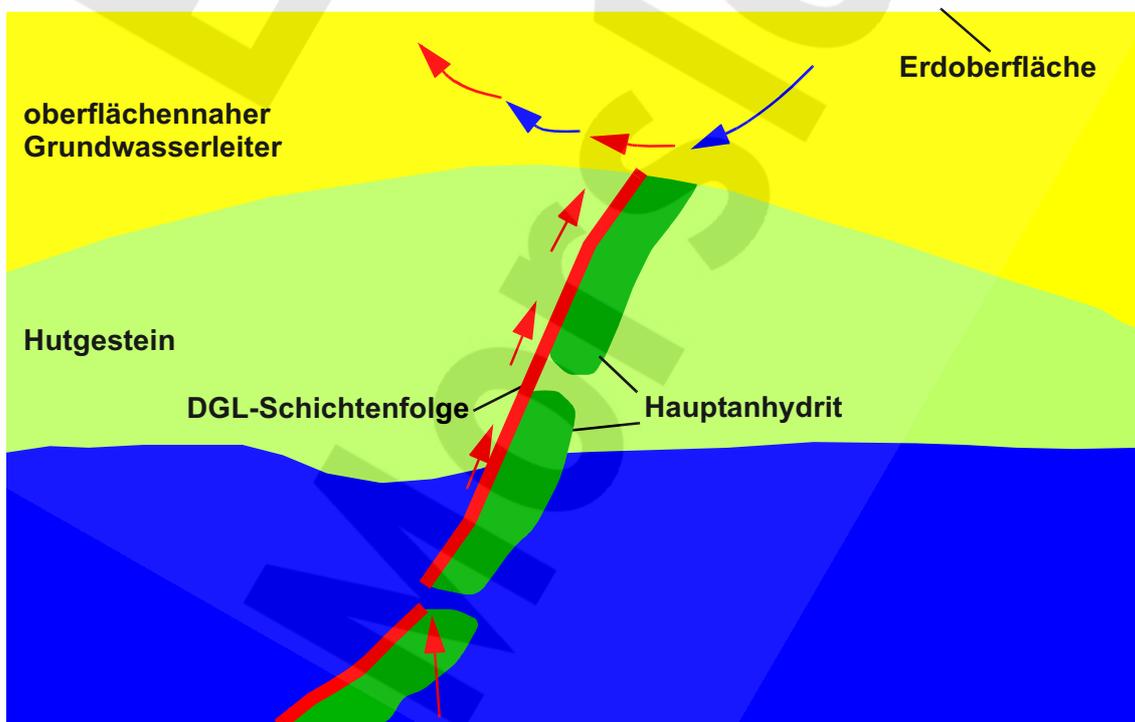


Abb. 7.22 Schematische Darstellung der Ausbreitungsvorgänge im Hutgestein und Deckgebirge

Der advective Transport in der Wegsamkeit im Hutgestein erfolgt durch den Grauen Salzton und wird durch den Lösungsstrom aus den Grubengebäuden verursacht. Ein natürlicher Grundwasserfluss ist in der DGL-Schichtenfolge kaum vorhanden und eher nach unten gerichtet [48]. Er wird daher nicht berücksichtigt. Der Transport einzelner Schadstoffe wird durch die Sorption an der Gesteinsoberfläche im Grauen Salzton verzögert. Die Kontaminationsfront wird durch Diffusion und longitudinale Dispersion in der Ausbreitungsrichtung verbreitert.

Außer dem Grauen Salzton sind auch die Gesteine des Deckanhydrit und des Leinekarbonat durch Diffusion zugänglich. Wegen des vermutlich geringen Sorptionsvermögens der beiden Gesteine wird unter konservativen Gesichtspunkten die Diffusion in den Porenraum und die Sorption am Deckanhydrit und Leinekarbonat vernachlässigt. Daher wird nur der Graue Salzton hinsichtlich des zugänglichen Porenraums und als Sorbensmaterial für die Rückhaltung der Schadstoffe betrachtet.

In die Wegsamkeit im Hutgestein tritt der Lösungsstrom aus den Grubengebäuden nahezu punktförmig ein. Aufgrund der höheren Dichte der aus den Grubengebäuden austretenden Lösung ist zunächst eine horizontale Ausbreitung und dann weitgehend eine Kolbenströmung in der Wegsamkeit zu erwarten. Nach einem vollständigen Austausch der Lösung im Porenraum der Wegsamkeit ist jedoch von einer einheitlichen Dichte auszugehen.

Erst im späteren zeitlichen Verlauf sind die aus den Grubengebäuden austretenden Lösungen mit Schadstoffen kontaminiert. Für die Schadstofffreisetzung in die Wegsamkeit ist dann auch von einer punktförmigen Quelle auszugehen. Die Schadstoffwolke innerhalb der Wegsamkeit wird sich vom Einstrompunkt aus auf den gesamten durchströmten Querschnitt verbreitern. Von diesem Punkt an kann der Schadstofftransport in guter Näherung als eindimensional angesehen werden. Unter Vernachlässigung des Einstrombereichs wird der Transport der Schadstoffe daher eindimensional behandelt.

Nach dem Transport der Schadstoffe durch das Hutgestein werden diese im Allgemeinen zunächst durch geringdurchlässige Bereiche des Keuper oder Jura oder im unteren Teil der Oberkreide transportiert, bevor sie in das oberflächennahe Grundwasser gelangen. Die Ausbreitungswege durch die Grundwasserhemmer sind nur schwer prognostizierbar.

Außerdem kann ein schneller Transport durch Klüfte des Keuper nicht ausgeschlossen werden. Daher wird eine Barrierenwirkung der tonhaltigen Grundwasserhemmer vernachlässigt.

Im Modell gelangen die Wässer somit aus der Wegsamkeit durch das Hutgestein unmittelbar in das oberflächennahe Grundwasser. Hier werden die kontaminierten Wässer durch den natürlichen Grundwasserfluss verdünnt und die Konzentrationen durch Diffusion und Dispersion entlang des Ausbreitungsweges im oberflächennahen Grundwasserleiter herabgesetzt.

Die Ausbreitungswege im oberflächennahen Grundwasser bis zum Ort der Grundwasserentnahme und insbesondere die entsprechende Transportweglänge sind kaum prognostizierbar. Daher wird für den oberflächennahen Grundwasserleiter in erster Linie die Verdünnung durch den natürlichen Grundwasserfluss berücksichtigt. Die diffusive und dispersive Verdünnung bei der Ausbreitung im oberflächennahen Grundwasser werden, soweit sie nicht durch den Verdünnungsfaktor abgedeckt sind, vernachlässigt.

Durch die anderen Sorptionseigenschaften des oberflächennahen Grundwasserleiters können sich andere Sorptionsgleichgewichte als im Grauen Salzton einstellen. Bei den Spaltprodukten stellen sich im oberflächennahen Grundwasser im Laufe der Zeit die gleichen Konzentrationen wie im Grauen Salzton, jedoch herabgesetzt um die Verdünnung durch den oberflächennahen Grundwasserfluss, ein. Bei kurzen Wegen bis zur Entnahme des Grundwassers ist somit die Sorption für die Spaltprodukte vernachlässigbar. Hier von wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit ausgegangen.

Bei den Zerfallsreihen sind je nach den Verhältnissen der Sorptionseigenschaften von Mutternukliden und Tochternukliden auch höhere gelöste Schadstoffkonzentrationen für die Tochternuklide als im Grauen Salzton möglich. Daher können hier die Sorptionsprozesse nicht vernachlässigt werden, und die veränderten Sorptionsverhältnisse im oberflächennahen Grundwasserleiter werden in den Modellrechnungen durch eine kurze Weglänge im oberflächennahen Grundwasserleiter berücksichtigt. Die in den Modellrechnungen für das Deckgebirge nicht betrachteten kurzlebigen Tochternuklide werden unter der Annahme eines Aktivitäts- und Sorptionsgleichgewichts bei der Berechnung der Strahlenexposition zusätzlich berücksichtigt.

7.13.3 Geometrie der Modellwegsamkeit im Hutgestein

Der Hauptanhydrit und damit auch die DGL-Schichtenfolge erstrecken sich in Schollen parallel zur Längsausdehnung der Salzstruktur. Die Schollen sind nach Osten geneigt. Die Verbreitung des Hauptanhydrit an der Basis und dem Top des Hutgesteins ist in Abbildung 7.20 dargestellt. Hieraus lässt sich für die Schollen eine mittlere Erstreckung parallel zur Längsausdehnung der Salzstruktur von etwa 200 m ableiten. Diese Erstreckung wird als Breite der Modellwegsamkeit betrachtet und ein Wert von 200 m angenommen.

Die Länge der Modellwegsamkeit orientiert sich an der Entfernung zwischen der Basis und dem Top des Hutgesteines. Für den Referenzfall werden hierfür die Verhältnisse an der potenziellen Zutrittsstelle oberhalb des Abbaus 1a im Zentralteil der Grube Bartensleben zugrunde gelegt. Hier beträgt der Teufenunterschied zwischen der Basis und dem Top 130 m und die Neigung des Hauptanhydrit 37°. Für die Länge der Modellwegsamkeit erhält man somit einen Wert von 220 m.

Für die Mächtigkeit des Grauen Salzton ergibt sich aus den verfügbaren Bohrkernen ein mittlerer Wert von 2,5 m, sodass auch für die Modellwegsamkeit von dieser Mächtigkeit ausgegangen wird. Insoweit ergibt sich im Referenzfall eine Querschnittsfläche der Modellwegsamkeit von 500 m^2 und ein geometrisches Volumen von $110\,000 \text{ m}^3$.

Die Angaben zu den geometrischen Erstreckungen werden als feste Eingangsgrößen verwendet. Dies ist sinnvoll, da die Mächtigkeit und die Breite als mittlere Werte für die gesamte Länge der Wegsamkeit anzusetzen sind und die Variabilitäten der beiden Größen über der Länge nicht zu berücksichtigen sind. Unsicherheiten bezüglich der Mittelwerte der Mächtigkeit und der Breite sowie die Unsicherheiten bezüglich der Länge der Wegsamkeit werden bei dem wirksamen Querschnittsanteil mit berücksichtigt.

Bei dem Transport von Schadstoffen durch ein poröses Medium wird die örtliche Variabilität der Permeabilität zu einem schnelleren Transport in Bereichen mit erhöhter Permeabilität führen. Die aktuelle örtliche Variabilität der Permeabilität wird durch den hohen Druckgradienten in der Zutrittsphase und die daraus resultierenden Strömungen mögli-

cherweise verstärkt. Daher wird nur ein Teil des Querschnitts des Grauen Salzion berücksichtigt. Es wird im Referenzfall von einem wirksamen Querschnittsanteil von 30 % und somit von einer wirksamen Querschnittsfläche von 150 m² ausgegangen.

7.13.4 Hohlräume der Modellwegsamkeit im Hutgestein

Das Volumen der Hohlräume in der Modellwegsamkeit wird aufgrund der Ergebnisse experimenteller Untersuchungen festgelegt. Die Porosität des Grauen Salzion aus dem Hutgestein am Standort Morsleben wurde an 15 Proben untersucht [78]. Die ermittelten effektiven und totalen Porositäten aus Teufenlagen zwischen 122 m und 232 m sind in Tabelle 7.40 eingetragen. Die totalen Porositäten liegen zwischen 22 % und 33 % und die effektiven Porositäten zwischen 11 % und 31 %. Als Mittelwert ergibt sich eine totale Porosität von etwa 29 % und eine effektive Porosität von etwa 25 %.

Tab. 7.40 Porositäten des Grauen Salzion aus dem Hutgestein [78]

Nr	Teufenlage [m]	Intervall [m]	Porosität [%]		Nr	Teufenlage [m]	Intervall [m]	Porosität [%]	
			eff.	total				eff.	total
1	192-193	0,80-0,85	29,6	31,4	9	175-178	0,90-0,95	31,0	31,9
2	193-194	0,40-0,45	16,3	27,2	10	172-175	0,70-0,75	29,5	31,9
3	226-229	0,45-0,50	29,4	33,9	11	172-175	1,25-1,30	26,0	28,3
4	226-229	2,30-2,35	24,5	24,7	12	172-175	2,30-2,35	23,1	24,8
5	229-232	0,05-0,10	28,0	28,2	13	199-202	2,60-2,65	28,5	29,5
6	122-125	2,21-2,26	13,5	22,0	14	202-205	2,80-2,85	27,9	29,2
7	172-175	2,35-2,40	11,4	22,4	15	205-206	0,35-0,40	29,4	32,9
8	172-175	2,85-2,90	28,0	32,0	Mittelwert			25,1	28,7

Wegen des geringen Unterschieds zwischen der effektiven und der totalen Porosität wird im Weiteren nur von der totalen Porosität ausgegangen. Der Hohlraum entsprechend dieser Porosität ist dann unmittelbar und vollständig für die Schadstoffe zugänglich. Als repräsentativer Wert für die gesamte Wegsamkeit ist der Mittelwert der Porosität zu verwenden. Hierfür wird ein gerundeter Wert von 30 % angesetzt.

Aus der Querschnittsfläche und der Länge der Modellwegsamkeit, dem wirksamen Querschnittsanteil und der Porosität lässt sich das Hohlraumvolumen ermitteln. Es ergibt sich ein Referenzwert von $9\,900\text{ m}^3$. Bei einem Volumenstrom durch die Modellwegsamkeit von zum Beispiel $5\text{ m}^3/\text{a}$ erhält man im Referenzfall eine Transportzeit durch die Modellwegsamkeit von 1 980 Jahren.

7.13.5 Durchlässigkeit der Modellwegsamkeit im Hutgestein

Messungen zur Durchlässigkeit des Grauen Salzton im Hutgestein am Standort Morsleben liegen nicht vor. Jedoch wurde die DGL-Schichtenfolge in einigen Bohrungen in der Nähe des Schachts Bartensleben untersucht. Die in [78] als verwertbar gekennzeichneten Ergebnisse der In-situ Messungen sind in Transmissibilitäten umgerechnet worden und als solche in Tabelle 7.41 eingetragen. Hierbei wurden nur diejenigen Messungen berücksichtigt, die eine Transmissibilität von mehr als 10^{-17} m^3 anzeigen und somit auf die Existenz einer Wegsamkeit hinweisen.

Tab. 7.41 Transmissibilitäten der DGL-Schichtenfolge im Hutgestein [78]

Test	Teufe [m]	Länge [m]	Transmissibilität [m^3]
65A-T1	198,0 - 216,2	18,2	$4,1 \cdot 10^{-15}$
45A-T6	204,0 - 216,1	12,1	$3,0 \cdot 10^{-16}$
98A-T8	224,0 - 238,1	14,1	$5,0 \cdot 10^{-17}$

Aus den vorliegenden Einzelwerten wird der Mittelwert der Transmissibilität durch geometrische Mittelung zu $4 \cdot 10^{-16}\text{ m}^3$ bestimmt. Bezogen auf die Mächtigkeit der Modellwegsamkeit ergibt sich eine Permeabilität von rund $1,6 \cdot 10^{-16}\text{ m}^2$.

Unter Verwendung der obigen Permeabilität und der Geometrie der Modellwegsamkeit lassen sich eine Zutrittsrate in die Grubengebäude und eine Druckerhöhung in der Auspressphase ermitteln. Für das Druckgefälle in einer Teufenlage von 270 m ergibt sich eine Zutrittsrate für Süßwasser von etwa $10\text{ m}^3/\text{a}$. Beim Auspressen einer Lösung mit der Viskosität der angenommenen Referenzlösung mit einem Volumenstrom von zum Beispiel $5\text{ m}^3/\text{a}$ ergibt sich eine Druckerhöhung um etwa 3,5 MPa. In beiden Fällen ist zu

bedenken, dass die Permeabilität mit Unsicherheiten behaftet ist. Daher werden für den Zutritt auch größere Raten betrachtet und beim Auspressen die Druckerhöhung und eine entsprechende Behinderung der Konvergenz vernachlässigt.

7.13.6 Rückhaltung durch Sorption

Eine Rückhaltung der Schadstoffe durch Sorption ist für die Wegsamkeit durch das Hutgestein und den darüberliegenden oberflächennahen Grundwasserleiter zu betrachten. Für die Wegsamkeit im Hutgestein wird nur die Sorption am Grauen Salztön berücksichtigt. Ein möglicher diffusiver Transport in den Deckanhydrit oder das Leinekarbonat und eine Sorption an diesen Materialien wird vernachlässigt. Für den Grauen Salztön liegen Messwerte zum Sorptionsverhalten für die Elemente C (als Carbonat), Cs, Pu, Am, U und Ra vor [87]. Diese Elemente haben sich in den Modellrechnungen als die wichtigsten herausgestellt. In Experimenten wurde das System Salzbeton - IP21 - Salztön untersucht und jeweils der niedrigste Messwert übernommen. Für die Elemente H, I, Mo, Po, Sn und Bi wird konservativ angenommen, dass sie nicht sorbieren.

Für alle übrigen Elemente wird auf Messungen an tonhaltigen Materialien für den Standort Endlager Konrad zurückgegriffen. Dabei wurden Verteilungskoeffizienten an den Unterkreidetönen gemessen [85]. Deren lithologische Zusammensetzung entspricht in etwa derjenigen des Grauen Salztön. Auch die pH-Werte und der Salzgehalt der in den Experimenten verwendeten Lösungen stimmen in etwa mit denen überein, die bei der Ausbreitung im Hutgestein erwartet werden. Daher werden die Sorptionsdaten für die Unterkreidetone am Standort Endlager Konrad auch für den Grauen Salztön im Hutgestein von Morsleben verwendet, soweit keine direkten Messdaten vorliegen. Es werden die Daten verwendet, die für Wässer mit einer 100-fachen Verdünnung bezogen auf die Nahbereichswässer gemessen wurden. Zur Berücksichtigung gegebenenfalls vorhandener petrographischer Unterschiede durch die Art der Tonminerale werden die Endlager-Konrad-Daten gemäß [58] mit einem Faktor 0,7 multipliziert. Die sich ergebenden K_d -Werte sind in Tabelle 7.42 eingetragen. Für Kohlenstoff wird eine Sorption nur für das Carbonat berücksichtigt.

Tab. 7.42 Verteilungskoeffizienten im Grauen Salztun

Elemente	K_d [m ³ /kg]	Elemente	K_d [m ³ /kg]
Cl, I, Mo, Sn	0	Ra	0,004
Ca, Sr	0,00014	Np	0,042
Se, Tc	0,00035	U	0,2
Ni, Pd, Co	0,014	Am, Pu	0,4
C, Cs	0,003	Th, Pa, Cm	0,7
Rb	0,035	Ac	0,49
Nb, Zr; Sm	0,7	Pb	0,028
		Po	0

Für den oberflächennahen Grundwasserleiter wurden Sorptionsdaten für die Elemente Pu, Th, Np und U an einigen Sedimentproben aus der Oberkreide ermittelt [86]. Wegen des unterschiedlichen Tongehalts der Proben ist eine starke Streuung der vorliegenden Messwerte zu beobachten. Die Werte für Thorium und Plutonium sind zudem kaum belastbar, da in den Versuchen mit sehr geringen Ausgangskonzentrationen gearbeitet wurde und die gelösten Konzentrationen nach Einstellung des Sorptionsgleichgewichts unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Die Bandbreiten der gemessenen Werte sind in Tabelle 7.43 angegeben.

Tab. 7.43 Vergleich von Verteilungskoeffizienten für Actiniden im oberflächennahen Grundwasserleiter

Elemente	Quartär Gorleben [58]	Oberkreide Morsleben [86]
	K_d [m ³ /kg]	K_d [m ³ /kg]
U	0,002	0,001 - 0,16
Np	0,01	0,420 - 3,6
Th	0,2	0,027 - 0,081
Pu	0,1	0,001 - 0,39

Für den oberflächennahen Grundwasserleiter können auch Daten für sandige Sedimente des Quartär verwendet werden. Hierzu liegen Daten für das Deckgebirge Gorleben vor, die für Süßwasser ermittelt wurden [58] und zum Vergleich in Tabelle 7.43 mit angege-

ben sind. Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten in den Daten ist eine ausreichende Übereinstimmung festzustellen. Wegen der Vollständigkeit des Gorleben-Datensatzes hinsichtlich der zu betrachtenden Elemente wird dieser für die Modellierung der Sorption der Zerfallsreihen im oberflächennahen Grundwasserleiter verwendet. Die entsprechenden K_d -Werte sind in Tabelle 7.44 eingetragen.

Bei der Modellierung der Sorption im oberflächennahen Grundwasserleiter wird von einer Porosität von 30 % ausgegangen. Hinsichtlich der Feststoffdichte wird sowohl für die Wegsamkeit im Hutgestein als auch für den oberflächennahen Grundwasserleiter ein Wert von 2500 kg/m^3 zugrunde gelegt.

Tab. 7.44 Verteilungskoeffizienten der Actiniden für den oberflächennahen Grundwasserleiter

Elemente	$K_d [\text{m}^3/\text{kg}]$	Elemente	$K_d [\text{m}^3/\text{kg}]$
U	0,002	Ac	0,3
Np	0,01	Pa	0,6
Ra	0,04	Pb	1,0
Pu, Am	0,1	Po	1,2
Th	0,2		

7.13.7 Modellierung des Schadstofftransports

Der Schadstofftransport durch das Hutgestein und Deckgebirge wird mit Hilfe eines ein-dimensionalen Transportmodells berechnet. In diesem werden die Advektion, die Diffusion und Dispersion, die Sorption und der radioaktive Zerfall berücksichtigt. In dem Transportmodell wird die Transportgleichung für die Konzentration c_n in Bq/m^3

$$\frac{\partial}{\partial t} R_f^n c_n = -u_a \cdot \frac{\partial c_n}{\partial x} + D \cdot \frac{\partial^2 c_n}{\partial x^2} - \lambda_n \cdot \left(R_f^n c_n - \sum_m R_f^m c_m \right) \quad (7.66)$$

ortsdiskret und zeitabhängig gelöst. In der Transportgleichung ist λ_n die Zerfallskonstante des Radionuklids n . Die Indizes m bezeichnen die Mutternuklide des jeweiligen Radionuklids n . Die hydrodynamische Dispersion D setzt sich aus der molekularen Diffusion und der Dispersion wie folgt zusammen

$$D = D_m + \alpha_L \cdot |u_a|. \quad (7.67)$$

Hierin ist α_L die Dispersionslänge und u_a die Abstandsgeschwindigkeit. Die Abstandsgeschwindigkeit hängt mit der Darcy-Geschwindigkeit u_d über die Porosität ϕ des Gesteins in folgender Form zusammen

$$u_d = \phi \cdot u_a. \quad (7.68)$$

Die Beschreibung der Sorption erfolgt nach dem K_d -Konzept. Aus der Variablen K_d wird der Retardationsfaktor R_f^n des Schadstoffs entsprechend

$$R_f^n = 1 + \frac{1 - \phi}{\phi} \cdot \rho K_d^n \quad (7.69)$$

berechnet, wobei K_d^n der K_d -Wert des Schadstoffs n , ϕ die Porosität und ρ die Feststoffdichte des Gesteins ist. Eine detaillierte Beschreibung des verwendeten Rechenverfahrens und der Umsetzung in das Rechenprogramm CHETLIN3 ist in [50] gegeben.

7.13.8 Datensatz für die Modellierung des Hutgesteins und Deckgebirges

Entsprechend der Struktur des Gebirges im Hangenden der Salzformation erfolgt die Ausbreitung zunächst durch eine Wegsamkeit im Hutgestein. Die anschließende Ausbreitung erfolgt im oberflächennahen Grundwasserleiter, für den auch eine Entnahme von Nutzwasser angenommen wird. Der Parametersatz für die Modellierung des Hutgesteins und Deckgebirges ist in Tabelle 7.45 zusammengestellt.

Aus den geometrischen Verhältnissen im Hutgestein ergibt sich für die Modellwegsamkeit eine Querschnittsfläche von 500 m^2 und eine Länge von 220 m. Eine unvollständige Durchströmung dieses Querschnitts und eine nicht wirksame Sorbensmenge wird durch den wirksamen Querschnittsanteil von 30 % berücksichtigt. Für die Modellwegsamkeit wird von einer Porosität von 30 % ausgegangen.

Zur Beschreibung der diffusiven Ausbreitung sind Diffusionskoeffizienten für den flüssigkeitsgefüllten Hohlraum erforderlich. Für Diffusionskoeffizienten wurden Werte zwischen $3,7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ und $5,3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ für UO_2Cl_2 in gesättigter NaCl-Lösung gemessen [62]. Diese Lösungszusammensetzung kommt den Verhältnissen bei einem Transport von Schadstoffen in der Referenzlösung am nächsten. Für die Modellrechnungen wird ein Referenzwert von $5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ zugrunde gelegt. Da Werte für die Tortuosität nicht bekannt sind, wird ein Tortuositätsfaktor von 1 zugrunde gelegt.

Zur Beschreibung des dispersiven Transports in Ausbreitungsrichtung werden Felddaten für poröse Medien aus der allgemeinen Literatur verwendet. Spezifische Werte für eine DGL-Schichtenfolge in einem Hutgestein stehen nicht zur Verfügung. In [6] wird die Abhängigkeit der Dispersionslänge von der Länge des Transportwegs für Feldversuche in porösen Medien dargestellt. Für einen Transportweg von 220 m ergibt sich eine Dispersionslänge von etwa 4 m. Für die longitudinale Dispersionslänge wird ein Referenzwert von 4 m zugrunde gelegt.

Oberhalb des Hutgesteins werden die Verdünnung und die veränderten Sorptionseigenschaften im oberflächennahen Grundwasserleiter berücksichtigt. Die Verdünnung wird aus den berechneten Grundwassergeschwindigkeiten im Deckgebirge [48] abgeleitet. Unter Berücksichtigung der Grundwasserströmung über einer Anhydritscholle ergibt sich ein Volumenstrom von $15\,000 \text{ m}^3/\text{a}$.

Durch die anderen Sorptionseigenschaften im oberflächennahen Grundwasserleiter werden sich die Sorptionsgleichgewichte innerhalb der Zerfallsreihen verändern. Diesbezüglich wird eine Weglänge von 50 m im oberflächennahen Grundwasserleiter betrachtet, auf der sich die veränderten Sorptionsgleichgewichte einstellen können. Innerhalb des

Tab. 7.45 Modellparameter für das Deckgebirgsmodell

		Wert
Grauer Salztön (Hutgestein)	Querschnittsfläche [m ²]	500
	Transportweg [m]	220
	wirksamer Anteil [%]	30
	Porosität [%]	30
	Diffusionskoeffizient [10 ⁻¹⁰ m ² /s]	5
	longitudinale Dispersionslänge [m]	4
	Faktor zum K_d -Wert [-]	1
	Feststoffdichte [kg/m ³]	2 500
	Sorptionsdaten	entsprechend Tabelle 7.42
oberflächennaher Grundwasserleiter	Querschnittsfläche [m ²]	12 500
	Transportweg [m]	50
	Porosität [%]	30
	Feststoffdichte [kg/m ³]	2 500
	Grundwasserfluss [m ³ /a]	15 000
	Sorptionsdaten	entsprechend Tabelle 7.44

oberflächennahen Grundwasserleiters wird eine Darcy-Geschwindigkeit des Grundwassers von 1,2 m/a eingestellt. Eine solche Größenordnung lässt sich aus den Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung im Deckgebirge [48] ableiten.

7.14 Modellierung der Biosphäre

Mit dem oberflächennahen Grundwasserfluss gelangen Radionuklide in die Biosphäre. Die potenziellen Strahlenexpositionen werden aus den Konzentrationen der Radionuklide im oberflächennahen Grundwasser mithilfe von Dosiskonversionsfaktoren berechnet. Wegen des linearen Verhaltens des Biosphärenmodells kann eine beliebige Grundwasserkonzentration durch Multiplikation mit dem zugehörigen Dosiskonversionsfaktor in eine Strahlenexposition umgerechnet werden.

Die Dosiskonversionsfaktoren (h_D) werden in [76] durch Anwendung der Berechnungsvorschriften des Entwurfs der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift AVV [8] zu §47 der Strahlenschutzverordnung und unter Verwendung von Ingestionsdosiskoeffizienten aus [11] ermittelt. Dabei wird von einer Entnahme des Grundwassers aus einem Brunnen ausgegangen. Grundlage der Berechnung ist ein Selbstversorger, der seine Lebensmittel vollständig aus dem Umfeld bezieht, in dem das kontaminierte Wasser des Brunnens verwendet wird. Hinsichtlich der Expositionspfade in der Biosphäre werden entsprechend der AVV folgende Annahmen getroffen:

- Berücksichtigung heutiger Verzehrsgewohnheiten,
- Aufnahme kontaminierten Trinkwassers,
- Beregnung von Wiesen und Feldern mit kontaminiertem Wasser,
- Verzehr kontaminierter Pflanzen,
- Aufnahme kontaminierten Wassers durch das Vieh über die Viehtränke,
- Fütterung von Vieh mit kontaminiertem Futter,
- Verzehr von kontaminiertem Fleisch und kontaminierter Milch,
- Verzehr von Fischen aus kontaminierten Gewässern,
- externe Exposition bei Aufenthalt auf kontaminierten Überschwemmungsgebieten.

Darüber hinaus werden die folgenden Expositionspfade berücksichtigt, die in der AVV nicht explizit aufgeführt sind

- Ingestion kontaminierter Bodenpartikel,
- Inhalation kontaminierter Bodenpartikel,
- Ingestion kontaminierter Bodenpartikel durch grasendes Vieh,
- externe Exposition bei Aufenthalt auf kontaminierten Flächen und
- externe Exposition bei Aufenthalt in Häusern aus kontaminiertem Baumaterial.

Die ermittelten Dosiskonversionsfaktoren für Erwachsene (Altersgruppe >17 Jahre) sind in Tabelle 7.46 zusammengestellt. Als Endergebnis der Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit wird die potenzielle effektive jährliche Strahlenexposition für Erwachsene berechnet. Wegen der Interpretation der Strahlenexposition als Indikator für die Sicherheit werden weitere Einzelheiten wie die Organdosen nicht betrachtet. Für zwei ausgewählte Rechenfälle werden jedoch auch die Strahlenexpositionen für andere Altersgruppen entsprechend Anlage VII, Teil B StrlSchV berechnet. Die dafür erforderlichen Dosiskonversionsfaktoren sind ebenfalls [76] entnommen.

Tab. 7.46 Dosiskonversionsfaktoren h_D für Erwachsene in $\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}/(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$

Radionuklid	h_D	Radionuklid	h_D	Radionuklid	h_D			
Spalt- und Aktivierungsprodukte	C- 14	$4,6\cdot 10^{-08}$	Thorium-Reihe	Pu-240	$9,6\cdot 10^{-07}$	Uran-Reihe	U-238	$7,1\cdot 10^{-07}$
	Cl- 36	$3,5\cdot 10^{-08}$		U-236	$5,6\cdot 10^{-07}$		Th-234	$4,8\cdot 10^{-09}$
	Ca- 41	$2,0\cdot 10^{-09}$		Th-232	$1,1\cdot 10^{-04}$		U-234	$1,4\cdot 10^{-06}$
	Ni- 59	$4,9\cdot 10^{-09}$		Ra-228	$2,4\cdot 10^{-06}$		Th-230	$3,7\cdot 10^{-05}$
	Ni- 63	$1,1\cdot 10^{-09}$		Th-228	$1,3\cdot 10^{-06}$		Ra-226	$3,0\cdot 10^{-05}$
	Se- 79	$3,4\cdot 10^{-07}$			Pb-210	$2,3\cdot 10^{-06}$		
	Rb- 87	$1,3\cdot 10^{-07}$			Po-210	$4,9\cdot 10^{-06}$		
	Sr- 90	$1,8\cdot 10^{-07}$						
	Zr- 93	$3,7\cdot 10^{-08}$	Neptunium-Reihe	Np-237	$4,7\cdot 10^{-06}$	Actinium-Reihe	Am-243	$2,0\cdot 10^{-06}$
	Nb- 94	$3,1\cdot 10^{-06}$		Pa-233	$8,8\cdot 10^{-09}$		Pu-239	$9,8\cdot 10^{-07}$
	Mo- 93	$3,2\cdot 10^{-07}$		U-233	$3,9\cdot 10^{-06}$		U-235	$3,3\cdot 10^{-06}$
	Tc- 99	$8,8\cdot 10^{-09}$		Th-229	$1,7\cdot 10^{-05}$		Pa-231	$4,0\cdot 10^{-05}$
	Pd-107	$1,9\cdot 10^{-09}$		Ra-225	$1,1\cdot 10^{-07}$		Ac-227	$1,0\cdot 10^{-05}$
	Sn-126	$1,6\cdot 10^{-05}$		Ac-225	$3,7\cdot 10^{-08}$		Th-227	$1,9\cdot 10^{-08}$
	I-129	$5,6\cdot 10^{-07}$			Ra-223	$1,1\cdot 10^{-07}$		
	Cs-135	$5,7\cdot 10^{-08}$						
	Cs-137	$9,5\cdot 10^{-07}$						
	Sm-151	$3,2\cdot 10^{-10}$						

7.15 Berechnung von Radiotoxizitäten

Um einen robusten Nachweis der Langzeitsicherheit zu erhalten, werden die Ergebnisse der Modellrechnungen nicht allein anhand von Strahlenexpositionen bewertet. Differenzierte Sicherheitsaussagen werden in Kapitel 13 aus der Berechnung so genannter Sicherheits- und Performance-Indikatoren abgeleitet. Dabei wird als Maß für das Schädigungspotenzial eines Gemischs verschiedener Radionuklide die Radiotoxizität in Sv verwendet. Das ist die Äquivalentdosis, die der menschliche Körper durch Aufnahme des Radionuklidgemischs erhält. Sie ergibt sich durch Multiplikation der einzelnen Radionuklidaktivitäten mit den spezifischen Ingestionsdosiskoeffizienten und anschließende Summation.

Die Ingestionsdosiskoeffizienten sind in [11] festgelegt. Sie berücksichtigen sämtliche organschädigenden Wirkungen, die durch Ingestion von 1 Bq eines Radionuklids im menschlichen Körper während eines Zeitraums von 50 Jahren verursacht werden, also auch solche, die auf im Körper entstehende Folgeprodukte zurückzuführen sind. Folgeprodukte, die vor der Ingestion entstehen, sind dagegen gesondert zu betrachten. Soweit kurzlebige Tochternuklide nicht explizit in den Ausbreitungsrechnungen berücksichtigt sind, werden ihre Ingestionsdosiskoeffizienten deshalb zu denen der Mütter addiert. Dies beruht auf der Annahme, dass solche Radionuklide bereits vor der Ingestion im radioaktiven Gleichgewicht mit der Mutter vorliegen. Die auf diese Weise für die Radionuklidauswahl im Nah- und Fernfeld bestimmten Ingestionsdosiskoeffizienten sind in den Tabellen 7.47 bis 7.51 aufgelistet. Die Ingestionsdosiskoeffizienten erlauben eine sicherheitsrelevante Wichtung unterschiedlicher Radionuklide.

Tab. 7.47 Ingestionsdosiskoeffizienten für Spalt- und Aktivierungsprodukte [Sv/Bq]

Radionuklid	nach [11]	Nahfeld	Fernfeld
H-3	$1,60 \cdot 10^{-11}$	$1,60 \cdot 10^{-11}$	
C-14	$5,80 \cdot 10^{-10}$	$5,80 \cdot 10^{-10}$	$5,80 \cdot 10^{-10}$
Cl-36	$9,30 \cdot 10^{-10}$	$9,30 \cdot 10^{-10}$	$9,30 \cdot 10^{-10}$
Ca-41	$1,90 \cdot 10^{-10}$	$1,90 \cdot 10^{-10}$	$1,90 \cdot 10^{-10}$
Co-60	$3,40 \cdot 10^{-09}$	$3,40 \cdot 10^{-09}$	
Ni-59	$6,30 \cdot 10^{-11}$	$6,30 \cdot 10^{-11}$	$6,30 \cdot 10^{-11}$
Ni-63	$1,50 \cdot 10^{-10}$	$1,50 \cdot 10^{-10}$	$1,50 \cdot 10^{-10}$
Se-79	$2,90 \cdot 10^{-09}$	$2,90 \cdot 10^{-09}$	$2,90 \cdot 10^{-09}$
Rb-87	$1,50 \cdot 10^{-09}$	$1,50 \cdot 10^{-09}$	$1,50 \cdot 10^{-09}$
Sr-90	$2,80 \cdot 10^{-08}$	$3,07 \cdot 10^{-08}$	$3,07 \cdot 10^{-08}$
Y-90	$2,70 \cdot 10^{-09}$		
Zr-93	$1,10 \cdot 10^{-09}$	$1,22 \cdot 10^{-09}$	$1,22 \cdot 10^{-09}$
Nb-93m	$1,20 \cdot 10^{-10}$		
Nb-94	$1,70 \cdot 10^{-09}$	$1,70 \cdot 10^{-09}$	$1,70 \cdot 10^{-09}$
Mo-93	$3,10 \cdot 10^{-09}$	$3,22 \cdot 10^{-09}$	$3,22 \cdot 10^{-09}$
Nb-93m	$1,20 \cdot 10^{-10}$		
Tc-99	$6,40 \cdot 10^{-10}$	$6,40 \cdot 10^{-10}$	$6,40 \cdot 10^{-10}$
Pd-107	$3,70 \cdot 10^{-11}$	$3,70 \cdot 10^{-11}$	$3,70 \cdot 10^{-11}$
Sn-126	$4,70 \cdot 10^{-09}$	$5,07 \cdot 10^{-09}$	$5,07 \cdot 10^{-09}$
Sb-126m (100%)	$3,60 \cdot 10^{-11}$		
Sb-126 (14%)	$2,40 \cdot 10^{-09}$		
I-129	$1,10 \cdot 10^{-07}$	$1,10 \cdot 10^{-07}$	$1,10 \cdot 10^{-07}$
Cs-135	$2,00 \cdot 10^{-09}$	$2,00 \cdot 10^{-09}$	$2,00 \cdot 10^{-09}$
Cs-137	$1,30 \cdot 10^{-08}$	$1,30 \cdot 10^{-08}$	$1,30 \cdot 10^{-08}$
Ba-137m	0		
Sm-151	$9,80 \cdot 10^{-11}$	$9,80 \cdot 10^{-11}$	$9,80 \cdot 10^{-11}$

Tab. 7.48 Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Th-Reihe [Sv/Bq]

Radionuklid	nach [11]	Nahfeld	Fernfeld
Cm-248	$7,70 \cdot 10^{-07}$	$7,70 \cdot 10^{-07}$	
Pu-244	$2,40 \cdot 10^{-07}$	$2,41 \cdot 10^{-07}$	
U-240	$1,10 \cdot 10^{-09}$		
Np-240m	0		
Cm-244	$1,20 \cdot 10^{-07}$	$1,20 \cdot 10^{-07}$	
Pu-240	$2,50 \cdot 10^{-07}$	$2,50 \cdot 10^{-07}$	$2,50 \cdot 10^{-07}$
U-236	$4,70 \cdot 10^{-08}$	$4,70 \cdot 10^{-08}$	$4,70 \cdot 10^{-08}$
U-232	$3,30 \cdot 10^{-07}$		
Th-232	$2,30 \cdot 10^{-07}$	$2,30 \cdot 10^{-07}$	$1,06 \cdot 10^{-06}$
Ra-228	$6,90 \cdot 10^{-07}$	$6,90 \cdot 10^{-07}$	
Ac-228	$4,30 \cdot 10^{-10}$		
Th-228	$7,20 \cdot 10^{-08}$	$1,43 \cdot 10^{-07}$	
Ra-224	$6,50 \cdot 10^{-08}$		
Rn-220	0		
Po-216	0		
Pb-212	$6,00 \cdot 10^{-09}$		
Bi-212	$2,60 \cdot 10^{-10}$		
Tl-208	0		
Po-212	0		

Tab. 7.49 Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Np-Reihe [Sv/Bq]

Radionuklid	nach [11]	Nahfeld	Fernfeld
Cm-245	$2,10 \cdot 10^{-07}$	$2,10 \cdot 10^{-07}$	
Pu-241	$4,80 \cdot 10^{-09}$	$4,80 \cdot 10^{-09}$	
Am-241	$2,00 \cdot 10^{-07}$	$2,00 \cdot 10^{-07}$	
Np-237	$1,10 \cdot 10^{-07}$	$1,11 \cdot 10^{-07}$	$1,11 \cdot 10^{-07}$
Pa-233	$8,70 \cdot 10^{-10}$		
U-233	$5,10 \cdot 10^{-08}$	$5,10 \cdot 10^{-08}$	$5,10 \cdot 10^{-08}$
Th-229	$4,90 \cdot 10^{-07}$	$6,13 \cdot 10^{-07}$	$6,13 \cdot 10^{-07}$
Ra-225	$9,90 \cdot 10^{-08}$		
Ac-225	$2,40 \cdot 10^{-08}$		
Fr-221	0		
At-217	0		
Bi-213	$2,00 \cdot 10^{-10}$		
Tl-209	0,00		
Pb-209	$5,70 \cdot 10^{-11}$		
Po-213	0		

Tab. 7.50 Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der U-Reihe [Sv/Bq]

Radionuklid	nach [11]	Nahfeld	Fernfeld
Cm-246	$2,10 \cdot 10^{-07}$	$2,10 \cdot 10^{-07}$	
Pu-242	$2,40 \cdot 10^{-07}$	$2,40 \cdot 10^{-07}$	
Am-242m	$1,90 \cdot 10^{-07}$		
Am-242	$3,00 \cdot 10^{-10}$		
Cm-242	$1,20 \cdot 10^{-08}$		
Pu-238	$2,30 \cdot 10^{-07}$		
U-238	$4,50 \cdot 10^{-08}$	$4,50 \cdot 10^{-08}$	$4,89 \cdot 10^{-08}$
Th-234	$3,40 \cdot 10^{-09}$	$3,91 \cdot 10^{-09}$	
Pa-234	$5,10 \cdot 10^{-10}$		
U-234	$4,90 \cdot 10^{-08}$	$4,90 \cdot 10^{-08}$	$4,90 \cdot 10^{-08}$
Th-230	$2,10 \cdot 10^{-07}$	$2,10 \cdot 10^{-07}$	$2,10 \cdot 10^{-07}$
Ra-226	$2,80 \cdot 10^{-07}$	$2,80 \cdot 10^{-07}$	$2,17 \cdot 10^{-06}$
Rn-222	0		
Po-218	0		
Pb-214	$1,40 \cdot 10^{-10}$		
Bi-214	$1,10 \cdot 10^{-10}$		
Po-214	0		
Pb-210	$6,90 \cdot 10^{-07}$	$6,91 \cdot 10^{-07}$	
Bi-210	$1,30 \cdot 10^{-09}$		
Po-210	$1,20 \cdot 10^{-06}$	$1,20 \cdot 10^{-06}$	

Tab. 7.51 Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Ac-Reihe [Sv/Bq]

Radionuklid	nach [11]	Nahfeld	Fernfeld
Cm-247	$1,90 \cdot 10^{-07}$	$1,90 \cdot 10^{-07}$	
Pu-243	$8,50 \cdot 10^{-11}$		
Am-243	$2,00 \cdot 10^{-07}$	$2,01 \cdot 10^{-07}$	$2,01 \cdot 10^{-07}$
Np-239	$8,00 \cdot 10^{-10}$		
Pu-239	$2,50 \cdot 10^{-07}$	$2,50 \cdot 10^{-07}$	$2,50 \cdot 10^{-07}$
U-235m	0		
U-235	$4,70 \cdot 10^{-08}$	$4,73 \cdot 10^{-08}$	$4,73 \cdot 10^{-08}$
Th-231	$3,40 \cdot 10^{-10}$		
Pa-231	$7,10 \cdot 10^{-07}$	$7,10 \cdot 10^{-07}$	$1,92 \cdot 10^{-06}$
Ac-227	$1,10 \cdot 10^{-06}$	$1,21 \cdot 10^{-06}$	
Th-227	$8,80 \cdot 10^{-09}$		
Ra-223	$1,00 \cdot 10^{-07}$		
Ra-219	0		
Po-215	0		
Pb-211	$1,80 \cdot 10^{-10}$		
Bi-211	0		
Tl-207	0		

8 Gasdrücke bei ungestörter Entwicklung

Bei der Umsetzung (Korrosion) der eingebrachten Metalle und der Zersetzung der organischen Stoffe werden Gase produziert, die auch bei einer ungestörten Entwicklung des Endlagers zu einem Druckaufbau in den Grubengebäuden führen. Wie bereits in Kapitel 7.3 erläutert, stehen in den einzelnen Teilbereichen der Grubengebäude Bartensleben und Marie ausreichende Mengen an Wasser zur Verfügung, um die vorhandenen Metalle vollständig zu korrodieren und die organischen Stoffe zu zersetzen. In diesem Kapitel wird vereinfachend der Begriff „Gesamtgrube“ für die Gesamtheit der Grubengebäude Bartensleben und Marie verwendet, da in einigen Modellrechnungen angenommen wird, dass alle Abdichtungen durchlässig sind und daher einheitliche Druckverläufe für diese Gesamtgrube diskutiert werden.

Bei einer ungestörten Entwicklung sind gegebenenfalls die aktuellen Zutrittsraten von Wässern in die Restgrube zu berücksichtigen. Im Hinblick auf das Wasserangebot sind diese ohne Bedeutung, da bereits von einem ausreichenden Wasserangebot ausgegangen wird. Die zutretenden Wässer führen aber auch zu einer Auffüllung des vorhandenen Hohlraums, sodass die Volumina zur Aufnahme der Gase verringert werden. Bei einer Zutrittsrate von wenigen $10 \text{ m}^3/\text{a}$ [49] kann sich dies über Zeiträume von 100 000 Jahren auf die Abläufe in der Gesamtgrube auswirken.

Nachfolgend werden die sich einstellenden Gasdrücke für die ungestörte Entwicklung des Endlagers ermittelt, wobei der Zutritt von Wässern in die Restgrube vernachlässigt wird. Dies ist bei einer separaten Betrachtung der abgedichteten Einlagerungsbereiche sinnvoll, da Wässer nicht direkt aus dem Deck- und Nebengebirge in die abgedichteten Einlagerungsbereiche gelangen können. Für die Restgrube führt die Vernachlässigung eines Zutritts von Wässern zwar zu einem geringfügig langsameren Druckaufbau aber letztendlich auch zu potenziell höheren Drücken, da kein Gas aus dem Gesamtsystem entweichen kann. Ein Zutritt von Wässern bedeutet nämlich auch eine hydraulische Anbindung an das Deckgebirge, wodurch die entstehenden Drücke etwa auf hydrostatische Drücke begrenzt werden. Dabei wird angenommen, dass Gas und Wasser über die Verbindung entweichen können.

Die Hauptmengen der Gas produzierenden Stoffe befinden sich in den Einlagerungsgrubenbauen. Die abgedichteten Einlagerungsbereiche sind über Abdichtungen von der Restgrube getrennt, sodass als Volumina zur Aufnahme dieser Gase zunächst nur die Hohlräume in den abgedichteten Einlagerungsbereichen zur Verfügung stehen. Ein Entweichen der Gase durch die Abdichtungen ist möglich und kann den Druck in den abgedichteten Einlagerungsbereichen reduzieren. In diesem Fall werden dann auch die Hohlräume der Restgrube zur Gasspeicherung genutzt.

Die Menge der entweichenden Gase ist von den Strömungswiderständen der Abdichtungen abhängig⁵. Die Entwicklung der Drücke in den einzelnen abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der Restgrube wird daher in Abhängigkeit vom Strömungswiderstand der Abdichtungen ermittelt. Bei sehr hohen Strömungswiderständen entwickeln sich die Drücke in den abgedichteten Einlagerungsbereichen, als ob die Abdichtungen gasundurchlässig wären. Bei sehr geringen Strömungswiderständen kommt es zu einem weitgehenden Druckausgleich zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube.

Die ermittelten Gasdrücke werden mit dem Gebirgsdruck auf der 1. Sohle der Grube Bartensleben in Höhe von 8,3 MPa verglichen. Wenn der Gasdruck auf der 1. Sohle diesen Wert überschreitet, kann theoretisch die Gebirgsintegrität beeinträchtigt werden. Da als treibende Kraft für die Gebirgskonvergenz ein höherer Gebirgsdruck, und zwar derjenige auf der 4. Sohle der Grube Bartensleben in Höhe von 10,9 MPa verwendet wird, kommt der Konvergenzprozess erst bei Annäherung an diesen Gebirgsdruck zum Stillstand. Daher kann der Gasdruck den Gebirgsdruck auf der 1. Sohle überschreiten.

Der verwendete Gebirgsdruck zur Beschreibung des Konvergenzprozesses ist als ungünstiger mittlerer Wert zur Beschreibung der Vorgänge in der Gesamtgrube zu verstehen. In einzelnen tiefer liegenden Grubenbauen können die wirksamen Gebirgsdrücke noch höher sein, jedoch ist der Volumenanteil solcher Grubenbaue gering. Der verwendete Wert wird daher als ausreichend konservativ angesehen.

⁵ Da unterstellt wird, dass keine Wässer in die Restgrube zutreten und daher keine flüssige Phase in den Abdichtungen anzunehmen ist, sind hier keine Gaseindringdrücke zu berücksichtigen.

Die Modellrechnungen zu den Gasdrücken bei der ungestörten Entwicklung des Endlagers werden im Allgemeinen mit den gleichen Modellannahmen und Daten wie die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit bei der gestörten Entwicklung durchgeführt. In Einzelfällen werden jedoch andere Annahmen getroffen. Für den Gebirgsdruck wird unter konservativen Gesichtspunkten der höhere Wert der 4. Sohle verwendet. Für die betroffene Stoffmenge bei der Gasproduktion wird die Gesamtmenge zugrunde gelegt und nicht von einem Anteil der betroffenen Stoffmenge von weniger als 100 % ausgegangen. Beide Annahmen führen zu höheren Gasdrücken. Selbstversatz durch Abschalungen wird in den Modellrechnungen zu den Gasdrücken nicht berücksichtigt, da er sich nur wenig auf die Volumenverhältnisse auswirkt.

Die Modellrechnungen zu den Gasdrücken werden sowohl für den Fall der vollständig undurchlässigen Abdichtungen als auch unter Berücksichtigung der Permeabilität der Abdichtungen durchgeführt. Bei vollständig undurchlässigen Abdichtungen werden in den abgedichteten Einlagerungsbereichen die höchsten Gasdrücke erreicht. Die Annahme vollständig undurchlässiger Abdichtungen ist daher im Hinblick auf die abgedichteten Einlagerungsbereiche eine ungünstige Annahme.

8.1 Modellierung des Druckaufbaus

In den Modellrechnungen zum Druckaufbau werden die Hohlräume in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der Restgrube betrachtet und dabei die Gasproduktionsprozesse, die Volumenreduktion durch die Konvergenz und der Gasaustausch zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube berücksichtigt. Das entsprechende Modell ist schematisch in Abbildung 8.1 dargestellt.

Die Hohlräume eines abgedichteten Einlagerungsbereichs werden dabei zu drei repräsentativen Hohlräumen zusammengefasst. Der obere Hohlraum repräsentiert jeweils die Einlagerungsgrubenbaue, der untere Hohlraum die übrigen teilversetzten Grubenbaue und der mittlere Hohlraum die restlichen unversetzten Grubenbaue. Zwischen den verschiedenen Hohlräumen des abgedichteten Einlagerungsbereichs werden im Rechenmodell keine Strömungswiderstände berücksichtigt, sodass sich überall die gleichen Gasdrücke einstellen. Die verwendeten Daten zu den Volumina sind in den Tabellen 5.2 und 5.3 angegeben.

In dem Modell werden die abgedichteten Einlagerungsbereiche und die Restgrube als verbundenes System betrachtet. Die Grubenbaue der Restgrube werden dabei zu einem teilversetzten Grubenbau zusammengefasst. Die Verbindungen zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube sind mit Abdichtungen versehen. Nach einem Druckaufbau in den abgedichteten Einlagerungsbereichen können die Gase entsprechend dem vorhandenen Druckgefälle und den Strömungswiderständen der Abdichtungen in die Restgrube und in andere abgedichtete Einlagerungsbereiche entweichen.

In den Modellrechnungen werden für die einzelnen Grubenbereiche die folgenden Konvergenzraten entsprechend den Angaben in Tabelle 7.24 verwendet:

- Südfeld $4,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$,
- Westfeld $5,0 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$,
- Ostfeld $1,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$,
- Restgrube $4,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$.

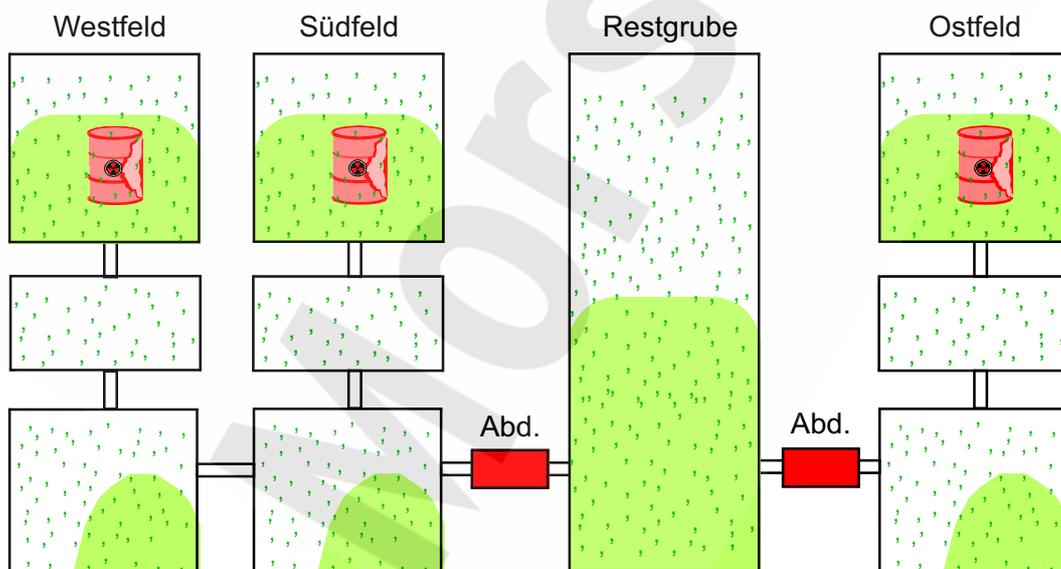


Abb. 8.1 Modellvorstellung zur Berechnung der Gasdrücke in der Gesamtgrube

Die Angaben zu den Konvergenzraten beziehen sich auf die Konvergenz offener Hohlräume. Bei der Modellierung des Konvergenzprozesses werden die Stützwirkung durch den sich aufbauenden Gasdruck und die Stützwirkung durch den Versatz für jeden Grubenbau des Modells einzeln berücksichtigt. Die Annahmen und Modellansätze für die Konvergenzprozesse sind in Kapitel 7.5 dargestellt.

Für die Strömungswiderstände wird von den in Tabelle 5.1 angegebenen Abmessungen der Abdichtungen ausgegangen. Das Ostfeld ist von der Restgrube durch zwei und das West-Südfeld durch vierzehn Abdichtungen getrennt. Diese Abdichtungen werden jeweils als parallel geschaltet betrachtet und durch eine Modellabdichtung mit der Länge der kürzesten realen Abdichtung ersetzt. Für die Modellabdichtung des Ostfeldes ergibt sich eine Länge von 110 m und eine Querschnittsfläche von $38,6 \text{ m}^2$, für die des West-Südfeldes eine Länge von 26 m und eine Querschnittsfläche von $115,9 \text{ m}^2$. Für die Permeabilität wird im Referenzfall ein Wert von 10^{-18} m^2 verwendet, der in einer Sensitivitätsanalyse variiert wird. Die Hohlraumvolumina der Restgrube basieren auf einer weitgehenden Verfüllung nicht versetzter Bereiche mit Salzbeton und sind ebenfalls in den Tabellen 5.2 und 5.3 aufgeführt.

Die Annahmen und Modellansätze für die Korrosions- und Zersetzungsprozesse und die daraus resultierende Gasproduktion sind in Kapitel 7.3 beschrieben. Für die Gasproduktion werden die Prozesse anaerobe Korrosion der Metalle und Zersetzung des Polyethylen betrachtet. Für die beiden Prozesse werden unterschiedliche relative Zersetzungs-raten entsprechend den Angaben aus Kapitel 7.3.4 angenommen:

- Metalle $4,0 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$,
- Polyethylen $1,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$.

Die vorhandenen Mengen an Gas produzierenden Materialien in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube sind in Tabelle 7.18 angegeben. Für alle Einlagerungsbereiche und für die Restgrube wird entsprechend Kapitel 7.3.3 von einem ausreichenden Wasserangebot ausgegangen.

8.2 Druckaufbau in den abgedichteten Einlagerungsbereichen

Die Modellrechnungen zum Druckaufbau wurden zunächst für gasundurchlässige Abdichtungen sowohl im Ostfeld als auch im West-Südfeld durchgeführt. Bei den Rechnungen zum West-Südfeld wurde angenommen, dass die Hohlräume des Südfeldes und des Westfeldes für die Gasspeicherung gemeinsam genutzt werden.

Aus den entstehenden Gasmengen in einem abgedichteten Einlagerungsbereich und den anfänglich vorhandenen luftgefüllten Hohlraumvolumina ergibt sich für das Ostfeld ein Verhältnis von 42,8 und für das West-Südfeld ein Verhältnis von 35,4. Demnach würden sich nach Zersetzung aller Gas produzierenden Materialien Gasdrücke von etwa 4,3 MPa im Ostfeld und von 3,5 MPa im West-Südfeld einstellen, wenn die Hohlraumvolumina nicht durch Konvergenz verringert würden. In der Restgrube liegt das entsprechende Verhältnis bei 1,8, sodass der Druckaufbau durch die Gasproduktion in der Restgrube deutlich geringer ausfallen wird. Die tatsächlichen Druckentwicklungen ergeben sich aus dem Zusammenwirken von Gasproduktion und Volumenverringering durch Konvergenz.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen für das Ostfeld sind in Abbildung 8.2 dargestellt. Man erkennt einen frühen Druckanstieg durch die Korrosionsgasbildung sowie einen späteren Druckanstieg durch die Gasproduktion aus der Zersetzung der organischen Stoffe und durch die Konvergenz der Grubenbaue. Das Hohlraumvolumen am Ende der Modellrechnung beträgt 65 % des anfänglichen Hohlraumvolumens. Alle Prozesse zusammen führen nach 1 Mio. Jahren zu einem Druck von 7 MPa.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen für das West-Südfeld sind in Abbildung 8.3 dargestellt. Die Gasmengen sind um den Faktor 4,8 höher als im Ostfeld, und das anfängliche Hohlraumvolumen liegt um den Faktor 5,7 höher. Demnach wäre für das West-Südfeld etwa der gleiche Druckaufbau wie für das Ostfeld zu erwarten. Aufgrund der höheren Konvergenzrate kommt es jedoch zu höheren Drücken. Nach 200 000 Jahren wird der Gebirgsdruck auf der 1. Sohle überschritten und nach 1 Mio. Jahren werden fast 9,3 MPa errechnet. Die Hohlraumvolumina im West-Südfeld verringern sich dabei auf 40 % der ursprünglichen Hohlraumvolumina.

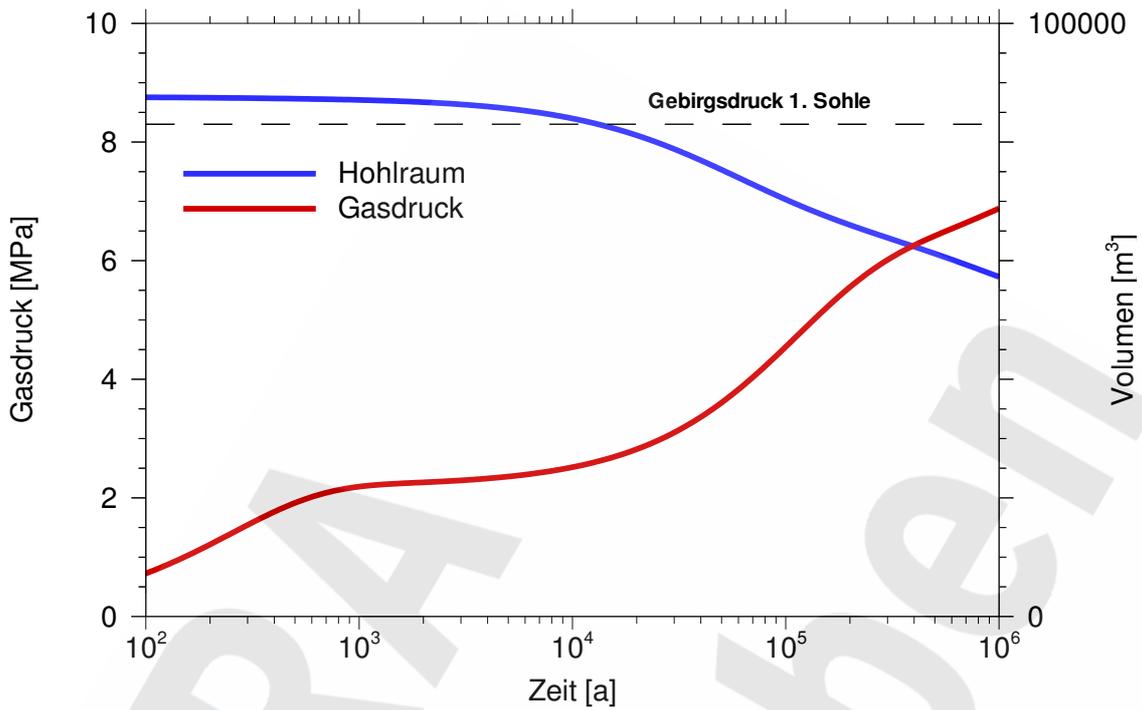


Abb. 8.2 Druckaufbau im Ostfeld bei gasundurchlässiger Abdichtung

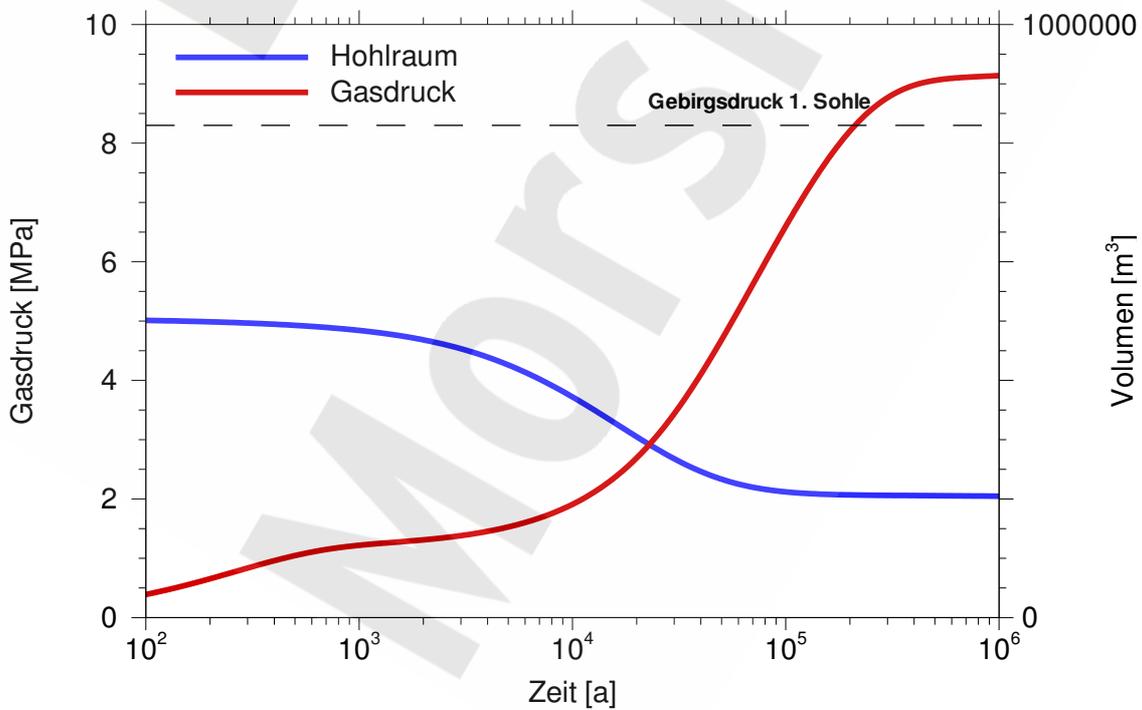


Abb. 8.3 Druckaufbau im West-Südfeld bei gasundurchlässiger Abdichtung

Die Ergebnisse der Modellrechnung zur Restgrube sind in Abbildung 8.4 dargestellt. Aufgrund der geringen Gasproduktion steigt der Gasdruck in der Restgrube nur langsam an. Erst nach etwa 10 000 Jahren wirkt sich die Konvergenz in der Restgrube in einem stärkeren Druckanstieg aus. Trotz der hohen Konvergenzrate bleibt der Gasdruck auch nach 1 Mio. Jahren deutlich unter dem Gebirgsdruck der 1. Sohle und erreicht dann 6,4 MPa. Das Hohlraumvolumen ist auf 3 % des Anfangsvolumens zurückgegangen.

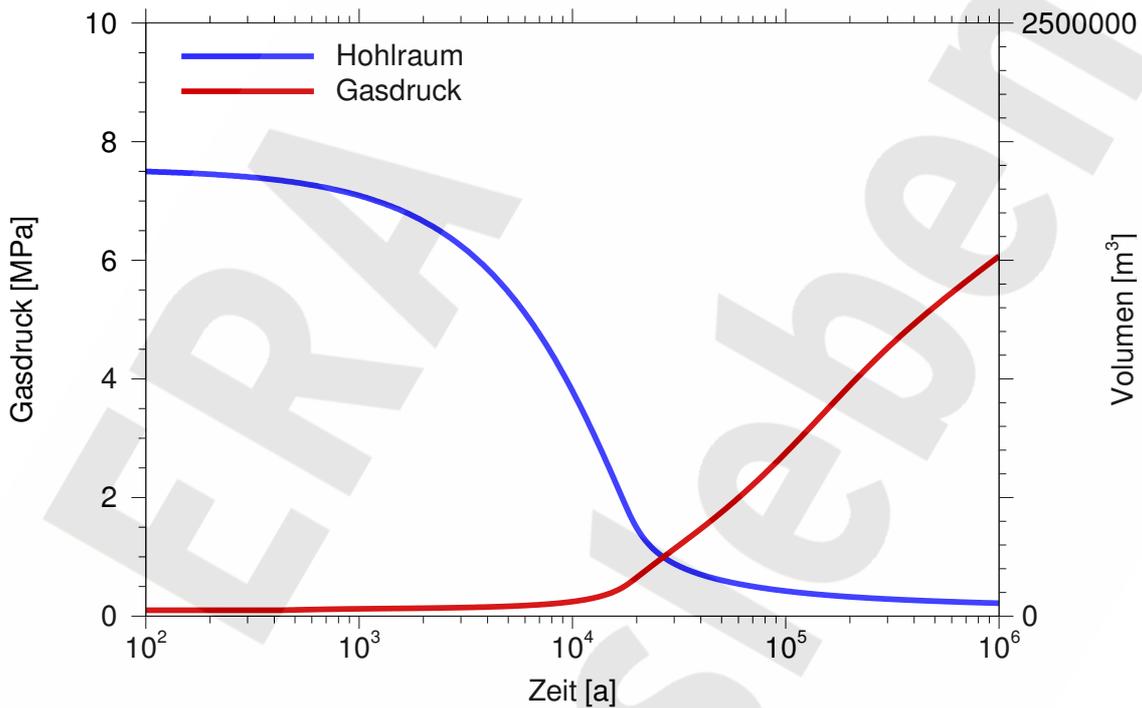


Abb. 8.4 Druckaufbau in der Restgrube bei gasundurchlässigen Abdichtungen

8.3 Druckaufbau in der Gesamtgrube

Die Modellrechnungen zum Druckaufbau in der Gesamtgrube wurden für den Fall durchgeführt, dass die Restgrube mit Abdichtungen unterschiedlicher Permeabilität an die beiden abgedichteten Einlagerungsbereiche angebunden ist.

In Abbildung 8.5 ist der Druckaufbau für die Gesamtgrube bei vollständig durchlässigen Abdichtungen dargestellt. Zum Vergleich sind die entsprechenden Druckverläufe der abgedichteten Bereiche aus den Abbildungen 8.2 bis 8.4 mit eingetragen. Im Fall vollständig

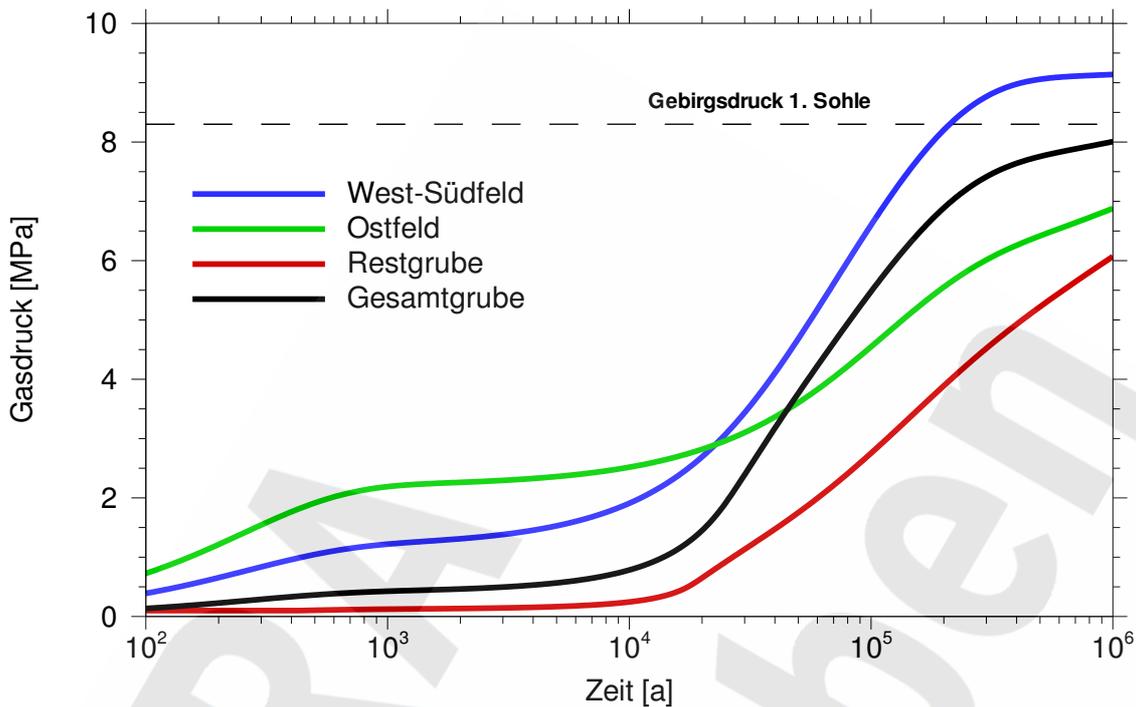


Abb. 8.5 Druckaufbau in der Gesamtgrube bei völlig durchlässigen Abdichtungen im Vergleich zu Einzelbereichen mit undurchlässigen Abdichtungen

durchlässiger Abdichtungen stellt sich ein einheitlicher Druck sowohl in den Einlagerungsbereichen als auch in der Restgrube ein. Der Gebirgsdruck auf der 1. Sohle wird innerhalb des Betrachtungszeitraums von 1 Million Jahren nicht überschritten.

In den weiteren Abbildungen 8.6 bis 8.9 sind die berechneten Druckverläufe für Abdichtungen mit Permeabilitäten zwischen 10^{-16} m^2 und 10^{-22} m^2 dargestellt. Es sind jeweils die Druckentwicklungen in den beiden abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der Restgrube sowie zum Vergleich die Druckentwicklung in der Gesamtgrube bei vollständig durchlässigen Abdichtungen dargestellt.

Bei den hohen Permeabilitäten der Abdichtungen von 10^{-16} m^2 stellen sich etwa die gleichen Druckverläufe wie bei vollständig durchlässigen Abdichtungen ein. In der Anfangsphase bei etwa 1 000 Jahren sind entsprechend Abbildung 8.6 die Drücke in den abgedichteten Einlagerungsbereichen etwas höher als in der Gesamtgrube, da das zusätzliche Volumen der Restgrube nicht unmittelbar zur Verfügung steht. Der Druck-

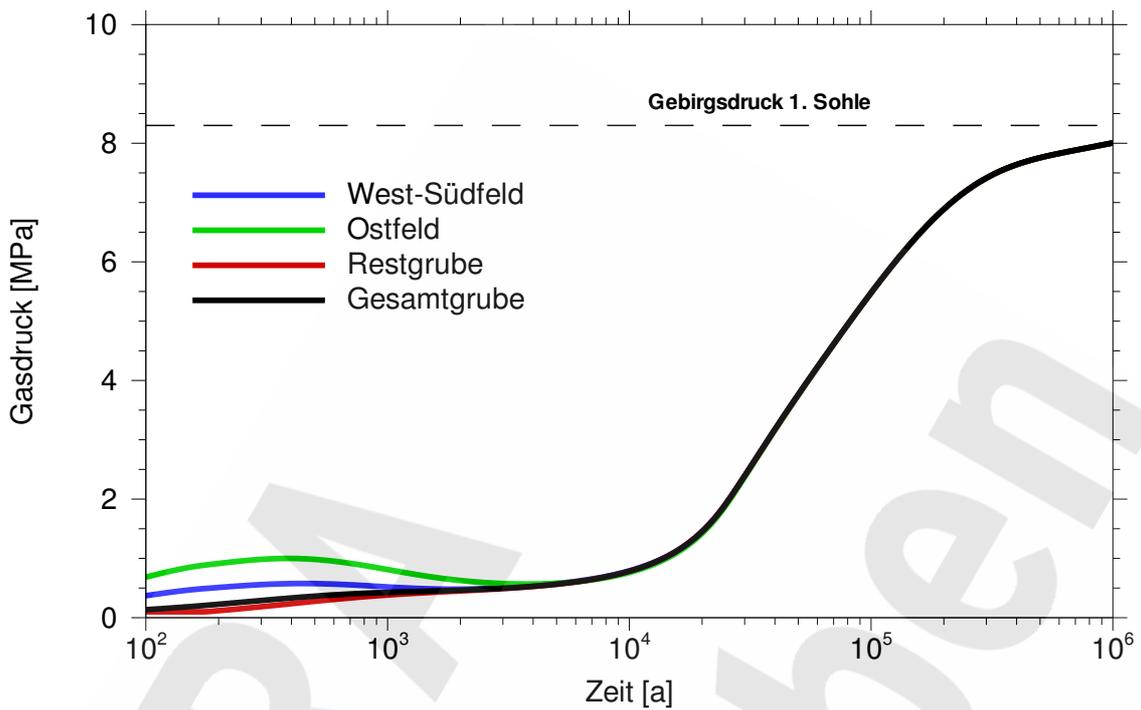


Abb. 8.6 Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-16} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen

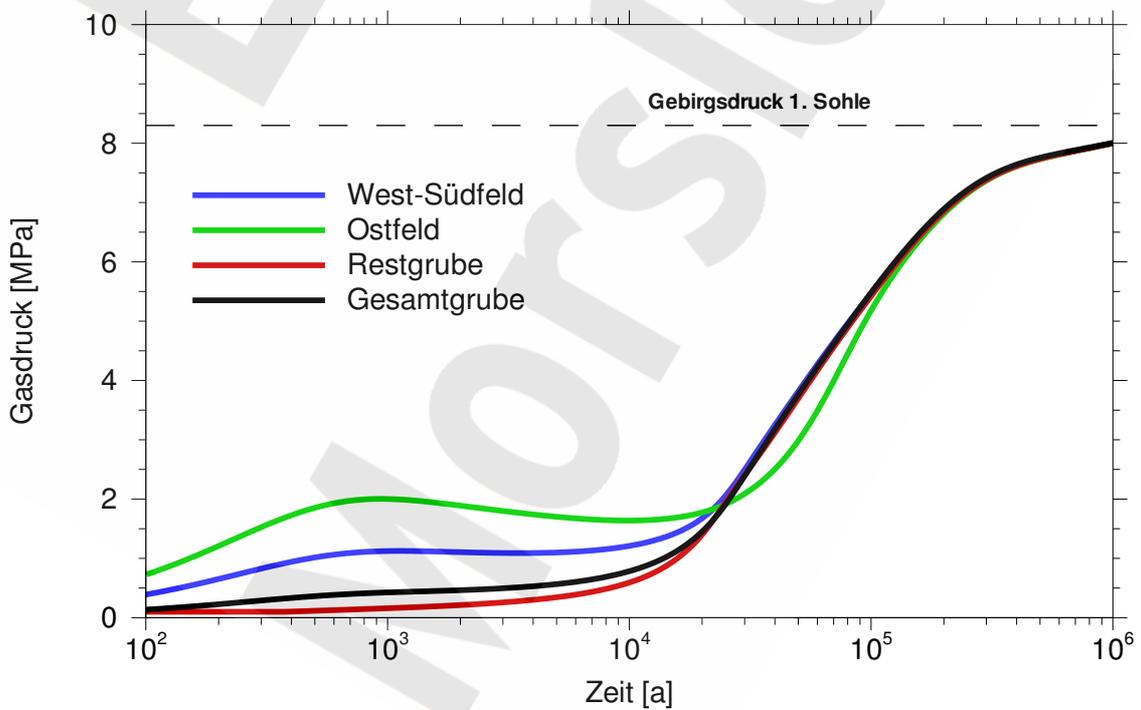


Abb. 8.7 Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-18} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen

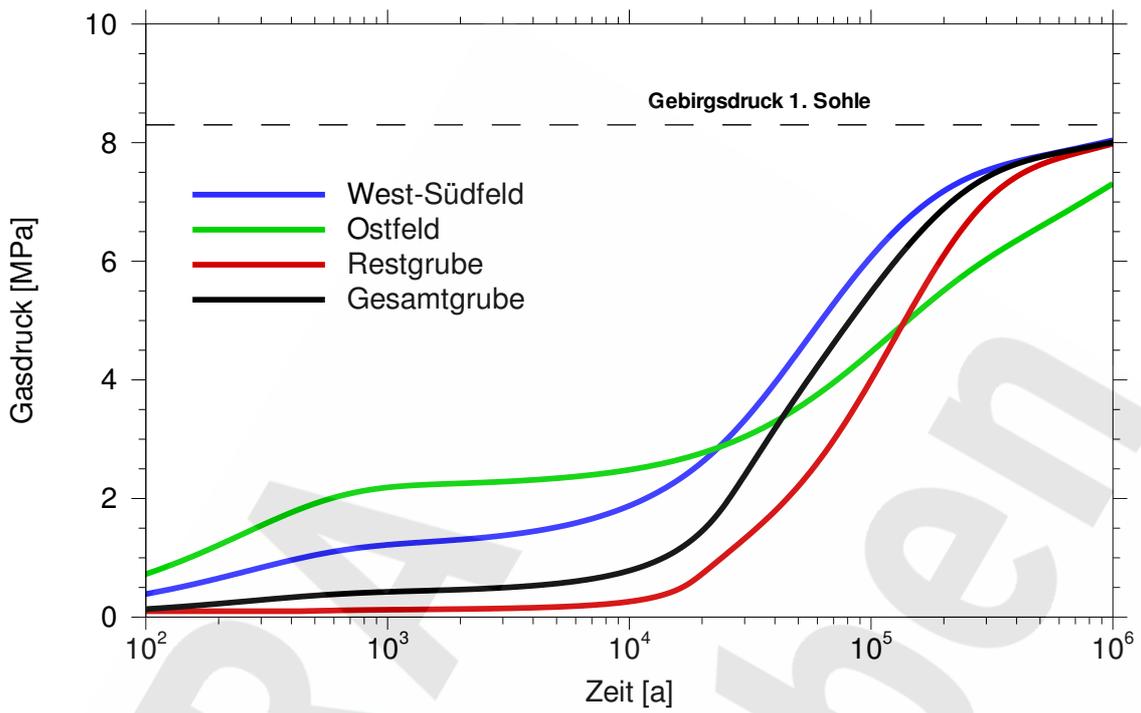


Abb. 8.8 Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-20} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen

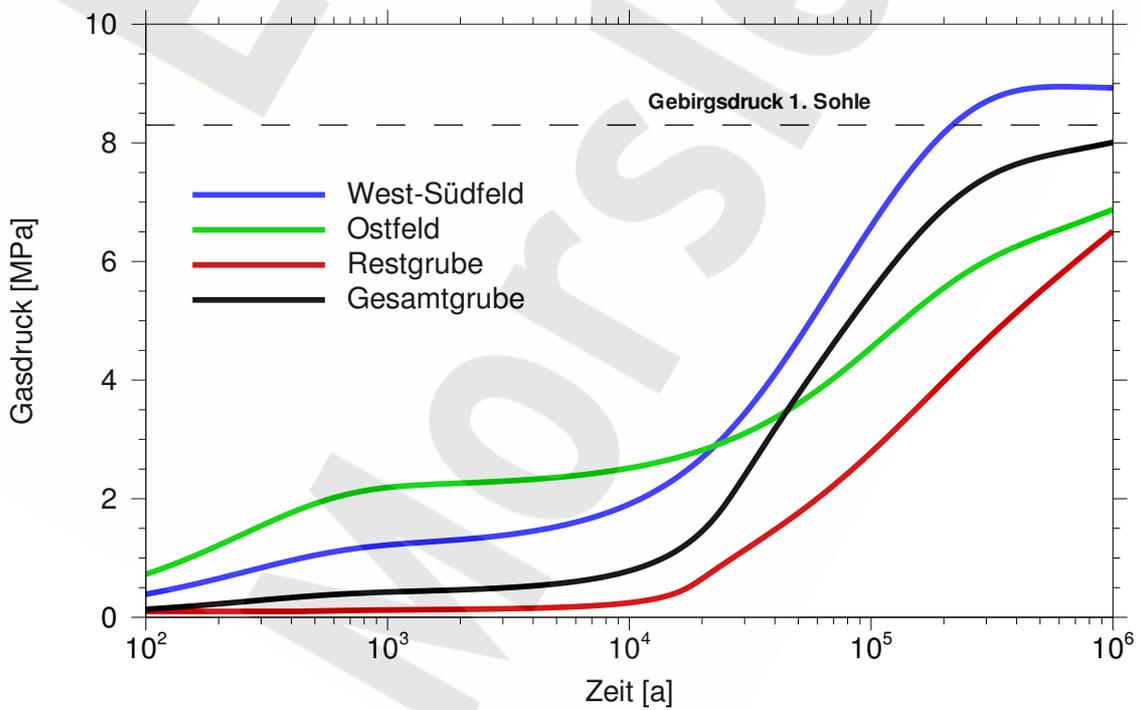


Abb. 8.9 Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-22} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen

ausgleich zwischen Ostfeld und Restgrube ist wegen der geringen Zahl der Abdichtungen zunächst stärker behindert. Ab der mittleren Zeitphase bei etwa 15 000 Jahren sind die Drücke in allen Bereichen der Gesamtgrube nahezu gleich, da zu diesen Zeiten ein Druckausgleich erfolgt ist und auch die Gasproduktion zurückgeht.

Mit abnehmender Permeabilität wird der Übergang des Systemverhaltens von vollständig durchlässigen zu gasdichten Abdichtungen deutlich. Wegen der im Vergleich zur Restgrube hohen Gasproduktion im Ostfeld und im West-Südfeld sind die dortigen Drücke anfänglich immer größer als der Druck in der Restgrube bzw. in der Gesamtgrube. Mit abnehmender Permeabilität der Abdichtungen erfolgt der Druckausgleich zwischen den abgedichteten Einlagerungsbereichen und der Restgrube zu immer späteren Zeiten. Für das West-Südfeld ist bei einer Permeabilität von 10^{-18} m^2 in Abbildung 8.7 der Druckausgleich nach 30 000 Jahren und bei einer Permeabilität von 10^{-20} m^2 in Abbildung 8.8 nach 500 000 Jahren zu sehen. Für das Ostfeld wird aufgrund der längeren Abdichtung der Druckausgleich bei einer Permeabilität von 10^{-18} m^2 erst nach 200 000 a erreicht, ab einer Permeabilität von 10^{-20} m^2 wird innerhalb des Betrachtungszeitraums kein vollständiger Druckausgleich mehr erreicht.

Weiter ist erkennbar, dass die Gasproduktion im Ostfeld stets einen deutlich früheren und stärkeren Druckanstieg bewirkt als im West-Südfeld. Erst zu späten Zeiten schlägt sich die geringere Konvergenzrate des Ostfeldes in einem verminderten Druckanstieg nieder. Die vergleichsweise hohe Konvergenzrate im West-Südfeld in Verbindung mit der Gasproduktion durch Zersetzung organischer Materialien führt in allen Fällen erst nach 10 000 Jahren zu einem verstärkten Druckanstieg. Die geringere Gasproduktion in der Restgrube führt anfangs zu einem sehr geringen Druckanstieg. Auch hier nimmt der Druck in allen Fällen erst nach 10 000 Jahren deutlich zu und nähert sich noch später, aufgrund der Konvergenz der Restgrube und dem Druckausgleich zwischen der Restgrube und den abgedichteten Einlagerungsbereichen, den übrigen Drücken an.

Bei sehr geringen Permeabilitäten von 10^{-22} m^2 stellen sich nahezu die Drücke wie für gasdichte Abdichtungen ein. Abbildung 8.9 zeigt die Druckverläufe für diese geringe Permeabilität. Im Vergleich zur Abbildung 8.5 mit gasdichten Abdichtungen sind nur für große Zeiten noch geringe Unterschiede zu erkennen, sodass eine Permeabilität von ca. 10^{-22} m^2 oder weniger weitgehend einer undurchlässigen Abdichtung entspricht.

8.4 Schlussfolgerungen bezüglich des Druckaufbaus

Unter der Annahme vollständig undurchlässiger Abdichtungen entwickeln sich im Ostfeld Gasdrücke aufgrund der Gasproduktion und der Konvergenz, die auch nach 1 Mio. Jahren den Gebirgsdruck auf der 1. Sohle in der Grube Bartensleben nicht überschreiten. Unter den gleichen Annahmen steigen im West-Südfeld die Gasdrücke nach etwa 186 000 Jahren aufgrund der höheren Konvergenzraten über den genannten Gebirgsdruck. Im weiteren Verlauf steigen dort die Gasdrücke langsam bis in die Nähe des Gebirgsdrucks auf der 4. Sohle der Grube Bartensleben an. Im abgedichteten Einlagerungsbereich Ostfeld bleiben die berechneten Gasdrücke stets unterhalb des Gebirgsdrucks auf der 1. Sohle.

In Experimenten ist beobachtet worden, dass es bei einem Anstieg des Gasdrucks über den lokalen Gebirgsdruck nicht zu einem Gasfrac kommt, siehe [34] und [74]. Stattdessen entwickelt sich eine Sekundärpermeabilität, die den weiteren Gasdruckanstieg begrenzt. Aus den hier berechneten Gasdruckentwicklungen wird daher der Schluss gezogen, dass es in den abgedichteten Einlagerungsbereichen zwar rechnerisch zu einem Überschreiten des lokalen Gebirgsdrucks kommen kann, dass dies aber wie in den übrigen Teilen der Grubengebäude nicht zu einem Frac des Salzgesteins führt und damit ein Zutritt von Wässern in die abgedichteten Einlagerungsbereiche als Folge dieses Prozesses nicht möglich ist.

ERA Morsleben

9 Deterministische Modellrechnungen zum Wasserpfad

Unter Zugrundelegung des im Kapitel 5 beschriebenen Stilllegungskonzepts wurden Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit durchgeführt. Hierbei wurden Flüssigkeitsbewegungen und die Entwicklung des Fluiddrucks in den abgedichteten Einlagerungsbereichen, die Freisetzungen der gelösten Schadstoffe aus den Einlagerungsbereichen und den Grubengebäuden sowie der Schadstofftransport durch das Hutgestein und Deckgebirge sowie die Strahlenexposition in der Biosphäre betrachtet. Der Anfangszeitpunkt $t = 0$ der Simulation bezieht sich auf das Jahr 2005. Für diesen Zeitpunkt gelten alle Anfangswerte, insbesondere die Radionuklidinventare.

Die in den abgedichteten Einlagerungsbereichen eingeschlossene Luft steht anfänglich unter Atmosphärendruck. Infolge der Konvergenz, des Volumens der zugetretenen Flüssigkeit sowie der Gasproduktion durch Korrosion von Metallen und Zersetzung organischer Substanzen steigt der Druck der eingeschlossenen Gase an. Die Behinderung des Flüssigkeitszutritts durch den Gasdruck wird in den Modellrechnungen berücksichtigt.

Übersteigt der Gasdruck den Grenzdruck für die Gasfreisetzung⁶, so kann das gesamte Gas freigesetzt und der Einlagerungsbereich vollständig mit Flüssigkeit gefüllt werden. Hierbei steigt der Druck im Einlagerungsbereich auf den Druck in der Restgrube an⁷. Danach kommt der Flüssigkeitszutritt zum Stillstand. Durch die weitere Konvergenz wird die eingedrungene Flüssigkeit wieder aus dem Einlagerungsbereich verdrängt und in die Restgrube freigesetzt.

Die aus einem Einlagerungsbereich freigesetzte kontaminierte Flüssigkeit gelangt zunächst in den benachbarten Mischungsbereich der Restgrube. Im Mischungsbereich treffen die kontaminierten Flüssigkeiten aus den verschiedenen Einlagerungsbereichen mit

⁶ Als Grenzdruck für die Gasfreisetzung wird derjenige Druck bezeichnet, der sich aus dem Gaseindringdruck und dem vorgegebenen hydrostatischen Druck auf der Sohle der obersten Abdichtung ergibt. Der Druck in der Restgrube entspricht dem hydrostatischen Druck auf dem Referenzniveau.

⁷ Falls die Gasproduktion aufhört, bevor der Grenzdruck für die Gasfreisetzung erreicht wird, so tritt weiterhin Flüssigkeit zu, bis ebenfalls der Druck in der Restgrube auch im Einlagerungsbereich erreicht ist.

unkontaminierter Flüssigkeit aus der sonstigen Restgrube Bartensleben und mit Flüssigkeit aus der Grube Marie zusammen, bevor sie in das Hutgestein und Deckgebirge freigesetzt werden.⁸

Als primäre Bewertungsgröße für die Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit (Sicherheitsindikator) wird die potenzielle effektive Dosis berechnet, die sich als Folge von über einen Zeitraum von einem Jahr im Organismus eines Erwachsenen aufgenommenen Radionukliden ergibt. Diese Größe wird in Sv/a berechnet und kurz als jährliche Strahlenexposition bezeichnet. Für den Referenzfall werden zusätzlich die jährlichen Strahlenexpositionen für andere Altersgruppen gemäß Anlage VII, Teil B StrlSchV berechnet. In diesem Kapitel werden die Rechenergebnisse vorgestellt und verglichen, eine Bewertung unter Sicherheitsaspekten erfolgt in Kapitel 13.

Im Folgenden werden einige Modellannahmen für den Referenzfall wiederholend zusammengestellt, die zum Verständnis der dargestellten Ergebnisse erforderlich sind. Anschließend werden die Ergebnisse des Referenzfalls dargestellt und diskutiert. Es folgen die Ergebnisse von Varianten und von Variationen. Bei den Varianten wird das Verhalten des Endlagers hinsichtlich einzelner vom Referenzfall abweichender Annahmen und Effekte untersucht. Bei den Variationen werden demgegenüber jeweils einzelne Parameter in gewissen Bandbreiten variiert. Bei den in Kapitel 9.3 beschriebenen Variationen werden neben dem Referenzwert nur der obere und der untere Grenzwert des Parameters betrachtet. Bei den Variationen, die im Kapitel 9.4 dargestellt sind, werden jeweils mehrere Werte für einen Parameter eingesetzt.

9.1 Ergebnisse für den Referenzfall

Wie im Kapitel 4.2 erläutert, wird für die Auffüllung der Restgrube ein Zeitraum von 7 500 Jahren als am wahrscheinlichsten angesehen. Da im verwendeten Rechenprogramm keine derartige Auffüllphase, also auch keine konstante Zulauftrate modelltechnisch berücksichtigt werden kann, wird angenommen, dass die Restgrube zum Zeitpunkt 7 500 Jahre instantan mit Lösung gefüllt ist.

⁸ In der Variante mit einem Flüssigkeitszutritt und -austritt über den Schacht Marie gilt diese Aussage entsprechend. In diesem Fall gelangen Schadstoffe aus dem Nordfeld jedoch zunächst in den Mischungsbereich Marie.

Die Gasentwicklung wird in der Realität aufgrund der langsam zulaufenden Lösung bereits vor dem angenommenen Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube beginnen, und das so entstandene Gas wird nahezu widerstandsfrei aus der Restgrube entweichen. Damit wird ein Teil des vorhandenen Gasproduktionspotenzials bereits verbraucht, bevor die Grubenbaue der Restgrube vollständig mit Lösung aufgefüllt sind. Es ist jedoch nur schwer abschätzbar, bis zu welchem Grad dies geschieht. Da ein verringertes Gasproduktionspotenzial in der Restgrube grundsätzlich zu niedrigeren Radionuklidfreisetzungen aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen über den Lösungspfad führt, wird für die Rechnungen ungünstig angenommen, die Gasproduktion in der Restgrube beginne erst mit dem Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube.

Für die abgedichteten Einlagerungsbereiche wird dagegen angenommen, dass die Gasentwicklung wegen der Restfeuchte im Abfall, im Versatz und in der Grubenluft sofort bei Szenarienbeginn einsetzt. Vor dem Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube mit Lösung entweicht dieses Gas frei über die Abdichtungen, soweit der Gasdruck in den abgedichteten Einlagerungsbereichen den Atmosphärendruck überschreitet. Nach dem Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube mit Lösung sammelt sich weiter entstehendes Gas in den Einlagerungsbereichen, wird durch die Konvergenz komprimiert und behindert den Flüssigkeitszutritt über die Abdichtungen. Die Modellannahme des freien Abströmens der vor Auffüllung der Restgrube entstehenden Gase aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen führt zu einer verringerten Behinderung des Lösungszutritts über die Abdichtungen, da ein Druckaufbau den Zutritt von Flüssigkeit in die abgedichteten Einlagerungsbereiche behindern würde. Sie ist im Hinblick auf die Auswirkungen für den Lösungspfad in vielen Fällen ungünstig. Dies ist jedoch nicht für jede Situation belegbar. Deshalb werden in den nachfolgenden Kapiteln verschiedene Varianten und Variationen bezüglich der Gasentwicklung vorgestellt, an denen deutlich wird, dass der Referenzfall tatsächlich eine ungünstige Situation darstellt.

Sobald Flüssigkeiten in der Restgrube vorhanden sind, wird ein Entweichen der Gase über die Abdichtungen unterstellt, wenn der Gasdruck im abgedichteten Einlagerungsbereich den in Kapitel 7.9 beschriebenen Grenzdruck überschreitet. Dieser Grenzdruck wird vom Gaseindringdruck bestimmt, der nur ungenau bekannt ist. Bei den für die Gasfreisetzung relevanten, höher gelegenen Abdichtungen kann von annähernder Gasdichtheit auch noch zu Zeiten ausgegangen werden, zu denen tiefer liegende Abdichtungen

durch Korrosion bereits so weit geschädigt sind, dass sie für Flüssigkeit durchlässig sind. Dieses unterschiedliche Verhalten wird dadurch verursacht, dass die oberen Abdichtungen länger sind und die unteren Abdichtungen wegen der größeren Druckgradienten schneller durchströmt und umgelöst werden. Im Referenzfall wird daher als ungünstige Annahme von einem hohen Gaseindringdruck ($p_E = 2,0$ MPa) ausgegangen. Die Auswirkungen eines geringen Gaseindringdrucks ($p_E = 0,2$ MPa) werden jedoch in einigen Varianten mit untersucht.

Die sich tatsächlich einstellende chemische Zusammensetzung der Grubenlösung ist unbekannt. Aufgrund des Einsatzes verschiedener Abdichtmaterialien ist weder die Annahme von NaCl-Lösung noch die von IP21-Lösung im Hinblick auf die radiologischen Auswirkungen als abdeckend einzustufen. Da Magnesiabeton bei einer Magnesiumkonzentration von mehr als ca. 12 % der Magnesiumkonzentration von IP21-Lösung stabil ist, wird für den Referenzfall eine lediglich 10 %ige Magnesiumsättigung der vor den Abdichtungen anstehenden Lösung angenommen. Dessen ungeachtet wird die Hohlraumneubildung so berücksichtigt, als sei die Umlösung bis zum Punkt IP21 erfolgt, d.h. es wird die größtmögliche Umlösung an den Kalilagern unterstellt.

Der Referenzfall für die Modellrechnungen zur Freisetzung über den Wasserpfad wird durch folgende Modellannahmen und Daten definiert:

- Verwendung von Referenzwerten für alle Parameter in den Modellansätzen,
- Mischungsbereich der Grube Bartensleben als Schnittstelle zum Hutgestein und Deckgebirge,
- instantane Auffüllung der Restgrube mit Süßwasser nach 7 500 Jahren,
- sofortige Hohlraumvergrößerung durch Auflösen von Steinsalz und Aufsättigung an NaCl,
- sofortige Hohlraumvergrößerung durch Umlösung an den Kalilagern in der Restgrube bis zum Punkt IP21,
- Einstellung einer Grubenlösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung gegenüber IP21-Lösung vor den Abdichtungen,
- Zutritt von magnesiumhaltiger Lösung in die abgedichteten Einlagerungsbereiche,
- Erhöhung der Permeabilität der Abdichtungen durch Umlösung,

- Beginn der Gasentwicklung in der Restgrube zum Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube mit Lösung,
- Beginn der Gasentwicklung in den abgedichteten Einlagerungsbereichen bei Szenarienbeginn,
- ungehindertes Entweichen der in den abgedichteten Einlagerungsbereichen produzierten Gase vor dem Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube mit Lösung,
- Kompression der in Grubenbauen gespeicherten Gase durch Konvergenz,
- Behinderung des Flüssigkeitszutritts durch Gasdruck in den abgedichteten Einlagerungsbereichen,
- hoher Gaseindringdruck und Speicherung der Gase in den abgedichteten Einlagerungsbereichen,
- Selbstversatz unverfüllter Hohlräume der abgedichteten Einlagerungsbereiche,
- Zutritt von Lösung in das und Freisetzung aus dem Ostfeld nur über die Abdichtungen, d.h. keine Berücksichtigung einer Wegsamkeit über den Hauptanhydrit,
- Rückhaltung von C-14 in den Einlagerungsbauen durch Ausfällung als Carbonat,
- keine Löslichkeitsbegrenzung im Nahbereich für alle anderen Schadstoffe,
- Sorption von Radium im mit Salzbeton verfüllten Streckenstummel (Radiumkammer),
- keine Sorption im Nahbereich für alle anderen Schadstoffe,
- Gasspeicherung in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der sonstigen Restgrube,
- Transport der Schadstoffe im Hutgestein und Deckgebirge durch eine Wegsamkeit, deren Eigenschaften in Anlehnung an die Eigenschaften der Schichtenfolge DGL abgeleitet wurden und anschließend durch den oberflächennahen Grundwasserleiter,
- Rückhaltung von Schadstoffen durch Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge,
- Verdünnung der Schadstoffkonzentration im oberflächennahen Grundwasserleiter,
- verändertes Sorptionsverhalten der Actiniden im oberflächennahen Grundwasserleiter,
- Strahlenexposition eines Erwachsenen in der Biosphäre.

In diesem Kapitel wird bei der Freisetzung des radioaktiven Kohlenstoffs nur der Anteil betrachtet, der als Carbonat in Lösung geht. Die Freisetzung von C-14 als Methan in Lösung wird in Kapitel 11 behandelt.

Im Folgenden werden zunächst die Flüssigkeitsströme zwischen dem Mischungsbereich der Grube Bartensleben und den abgedichteten Einlagerungsbereichen sowie die Entwicklung des Fluiddrucks und der Anstieg des Flüssigkeitsspiegels in den Einlagerungsbereichen für den Referenzfall diskutiert. Die Abbildung 9.1 zeigt die zeitlichen Verläufe der Flüssigkeitsströme zwischen dem West-Südfeld und dem Mischungsbereich Bartensleben sowie den Fluiddruck im West-Südfeld für Gaseindringdrücke von 2,0 MPa bzw. 0,2 MPa. Die Abbildung 9.2 zeigt die entsprechenden Ergebnisse für den Einlagerungsbereich Ostfeld. Die Zeitverläufe der Flüssigkeitsströme werden durch die vorhandenen Druckverhältnisse und die aufgrund der Korrosion stark abnehmenden Strömungswiderstände der Abdichtungen zwischen dem Mischungsbereich Bartensleben und dem Südfeld bzw. dem Ostfeld bestimmt.

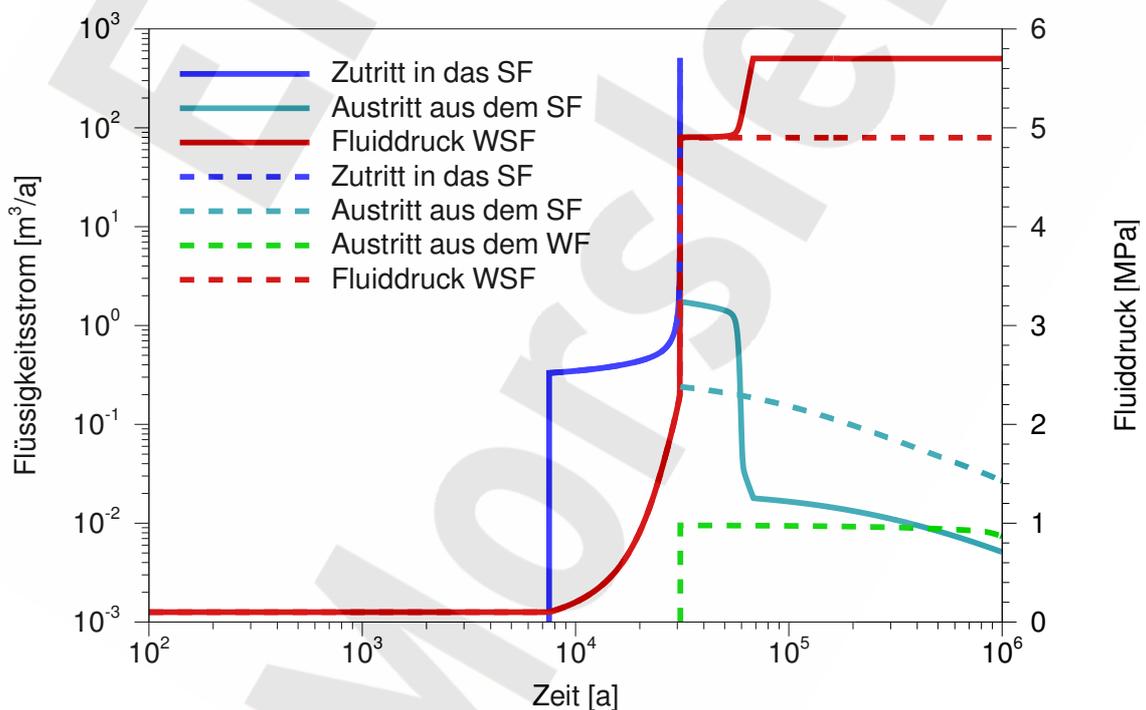


Abb. 9.1 Flüssigkeitsbewegung und Fluiddruck im West-Südfeld, $p_E = 2,0$ MPa (durchgezogen) und $p_E = 0,2$ MPa (gestrichelt)

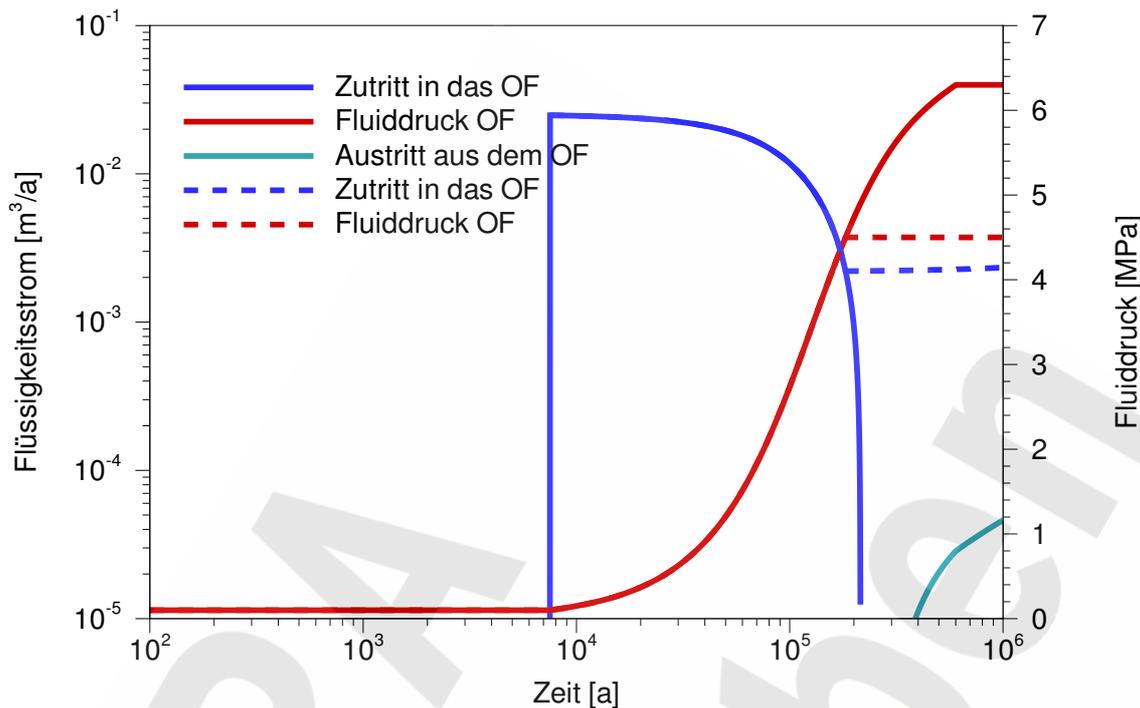


Abb. 9.2 Flüssigkeitsbewegung und Fluiddruck im Ostfeld, $p_E = 2,0$ MPa (durchgezogen) und $p_E = 0,2$ MPa (gestrichelt)

Der Flüssigkeitszutritt in die abgedichteten Einlagerungsbereiche beginnt mit sehr kleiner Rate sofort nach dem Auffüllen der Restgrube. Die Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil werden wegen fehlender Abdichtungen der Restgrube zugeordnet und sind damit zum Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube ebenfalls instantan mit Flüssigkeit gefüllt. Anfänglich fließen wegen der noch hohen Strömungswiderstände der noch unkorrodierten Abdichtungen nur ca. $0,3 \text{ m}^3/\text{a}$ aus der Restgrube ins Südfeld und ca. $0,025 \text{ m}^3/\text{a}$ ins Ostfeld. Der Volumenstrom aus der Restgrube reicht daher zunächst aus, den Zutritt in die Einlagerungsbereiche zu speisen. Außerdem werden aber durch den konvergenzbedingten Volumenstrom sowie als Folge der Gasproduktion und Gasspeicherung in der Restgrube und der daraus resultierenden zusätzlichen Flüssigkeitsverdrängung anfangs weitere $115 \text{ m}^3/\text{a}$ aus den Grubengebäuden freigesetzt (nicht dargestellt).

Die durch die Abdichtungen zutretende Flüssigkeit korrodiert im Laufe der Zeit das Abdichtungsmaterial. Mit zunehmender Permeabilität der Abdichtungen steigt der Flüssigkeitsstrom ins Südfeld bis zum Zeitpunkt $30\,900 \text{ a}$ auf $689 \text{ m}^3/\text{a}$ an. Der Flüssigkeitsstrom in das Ostfeld ist wegen des höheren Strömungswiderstandes der Abdichtungen deutlich geringer. Da die Konvergenz der Restgrube zum Zeitpunkt $30\,900 \text{ a}$ nur

einen Volumenstrom von ca. $6 \text{ m}^3/\text{a}$ liefert und die Gasbildung praktisch abgeschlossen ist, ergibt sich ein Nachfluss in die Restgrube aus dem Hutgestein und Deckgebirge, der kurzzeitig bis auf $683 \text{ m}^3/\text{a}$ ansteigt.

In den abgedichteten Einlagerungsbereichen baut sich wegen der Hohlraumabnahme durch Konvergenz und zutretende Flüssigkeit sowie aufgrund der Gasproduktion im Laufe der Zeit ein Gegendruck auf, der den Zutritt behindert. Während der Flüssigkeitsstrom ins Ostfeld hierdurch deutlich zurückgeht, verdeckt die stärkere Zunahme der Permeabilität der Abdichtungen im West-Südfeld diesen Effekt.

Der Fluiddruck im West-Südfeld steigt nach 30 900 a sehr schnell an. Dies entspricht dem Zeitpunkt des Ausfalls der Abdichtung. Im Fall eines geringen Gaseindringdrucks wird dann das gespeicherte Gas aus dem Einlagerungsbereich über die Abdichtung auf der 1. Sohle freigesetzt und das West-Südfeld vollständig mit Flüssigkeit gefüllt. Im Fall eines hohen Gaseindringdrucks kann das Gas zunächst nicht entweichen und wird von der zutretenden Lösung weiter komprimiert. In diesem Fall erfolgt auch kein Übertritt von Lösung ins Westfeld. Die weitere Gasproduktion führt durch Gasspeicherung zum Auspressen der Lösung aus dem Südfeld. Wenn der Lösungsspiegel im Modell bis auf das Niveau der 3. Sohle abgesunken ist, kann keine Flüssigkeit mehr ausgepresst werden, da sich dort die korrodierte repräsentative Abdichtung befindet. Die Gasproduktion läuft jedoch weiter und der Gasdruck steigt deshalb und wegen der Konvergenz weiter an, bis schließlich der Freisetzungsdruk (Grenzdruck) erreicht wird und das zusätzlich produzierte Gas in die Restgrube abfließen kann.

Im Ostfeld wird der Grenzdruck für die Gasfreisetzung je nach Gaseindringdruck erst nach 183 700 a bzw. 602 600 a erreicht. Bis zum Ende der Simulation bei 1 Mio. Jahren sind in das Ostfeld im Fall eines niedrigen Gaseindringdrucks nur 4120 m^3 Flüssigkeit zugetreten, während das Hohlraumvolumen noch $11\,740 \text{ m}^3$ beträgt. Daher findet auch keine Freisetzung kontaminierter Lösung aus dem Ostfeld statt. Bei hohem Gaseindringdruck ist die zugetretene Lösungsmenge noch geringer, es kommt jedoch zu einer sehr geringen Freisetzung kontaminierter Lösung über die intakten Abdichtungen, sobald der Druck des Gaspolsters den Fluiddruck im Mischungsbereich übersteigt.

Die Flüssigkeitsfreisetzung aus dem West-Südfeld wird bei niedrigem Gaseindringdruck ausschließlich durch die Konvergenz verursacht. Der maximale Strom aus dem Einlagerungsbereich wird dabei direkt nach der Auffüllung erreicht und beträgt $0,23 \text{ m}^3/\text{a}$. Danach geht der Ausstrom bis zum Ende des Betrachtungszeitraums nach 1 Million Jahre um eine Größenordnung zurück, was nicht nur auf die Abnahme des Resthohlraums, sondern auch auf die zunehmende Stützwirkung des Selbstversatzes zurückzuführen ist.

Abbildung 9.3 zeigt die Hohlraum- und Flüssigkeitsvolumina im West- und Südfeld sowie den Flüssigkeitsspiegel im Südfeld. Der Flüssigkeitszutritt ins Westfeld erfolgt bei niedrigem Gaseindringdruck unmittelbar nach der Auffüllung des Südfelds nach 30 900 a, wenn der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld das auf dem Niveau der 1. Sohle befindliche Verbindungsbohrloch zwischen dem Süd- und dem Westfeld erreicht hat. Innerhalb kurzer Zeit wird das Westfeld gefüllt, danach treten aus diesem nur ca. $0,01 \text{ m}^3/\text{a}$ und aus dem West-Südfeld insgesamt nur ca. $0,2 \text{ m}^3/\text{a}$ aus. Bei hohem Gaseindringdruck wird das Westfeld nicht gefüllt. In diesem Fall wird die Flüssigkeit aus dem Südfeld nach seiner teilweisen Auffüllung durch die weitere Gasentwicklung innerhalb einiger 10 000 Jahre wieder weitgehend ausgepresst.

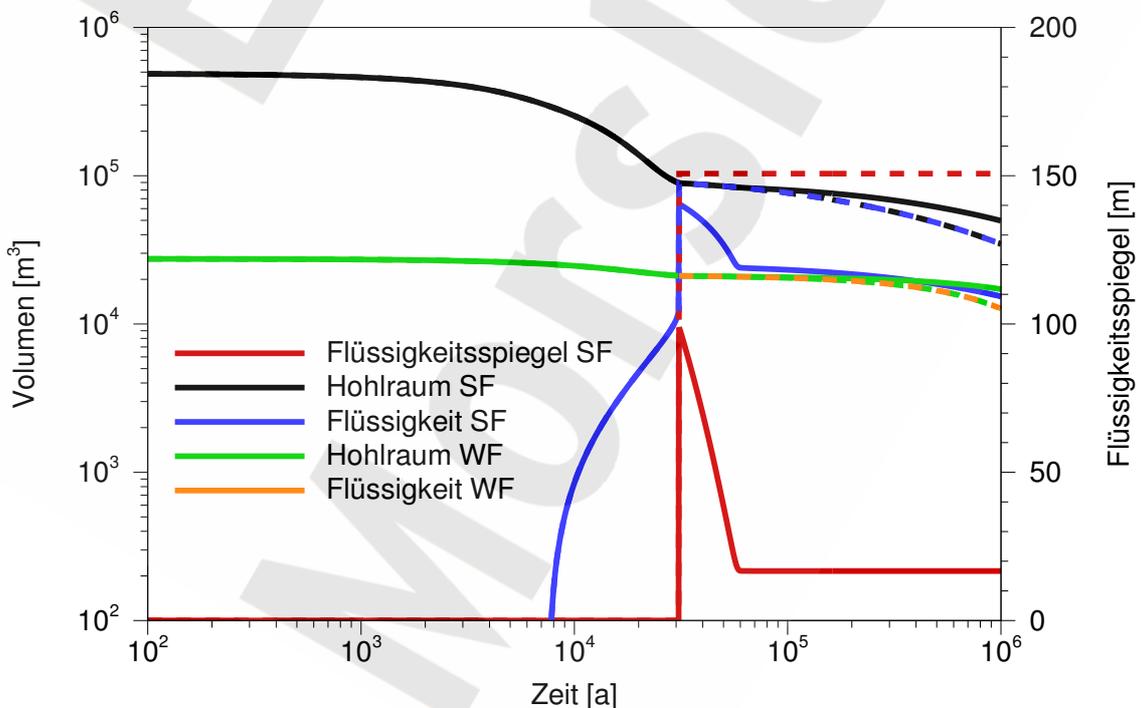


Abb. 9.3 Volumina im West- und Südfeld und Flüssigkeitsspiegel im Südfeld, $p_E = 2,0 \text{ MPa}$ (durchgezogen) und $p_E = 0,2 \text{ MPa}$ (gestrichelt)

Da die nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil nach Flüssigkeitszutritt sofort Radionuklide in den Mischungsbereich Bartensleben freisetzen, wird ab diesem Zeitpunkt kontaminierte Flüssigkeit aus den Grubengebäuden freigesetzt. Hierbei sind die Konvergenz und die Gasproduktion in der Restgrube die antreibenden Prozesse. Die Abbildungen 9.4 bis 9.6 zeigen die Bewegung der kontaminierten Flüssigkeit in der Grube Bartensleben anhand der Schadstoffströme der Radionuklide Tc-99, Sn-126 und C-14 zwischen den Bereichen der Grube. Den Rechenergebnissen liegt jeweils ein hoher Gaseindringdruck von 2,0 MPa zugrunde. Zur Schadstofffreisetzung aus der Restgrube trägt außerdem die Diffusion der Schadstoffe bei.

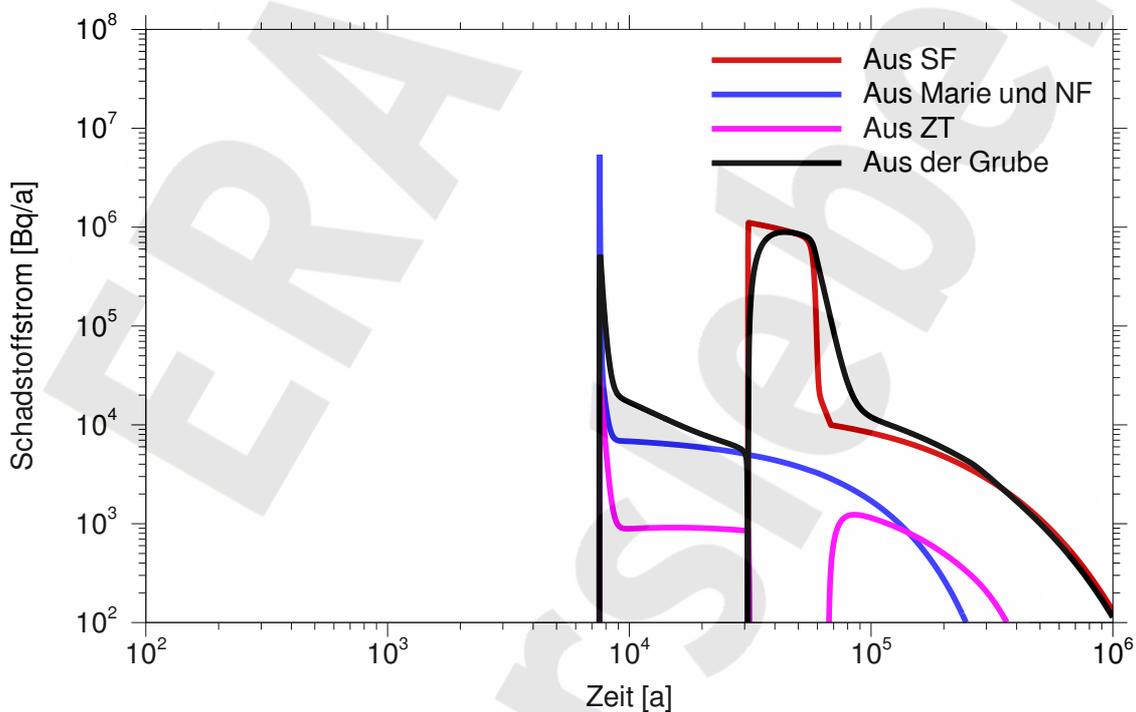


Abb. 9.4 Radionuklidströme von Tc-99 im Mischungsbereich Bartensleben

Wegen der ungünstigen Annahme, dass die Gasentwicklung in der Restgrube erst zum Zeitpunkt der vollständigen Auffüllung der Restgrube mit Lösung beginnt, kommt es unmittelbar nach diesem Zeitpunkt zu einer relativ hohen, durch Gasspeicherung bedingten Freisetzung von kontaminierter Lösung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen. Im Laufe von ca. 1 000 Jahren fällt die Freisetzung auf konvergenzbestimmte Werte ab. Der Hauptbeitrag zur anfänglichen Schadstofffreisetzung aus der Restgrube stammt aus dem Nordfeld. Die Schadstoffe werden über die Verbindungsstrecken zur

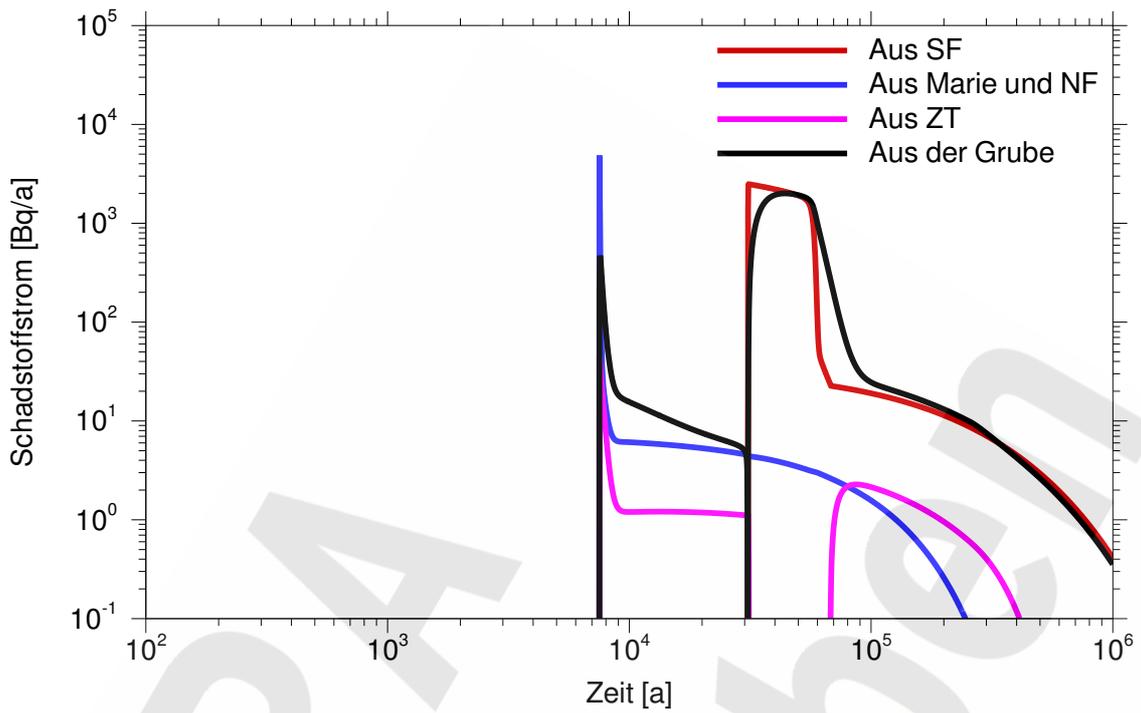


Abb. 9.5 Radionuklidströme von Sn-126 im Mischungsbereich Bartensleben

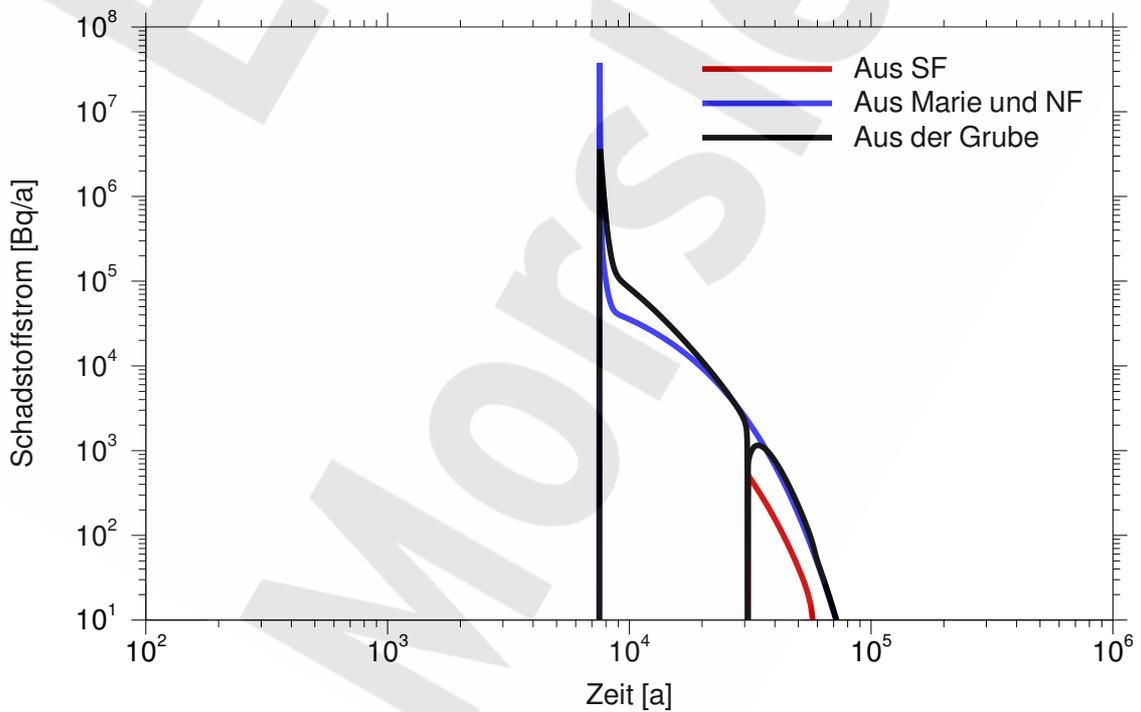


Abb. 9.6 Radionuklidströme von C-14 im Mischungsbereich Bartensleben

Grube Marie (siehe die modellierte Struktur in Abbildung 7.1) in den Mischungsbereich Bartensleben transportiert. Während der Phase der Auffüllung des West-Südfeldes kommt es zu einem deutlichen Rückgang der Freisetzung aus der Restgrube, da fast der gesamte konvergenzbedingte Flüssigkeitsstrom zum Auffüllen der Hohlräume im West-Südfeld benötigt wird. Anschließend, also nach ca. 31 000 a, wird die Schadstofffreisetzung durch die Radionuklidströme aus dem West-Südfeld bestimmt. Über eine Zeitdauer von ca. 25 000 Jahren kommt es dabei, bedingt durch die Gasspeicherung im West-Südfeld, zu deutlich erhöhten Strömen aus den Grubengebäuden. Dann ist der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld bis auf das Niveau der repräsentativen Abdichtung auf der 3. Sohle abgesunken und die Flüssigkeit kann nicht mehr durch Gasspeicherung ausgepresst werden. Die weitere Freisetzung kontaminierter Lösung aus den Grubengebäuden erfolgt dann nur noch durch Konvergenz.

Beim Radionuklid C-14 ist dieser Effekt nicht zu beobachten. Das liegt daran, dass, wie im Kapitel 7.10 beschrieben, der Kohlenstoff im Südfeld weitgehend als Carbonat ausgefällt und damit dort zurückgehalten wird. Der C-14-Radionuklidstrom entstammt im Wesentlichen dem Nordfeld.

Abbildung 9.7 zeigt die zeitlichen Verläufe der Freisetzung dosisrelevanter Radionuklide aus der Restgrube. Hier sind auch die Radionuklide U-234 und dessen Folgeprodukt Ra-226 mit eingetragen, die zu späten Zeiten bedeutsam werden, wenn in einer Variante bzw. einer Monte-Carlo-Simulation eine reduzierte Sorption im Hutgestein und Deckgebirge angenommen bzw. zufällig ausgewählt wird.

Beim Transport der Radionuklide durch das Hutgestein und Deckgebirge bestimmen Rückhaltung durch Sorption und Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter die Konzentration im Grundwasser. In der Biosphäre werden die im Kapitel 7.14 beschriebenen Expositionspfade betrachtet. Die Zeitverläufe der Strahlenexposition sind in den Abbildungen 9.8 und 9.9 für einen hohen bzw. einen niedrigen Gaseindringdruck dargestellt. Die Freisetzung aus den Einlagerungsbereichen Nordfeld und Zentralteil vor der Auffüllung des West-Südfelds mit Lösung bewirkt bereits eine Strahlenexposition in der Biosphäre. Hierfür ist anfangs vor allem die Gasspeicherung in diesen Einlagerungsbereichen verantwortlich, die bis zur Auffüllung der Gasspeicher hohe Fluidströme in den Mischungsbereich bewirkt. Ein erstes lokales Maximum der Strahlenexposition tritt

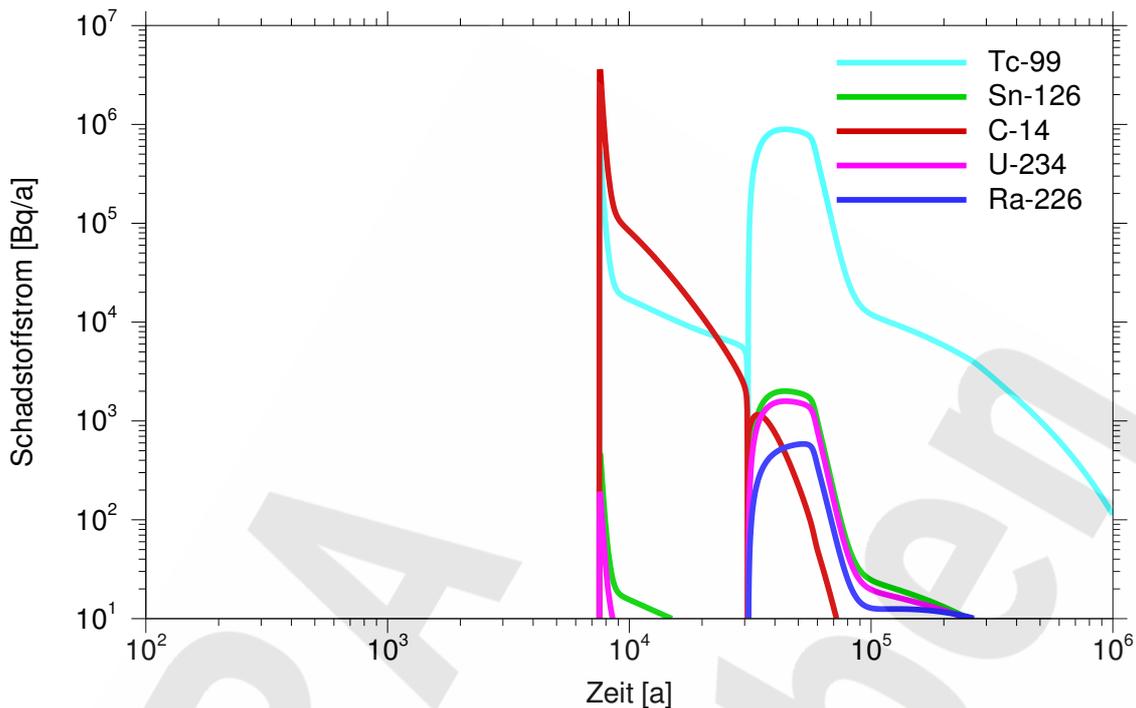


Abb. 9.7 Freisetzung dosisrelevanter Radionuklide aus der Restgrube

unmittelbar nach der Auffüllung der Restgrube nach 7 500 Jahren auf und liegt mit $2,5 \cdot 10^{-7}$ Sv/a um etwa 3 Größenordnungen unter dem Schutzziel. Es wird in erster Linie durch Sn-126 und zu einem geringen Teil durch Tc-99 bestimmt.

Wegen der langen Zeitdauer für die Auffüllung des Einlagerungsbereichs West-Südfeld tritt erst nach ca. 50 500 bzw. 46 000 Jahren das absolute Maximum der Strahlenexposition auf, welches durch die Freisetzung aus dem West-Südfeld verursacht wird. Bei niedrigem Gaseindringdruck ist es mit $3,1 \cdot 10^{-7}$ Sv/a nur wenig höher als das erste Maximum. Bei hohem Gaseindringdruck liegt es mit etwa $2,7 \cdot 10^{-6}$ Sv/a um eine Größenordnung höher. Es wird ebenfalls durch Sn-126 und zu einem geringeren Teil durch Tc-99 bestimmt.

Bei hohem Gaseindringdruck kann das Gas aus dem West-Südfeld nicht entweichen, so dass dieses nur etwa zur Hälfte mit Flüssigkeit gefüllt wird. Das Westfeld bleibt in diesem Fall trocken, da der Flüssigkeitsspiegel das Niveau des Verbindungsbohrlochs zwischen Süd- und Westfeld auf der 1. Sohle nicht erreicht. Wegen der geringeren Flüssigkeitsmenge im Einlagerungsbereich ist hier die Radionuklidkonzentration höher, da keine

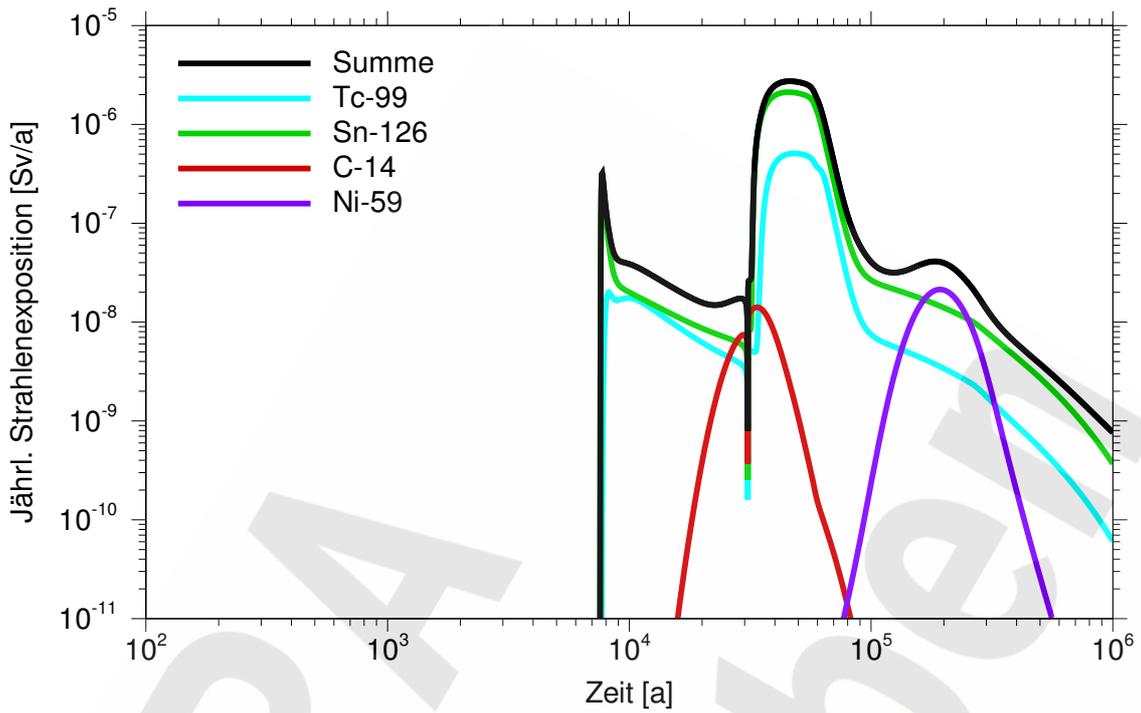


Abb. 9.8 Strahlenexposition mit den Beiträgen der relevanten Radionuklide,
 $p_E = 2,0 \text{ MPa}$

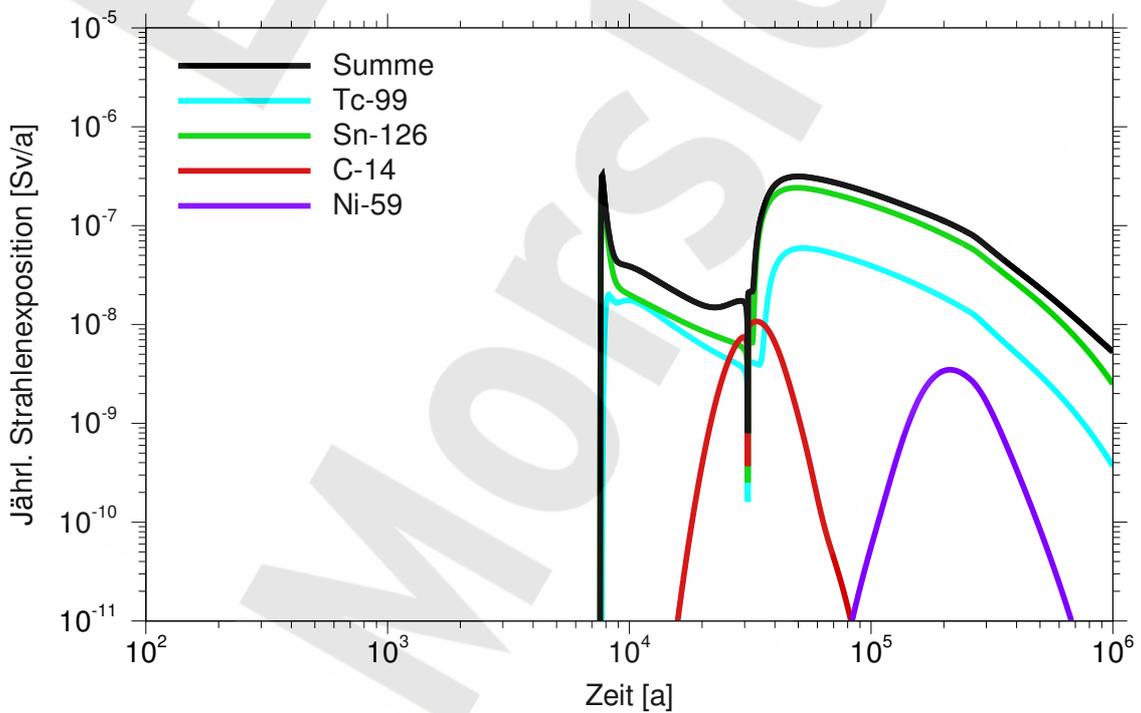


Abb. 9.9 Strahlenexposition mit den Beiträgen der relevanten Radionuklide,
 $p_E = 0,2 \text{ MPa}$

Löslichkeitsgrenzen für die Radionuklide betrachtet werden. Die höhere Radionuklidkonzentration macht sich in der Strahlenexposition durch ein höheres Maximum bemerkbar, obwohl die Radionuklide des Westfelds keinen Beitrag zur Freisetzung liefern.

Tab. 9.1 Zeitpunkte des Auftretens und Maximalwerte der Beiträge zur Strahlenexposition in [Sv/a]

Radionuklid	$p_E = 2,0 \text{ MPa}$		$p_E = 0,2 \text{ MPa}$	
	Zeitpunkt [a]	Exposition	Zeitpunkt [a]	Exposition
C- 14	$3,4 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^{-08}$	$3,1 \cdot 10^4$	$5,9 \cdot 10^{-08}$
Cl- 36	$4,5 \cdot 10^4$	$3,7 \cdot 10^{-08}$	$7,7 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^{-08}$
Ca- 41	$4,5 \cdot 10^4$	$6,8 \cdot 10^{-11}$	$7,9 \cdot 10^3$	$5,9 \cdot 10^{-13}$
Ni- 59	$1,9 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^{-08}$	$2,1 \cdot 10^5$	$3,5 \cdot 10^{-09}$
Se- 79	$4,9 \cdot 10^4$	$6,4 \cdot 10^{-08}$	$5,5 \cdot 10^4$	$7,2 \cdot 10^{-09}$
Rb- 87	$4,3 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^{-12}$	$4,4 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^{-12}$
Mo- 93	$7,7 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^{-09}$	$7,7 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^{-09}$
Tc- 99	$4,8 \cdot 10^4$	$5,1 \cdot 10^{-07}$	$5,3 \cdot 10^4$	$5,9 \cdot 10^{-08}$
Pd-107	$2,1 \cdot 10^5$	$7,1 \cdot 10^{-12}$	$2,7 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^{-12}$
Sn-126	$4,5 \cdot 10^4$	$2,1 \cdot 10^{-06}$	$5,0 \cdot 10^4$	$2,4 \cdot 10^{-07}$
I-129	$4,6 \cdot 10^4$	$7,7 \cdot 10^{-09}$	$1,0 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^{-09}$
Cs-135	$7,5 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^{-08}$	$8,3 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^{-09}$
Np-237	$1,0 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^6$	$3,4 \cdot 10^{-11}$
U-233	$1,0 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^{-11}$	$1,0 \cdot 10^6$	$4,6 \cdot 10^{-12}$
Th-229	$1,0 \cdot 10^6$	$7,5 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^{-12}$
Ra-225	$1,0 \cdot 10^6$	$2,4 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^{-14}$
Ra-226	$6,6 \cdot 10^4$	$6,7 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^{-21}$
Summe	$4,6 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$5,05 \cdot 10^4$	$3,1 \cdot 10^{-7}$

Praktisch über den gesamten Zeitbereich wird die Strahlenexposition in der Biosphäre durch Sn-126 und in geringerem Maß von Tc-99 dominiert. Lediglich zwischen etwa 28 000 a und 32 000 a spielt C-14 eine vergleichbare Rolle. Bei hohem Gaseindringdruck

wird die Strahlenexposition im Zeitbereich zwischen ca. 150 000 a und 300 000 a auch durch Ni-59 bestimmt. Die radionuklidspezifischen maximalen Strahlenexpositionen größer als 10^{-13} Sv/a und die Zeitpunkte ihres Auftretens sind in Tabelle 9.1 angegeben.

Wie einleitend erwähnt, gilt die maximale Strahlenexposition für einen Erwachsenen als aussagekräftigster Indikator für die Bewertung der Langzeitsicherheit. Zur Unterstützung der mit diesem Indikator erzielten Ergebnisse werden für den Referenzfall auch andere Altersgruppen nach Anlage VII, Teil B der Strahlenschutzverordnung [90] berechnet. Die Ergebnisse für den Referenzfall mit hohem Gaseindringdruck sind in Tabelle 9.2 zusammengestellt. Angegeben sind die Beiträge der drei wichtigsten Radionuklide – Sn-126, Tc-99 und Se-79 – sowie die Summe der Strahlenexpositionen zum Zeitpunkt der maximalen Strahlenexposition. Für alle Altersgruppen wird der Wert nach §47, Abs. 1 StrlSchV deutlich eingehalten. Im Fall der mit Muttermilch ernährten Kleinkinder wird die größte maximale Strahlenexposition berechnet. Diese ist ca. einen Faktor 3,5 größer als für Erwachsene und liegt ca. eine Größenordnung unter dem Wert des §47, Abs.1 StrlSchV. Eine ähnliche Abschätzung für die Erhöhung der maximalen Strahlenexposition ergibt sich mit Hilfe der Argumente in [63].

Tab. 9.2 Jährliche Strahlenexpositionen in Sv/a für den Referenzfall mit hohem Gaseindringdruck für alle Altersgruppen gemäß Anlage VII, Teil B StrlSchV

Altersgruppe	Sn-126	Tc-99	Se-79	Summe
Erwachsene	$2,1 \cdot 10^{-06}$	$5,1 \cdot 10^{-07}$	$6,4 \cdot 10^{-08}$	$2,7 \cdot 10^{-6}$
12 bis 17 Jahre	$2,4 \cdot 10^{-06}$	$6,4 \cdot 10^{-07}$	$9,4 \cdot 10^{-08}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$
7 bis 12 Jahre	$2,8 \cdot 10^{-06}$	$8,7 \cdot 10^{-07}$	$3,0 \cdot 10^{-07}$	$4,0 \cdot 10^{-6}$
2 bis 7 Jahre	$3,2 \cdot 10^{-06}$	$1,3 \cdot 10^{-06}$	$3,6 \cdot 10^{-07}$	$4,9 \cdot 10^{-6}$
1 bis 2 Jahre	$3,4 \cdot 10^{-06}$	$1,3 \cdot 10^{-06}$	$3,4 \cdot 10^{-07}$	$5,2 \cdot 10^{-6}$
Kleiner 1 Jahr (Muttermilch)	$3,4 \cdot 10^{-06}$	$5,5 \cdot 10^{-06}$	$3,8 \cdot 10^{-07}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$
Kleiner 1 Jahr (Fertignahrung)	$3,3 \cdot 10^{-06}$	$1,5 \cdot 10^{-06}$	$2,3 \cdot 10^{-07}$	$5,1 \cdot 10^{-6}$

9.2 Ergebnisse für Varianten

Die im Folgenden betrachteten Varianten dienen dem Verständnis des Verhaltens des Endlagers hinsichtlich einzelner Annahmen und Effekte. Die betrachteten Varianten sind:

- Auffüllung der Restgrube mit Lösung bei Szenarienbeginn ($t=0$ Jahre),
- 50%ige Salzbetonverfüllung der offenen Kaliabbau,
- Zutritts- und Austrittsstelle am Mischungsbereich der Grube Marie,
- keine Gasproduktion durch Metallkorrosion und Zersetzung organischer Substanzen,
- kein Selbstversatz durch Abschaltung,
- Verfüllgrad der Einlagerungsbereiche,
- Auflockerungszone um die Abdichtung des Ostfelds auf der 4. Sohle,
- Zutritt und Freisetzung aus dem Ostfeld über Klüfte im Hauptanhydrit,
- keine Hohlräumvergrößerung durch Umlösung in der Restgrube,
- unterschiedlich große Gasspeichervolumina in der Restgrube,
- keine mikrobielle Zersetzung und keine Rückhaltung von C-14,
- später Zutritt von Lösung aufgrund von Veränderungen im Hutgestein.

Wie im Kapitel 9.1 dargelegt wurde, sind bei einem hohen Gaseindringdruck im Allgemeinen höhere maximale Strahlenexpositionen zu erwarten als bei einem geringen Gaseindringdruck. In der Regel werden die Varianten deshalb mit einem Gaseindringdruck von 2,0 MPa untersucht und mit den Ergebnissen des entsprechenden Referenzfalls verglichen. In Einzelfällen werden die Untersuchungen auch mit einem geringen Gaseindringdruck von 0,2 MPa durchgeführt. Die Ergebnisse werden anhand der Strahlenexposition diskutiert. Ergebnisse von Variationen, bei denen einzelne Parameter innerhalb ihrer Bandbreiten variiert werden, sind in den Kapiteln 9.3 und 9.4 dargestellt.

9.2.1 Auffüllung der Restgrube bei Szenarienbeginn

Wenn auch ein sehr schneller Zutritt von Lösungen über das Hutgestein und Deckgebirge nach dem Stand des Wissens heute ausgeschlossen wird, wird dieses Szenario dennoch betrachtet, um den ungünstigsten Wert des Zeitpunkts des vollständigen Auffüllens der Restgrube beurteilen zu können. Abbildung 9.10 zeigt den Zeitverlauf der jährlichen

Strahlenexposition mit hohem und niedrigem Gaseindringdruck. Das erste durch Gasentwicklung in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen der Restgrube verursachte Maximum tritt bei dieser Variante bereits nach 220 Jahren auf und erreicht unabhängig vom Gaseindringdruck einen Wert von $3,1 \cdot 10^{-7}$ Sv/a. Es stellt damit im Fall mit niedrigem Gaseindringdruck das absolute Maximum dar. Bei hohem Gaseindringdruck tritt das absolute Maximum während der Phase der Gasspeicherung im West-Südfeld nach ca. 40 000 a auf. Die Höhen der beiden Maxima – bei 220 a bzw. 40 000 a – unterscheiden sich nur wenig vom Referenzfall mit Maxima bei 7500 a bzw. ca. 40 000 a.

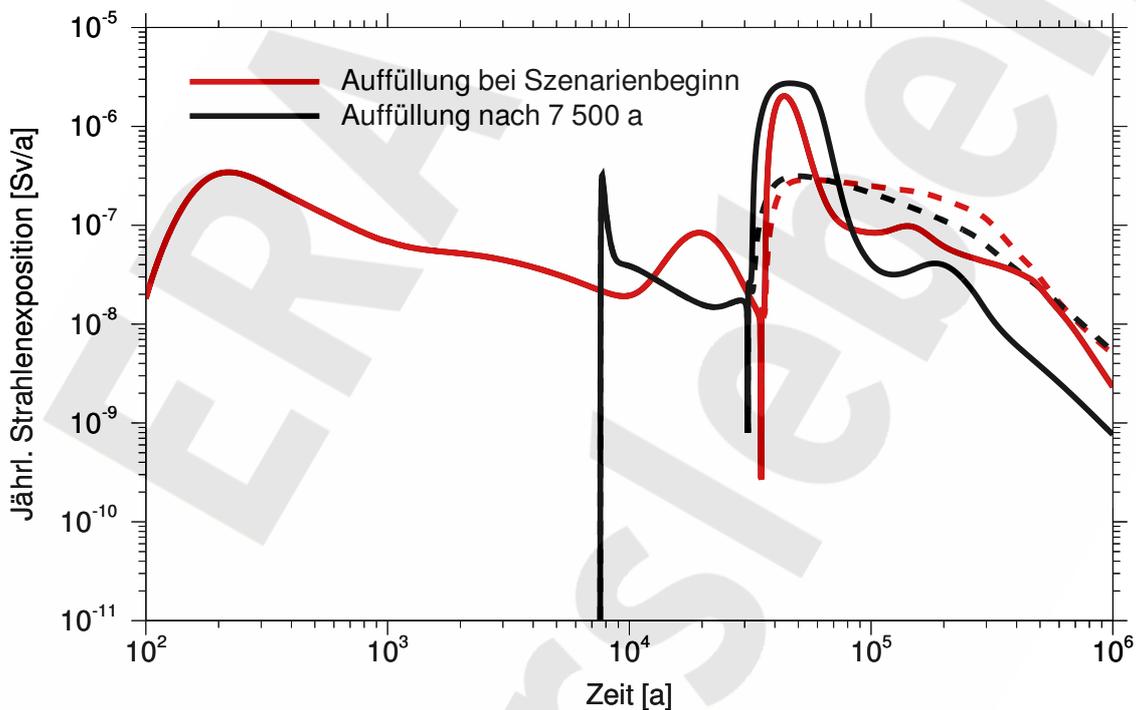


Abb. 9.10 Variante mit Auffüllung der Restgrube bei Szenarienbeginn, $p_E = 2,0$ MPa (durchgezogen) und $p_E = 0,2$ MPa (gestrichelt)

9.2.2 Reduzierte Salzbetonverfüllung der Kaliabbau

Für die derzeit noch offenen Kaliabbau (ohne Unterwerksbau) im West-Südfeld und in der Restgrube ist gemäß [25] eine annähernd vollständige Verfüllung mit Salzbeton vorgesehen. Aufgrund der teilweise eingeschränkten Zugänglichkeit dieser Grubenbau ist

jedoch nicht sicher, ob ein solcher Verfüllgrad technisch erreicht werden kann. Deshalb wird im Folgenden untersucht, welche Auswirkungen eine nur 50%ige Salzbetonverfüllung der offenen Kaliabbaue hat.

Abbildung 9.11 zeigt den Zeitverlauf der Strahlenexposition mit den Beiträgen der wichtigsten Radionuklide im Vergleich zum Referenzfall. Es wird deutlich, dass die Unterschiede gering sind. Wegen der geringeren Salzbetonvolumina sind der verbleibende Hohlraum und damit das Lösungsvolumen größer, und die konvergenzbedingten Volumenströme sind allgemein etwas höher als im Referenzfall. Generell ist die Freisetzung aus der Restgrube dadurch geringfügig erhöht und zeitlich vorgezogen, die größere Verdünnung in der Restgrube ist jedoch auch zu berücksichtigen. Die Auswirkungen der beiden Effekte sind teilweise gegenläufig und die Änderungen der jährlichen Strahlenexposition dadurch gering.

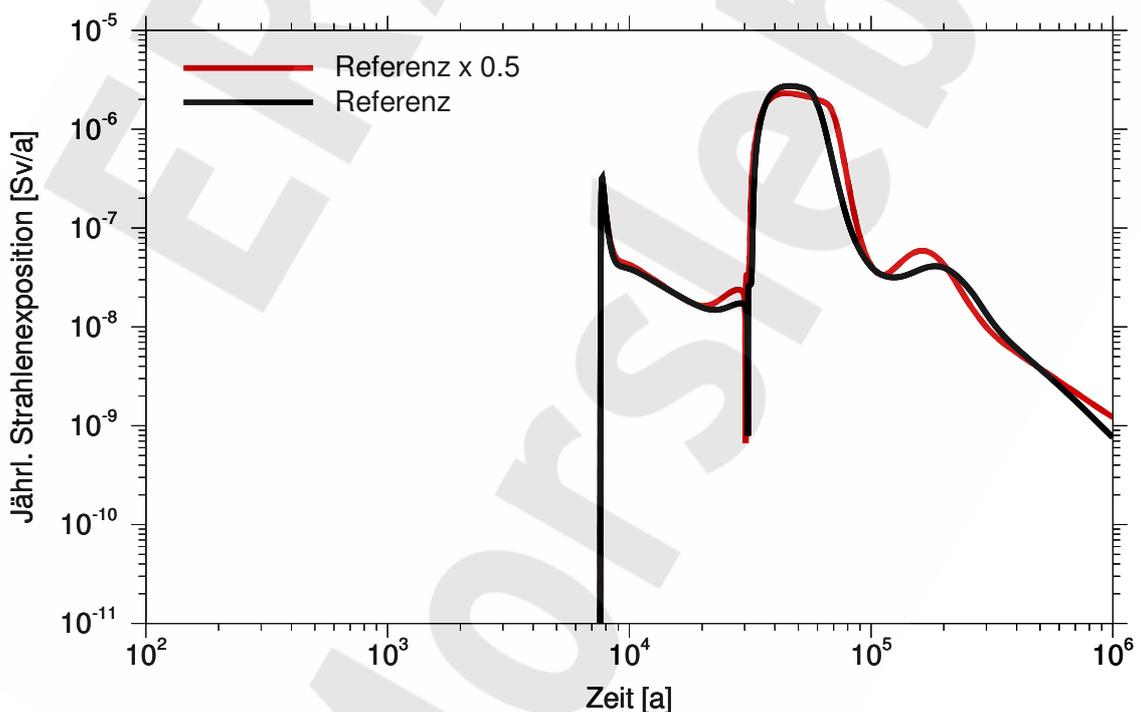


Abb. 9.11 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Salzbetonverfüllung der offenen Kaliabbaue

9.2.3 Zutritts- und Austrittsstelle in der Grube Marie

Hoch liegende Grubenbaue in der Grube Marie sind als potenzielle Zutrittsorte zu betrachten. Beispiele für hoch liegende Grubenbaue finden sich in den Lagern F, H und K der Grube Marie. Von besonderer Bedeutung ist das Lager H, bei dem einzelne Grubenbaue nur etwa 30 m bis 40 m vom Salzspiegel entfernt sind. In diese treten bereits Wässer aus dem Hutgestein und Deckgebirge zu. Im vorliegenden Fall wird daher unterstellt, dass der Zutritt in die Grube Marie erfolgt. Es wird wiederum angenommen, dass die Restgrube nach 7500 Jahren instantan mit Flüssigkeit gefüllt wird.

Die Schadstofffreisetzung erfolgt vom Mischungsbereich der Grube Marie in das Hutgestein und Deckgebirge. Im Hutgestein und Deckgebirge wird der gleiche Transportweg wie im Referenzfall unterstellt. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 9.12 als Zeitverläufe der Strahlenexposition für die beiden Austrittsorte dargestellt.

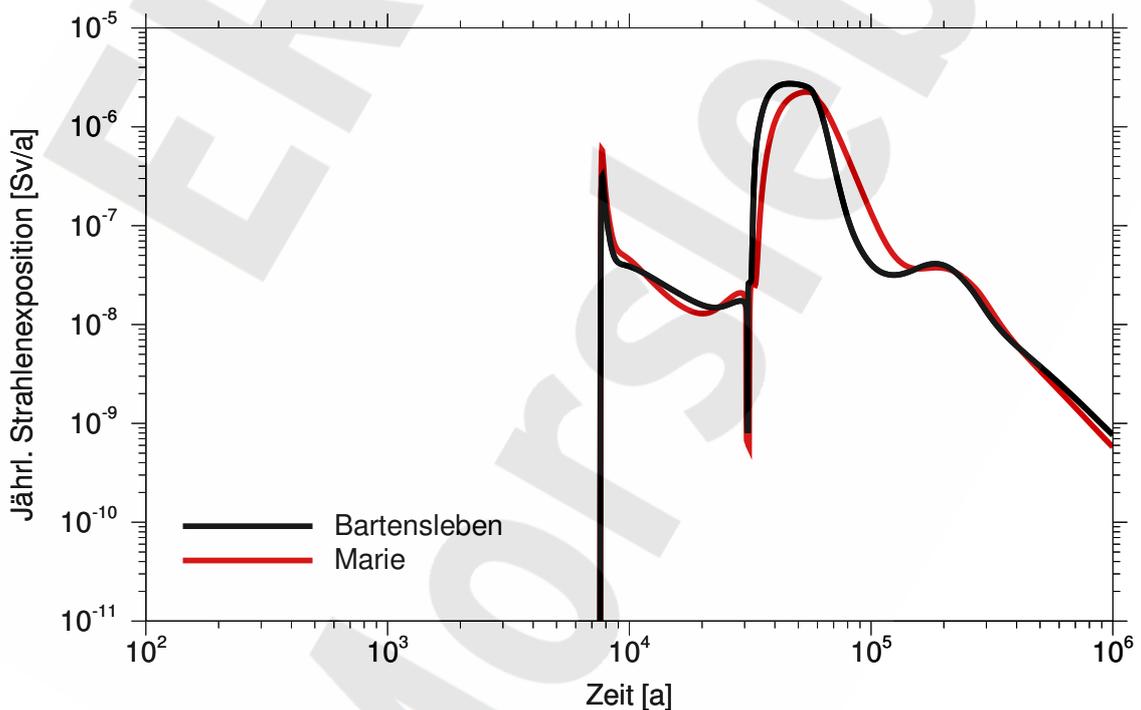


Abb. 9.12 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Austrittsort

Die anfänglich gegenüber dem Referenzfall etwas erhöhte Strahlenexposition ist dadurch zu begründen, dass die Schadstoffe des Nordfeldes direkt in den Mischungsbereich der Grube Marie gelangen, wo sie aufgrund von dessen geringerem Volumen eine geringere Verdünnung erfahren als im Mischungsbereich der Grube Bartensleben. Das im West-Südfeld entstehende Gas benötigt mehr Zeit zum Auspressen der Lösung als im Referenzfall. Dies liegt daran, dass zum Mischungsbereich Marie ein zusätzlicher Strömungswiderstand zu überwinden ist, der zu einem geringen zusätzlichen Druck in der Restgrube Bartensleben und damit zu einem geringeren Volumenstrom aus dem West-Südfeld führt. Dadurch ist das Maximum der jährlichen Strahlenexposition etwas geringer und tritt später auf als im Referenzfall.

9.2.4 Keine Gasproduktion

Zur Untersuchung des Einflusses der durch Korrosion von Metallen und durch Zersetzung organischer Substanzen produzierten Gase auf die Schadstofffreisetzung aus den Grubengebäuden wird im Folgenden ein Fall betrachtet, bei dem diese Gasproduktion nicht berücksichtigt wird. Dadurch entfällt der Beitrag zur Strahlenexposition aufgrund der durch Gasspeicherung verursachten Schadstofffreisetzung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen Nordfeld und Zentralteil in der Frühphase. Wie Abbildung 9.13 zeigt, bleibt die Strahlenexposition bis zur Auffüllung des West-Südfeldes deutlich unter derjenigen im Referenzfall. Dies verdeutlicht den großen Einfluss der Gasproduktion und -speicherung auf die frühe Schadstofffreisetzung, siehe auch die Diskussion in Kapitel 9.4.4.

Abbildung 9.13 zeigt auch, dass aufgrund des deutlich geringeren Gegendrucks das West-Südfeld früher gefüllt wird als im Referenzfall. Da das durch Gasspeicherung bei hohem Gaseindringdruck bedingte Auspressen der kontaminierten Lösung aus dem West-Südfeld entfällt, fällt das Maximum der Strahlenexposition ca. 1,5 Größenordnungen niedriger aus als im Referenzfall. Dafür verläuft jedoch die Kurve ab ca. 80 000 a bis zum Szenarienende etwa eine halbe Größenordnung höher als dort. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Referenzfall während der Gasspeicherungsphase bereits erhebliche Inventaranteile aus dem Südfeld freigesetzt worden sind. Außerdem bleibt das Westfeld im Referenzfall wegen des Gaspolsters trocken, sodass sein Inventar nicht zur Strahlenexposition beiträgt.

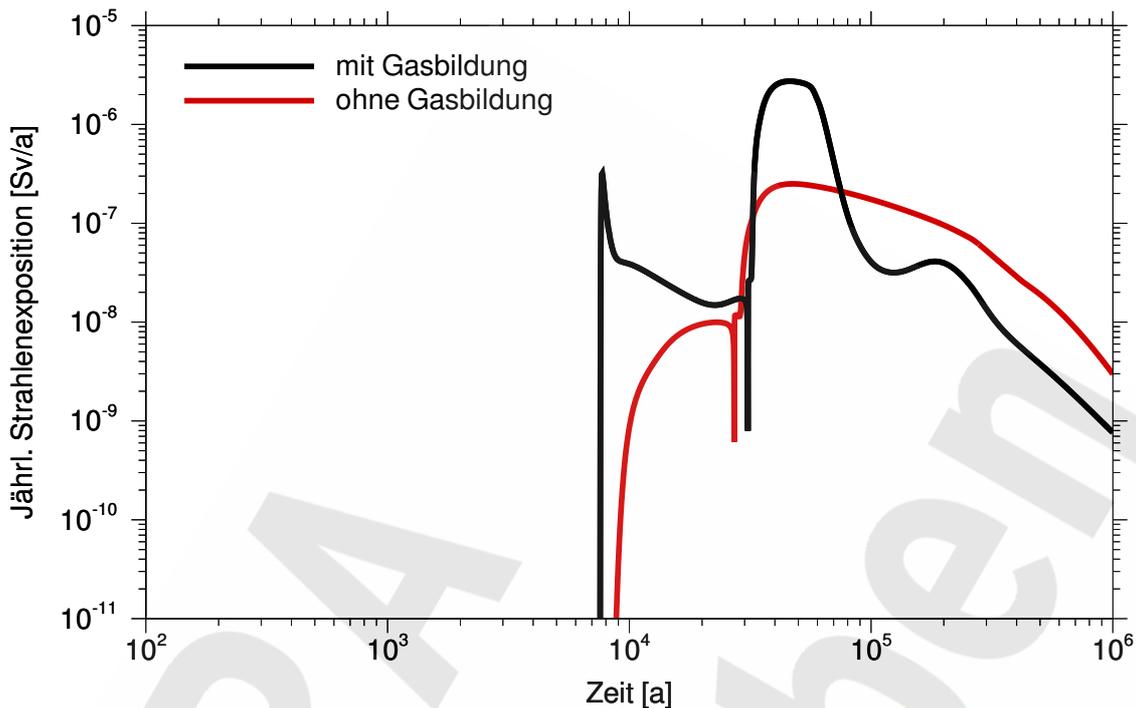


Abb. 9.13 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Gasbildung

9.2.5 Kein Selbstversatz durch Abschalungen

Wie im Kapitel 7.6 anhand von Beispielen diskutiert wurde, bewirkt die Abschaltung durch Vergrößerung des geometrischen Volumens in unverfüllten Grubenbauen eine schnellere Volumenabnahme, solange der Selbstversatz keine Stützwirkung ausüben kann. Da diese Stützwirkung im Referenzfall mit Abschaltung im Südfeld aber erst nach 400 000 a einsetzt, ist der Volumenstrom mit Berücksichtigung der Abschaltung über lange Zeiten größer als ohne Abschaltung. Im letzteren Fall nimmt das Hohlraumvolumen langsamer ab und es gelangt mehr Lösung ins Südfeld. Dies macht sich durch eine stärkere Verdünnung bemerkbar. Das größere Volumen im West-Südfeld führt zugleich dort zu einer verlängerten Gasspeicherungsphase. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 9.14 als Zeitverläufe der Strahlenexposition dargestellt.

Da im Referenzfall die Abschaltungen nur in den abgedichteten Einlagerungsbereichen betrachtet werden und eine Freisetzung aus dem Ostfeld in beiden Fällen nicht stattfindet, zeigt sich ein Unterschied in der Strahlenexposition nur bei der veränderten Schadstofffreisetzung aus dem West-Südfeld.

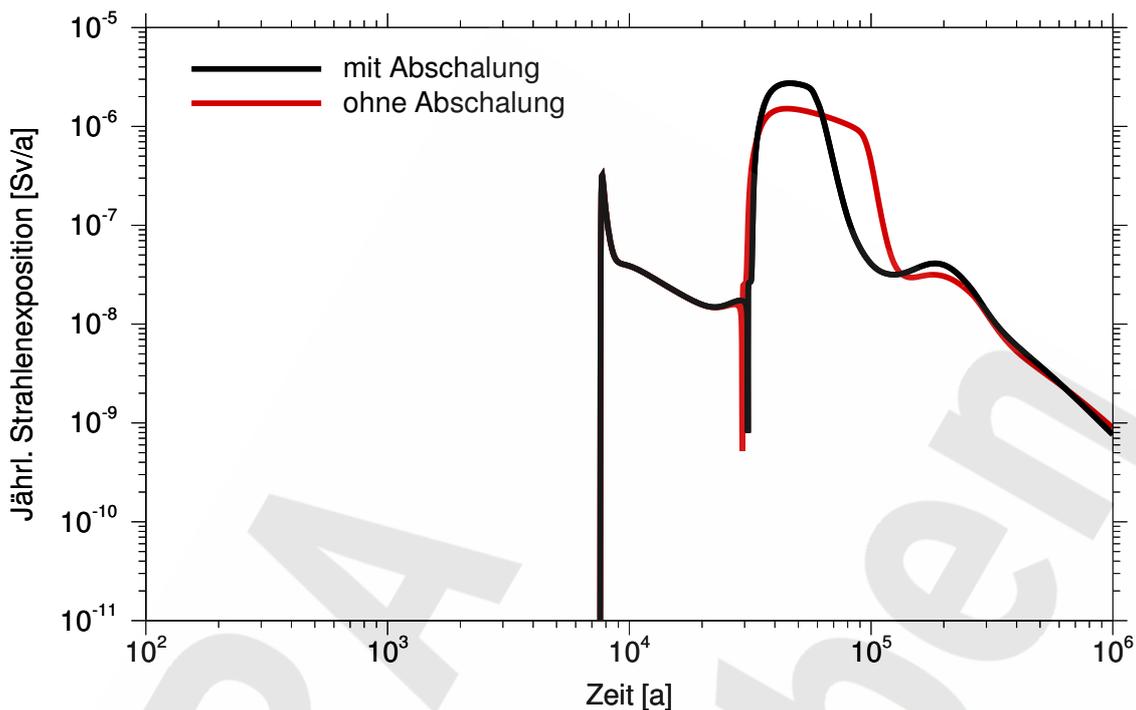


Abb. 9.14 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Selbstversatz durch Abschaltung

9.2.6 Verfüllgrad der Einlagerungsbereiche

Die Einlagerungsbereiche sind mit Abfällen, BFA, Salzbeton und Salzgrus gefüllt. Im Folgenden wird untersucht, wie sich ein verändertes Salzbetonvolumen auf die Freisetzung auswirkt. Es wird angenommen, dass von dem im Referenzfall vorhandenen Salzbetonvolumen nur 50 % eingebracht werden, das andere Volumen wird dem offenen Hohlraum des Einlagerungsbereichs zugeschlagen. Dadurch werden die Hohlraumvolumina und damit die zeitliche Entwicklung der Druckverhältnisse in den abgedichteten Einlagerungsbereichen verändert.

Die resultierende Strahlenexposition ist in Abbildung 9.15 über der Zeit dargestellt. Das Auffüllen des Südfeldes beginnt bei geringerem Verfüllgrad etwas früher, da der im Wesentlichen durch die Gasproduktion bestimmte Innendruck durch das größere Volumen geringer ist, die Abdichtung schneller durchströmt wird und sich dadurch deren Permeabilität früher ändert. Weil im West-Südfeld mehr Volumen für die Aufnahme von Gas und Flüssigkeit zur Verfügung steht, wird die Schadstoffkonzentration in der Lösung geringer, dafür verlängert sich die Phase der durch Gasspeicherung bedingten Freisetzung aus dem Südfeld.

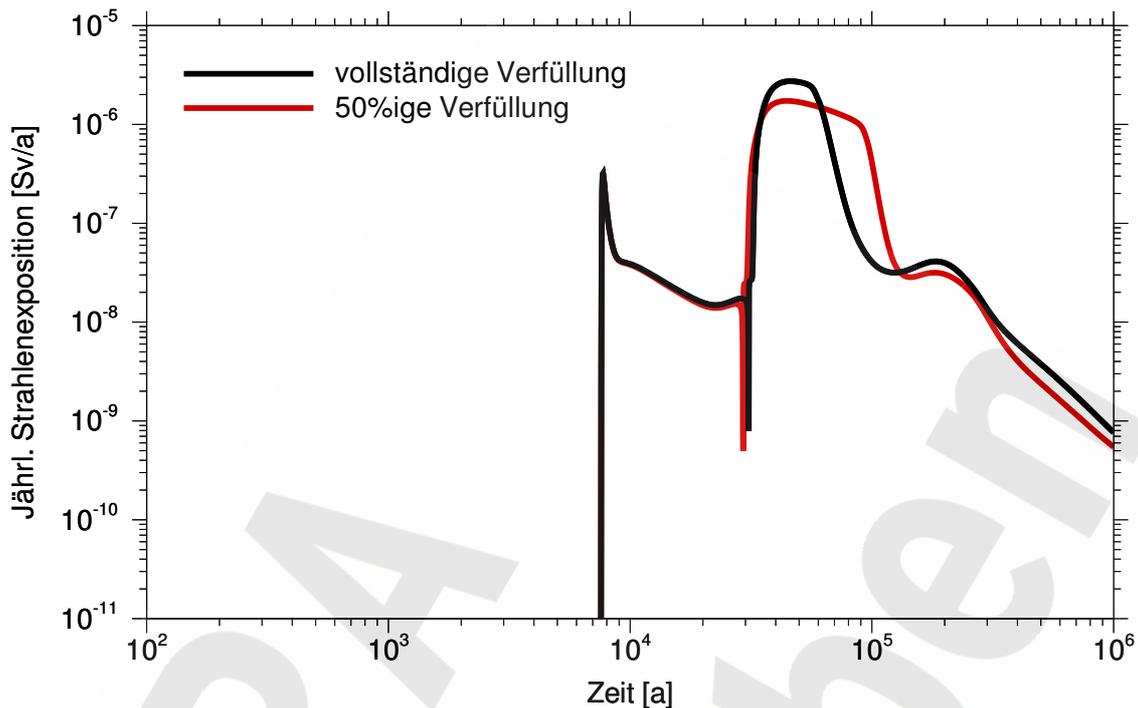


Abb. 9.15 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Verfüllgrad der Einlagerungsbereiche

9.2.7 Auflockerungszone um die Abdichtung des Ostfelds auf der 4. Sohle

Die Abdichtung zum Ostfeld auf der 4. Sohle verläuft vollständig im Hauptanhydrit. Daher kann nicht völlig ausgeschlossen werden, dass diese von einer Auflockerungszone mit zeitlich konstanten Eigenschaften umgeben ist, die einen beschleunigten Transport der korrosiven Lösung ermöglicht. Abbildung 9.16 zeigt die Auswirkungen einer solchen Auflockerungszone anhand der Strahlenexposition. Unterschiede zum Referenzfall sind erst ab ca. 200 000 a erkennbar. Der Grund dafür liegt darin, dass selbst bei der beschleunigten Durchströmung der Abdichtung die Konvergenz des Ostfeldes immer noch das insgesamt durchtretende Lösungsvolumen auf einen Wert begrenzt, der für die vollständige Korrosion der Abdichtung nicht ausreicht. Es kommt daher ebenso wenig zu einem Ausfall der Abdichtung wie im Referenzfall. Allerdings setzt zu späteren Zeiten, wenn sich die Strömungsverhältnisse aufgrund des Gasdrucks umkehren, eine Freisetzung von kontaminierter Lösung aus dem Ostfeld über die noch weitgehend intakte Abdichtung ein. Diese fällt höher aus, wenn eine Auflockerungszone vorhanden ist, da sie den Strömungswiderstand verringert.

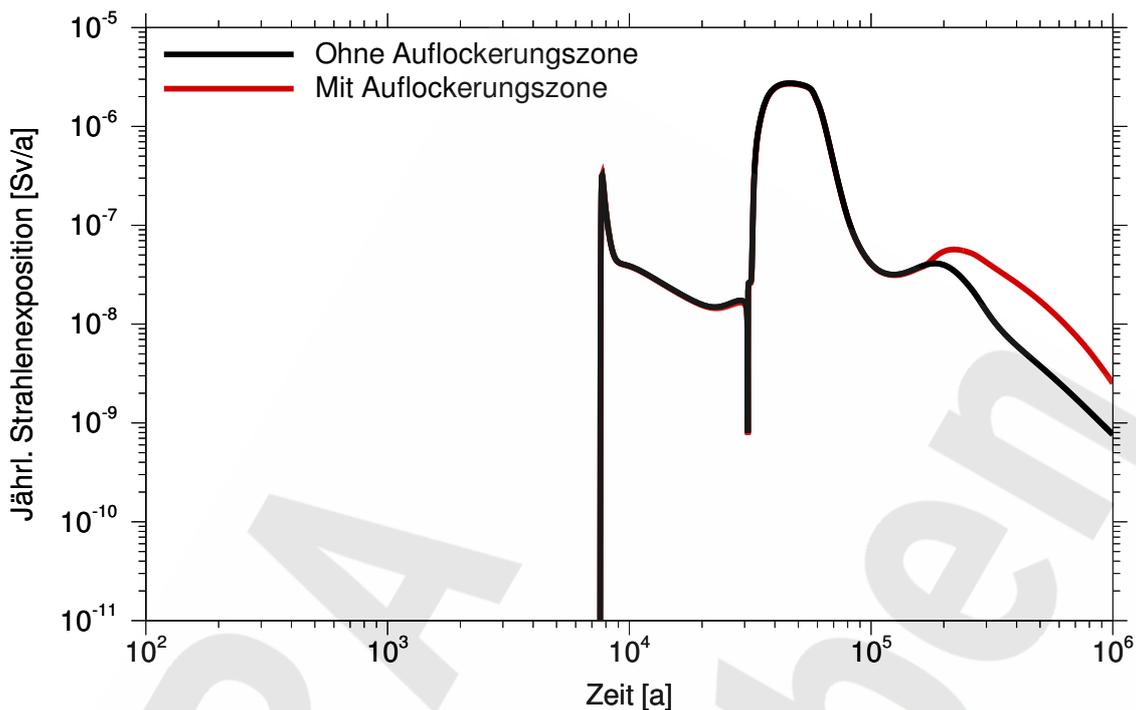


Abb. 9.16 Strahlenexposition bei Vorhandensein einer Auflockerungszone um die Magnesiabeton-Abdichtung zum Ostfeld

9.2.8 Freisetzung über den Hauptanhydrit im Ostfeld

Im Hauptanhydrit im Ostfeld sind großräumige Klufzonen nicht auszuschließen, sodass Wegsamkeiten zwischen dem Ostfeld und der Restgrube bestehen können. In der Realität ist eine durchgängige Wegsamkeit zwar unwahrscheinlich, jedoch besteht die Möglichkeit, dass Teile der Abdichtungen durch lokal begrenzte geklüftete Bereiche im Anhydrit überbrückt werden. Dieser Fall wird nicht gesondert betrachtet, stattdessen wird in der hier beschriebenen Variante als ungünstige Annahme das Vorhandensein einer durchgängigen Klufzone unterstellt, die die Wegsamkeit über die Abdichtungen ersetzt. Dadurch ist auch der Fall einer teilweisen Überbrückung abgedeckt.

Auf die Eigenschaften der Klufzonen wurde bereits in Kapitel 7.8 eingegangen. Der Einfluss unterschiedlicher Permeabilitäten der Klufzone wird im Kapitel 9.4.3 bei den Parametervariationen untersucht. In der vorliegenden Variante wird eine Permeabilität von 10^{-16} m^2 angenommen. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 9.17 als Zeitverläufe der Strahlenexposition dargestellt.

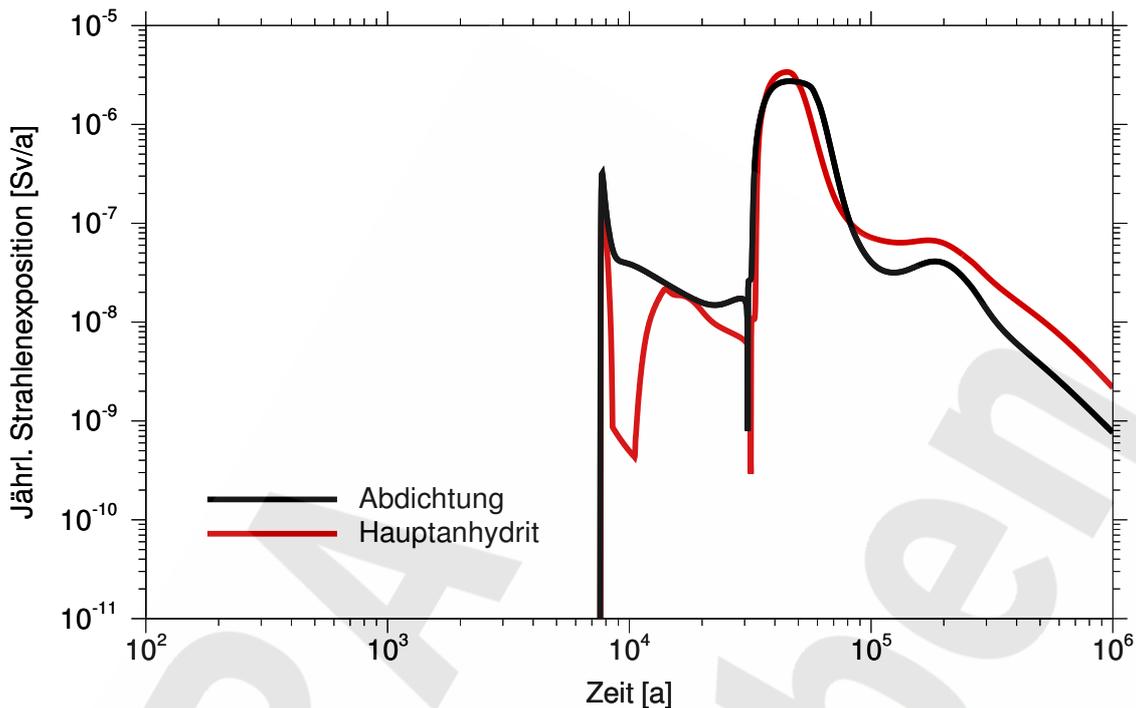


Abb. 9.17 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Freisetzungspfad aus dem Ostfeld

Zu Zeiten vor 36 000 a liegt die Strahlenexposition unter der im Referenzfall. Unmittelbar nach der durch Gasspeicherung in der Restgrube bedingten kurzzeitigen hohen Freisetzung fällt die Strahlenexposition ca. zwei Größenordnungen unter die des Referenzfalls. Der Grund hierfür ist der erhöhte Flüssigkeitszutritt in das Ostfeld, wodurch der Strom kontaminierter Lösung aus den Grubengebäuden verringert wird. Dieser steigt erst mit dem wachsenden Gegendruck im Ostfeld wieder an. Die Freisetzung aus dem Einlagerungsbereich Ostfeld beginnt praktisch gleichzeitig mit der Auffüllung des West-Südfeldes und dem Beginn der Freisetzung aus diesem Einlagerungsbereich. Weil ein Teil der verfügbaren Flüssigkeit ins Ostfeld abfließt, steigt der Flüssigkeitsspiegel im Südfeld über die gesamte Auffüllphase weniger weit an; daher fällt dort die Schadstoffkonzentration und damit das Maximum der Strahlenexposition etwas höher aus als im Referenzfall. Allerdings wird die Lösung aus dem Südfeld auch schneller durch Gasspeicherung ausgepresst. Ab etwa 80 000 a ist die Strahlenexposition erneut höher als im Referenzfall, da die Freisetzung aus dem Ostfeld hinzukommt.

9.2.9 Keine Hohlraumvergrößerung durch Umlösung in der Restgrube

In dieser Variante wird die Auswirkung der Hohlraumvergrößerung in der Restgrube durch Umlösung untersucht. Wie im Kapitel 6 beschrieben, wird im Referenzfall bezüglich der Hohlraumneubildung angenommen, dass die Umlösung – ungeachtet der Annahmen über die Lösungszusammensetzung vor und in den Abdichtungen – bis zum Punkt IP21 erfolgt. Die damit verbundene Hohlraumvergrößerung in der Restgrube bleibt in der hier beschriebenen Variante unberücksichtigt. Das daher kleinere Hohlraumvolumen der Restgrube macht sich durch einen geringeren Volumenstrom aus den Grubengebäuden und damit einen langsameren Transport im Hutgestein und Deckgebirge bemerkbar. Bezüglich der Umlösung der Abdichtungen wird jedoch nach wie vor die Referenzlösung unterstellt, sodass sich am Flüssigkeitszutritt in die abgedichteten Einlagerungsbereiche nichts ändert.

Abbildung 9.18 zeigt die Strahlenexposition im Vergleich zu den Ergebnissen des Referenzfalles. Aufgrund des verlangsamten Transports durch das Hutgestein und Deckgebirge kommt es allgemein zu einer Glättung der Kurve. Das Maximum der Strahlenexposition bleibt geringfügig unter dem des Referenzfalls.

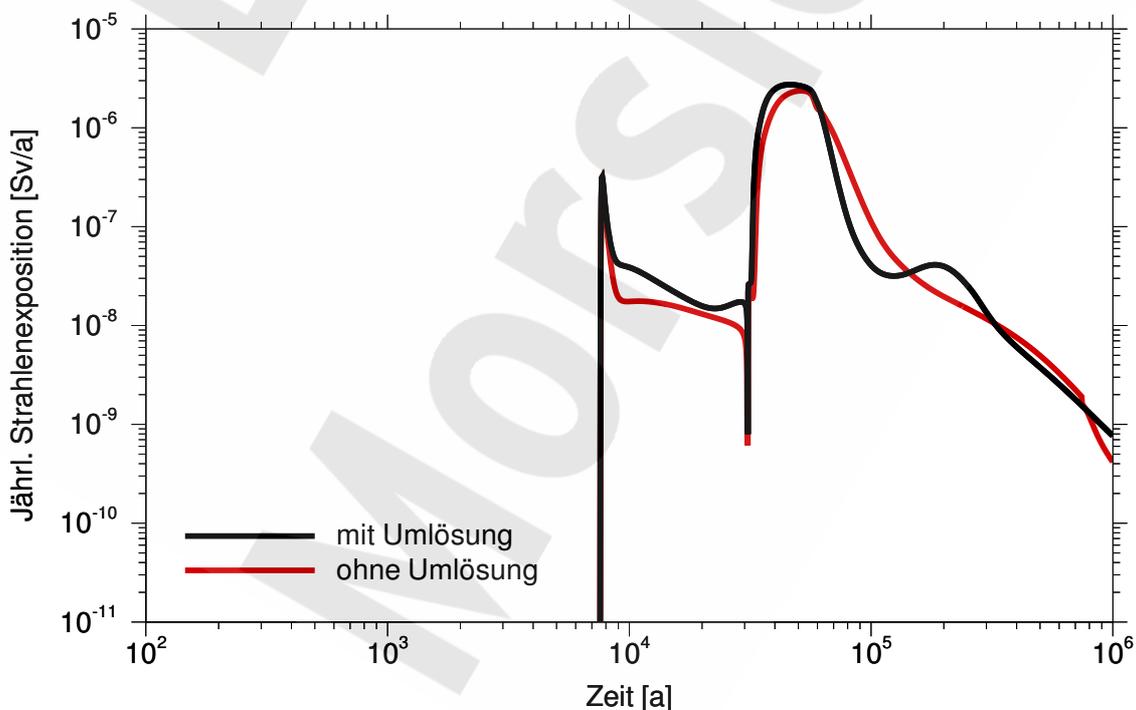


Abb. 9.18 Strahlenexposition in Abhängigkeit von Umlösungen in der Restgrube

9.2.10 Gasspeichervolumen des Nordfeldes

Die Gasspeicherung in der Restgrube führt zur Verdrängung von Lösung und damit zu einer frühen Freisetzung von Schadstoffen. Die völlige Vernachlässigung dieses Effekts hätte bis zur Auffüllung des West-Südfeldes dieselbe Wirkung wie die in Kapitel 9.2.4 behandelte Variante ohne Gasproduktion und würde zu späteren Zeiten mit dem Referenzfall übereinstimmen. Sie wird daher nicht gesondert betrachtet. Stattdessen wird im Folgenden der Fall untersucht, dass lediglich im Nordfeld kein Speichervolumen für Gas existiert.

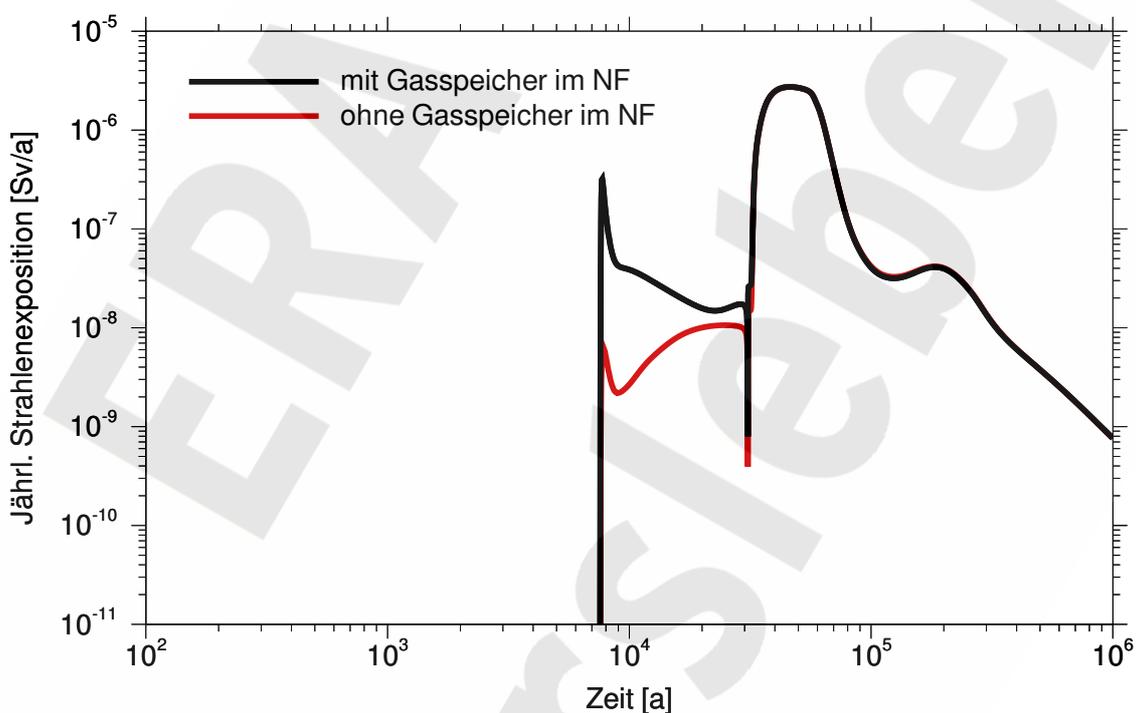


Abb. 9.19 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Gasspeichervolumen im Nordfeld

Während im Zentralteil und in der sonstigen Restgrube große Mengen Versatzmaterial vorhanden sind, dessen Speicherfähigkeit mit hoher Wahrscheinlichkeit für die Aufnahme aller dort entstehenden Gase ausreicht, ist dies im Nordfeld nicht der Fall. Bei geringerem Gasspeichervolumen reduziert sich der Volumenstrom kontaminierter Lösung aus dem Nordfeld. Ein geänderter Volumenstrom aus diesem Bereich wirkt sich auch auf den Volumenstrom aus dem Zentralteil aus, sodass sich die Freisetzung von Radionukliden aus dem Zentralteil geringfügig ändert. Insgesamt ist daher ein gewisser Einfluss des

Gasspeichervolumens im Nordfeld auf die Strahlenexposition zu erwarten. Dieser ist in Abbildung 9.19 zu erkennen. Bei Vernachlässigung der Gasspeicherung im Nordfeld kommt es in der Phase unmittelbar nach Auffüllung der Restgrube zu einer um ca. zwei Größenordnungen geringeren Strahlenexposition.

9.2.11 Keine mikrobielle Zersetzung und keine Rückhaltung von C-14

Im Referenzfall wird eine vollständige mikrobielle Umsetzung der organischen Substanzen angenommen. Im Folgenden wird überprüft, welche Auswirkungen es hat, wenn keine mikrobielle Umsetzung stattfindet. In diesem Fall fehlt zum einen die Gasproduktion durch Zersetzung der organischen Substanzen. Zum anderen ist neben dem als Carbonat vorliegenden Kohlenstoff auch Kohlenstoff in Form organischer Substanzen zu betrachten. Für Kohlenstoff in Form organischer Substanzen ist sowohl in den Grubengebäuden als auch im Hutgestein und Deckgebirge nicht von einer Rückhaltung auszugehen. Außerdem wird auch für den als Carbonat vorliegenden Kohlenstoff keine Rückhaltung in den Grubengebäuden berücksichtigt. Da keine Mikrobentätigkeit stattfindet, werden Polyethylen und Zellulose nicht zu CO_2 umgesetzt. Deshalb werden die Carbonatmengen in den Einlagerungsgrubenbauten um Größenordnungen niedriger sein als im Referenzfall. Es ist daher nicht auszuschließen, dass trotz der großen Calciumhydroxidmengen in den Einlagerungsgrubenbauten die Löslichkeitsgrenzen für Calciumcarbonat nicht erreicht werden und damit das gesamte Carbonat in Lösung vorliegen wird.

Der Wegfall der mikrobiellen Umsetzung führt in erster Linie zu einer veränderten Freisetzung und Ausbreitung von C-14. Hier wirkt sich die veränderte Gasproduktion und insbesondere die fehlende Rückhaltung des organischen Kohlenstoffs in den Grubenbauten und in der Wegsamkeit durch das Hutgestein und Deckgebirge aus. Bei den anderen Radionukliden beschränken sich die Veränderungen auf den Einfluss der verringerten Gasproduktion. Die Zeitverläufe der Strahlenexposition sind in Abbildung 9.20 im Vergleich zum Referenzfall dargestellt, wobei jeweils der Beitrag des C-14 mit dargestellt ist. Für C-14 in Form organischer Substanzen ist hierbei vereinfachend der gleiche Dosiskonversionsfaktor wie für C-14 als Carbonat verwendet worden.

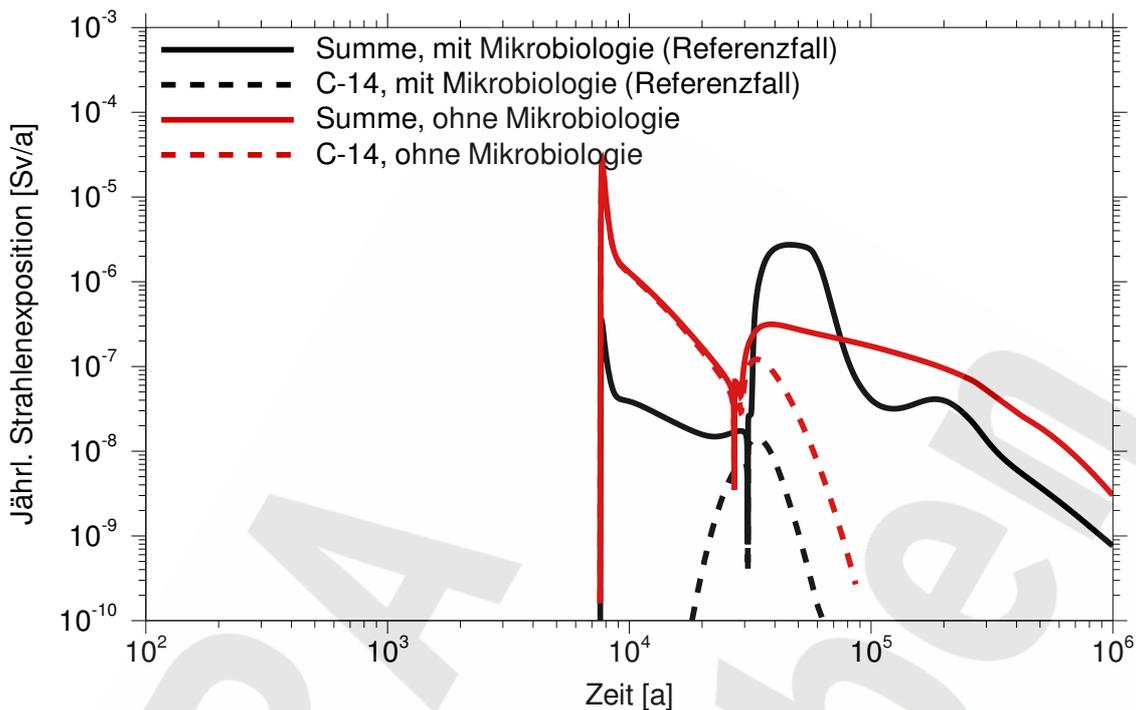


Abb. 9.20 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der mikrobiellen Zersetzung organischer Stoffe

Die Strahlenexposition liegt bis zu einem Zeitpunkt von etwa 30 000 Jahren mehr als zwei Größenordnungen oberhalb derjenigen des Referenzfalls. In diesem Zeitbereich kommen die Schadstoffe ausschließlich aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen. Die vollständige Korrosion der Abdichtung zum West-Südfeld erfolgt etwas früher als im Referenzfall, da die Lösung schneller durch die Abdichtungen fließt. Der Grund liegt im geringeren Gegendruck im abgedichteten Einlagerungsbereich als im Referenzfall, denn die Gasproduktion durch Metallkorrosion ist bereits beendet und die Gasentwicklung durch mikrobielle Zersetzung entfällt in dieser Variante. Wegen des Fehlens der Gasproduktion im Südfeld entfällt auch die Phase der Gasspeicherung im West-Südfeld und der dadurch bedingten hohen Freisetzung.

Das absolute Maximum der Strahlenexposition tritt bei der Variante unmittelbar nach Auffüllung der Restgrube nach 7 500 Jahren auf und wird von C-14 verursacht. Es liegt mit $2,6 \cdot 10^{-5}$ Sv/a etwa eine Größenordnung unter dem Schutzziel. Der relativ hohe Wert wird durch die wesentlich kürzere Transportzeit der organischen Substanzen durch das Hutgestein und Deckgebirge, verglichen mit der von Carbonat, verursacht. Dadurch fehlt die

Reduktion der C-14-Konzentration durch den radioaktiven Zerfall während des Transports durch das Hutgestein und Deckgebirge, die im Referenzfall mehrere Größenordnungen beträgt.

9.2.12 Später Zutritt aufgrund von Veränderungen im Hutgestein

Ein Zutritt von Wässern in die Grubengebäude kann auch als Folge geologischer Prozesse im Hutgestein erfolgen, bei denen sich Kluftsysteme und dementsprechende Wegsamkeiten neu bilden. Für die Wirksamkeit solcher Prozesse sind längere Zeiträume in der Größenordnung von 30 000 Jahren erforderlich [44]. Bei einem solchen Szenario wird von der Auffüllung der Restgrube zu diesem Zeitpunkt ausgegangen. Bezüglich der Auswirkungen der Gasproduktion werden einige Annahmen zugrunde gelegt, die im Folgenden erläutert werden.

Wie in Kapitel 9.1 für den Referenzfall wird davon ausgegangen, dass das in den abgedichteten Einlagerungsbereichen entstehende Gas über die Abdichtungen ungehindert entweichen kann, solange dort noch keine Lösung ansteht. Für die Gase in der Restgrube wird von einem Entweichen beim Zutritt ausgegangen, sodass es zu einer vollständigen und ungehinderten Auffüllung der Restgrube kommt. Im Unterschied zum Referenzfall wird in dieser Variante angenommen, dass es nach dem Auffüllzeitpunkt zu keiner weiteren Gasproduktion in der Restgrube kommt. Nach Auffüllung der Restgrube kommt es jedoch aufgrund der weiteren Gasproduktion zu einem Druckanstieg in den abgedichteten Einlagerungsbereichen, wodurch der Zutritt von Flüssigkeit in diese Bereiche behindert wird. Diese Variante wird sowohl mit einem hohen als auch mit einem niedrigen Gaseindringdruck betrachtet, um die unterschiedlichen Auswirkungen zu untersuchen.

In der Auspressphase ist für den Transport im Hutgestein eine Wegsamkeit durch die neu gebildeten Kluftsysteme im bisher ungestörten Hutgestein zu betrachten. In einer solchen Wegsamkeit ist nicht von den in den anderen Rechnungen zugrundegelegten Sorptions-eigenschaften auszugehen. Deshalb wird als ungünstige Annahme die Sorption beim Transport durch das Hutgestein und Deckgebirge vollständig vernachlässigt. Im Übrigen werden für die Transportstrecke durch das Hutgestein und Deckgebirge dieselben Modellannahmen zugrunde gelegt wie im Referenzfall.

Der Zeitverlauf der Strahlenexposition ist in Abbildung 9.21 für beide Werte des Gaseindringdrucks im Vergleich mit dem Referenzfall dargestellt. Zum Zeitpunkt des Auffüllens der Restgrube mit Lösung hat sich das Hohlraumvolumen der Grubenbaue durch die Konvergenz bereits stark verringert. In der Folge ergibt sich nur ein geringer konvergenzbedingter Volumenstrom⁹ kontaminierter Lösung in der Restgrube, der nur zu einem sehr geringen Anteil aus den Grubengebäuden herausführt, aber zum weiteren Auffüllen der abgedichteten Einlagerungsbereiche beiträgt.

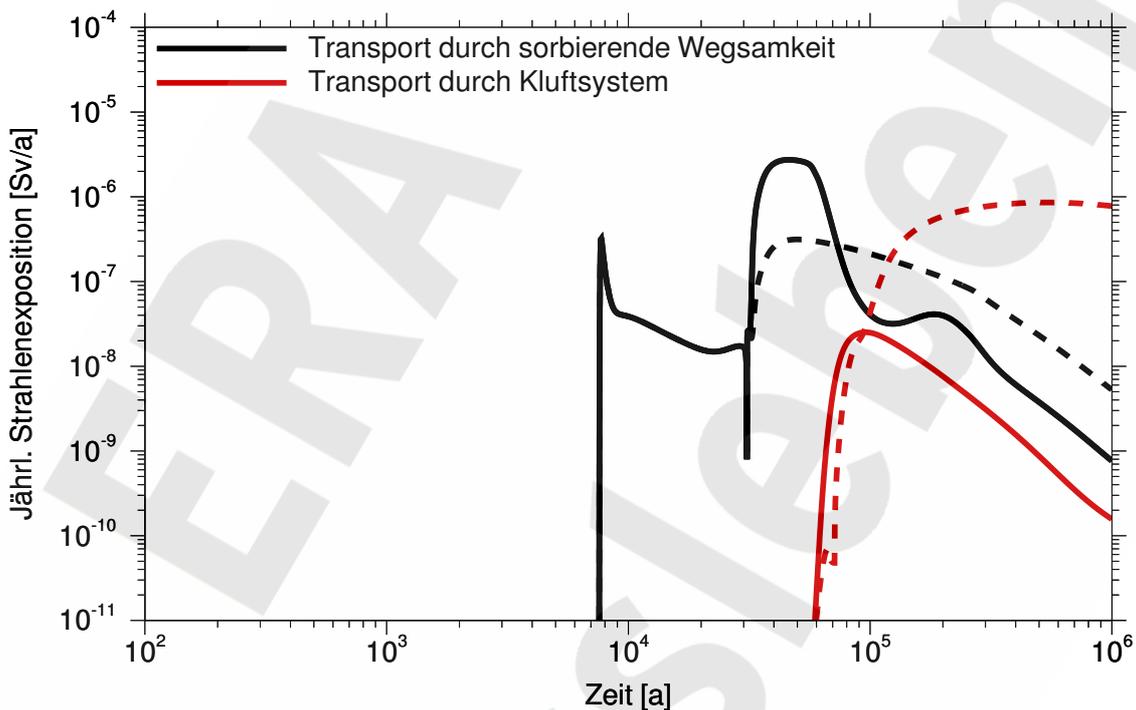


Abb. 9.21 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Transportweg durch das Hutgestein, $p_E = 2,0$ MPa (durchgezogen) und $p_E = 0,2$ MPa (gestrichelt)

Bei niedrigem Gaseindringdruck führt die Auffüllung des West-Südfelds nach etwa 66 000 Jahren zu einem kleinen Einbruch des Lösungsausstroms aus den Grubengebäuden. Da der Lösungsausstrom aufgrund der geringen konvergierenden Restvolumina insgesamt erheblich geringer ist als im Referenzfall, erfolgt der Transport durch das Hutgestein und Deckgebirge langsamer. Da im Unterschied zum Referenzfall das Uran in dieser Wegsamkeit nicht sorbiert, wird die Strahlenexposition durch dessen langlebige

⁹ Da gemäß Annahme in dieser Variante keine weitere Gasproduktion in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen stattfindet.

Töchter Th-230 und Ra-226 dominiert. Die Freisetzung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen macht sich nur noch unmittelbar nach dem Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung bemerkbar.

Bei hohem Gaseindringdruck sammelt sich in dem zum Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung bereits weit durch Konvergenz verkleinerten West-Südfeld so viel Gas an, dass nur wenig Lösung zutreten kann und diese nur langsam wieder ausgepresst wird. Obwohl sich bei geringen Lösungsmengen im Einlagerungsbereich höhere Konzentrationen einstellen, fällt die Strahlenexposition in diesem Fall wegen der stark abgenommenen advektiven Ströme deutlich geringer aus als im Referenzfall.

ERA
Morsleben

9.3 Variationen (1)

Unter Variationen werden Rechnungen verstanden, bei denen ein Parameter innerhalb einer Bandbreite variiert wird. Bei den Rechnungen des vorliegenden Kapitels werden für die Parameter jeweils nur eine obere und untere Grenze angenommen. Im Kapitel 9.4 werden Ergebnisse von Rechnungen vorgestellt, bei denen die Parameter mehrere Werte innerhalb der Bandbreite annehmen.

9.3.1 Parameter mit sehr geringen Auswirkungen

Die Ergebnisse der Variationen zeigen, dass die Variation einiger Parameter nur geringe oder gar keine Auswirkungen auf die berechneten Strahlenexpositionen hat. Für diese Parameter werden daher im folgenden keine Abbildungen gezeigt, da die berechneten Kurvenverläufe der Strahlenexpositionen nahezu deckungsgleich sind. Zur Dokumentation sind in Tabelle 9.3 diese Parameter und die verwendeten Bandbreiten der Parameterwerte angegeben.

Tab. 9.3 Parameter, deren Variation sehr geringe Auswirkungen auf die Strahlenexposition hat

Parameter	Dimension	untere Grenze	obere Grenze
Diffusion in der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge	$[m^2/a]$	$9,48 \cdot 10^{-3}$	$2,21 \cdot 10^{-2}$
Dispersion in der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge	$[m]$	2,0	8,0
Sorption der Actiniden im oberflächennahen Grundwasserleiter	$[m^3/kg]$	0	s. Tab. 7.44
Sorption von Uran in den Grubengebäuden	$[m^3/kg]$	0	0,506

9.3.2 Zusammensetzung der Lösung in den Grubengebäuden

Es kann nicht genau vorhergesagt werden, welche Lösungszusammensetzung sich in den verschiedenen Bereichen der Grubengebäude einstellen wird. Während es als sehr wahrscheinlich angesehen werden kann, dass die größtmögliche Sättigung an NaCl

erreicht wird, besteht Ungewissheit hinsichtlich der Magnesiumsättigung. Diese ist jedoch von entscheidender Bedeutung für die Geschwindigkeit der Korrosion der Abdichtungen und der damit einhergehenden Erhöhung ihrer Permeabilitäten. Während ein hoher Magnesiumgehalt bei den Salzbetonabdichtungen eine schnelle Umlösung bewirkt, ist bei der Magnesiabetonabdichtung auf der vierten Sohle zum Ostfeld das Gegenteil der Fall. Bei einer Magnesiumsättigung von 12,2% gegenüber derjenigen einer IP21-Lösung ist der Gleichgewichtszustand erreicht, bei höherer Magnesiumsättigung findet keine Umlösung dieser Abdichtung mehr statt. Um beiden Umlöseprozessen Rechnung zu tragen, wurde deshalb im Referenzfall die Referenzlösung mit voller NaCl-Sättigung und – im Vergleich zu IP21-Lösung – 10%iger Magnesiumsättigung angenommen. Durch die hier beschriebene Variation soll untersucht werden, wie sich eine veränderte Magnesiumsättigung auf die Strahlenexposition auswirkt.

Der Grad der Aufsättigung der Lösung an den Kalilagern steht in direktem Zusammenhang mit dem Magnesiumgehalt einerseits und mit der Bildung von zusätzlichem Hohlraumvolumen in den Grubengebäuden andererseits. Somit ist bei geringerer Magnesiumsättigung auch eine geringere Hohlraumneubildung zu erwarten. Da sich, wie in Kapitel 9.2.9 gezeigt, größere Hohlraumvolumina jedoch nur relativ wenig und eher ungünstig auf die Strahlenexposition auswirken, wurde sowohl im Referenzfall als auch in dieser Variation stets der Maximalwert für die Hohlraumneubildung angenommen, der sich bei Einstellung einer IP21-Lösung ergeben würde.

In Abbildung 9.22 ist zu erkennen, dass sowohl die voll magnesiumgesättigte IP21-Lösung als auch die magnesiumfreie NaCl-Lösung zu niedrigeren Maxima der Strahlenexposition führen als die Referenzlösung mit 10%iger Magnesiumsättigung.

Ab dem Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung sammelt sich Gas in den abgedichteten Einlagerungsbereichen. Je früher die Abdichtung ausfällt, desto geringer ist der dort herrschende Gasdruck und desto weniger weit ist die Konvergenz fortgeschritten. Demzufolge dringt entsprechend mehr Lösung in den Einlagerungsbereich ein. Für das Auspressen dieser Lösung durch weiter entstehendes Gas wird dann entsprechend mehr Zeit benötigt, sodass sich auch die Radionuklidfreisetzung aus dem Einlagerungsbereich auf einen längeren Zeitraum verteilt; außerdem sind die Radionuklidkonzentrationen in der Lösung geringer. Deshalb fällt das Maximum der Strahlenexposition niedriger

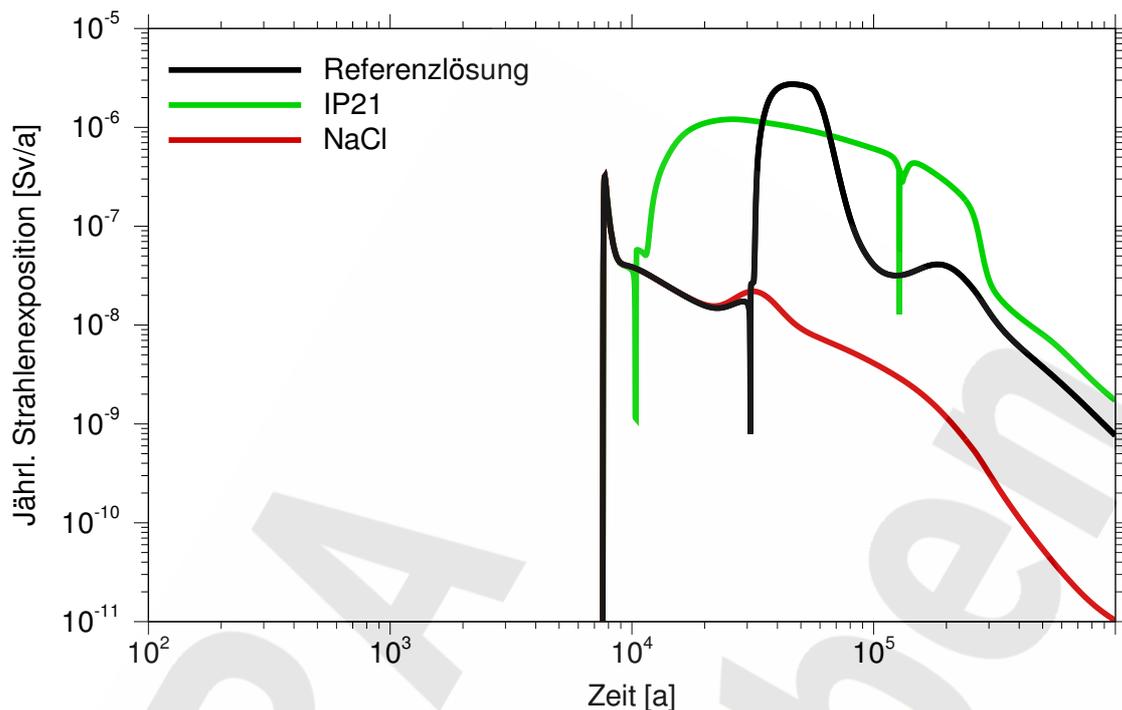


Abb. 9.22 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Lösungstyp in den Grubengebäuden

aus. Dies ist an der Kurve für die Variante mit voll magnesiumgesättigter Lösung (IP21) gut zu sehen. Dabei endet die Phase der gasbedingten Lösungsfreisetzung aus dem Südfeld nach ca. 130 000 Jahren. Dieser Zeitpunkt fällt zufällig mit dem Ausfall der Salzbetonabdichtung zum Ostfeld auf der 2. Sohle zusammen, sodass die Freisetzung aus den Grubengebäuden sofort wieder ansteigt.

Bei reiner NaCl-Lösung fallen die Salzbetonabdichtungen überhaupt nicht aus. Die Magnesiabetonabdichtung zum Ostfeld auf der 4. Sohle wird zwar teilweise umgelöst, fällt aber ebenfalls nicht aus. Durch den sich aufbauenden Gasdruck im Einlagerungsbereich Ostfeld kommt der Lösungszutritt über die Abdichtung zum Stillstand, bevor die zur vollständigen Korrosion erforderliche Menge an Lösung hindurchgetreten ist. Zu einer Umkehr des Lösungsstromes, die mit Freisetzung hoch kontaminierter Lösung verbunden sein könnte, kommt es aber auch nicht, da die Gasentwicklung und die Konvergenz praktisch abgeschlossen sind. Die Strahlenexposition wird über den gesamten Betrachtungszeitraum ausschließlich durch die Radionuklide aus den Einlagerungsbereichen Nordfeld und Zentralteil verursacht.

9.3.3 Teufenlage der Grubengebäude

Mit der Variation der Teufenlage der Grubengebäude wird untersucht, welchen Einfluss der Druck in der Referenzteufe hat. Im Referenzfall werden alle Drücke auf die Teufe der 3. Sohle der Grubengebäude bezogen. In der Variation wird eine Teufenlage auf der 2. Sohle, d.h. 40 m über der Referenzteufe, bzw. auf der 4. Sohle, d.h. 40 m unterhalb der Referenzteufe, angenommen. Als Ergebnis sind in Abbildung 9.23 die Zeitverläufe der Strahlenexposition dargestellt.

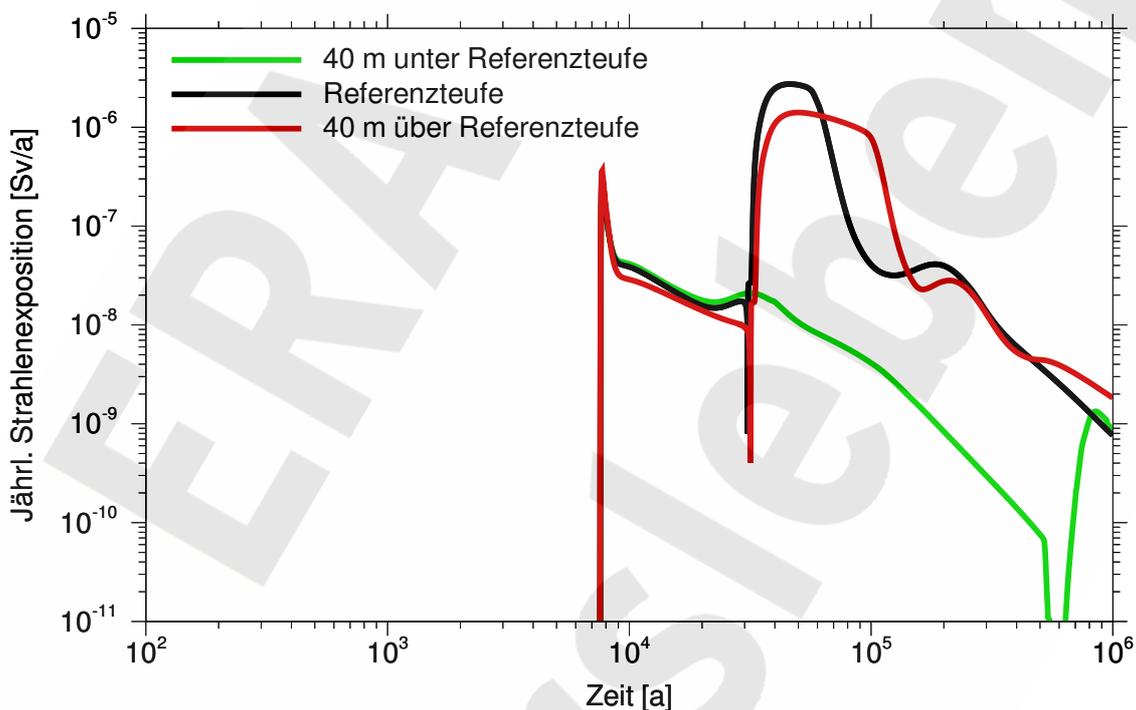


Abb. 9.23 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Teufenlage

Bei gegenüber dem Referenzfall um 40 m höher liegenden Grubengebäuden sind der Fluiddruck und die Konvergenz geringer, sodass der Ausstrom kontaminierter Lösung aus den Grubengebäuden und damit die Strahlenexposition insgesamt niedriger ausfallen. Durch den niedrigeren Ausstrom wird der Transport durch das Hutgestein und Deckgebirge verlangsamt, wodurch die Kurve der jährlichen Strahlenexposition etwas glatter und zu späteren Zeiten verschoben erscheint. Auf den Zeitpunkt des Ausfalls der Abdichtung zum West-Südfeld wirkt sich die Teufenlage kaum aus, jedoch dauert die Phase der Gasspeicherung im West-Südfeld deutlich länger als im Referenzfall, da der Hohlraum

im Einlagerungsbereich zu diesem Zeitpunkt wegen der geringeren Konvergenz weniger reduziert ist und mehr Gas aufnehmen kann. Dies führt dazu, dass das Gas die eingedrungene Lösung über einen längeren Zeitraum verdrängt.

Bei Annahme von um 40 m tiefer liegenden Grubengebäuden führt der umgekehrte Effekt dazu, dass die Abdichtung zum West-Südfeld überhaupt nicht ausfällt. Das liegt daran, dass das Volumen im Einlagerungsbereich durch die höhere Konvergenzrate schneller abnimmt und der Gasdruck dadurch schneller anwächst. Durch den höheren Druck wird der Zutritt durch die Abdichtung behindert und kommt gänzlich zum Erliegen, bevor die zur vollständigen Korrosion der Abdichtung benötigte Lösungsmenge zugetreten ist. Damit kommt es während der Szenariendauer nicht zu einer Freisetzung aus dem West-Südfeld, und die Strahlenexposition fällt deutlich geringer aus als im Referenzfall (siehe auch die Diskussion in Kapitel 9.3.2). Der Anstieg der jährlichen Strahlenexposition nach ca. 660 000 a ist auf eine durch Konvergenz verursachte Freisetzung über die weiterhin nicht vollständig korrodierte Abdichtung aus dem West-Südfeld zurückzuführen.¹⁰

9.3.4 Spannungsexponent

Der Spannungsexponent m im Konvergenzansatz beeinflusst die Stützwirkung des Versatzes und die Stützwirkung durch einen Fluiddruck. In Abbildung 9.24 sind die Zeitverläufe der Strahlenexposition für Exponenten im Bereich von 4 bis 6 dargestellt. Bei kleinem Exponenten ist die Stützwirkung geringer und folglich der Volumenstrom aus den Grubengebäuden über einen weiten Zeitbereich größer als im Referenzfall. Dadurch sind auch die Strahlenexpositionen höher als bei großem Exponenten. Der erhöhte Volumenstrom aus den Grubengebäuden bewirkt einen beschleunigten Transport der Radionuklide durch das Hutgestein und Deckgebirge, was an dem früher auftretenden und damit stärker ausgeprägten C-14-Peak bei 20 000 a besonders deutlich wird. Der Zeitpunkt des Auffüllens des West-Südfeldes ändert sich wenig, weil sich die Druckverhältnisse in den Grubengebäuden und damit die Durchströmung der Abdichtung bei Variation des Spannungsexponenten kaum ändern.

¹⁰ Der steile Anstieg der Strahlenexposition ist ein modelltechnischer Effekt.

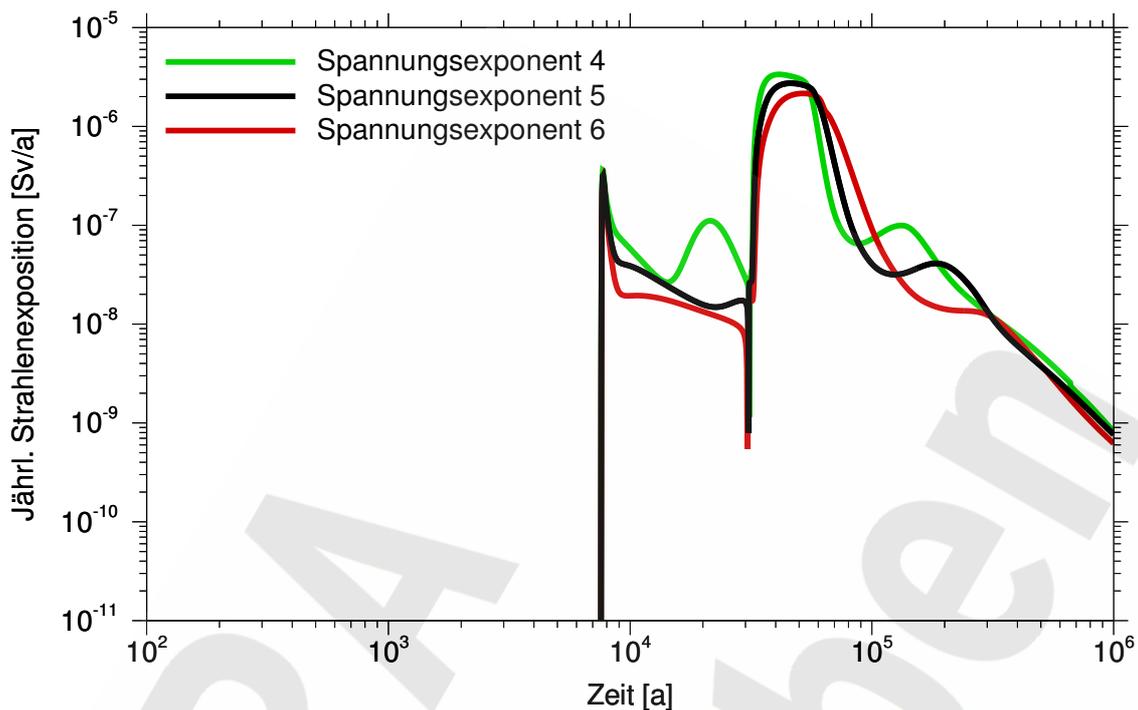


Abb. 9.24 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Spannungsexponenten. Referenzwert = Exponent 5

9.3.5 Referenzporosität

Als Referenzporosität wird diejenige Porosität bezeichnet, bei der die Stützwirkung des Versatzes gegenüber der Gebirgskonvergenz einsetzt. Abbildung 9.25 zeigt die Zeitverläufe der Strahlenexposition für Referenzporositäten zwischen 0,2 und 0,4. Signifikante Unterschiede werden erst zu Zeiten nach dem Auffüllen des Südfeldes, d.h. nach ca. 30 000 a sichtbar. Bei kleinerer Referenzporosität setzt die Stützwirkung später ein, sodass die Volumenströme und Strahlenexpositionen größer sind als bei großer Referenzporosität. Dafür nehmen die Hohlräume schneller durch Konvergenz ab, sodass der Zeitraum, in dem die Gasspeicherung relevant ist, kleiner ist als bei größerer Referenzporosität. Die Unterschiede in der Höhe des Maximums zeigen, dass bei geringerem Hohlraumvolumen weniger Lösung zutritt und damit die Schadstoffkonzentration höher ausfällt.

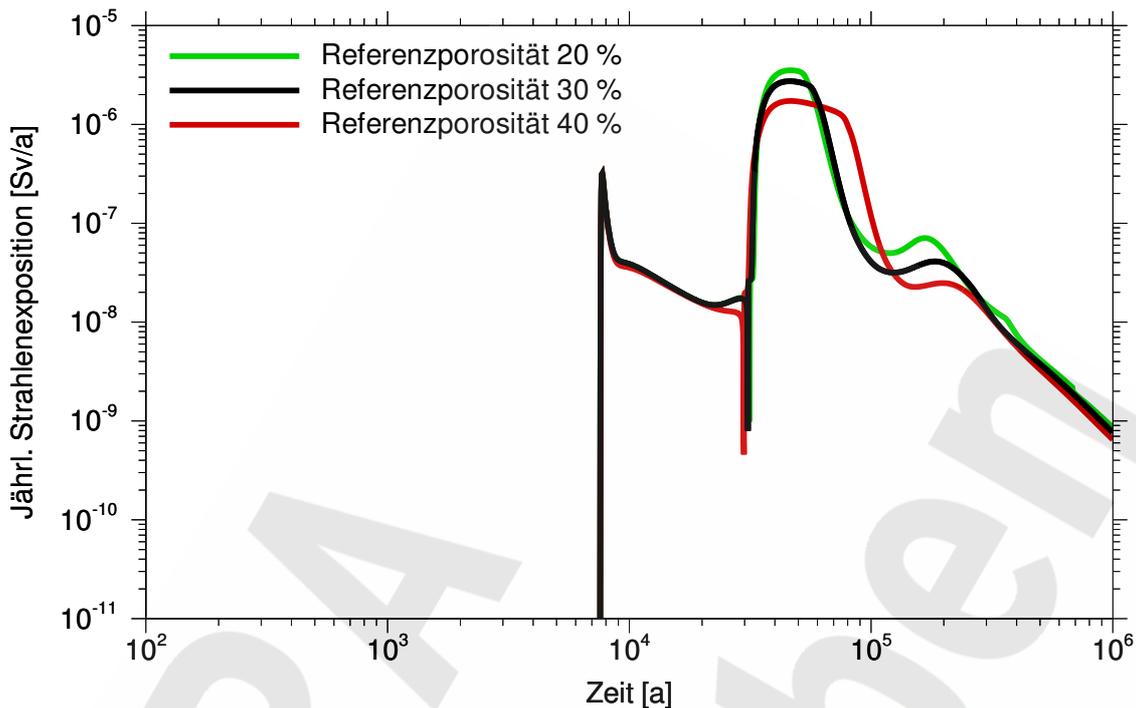


Abb. 9.25 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Referenzporosität.

Referenzwert = Referenzporosität von 30%

9.3.6 Diffusion in den Grubengebäude

Die Diffusionsprozesse in den Grubengebäuden werden mit Hilfe eines für alle Elemente einheitlichen Diffusionskoeffizienten modelliert. Die Diffusion spielt nur dann eine wesentliche Rolle für die Freisetzung aus den Grubengebäuden, wenn die Volumenströme so gering sind, dass der Transport durch Diffusion denjenigen durch Advektion dominiert. Dies ist vor allem der Fall, nachdem der Volumenstrom durch die Gasspeicherung in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen abgeklungen ist, das Auspressen von Lösung aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen aber noch nicht begonnen hat. Das trifft für den Zeitbereich zwischen 9 000 a und 30 000 a zu. Danach wird das West-Südfeld gefüllt und die weitere Freisetzung aus den Grubengebäuden ist advektiv durch die Freisetzung aus dem West-Südfeld dominiert. Ein gewisser Einfluss des Diffusionskoeffizienten ist auch noch zu sehr späten Zeiten nach Ende der Gasspeicherungsphase im West-Südfeld zu beobachten, d.h. die Freisetzung klingt bei geringerer Diffusion langsamer ab.

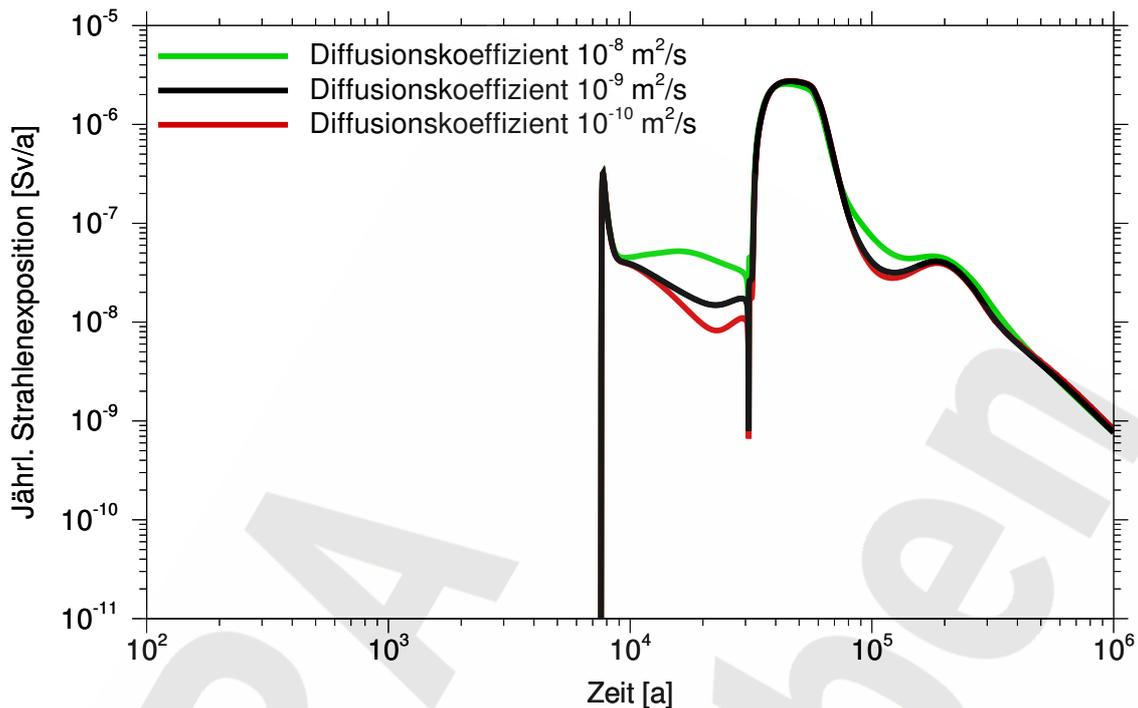


Abb. 9.26 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Diffusion in den Grubengebäuden. Referenzwert = Diffusionskoeffizient $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$

9.3.7 Querschnittsfläche der Wegsamkeit im Hutgestein

Bei gleichem Volumenstrom aus den Grubengebäuden ist die Transportgeschwindigkeit in der Wegsamkeit im Hutgestein umgekehrt proportional zu ihrer Querschnittsfläche. In dieser Variation wird nur die Querschnittsfläche der Wegsamkeit in der Schichtenfolge DGL im Hutgestein variiert, nicht im Deckgebirge. Bei stark sorbierenden Radionukliden kann ein schnellerer Transport dazu führen, dass vorher nicht oder weniger relevante Radionuklide einen deutlichen Beitrag zur Strahlenexposition leisten. Abbildung 9.27 zeigt die Ergebnisse für drei verschiedene Querschnittsflächen.

Bei auf ein Drittel verringertem Querschnitt, also beschleunigtem Transport, fällt das frühe, durch Gasspeicherung in der Restgrube bedingte Maximum der Strahlenexposition etwas höher aus als im Referenzfall.

Bei vergrößertem Querschnitt und somit verlangsamtem Transport durch das Hutgestein wird die Strahlenexposition wie im Referenzfall durch Sn-126 und Tc-99 dominiert. Der C-14-Peak verschiebt sich in diesem Fall nach hinten und wird gegenüber der Freisetzung aus dem West-Südfeld vernachlässigbar.

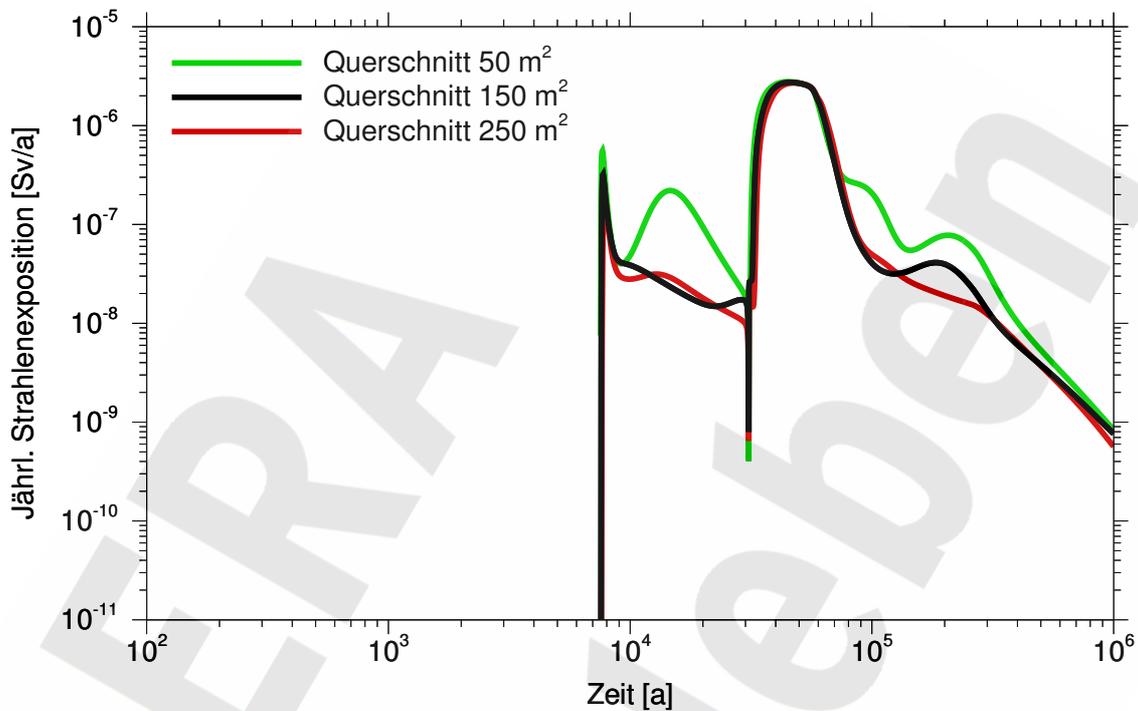


Abb. 9.27 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Querschnittsfläche der Wegsamkeit im Hutgestein. Referenzwert = 150 m² Querschnitt

9.3.8 Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein

Für die meisten Elemente wird im Referenzfall eine Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge angenommen. Um den Einfluss der Sorption auf die Strahlenexposition zu untersuchen, wurden alle K_d -Werte der Wegsamkeit in der Schichtenfolge DGL im Hutgestein um einen gemeinsamen Faktor vergrößert oder verkleinert. Die resultierenden Zeitverläufe der Strahlenexposition sind in Abbildung 9.28 dargestellt. Bei einer Verstärkung der Sorption treten nur geringe Änderungen auf, denn die Strahlenexposition ist durch Sn-126 dominiert, das in der Wegsamkeit im Hutgestein nicht sorbiert. Bei einer Verkleinerung der Sorption verliert das Sn-126, abgesehen von der Zeitphase der durch Gasspeicherung bedingten Freisetzung aus dem West-Südfeld, seine

dominierende Rolle. In der Phase vor Auffüllung des West-Südfeldes wird die Strahlenexposition durch C-14 bestimmt. Zu späten Zeiten dominiert das aus Uran entstandene Ra-226. Die Strahlenexposition zeigt drei relative Maxima von ca. 10^{-6} Sv/a bei 7500 a durch C-14 und von mehr als 10^{-6} Sv/a bei 50 000 a durch Sn-126 sowie bei 300 000 a durch Ra-226.

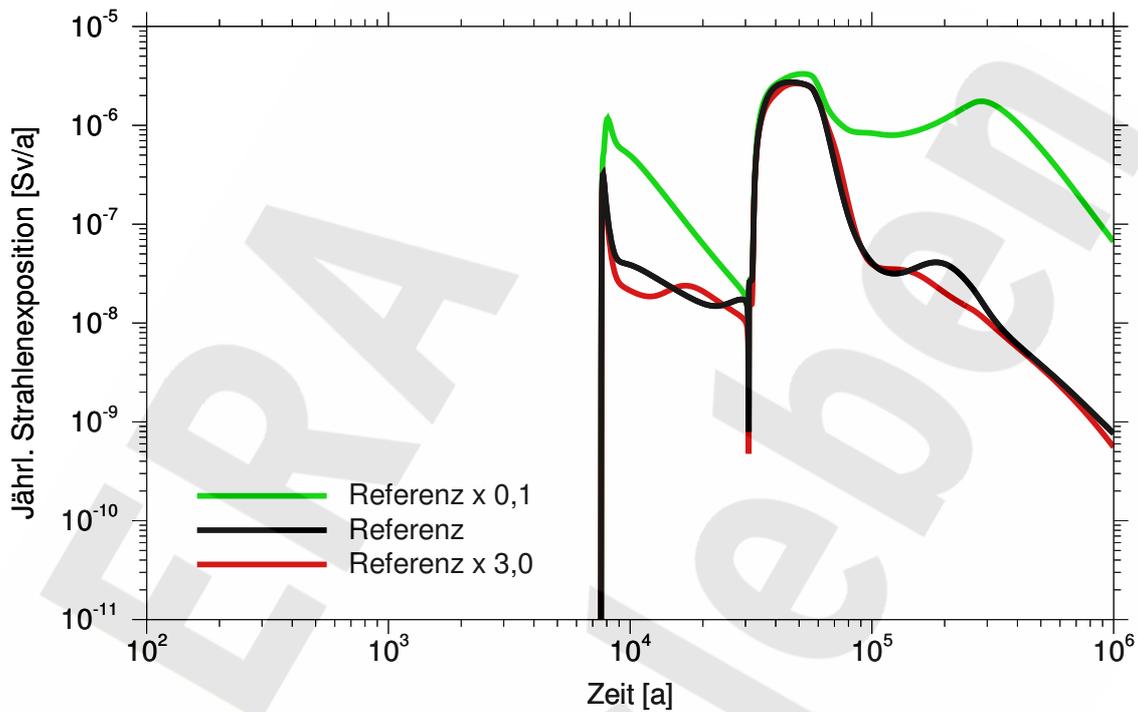


Abb. 9.28 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein

9.3.9 Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter

Die Radionuklidkonzentrationen werden beim Übergang von der Wegsamkeit im Hutgestein in den oberflächennahen Grundwasserleiter im Verhältnis der Volumenströme in der Wegsamkeit im Hutgestein und im oberflächennahen Grundwasserleiter verdünnt. Diese Verdünnung wirkt sich nahezu linear auf die Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser aus, das für die Biosphäre entnommen wird. Dies ist in Abbildung 9.29 deutlich zu erkennen.

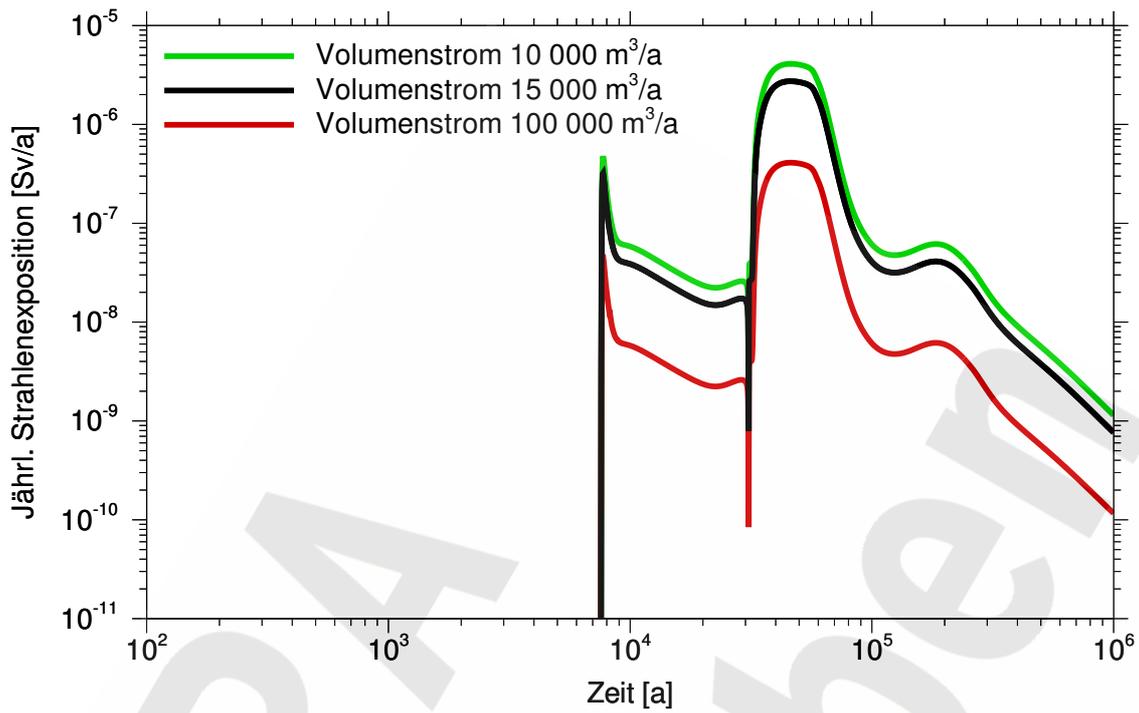


Abb. 9.29 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter. Referenzwert = $15\,000\text{ m}^3/\text{a}$

9.4 Variationen (2)

Im vorliegenden Kapitel werden als Ergänzung zu Kapitel 9.3 Ergebnisse von Untersuchungen vorgestellt, bei denen jeweils ein Parameter innerhalb seiner Bandbreite variiert wird, indem ihm in mehreren Rechnungen verschiedene Werte zugewiesen werden.

9.4.1 Referenzkonvergenzrate

Die Konvergenz ist ein wesentlicher Antrieb für die advective Freisetzung von Schadstoffen aus den Grubengebäuden. Abbildung 9.30 zeigt den Zeitverlauf der Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Referenzkonvergenzrate. Hier wurde die Referenzkonvergenzrate zwischen $1,5 \cdot 10^{-5} \text{ 1/a}$ und $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ 1/a}$ variiert. Die Konvergenzraten der verschiedenen Bereiche der Grubengebäude ergeben sich durch Multiplikation der Referenzkonvergenzrate mit den bereichsspezifischen Korrekturfaktoren.

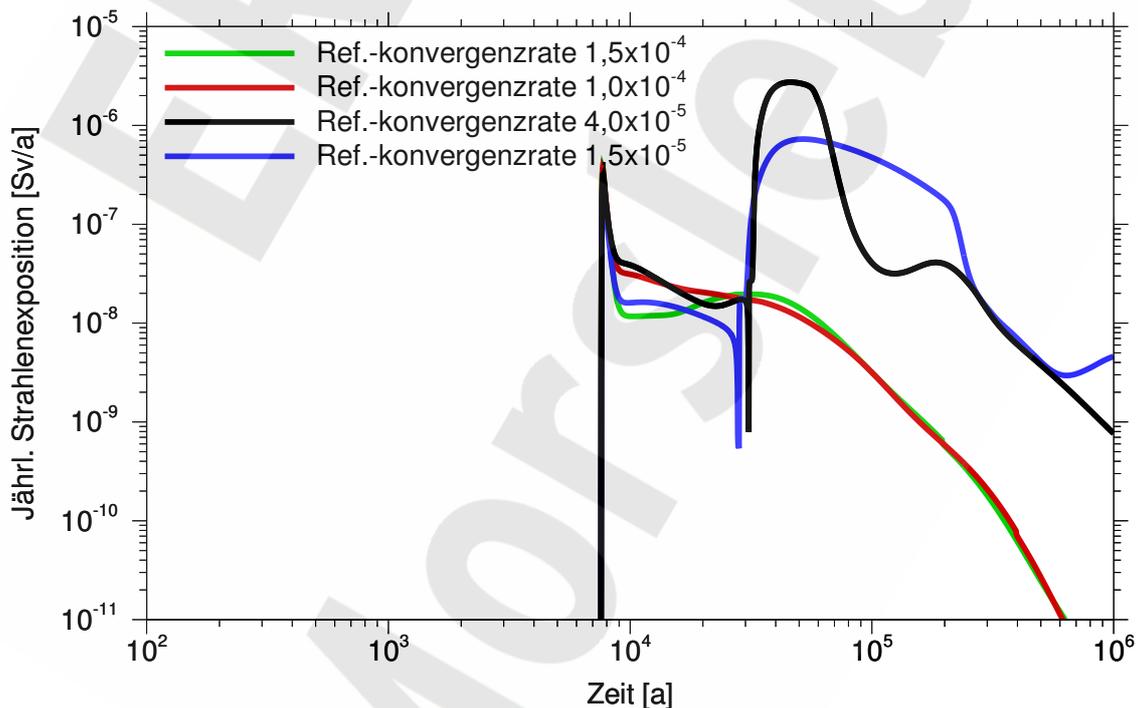


Abb. 9.30 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Referenzkonvergenzrate. Referenzwert = $4 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$

Bei einer auf $1,5 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ verringerten Referenzkonvergenzrate sind die berechneten Strahlenexpositionen zunächst geringer, da die Volumenströme aus den Grubengebäuden geringer sind. Durch die geringere Konvergenz steht dem entstehenden Gas im West-Südfeld mehr Hohlraum zur Speicherung zur Verfügung, sodass der Druckaufbau langsamer erfolgt und insgesamt mehr Flüssigkeit in das Südfeld zutritt. Dies wirkt sich einerseits in einer geringeren Konzentration und damit einer potenziell geringeren Strahlenexposition aus, andererseits führt es aber zu einer deutlichen Verlängerung der Phase der Freisetzung kontaminierter Lösung aus der Restgrube durch Gasspeicherung im West-Südfeld. Da auch in das Ostfeld mehr Flüssigkeit eindringen kann als im Referenzfall, kommt es im Gegensatz zum Referenzfall zum Ausfall der Abdichtung, und die Strahlenexposition steigt am Ende des Betrachtungszeitraums noch einmal an.

Bei Konvergenzraten, die deutlich höher sind als im Referenzfall, verringert sich das Hohlraumvolumen des West-Südfeldes so schnell, dass aufgrund des Gasdruckaufbaus der Lösungszutritt zum Stillstand kommt, bevor die Abdichtung ausgefallen ist. Für das Ostfeld gilt dies bereits im Referenzfall und erst recht bei erhöhter Referenzkonvergenzrate. In diesen Fällen kommt es zu einer stark verminderten Freisetzung aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen, und die Strahlenexposition fällt deutlich niedriger aus als im Referenzfall.

Bezüglich des absoluten Maximums stellt der Referenzfall den ungünstigsten der betrachteten Fälle dar.

9.4.2 Anfangspermeabilität der Abdichtungen

Die Permeabilität der Abdichtungen bestimmt die Dauer des Zutritts von Flüssigkeit in die abgedichteten Einlagerungsbereiche und den aus den Einlagerungsbereichen ausgedrückten Strom kontaminierter Flüssigkeit. Abbildung 9.31 zeigt den Zeitverlauf der Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Anfangspermeabilität. Bei hoher Anfangspermeabilität werden die Abdichtungen schneller durchströmt und die Einlagerungsbereiche früher gefüllt. Der Zeitpunkt, an dem eine Abdichtung jeweils vollständig korrodiert ist und die Flüssigkeit schneller durch die Abdichtung strömt, wird Ausfallzeitpunkt genannt. Er ist am starken Absinken der Strahlenexpositionen zu erkennen, da zu diesem

Zeitpunkt der Flüssigkeitsstrom aus der Restgrube nicht mehr nach außen ins Hutgestein und Deckgebirge sondern aus dem Hutgestein und Deckgebirge in die Restgrube sowie in den Einlagerungsbereich hinein gerichtet ist.

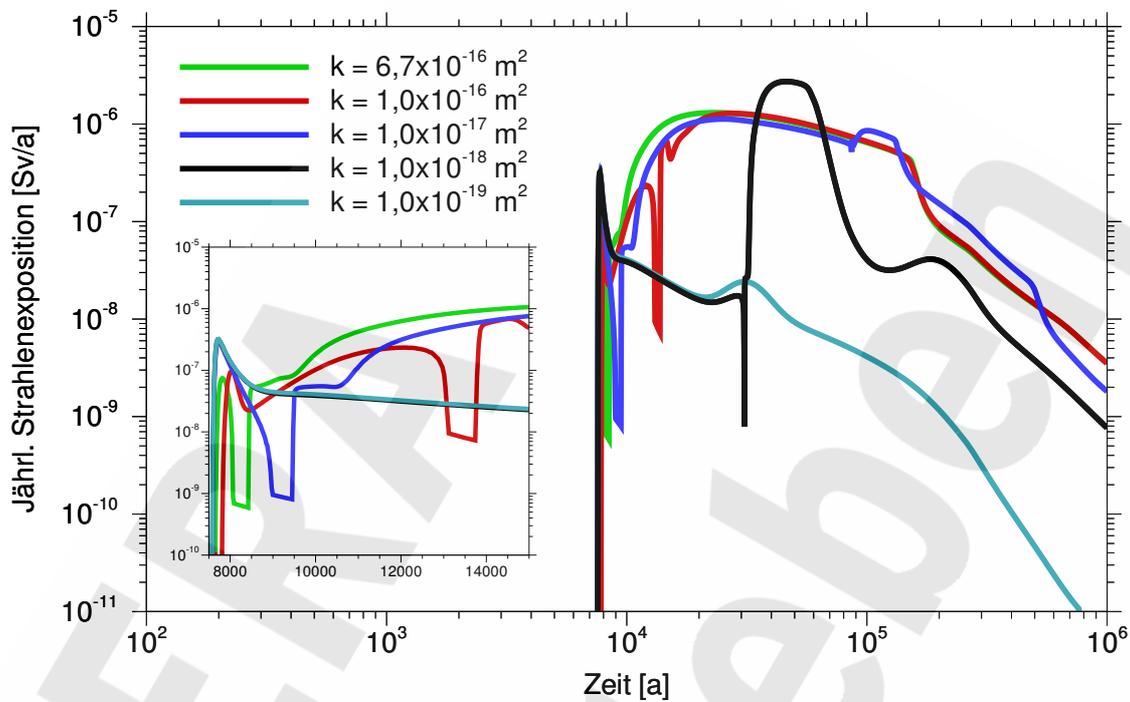


Abb. 9.31 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Anfangspermeabilität der Abdichtungen. Referenzwert = $1 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$

Bei der größten betrachteten Anfangspermeabilität erfolgt der Ausfall der Abdichtungen zum Südfeld und zum Ostfeld bereits weniger als 1000 Jahre nach der Auffüllung der Restgrube mit Lösung. Bei einer um zwei Größenordnungen gegenüber dem Referenzfall erhöhten Anfangspermeabilität fällt die repräsentative Abdichtung des West-Südfeldes ebenfalls sehr früh aus, die Abdichtung zum Ostfeld¹¹ aber erst nach ca. 15 000 a. Bei einer Anfangspermeabilität von einer Größenordnung über der des Referenzfalls fallen die Abdichtungen zum West-Südfeld nach ca. 10 000 a, die zum Ostfeld nach ca. 80 000 a aus. Abgesehen von den Ausfallzeitpunkten unterscheiden sich die Zeitverläufe der Strahlenexposition zwischen diesen Werten der Anfangspermeabilität aber nur wenig. Durch die frühe Auffüllung des West-Südfeldes ist dessen Hohlraum zu diesem

¹¹ Sobald eine der beiden Abdichtungen ausfällt, strömt die gesamte Lösung nur noch über diese Abdichtung. In dieser Variation ist irrelevant, welche Abdichtung ausgefallen ist.

Zeitpunkt noch nicht so weit reduziert wie im Referenzfall, daher dringt relativ viel Flüssigkeit in den Einlagerungsbereich ein und ergibt dort eine relativ niedrige Schadstoffkonzentration, die potenziell in einer entsprechend geringen Strahlenexposition resultiert. Dafür ist die Phase der durch Gasspeicherung bedingten Freisetzung aus den Einlagerungsbereichen relativ lang.

Bei einer gegenüber dem Referenzfall um eine Größenordnung verringerten Anfangspermeabilität kommt es gar nicht zum Ausfall der Abdichtungen, da der Zutritt so stark verzögert wird, dass er durch den Gasdruckaufbau in den abgedichteten Einlagerungsbereichen gänzlich gestoppt wird, bevor die zur vollständigen Korrosion der Abdichtungen erforderliche Lösungsmenge hindurchgetreten ist. Auch bei dieser Variation ergibt der beim Referenzfall verwendete Parameterwert die ungünstigste Entwicklung.

9.4.3 Permeabilität des Anhydrit im Ostfeld

Für die in Kapitel 9.2.8 beschriebene Variante „Freisetzung über den Hauptanhydrit im Ostfeld“ – im Folgenden Vergleichsfall genannt – wird die Permeabilität der Wegsamkeit über den Anhydrit variiert. Die berechneten Strahlenexpositionen sind in Abbildung 9.32 dargestellt.

In dem Fall mit einer Permeabilität von 10^{-18} m^2 wird das Ostfeld nicht mit Lösung gefüllt, und es kommt zu keiner Freisetzung von Radionukliden aus diesem Einlagerungsbereich. Im Vergleichsfall beträgt die Permeabilität 10^{-16} m^2 , das Ostfeld wird gefüllt, und es ergibt sich ab etwa dem Zeitpunkt 70 000 a eine etwas höhere Strahlenexposition. Bei der dazwischen liegenden Permeabilität von 10^{-17} m^2 gleicht die Kurve zunächst annähernd derjenigen mit sehr niedriger Permeabilität. Nach ca. 220 000 a ist das Ostfeld mit Lösung gefüllt und die Freisetzung aus diesem beginnt, wodurch die Strahlenexposition ansteigt und danach derjenigen des Vergleichsfalls folgt.

Bei Permeabilitäten, die höher sind als im Vergleichsfall, wird das Ostfeld frühzeitig aufgefüllt, sodass es schon vor der vollständigen Auffüllung des West-Südfelds zu generellen Unterschieden in den Strahlenexpositionen gegenüber dem Vergleichsfall kommt. Bei der größten betrachteten Permeabilität von 10^{-14} m^2 beginnt die Freisetzung aus dem Ostfeld bereits etwa 1 000 Jahre nach der Auffüllung der Restgrube. Bei hohen Permea-

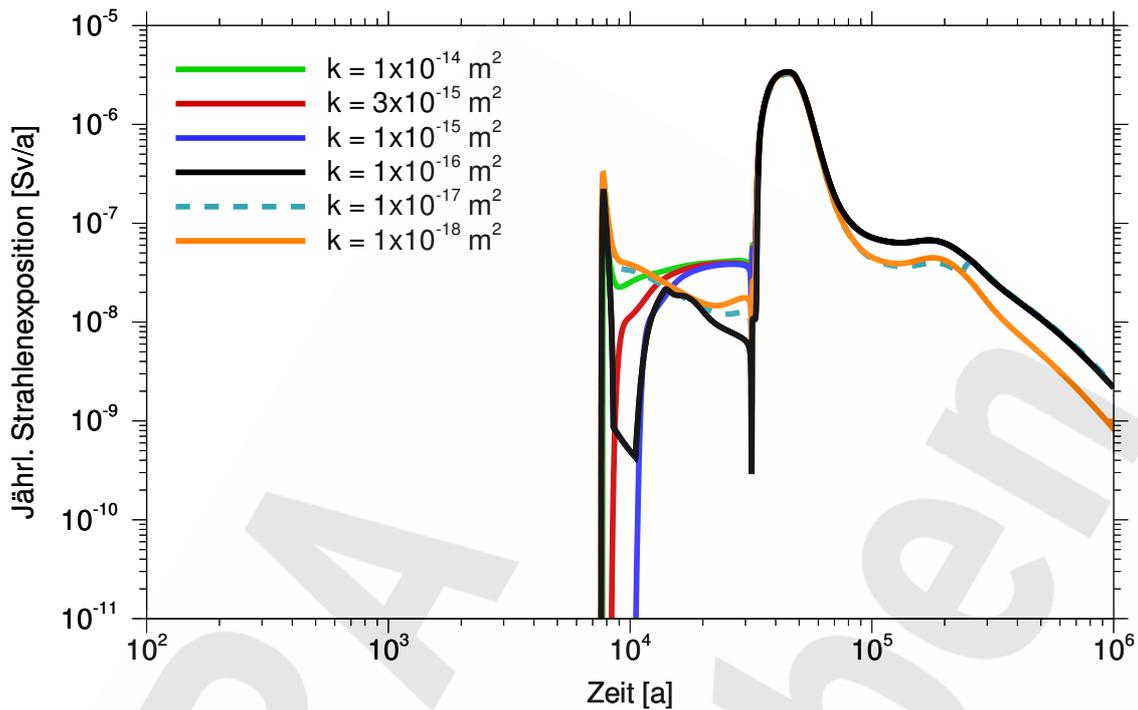


Abb. 9.32 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Permeabilität einer Wegsamkeit im Anhydrit. Referenzwert = $1 \cdot 10^{-16} \text{ m}^2$

bilitäten entfällt auch die Freisetzung durch Gasspeicherung in der Restgrube, weil der hierdurch angetriebene Flüssigkeitsstrom ins Ostfeld abfließt. Bei der höchsten betrachteten Permeabilität von 10^{-14} m^2 ist das Ostfeld jedoch so schnell gefüllt, dass die Gasspeicherung in der Restgrube danach noch andauert und eine erhöhte Freisetzung bewirkt.

9.4.4 Anteil der an der Gasproduktion beteiligten Stoffmenge

Die Menge des produzierten Gases wird durch die Gasproduktionsrate und die Menge des zur Verfügung stehenden Ausgangsmaterials bestimmt. Im Referenzfall wird angenommen, dass ein Anteil von 80 % des Ausgangsmaterials zur Gasproduktion zur Verfügung steht. Mit dieser Annahme soll der Tatsache Rechnung getragen werden, dass im Allgemeinen bei der Umsetzung Gas produzierender Stoffe nicht die gesamten Stoffmengen erfasst werden, da ein Teil von Steinsalz umschlossen wird oder anderweitig

nicht für Flüssigkeit zugänglich ist. Auch andere Unsicherheiten in der Gasproduktion können mit diesem Anteil beschrieben werden. Daher wird er im Bereich von 0 % bis 100 % variiert. Das Ergebnis ist in Abbildung 9.33 dargestellt.

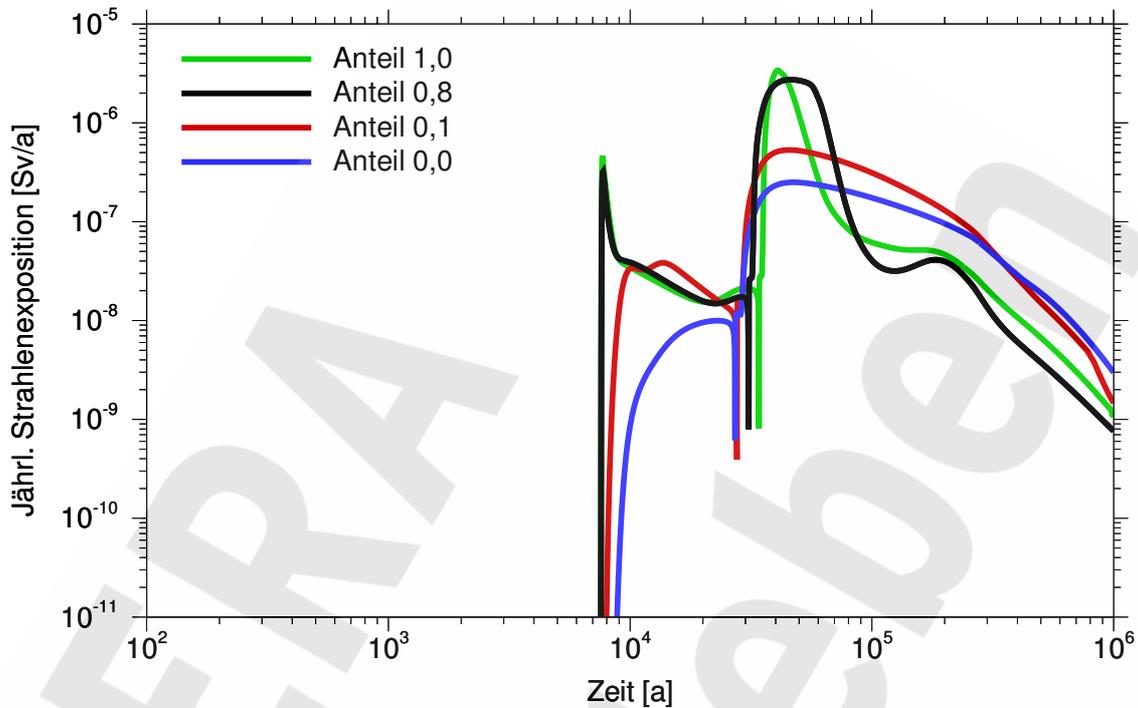


Abb. 9.33 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Anteil der an der Gasproduktion beteiligten Stoffmenge. Referenzwert = 0,8

Zu Zeiten vor der Auffüllung des West-Südfelds mit Lösung nimmt die Strahlenexposition mit dem Stoffmengenanteil zu, da der Volumenstrom aus der Restgrube durch stärkere Gasproduktion in der Restgrube ansteigt. Die durch die Gasspeicherung in der Restgrube verursachte Strahlenexposition wird durch diesen Parameter erheblich beeinflusst und führt bei höheren Werten – wie im Referenzfall stets erkennbar – zur Ausbildung eines lokalen Maximums unmittelbar nach der Auffüllung der Restgrube.

Der Beginn des Zutritts in das West-Südfeld ist ohne Gasproduktion am frühesten, da der Gegendruck im Einlagerungsbereich am kleinsten und dadurch die Durchströmung der Abdichtung am schnellsten ist, siehe auch die Diskussion in Kapitel 9.2.4. Nach dem Ausfall der Abdichtung zum West-Südfeld wird die Strahlenexposition zunächst durch die Freisetzung kontaminierter Lösung durch Gasspeicherung im Einlagerungsbereich

bestimmt und hängt damit stark vom Stoffmengenanteil ab. Bei stärkerer Gasproduktion verkürzt sich die Zeitdauer dieser Phase, sodass ab ca. 50 000 a die Strahlenexposition bei geringem Stoffmengenanteil höher ist als bei großem.

Bleibt die Gasproduktion gänzlich unberücksichtigt, wird der Lösungsstrom allein durch Konvergenz angetrieben. Dann sind die Freisetzung von Radionukliden und infolgedessen die Strahlenexposition nach der Auffüllung des West-Südfelds zunächst am niedrigsten, siehe die Kurven in Abbildung 9.33. Zu sehr späten Zeiten sind die Strahlenexpositionen in der Variation ohne Gasproduktion am höchsten, weil noch relativ hohe Inventaranteile in den abgedichteten Einlagerungsbereichen verblieben sind und nun zeitlich gestreckt freigesetzt werden können.

9.4.5 Gasproduktionsrate

Eine hohe Gasproduktionsrate verursacht eine verstärkte frühe Freisetzung kontaminierter Flüssigkeit aus den Grubengebäuden. In Abbildung 9.34 sind die Ergebnisse von Rechnungen dargestellt, bei denen die Korrosionsrate für Eisen und die Zersetzungsrate von Polyethylen jeweils um einen gemeinsamen Faktor gegenüber dem Referenzwert variiert wurden.

Bei gegenüber dem Referenzfall schnellerer Gasproduktion fällt das erste, durch Gasspeicherung in der Restgrube verursachte Maximum der Strahlenexposition deutlich höher aus; bei sehr geringer Gasproduktionsrate entfällt es dagegen, weil die dann geringen Flüssigkeitsströme nur zu einem langsamen Anstieg der Strahlenexposition führen. Nach dem Ausfall der Abdichtung zum West-Südfeld verlängert sich bei sehr geringer Gasproduktionsrate die Phase der durch Gasspeicherung im West-Südfeld bedingten Freisetzung aus dem Einlagerungsbereich; wegen der größeren zugetretenen Flüssigkeitsmenge und der folglich geringeren Schadstoffkonzentrationen sowie des geringeren Lösungsstromes aus dem Einlagerungsbereich fällt das Maximum der Strahlenexposition jedoch geringer aus. Ansonsten unterscheidet sich dieser Fall nur wenig vom Referenzfall.

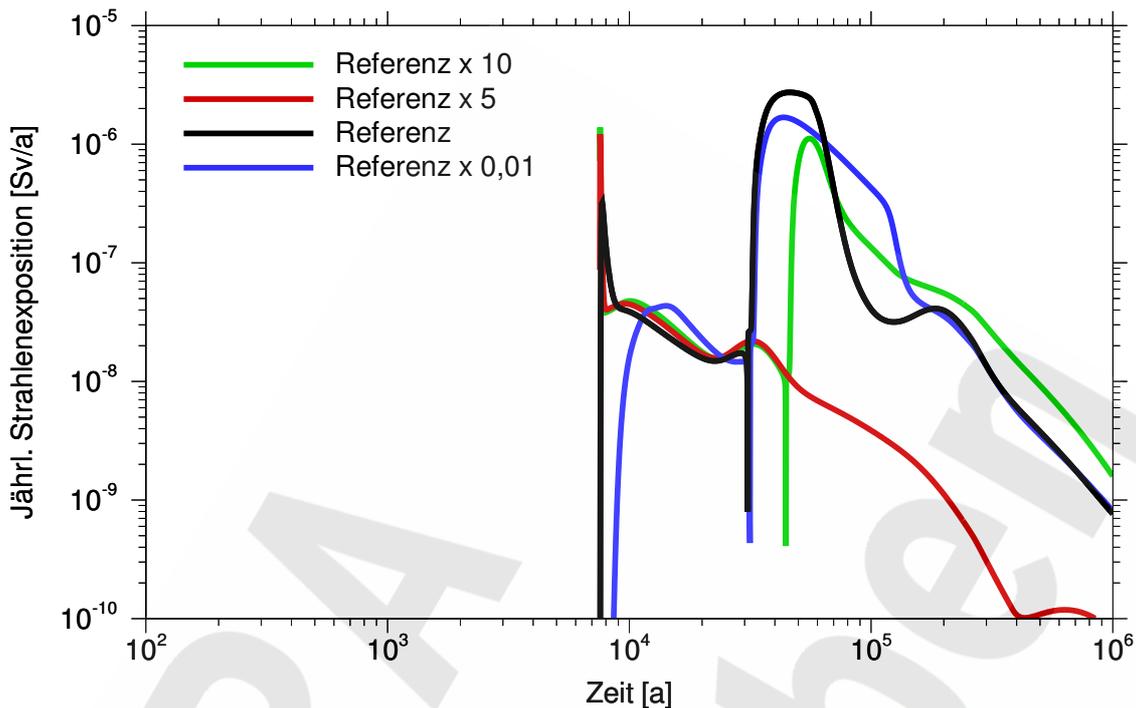


Abb. 9.34 Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Gasproduktionsrate

Bei gegenüber dem Referenzfall zehnfach größerer Gasproduktionsrate erfolgt der Ausfall der Abdichtung zum West-Südfeld später, weil das schnell entstehende Gaspolster den Durchfluss von Lösung durch die Abdichtung behindert. Nach vollständiger Auffüllung des Einlagerungsbereichs mit Lösung schließt sich dann nur noch eine kurze Phase der weiteren Gasspeicherung an. Bei gegenüber dem Referenzfall lediglich fünffach größerer Gasproduktionsrate fällt die Abdichtung zum West-Südfeld dagegen überhaupt nicht aus und die berechnete Strahlenexposition liegt um bis zu drei Größenordnungen unter der des Referenzfalls. Dies offenbart ein stark nichtlineares und nichtmonotones Systemverhalten, das folgendermaßen zu erklären ist:

Gemäß den Modellannahmen wird in den abgedichteten Einlagerungsbereichen ab Szenarienbeginn Gas produziert. Dieses wird jedoch ungehindert freigesetzt, solange die Restgrube noch nicht mit Lösung gefüllt ist. Bei einer sehr hohen Gasproduktionsrate betrifft dies einen Großteil des gesamten Gasproduktionspotenzials, sodass nach der Auffüllung der Restgrube mit Lösung nur noch eine deutlich verringerte Gasmenge im West-Südfeld gespeichert wird. Dieses Gaspolster behindert zwar den Zutritt von Lösung in den Einlagerungsbereich, reicht aber nicht aus, um diesen zu stoppen, bevor die

Abdichtung ausgefallen ist. Wird die Gasproduktionsrate aber etwas verringert, so verbleibt nach Auffüllung der Restgrube ein höheres Gasproduktionspotenzial im West-Südfeld, und es stellt sich ein höherer Gasdruck im Einlagerungsbereich ein. Hierdurch kann der Zutritt so frühzeitig zum Stillstand kommen, dass die eingedrungene Lösungsmenge nicht für die vollständige Korrosion der Abdichtung ausreicht. Wird die Gasproduktionsrate weiter reduziert, so wird das nach Auffüllung der Restgrube noch verfügbare Gasproduktionspotenzial im West-Südfeld nicht mehr wesentlich beeinflusst; das Gaspolster entwickelt sich jedoch langsamer, der Druck im Einlagerungsbereich steigt entsprechend langsamer an, und es fließt insgesamt wieder mehr korrosive Lösung über die Abdichtung zu, sodass es wieder zu deren Ausfall kommen kann. Aus diesem Grund zeigen die Kurven für einfache und zehnfache Gasproduktion einen vergleichbaren Verlauf, während diejenige für fünffache Gasproduktion erheblich davon abweicht.

Bei dieser Variation stellt der Referenzfall bezüglich des absoluten Maximums der Strahlenexposition einen ungünstigen Fall dar.

9.4.6 Gaseindringdruck der Abdichtungen

Der Gaseindringdruck der Abdichtungen bestimmt den maximal in den Einlagerungsbereichen auftretenden Gegendruck und damit die Dauer der Auffüllung der Hohlräume mit Flüssigkeit. Es werden die Fälle mit Gaseindringdrücken von 0,0 MPa bis 10,0 MPa dem Referenzfall mit 2,0 MPa gegenübergestellt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 9.35 als Zeitverläufe der Strahlenexposition dargestellt.

Gaseindringdrücke zwischen 0 und 1 MPa ergeben praktisch keine Unterschiede, Zwischenwerte werden daher hier nicht betrachtet. Diese Fälle entsprechen dem in Kapitel 9 beschriebenen alternativen Referenzfall mit niedrigem Gaseindringdruck, bei dem es nicht zu einer Gasspeicherung im West-Südfeld kommt, weil die über die repräsentative Abdichtung nach deren vollständiger Korrosion zutretende Lösung das Gas verdrängt.

Bei einem Gaseindringdruck von 1,2 MPa liegt ein Grenzfall vor. Die Besonderheit dieses Grenzfalls beruht wesentlich auf der Modellannahme einer repräsentativen Abdichtung für die Flüssigkeitsbewegung auf der 3. Sohle. Bei diesem Fall entweicht das Gas, wenn

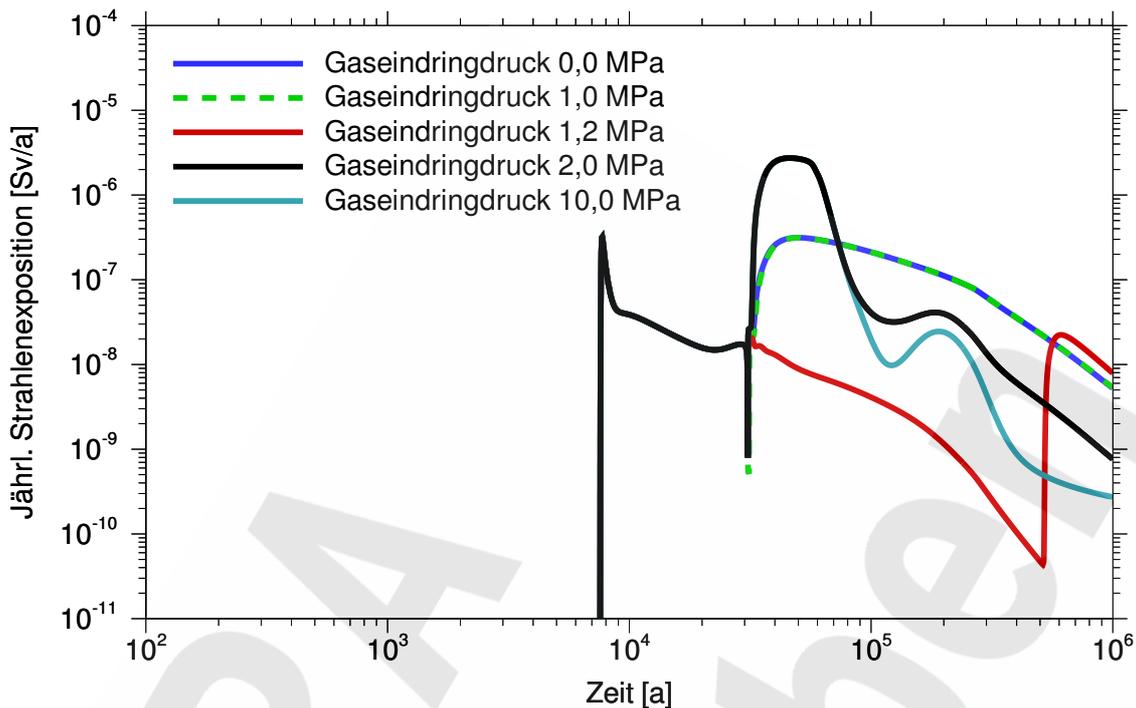


Abb. 9.35 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Gaseindringdruck

der Gasdruck den Wert 4,9 MPa erreicht. Dieser Druck ist gerade gleich dem hydrostatischen Druck in der Restgrube auf der 3. Sohle. Dadurch kommt der Zutritt zum Erliegen, obwohl der Einlagerungsbereich erst etwa zur Hälfte mit Flüssigkeit gefüllt ist. Anschließend wird durch die Konvergenz das Gas entsprechend den Verhältnissen an der obersten Abdichtung auf der 1. Sohle aus dem Einlagerungsbereich hinausgedrückt. Wegen des fehlenden Druckgradienten zwischen Einlagerungsbereich und Restgrube auf der Höhe der repräsentativen Abdichtung wird keine Flüssigkeit ausgepresst. Erst nach dem vollständigen Entweichen des Gases ist das West-Südfeld mit Lösung gefüllt und das konvergenzbedingte Auspressen der Flüssigkeit setzt ein. Im Zeitverlauf der Strahlenexposition zeigt sich dieser Effekt an dem Anstieg nach ca. 510 000 a.

Bei höheren Gaseindringdrücken ändern sich die Schadstofffreisetzung aus dem West-Südfeld und damit die Strahlenexposition deutlich. Das West-Südfeld wird auch hier nur zum Teil mit Flüssigkeit gefüllt. Das Gas kann nur entweichen, wenn der Gasdruck den Wert 5,7 MPa bei einem Gaseindringdruck von 2 MPa bzw. 13,7 MPa bei einem Gaseindringdruck von 10 MPa erreicht. Durch den steigenden Fluiddruck im Einlagerungsbereich gegenüber dem in der Restgrube wird die eingedrungene Flüssigkeit frühzeitig wie-

der ausgepresst. Die Unterschiede in den Kurvenverläufen für hohe Gaseindringdrücke resultieren aus der unterschiedlichen Größe der sich einstellenden Gaspolster, abhängig davon, ob und wann ein Gasdruck erreicht wird, bei dem eine teilweise Freisetzung des Gases möglich ist.

9.4.7 Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung

Im Folgenden wird der Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung variiert. Hierbei wird von einer instantanen Auffüllung der Restgrube nach 1 500 a, 7 500 a (Referenzfall), 15 000 a, bzw. 30 000 a ausgegangen. Der Zeitpunkt wird im Folgenden als Auffüllzeitpunkt bezeichnet.

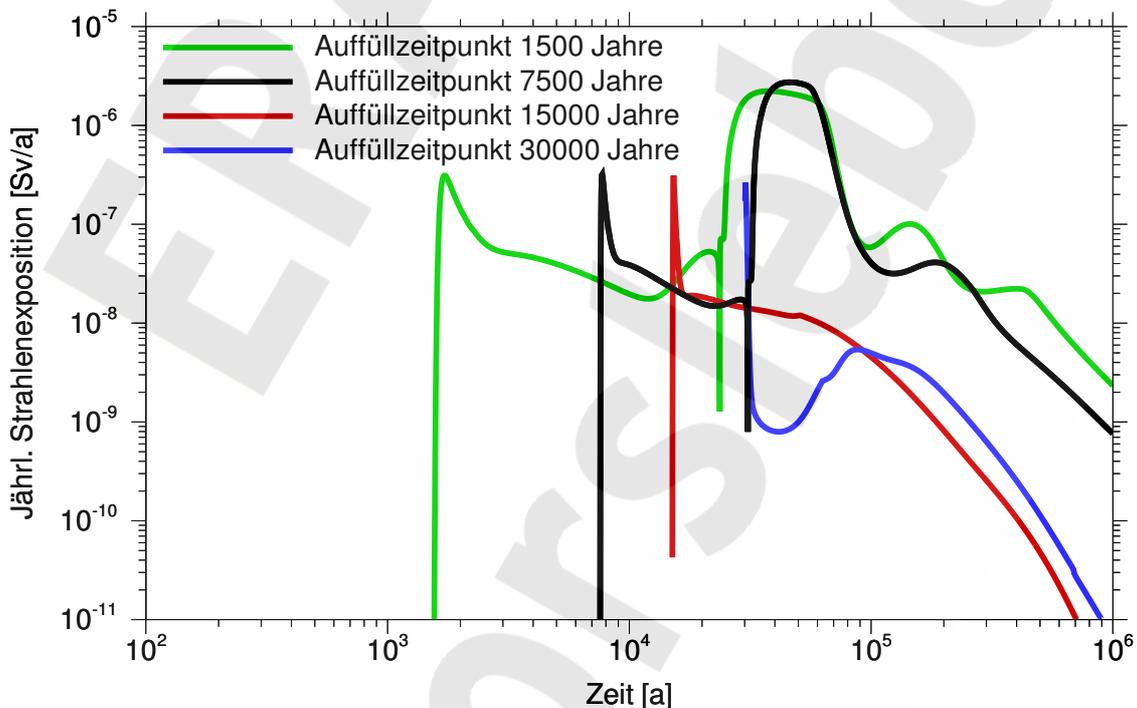


Abb. 9.36 Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung

In Abbildung 9.36 sind die berechneten Strahlenexpositionen über der Zeit dargestellt. Unmittelbar auf den Auffüllzeitpunkt folgt jeweils eine Phase der durch Gasspeicherung in der Restgrube verursachten Freisetzung, die jeweils ca. 1 000 Jahre dauert.

Zum Ausfall der Abdichtung zum West-Südfeld kommt es nur bei relativ früher Auffüllung der Restgrube. Beim Auffüllzeitpunkt 15 000 a ist dies bereits nicht mehr der Fall. Das liegt daran, dass im Modell die Gasproduktion im West-Südfeld ab dem Szenarienbeginn läuft, vor der Auffüllung der Restgrube entstehendes Gas jedoch frei entweicht und keinen die Konvergenz behindernden Druck aufbaut. Erfolgt der Lösungszutritt spät, ist der Hohlraum im Einlagerungsbereich durch die Konvergenz bereits so weit zurückgegangen, dass er, unter Berücksichtigung der fortan erfolgenden Gasspeicherung, nicht mehr zur Aufnahme derjenigen Lösungsmenge ausreicht, die zur vollständigen Korrosion der Abdichtung erforderlich ist. Die Strahlenexposition wird dann nach Abschluss der Gasspeicherung in der Restgrube durch die konvergenzbedingte Freisetzung von Restinventaren aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen sowie eine geringe Freisetzung aus dem West-Südfeld über die weitgehend intakte Abdichtung bestimmt.

10 Probabilistische Modellrechnungen zum Wasserpfad

Eine Bewertung der Langzeitsicherheit von Endlagern ist prinzipiell mit mehreren Arten von Unsicherheiten verknüpft:

- Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung des Endlagersystems,
- Modellunsicherheiten, die sich aus einem unvollständigen Verständnis von physikalischen und chemischen Effekten ergeben und zu Näherungen und Vereinfachungen in der Modellierung des Systems führen,
- Datenunsicherheiten, die sich aus einer begrenzten Verfügbarkeit von allgemeinen oder standortspezifischen Daten ergeben, sodass keine genauen Werte der relevanten Parameter bereitstehen.

Zum Umgang mit diesen Unsicherheiten verwendet man verschiedene Methoden. Wegen der Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung des Endlagersystems betrachtet man verschiedene Szenarien, mit denen bestimmte Entwicklungsmöglichkeiten beschrieben werden. Verschiedene Entwicklungsmöglichkeiten des Endlagersystems sind in den Varianten untersucht worden, die in Kapitel 9 beschrieben sind. Eine genaue Angabe der Eintrittswahrscheinlichkeiten der zu betrachtenden Szenarien ist allerdings nicht möglich. Die verschiedenen Szenarien können allenfalls grob in Wahrscheinlichkeitsklassen eingeteilt werden.

Mit einer probabilistischen Analyse wird hier der Einfluss der Unsicherheiten in den Parametern und einigen Modellannahmen, die auf Datenunsicherheiten zurückgeführt werden können, auf den zur Bewertung der Langzeitsicherheit verwendeten Indikator Strahlenexposition quantifiziert. Die Bandbreite der Strahlenexposition wird dabei mit einem Monte-Carlo-Verfahren ermittelt. Mit einer geeigneten statistischen Auswertung der Monte-Carlo-Simulationen wird der Einfluss der Unsicherheit der Eingangsparameter auf die Unsicherheit in der errechneten Strahlenexposition ermittelt. Auf diese Weise werden die sensitiven Parameter bestimmt.

10.1 Vorgehensweise

Die Datenunsicherheiten werden in der Monte-Carlo-Analyse durch mehrere unabhängige Zufallsgrößen und weitere, von diesen abhängige Zufallsgrößen repräsentiert. Dabei werden für alle unabhängigen Zufallsgrößen Verteilungsfunktionen definiert, welche die vorhandene Information über die möglichen Parameterwerte wiedergeben. Bei der Auswahl der Verteilungsfunktionen wird nach den folgenden Richtlinien vorgegangen:

- Falls nur der Wertebereich für eine Zufallsgröße ermittelt werden kann und kein bevorzugter Wert bekannt ist, so wird eine Gleichverteilung verwendet: uniform
- Erstreckt sich im vorhergehenden Fall der Wertebereich über mehrere Größenordnungen, so wird eine logarithmische Gleichverteilung verwendet: log. uniform
- Falls der Wertebereich und innerhalb des Wertebereichs ein bevorzugter Wert für eine Zufallsgröße ermittelt werden können, so wird eine Dreiecksverteilung verwendet: triangular
- Wenn die Werte der Zufallsgröße eine Häufung aufweisen, so wird eine Normalverteilung verwendet: normal
- Erstreckt sich im vorhergehenden Fall der Wertebereich der Zufallsgröße über mehrere Größenordnungen, so wird eine logarithmische Normalverteilung verwendet: log. normal

Aufgrund ihrer mathematischen Natur können bei Normalverteilungen mit einer sehr kleinen Wahrscheinlichkeit auch sehr extreme Werte auftreten, die aber in Bezug auf die tatsächlichen Parameterwerte, die durch die Normalverteilung repräsentiert werden, unrealistisch sind. Daher werden die Normalverteilungen für die Monte-Carlo-Analyse auf beiden Seiten begrenzt, sodass für die Zufallsgröße nur Werte innerhalb der vorgegebenen Grenzen auftreten können. Die in den nachfolgenden Tabellen angegebenen Grenzen bei den Normalverteilungen beziehen sich auf die 0,001- und 0,999-Quantile. Diese Grenzen entsprechen der 3,091-fachen Standardabweichung beiderseits des Mittelwerts.

In einigen wenigen Fällen ergab sich für Parameter, der Unsicherheit über eine Log-Normalverteilung repräsentiert werden muss, aufgrund von Überlegungen [58] zu den oberen und unteren Grenzen sowie zum häufigsten Wert, dass dieser nicht in der Mitte des Intervalls liegt. Eine solche Werteverteilung wäre nur durch eine unsymmetrisch abgeschnittene Log-Normalverteilung abzubilden, die mit dem Programmpaket EMOS nicht umsetzbar ist. Um den Vorgaben der Sollverteilung dennoch weitestgehend gerecht zu werden, wird die im Folgenden beschriebene und in Abbildung 10.1 dargestellte Vorgehensweise zur Bestimmung einer unbeschnittenen Log-Normalverteilung als Ersatzverteilung gewählt.

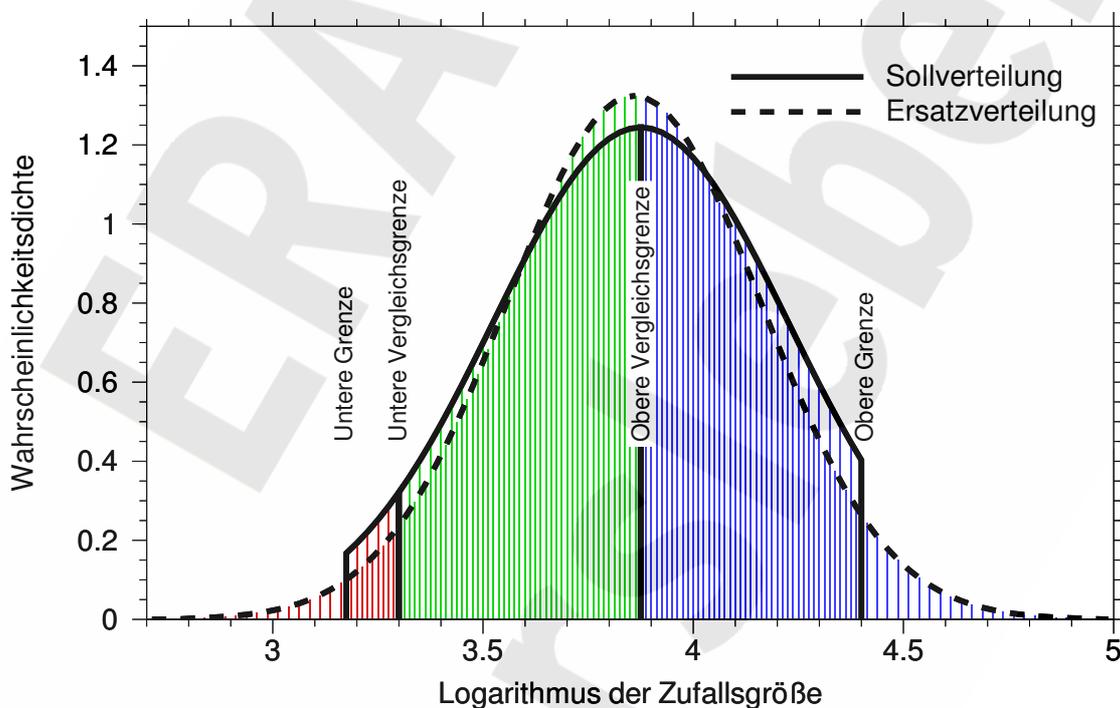


Abb. 10.1 Bestimmung einer Ersatzverteilung für eine unsymmetrisch beschnittene Log-Normalverteilung

Zusätzlich zu den vorgegebenen Intervallgrenzen – untere und obere Grenze genannt – werden zwei so genannte Vergleichsgrenzen festgelegt. Die Parameter der Ersatzverteilung werden dann so bestimmt, dass die Integrale der Sollverteilung und der Ersatzverteilung über die links- und rechtsseitigen Intervalle jenseits der Vergleichsgrenzen jeweils gleich sind. Dies ist in der Abbildung 10.1 beispielhaft dargestellt. Die Parameter der

Ersatzverteilung werden aus den drei Flächen zwischen den verschiedenen Grenzen, bzw. jenseits der Grenzen bestimmt. Die jeweiligen Flächen der Ersatz- und Sollverteilung über die links- und rechtsseitigen Intervalle jenseits der Vergleichsgrenzen stimmen dabei überein, d.h. die rot, grün und blau schraffierten Bereiche sind jeweils flächengleich für die Sollverteilung und die Ersatzverteilung. Dadurch ergeben sich auch jeweils gleiche Ziehungshäufigkeiten. Allerdings führt das Verfahren unvermeidbar zu einer kleinen Verschiebung des Maximums der Verteilung und bewirkt, dass einige wenige Stichprobenwerte außerhalb des vorgegebenen Intervalls gezogen werden.

Die probabilistischen Rechnungen basieren auf den Annahmen des Referenzfalls für den Wasserpfad, bei dem eine instantane Auffüllung der Restgrube mit Flüssigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt über eine Zutrittsstelle in der Grube Bartensleben unterstellt wird. Zusätzlich wird eine Modellunsicherheit berücksichtigt, indem angenommen wird, dass der Lösungszutritt zum Ostfeld nicht über die Abdichtungen, sondern über Kluftzonen im Anhydrit erfolgt. Die Unsicherheit, ob es zu einem Zutritt über die Grube Marie oder über die Grube Bartensleben kommt, wird nicht berücksichtigt.

Jede Simulation wird mit einem Eingangsdatensatz durchgeführt, der aus unveränderten Werten des Referenzfalls, zufällig gezogenen Werten der unabhängigen Zufallsgrößen und Werten von davon abhängigen Variablen besteht. Für jeden Eingangsdatensatz wird der Zeitverlauf der Strahlenexposition berechnet.

Für jede unabhängige Zufallsgröße wird eine Stichprobe gezogen, die für alle Simulationen jeweils einen Wert der Zufallsgröße enthält. Ein Beispiel für eine gezogene Stichprobe ist in Abbildung 10.2 für die Zufallsgröße „Zersetzungsrates von Polyethylen“ dargestellt. Der Umfang der Stichprobe beträgt 2000, zur Erhöhung der Übersichtlichkeit ist jedoch nur ein Teil der Stichprobenwerte eingezeichnet. Es ist zu erkennen, dass die gezogenen Werte gut mit dem theoretischen Verlauf einer logarithmischen Normalverteilung übereinstimmen.

Die Monte-Carlo-Simulationen werden mit den gleichen Modulen des Programmpakets EMOS wie die deterministischen Rechnungen durchgeführt. Zusätzlich wird für das statistische Präprozessing das Modul STATIST2.1 und für die Vorbereitung des statistischen Postprozessings das Modul STATOUT1.8 eingesetzt.

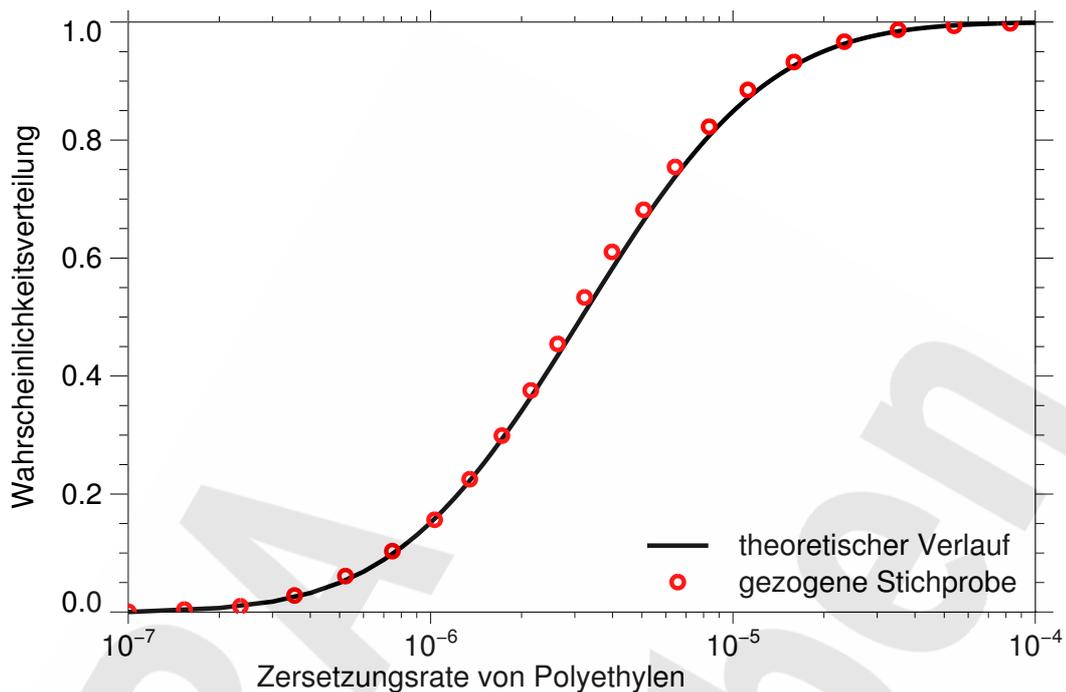


Abb. 10.2 Vergleich der theoretischen mit der gezogenen Stichprobe

Als Ergebnis jeder Simulation werden die Strahlenexpositionen aller ausgewählten Radionuklide für 459 ausgewählte Zeitpunkte gespeichert. Diese Zeitpunkte sind so gewählt, dass sie auf einer logarithmischen Skala gleichmäßig über den gesamten Betrachtungszeitraum verteilt sind. Dazu wurden in den Zeitbereichen $10^2\text{a} - 10^3\text{a}$, $10^3\text{a} - 10^4\text{a}$, $10^4\text{a} - 10^5\text{a}$ und $10^5\text{a} - 10^6\text{a}$ jeweils 90 Stützpunkte und unterhalb von 100 Jahren 99 Stützpunkte gewählt. Die Strahlenexpositionen an diesen Stützstellen werden mit Hilfe des Statistik-Postprozessors hinsichtlich der Unsicherheit und der globalen Sensitivität ausgewertet [79].

10.2 Eingangsdaten für die Monte-Carlo-Rechnung

Als Zufallsgrößen werden ausgewählte Eingangsparameter für die Modellierung der Vorgänge in den Grubengebäuden sowie im Hutgestein und Deckgebirge betrachtet. Von den Eingangsparametern für die Biosphäre wird keine als Zufallsgröße betrachtet. Es werden 45 Eingangsparameter als unabhängige Zufallsgrößen und weitere 47 Eingangsparameter als abhängige Variablen berücksichtigt. Abhängige Variable werden durch eine funktionale Abhängigkeit von einer unabhängigen Zufallsgröße definiert.

Im Folgenden werden alle unabhängigen Zufallsgrößen im Detail angesprochen, wobei auch jeweils auf die abhängigen Variablen eingegangen wird. Sie sind in den folgenden Tabellen zusammen mit ihren Verteilungsfunktionen unter Verwendung der Angaben aus Kapitel 7 zusammengestellt. Die Bandbreiten und die Verteilungsfunktionen sind im Allgemeinen aus [58] entnommen. Sind dort keine Angaben vorhanden, so werden die Daten im Folgenden begründet.

10.2.1 Zufallsgrößen bezüglich Konvergenz

Es ist zu erwarten, dass die Konvergenz des Gebirges einen starken Einfluss auf den Radionuklidtransport innerhalb der Grubenbaue und durch die Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge hat, denn durch die Konvergenz werden Volumina verkleinert und dadurch Lösungsbewegungen in den Grubengebäuden verursacht. Die Konvergenz wird durch die Stützwirkung des Versatzes sowie durch den Fluiddruck behindert. In Tabelle 10.1 sind die unabhängigen Zufallsgrößen für den Konvergenzprozess zusammengestellt.

Tab. 10.1 Unabhängige Zufallsgrößen des Konvergenzprozesses

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Referenzkonvergenzrate [1/a]	$4 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	log. uniform
Referenzporosität [-]	0,3	0,2	0,4	triangular

Tab. 10.1 Unabhängige Zufallsgrößen des Konvergenzprozesses

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Spezifische Abschalung [-]	1,0	0,0	2,0	uniform
Anfangsporosität des Haufwerks [-]	0,4	0,25	0,45	uniform
Lokale Faktoren für Konvergenzraten [-]				
Westfeld	0,125	0,05	0,50	log. uniform
Südfeld	1,0	0,50	5,00	log. uniform
Ostfeld	0,25	0,075	0,75	log. uniform
Nordfeld	1,0	0,25	2,50	log. uniform
Zentralteil	0,2	0,075	0,75	log. uniform
Sonstige Restgrube Bartensleben	1,0	0,25	2,50	log. uniform
Sonstige Restgrube Marie	1,0	0,25	2,50	log. uniform
Mischungsbereich Bartensleben	0,2	0,075	0,75	log. uniform
Mischungsbereich Marie	0,5	0,15	1,50	log. uniform

Die globalen Unsicherheiten des Konvergenzprozesses, die beispielsweise mit der Geologie und der mineralogischen Zusammensetzung des Steinsalzes verbunden sind, werden durch Variation der Referenzkonvergenzrate berücksichtigt. Weitere unabhängige Zufallsgrößen berücksichtigen die Unsicherheiten von Einzelprozessen, die sich auf die Konvergenz auswirken:

- Die Referenzporosität bestimmt, ab wann die Stützwirkung des kompaktierbaren Versatzes beginnt. Solange die Versatzporosität über der Referenzporosität liegt, konvergiert der Grubenbau, als wäre er unversetzt. Kleine Werte bedeuten daher eine längere Phase unbehinderter Konvergenz als große. Die Bandbreite ist geschätzt. Es wird eine Dreiecksverteilung der Werte angenommen.
- Durch Abschalung entsteht Haufwerk, das die Konvergenz über seine Stützwirkung behindert. Das Haufwerk wird wie Versatz behandelt. Die Unsicherheiten bezüglich des Abschalungsprozesses werden über zwei unabhängige Zufallsgrößen berücksichtigt:

- Mit einer spezifischen Abschaltung von $\lambda_A = 1$ wird angenommen, dass sich das gesamte Volumen Salzgestein abschalt, das sich durch Konvergenz in den Grubenbau hineinbewegt. Mit dem Wert $\lambda_A = 0$ wird angenommen, dass es nicht zu Abschaltungen kommt und mit $\lambda_A = 2$ wird doppelt so viel Volumen abgeschalt, wie sich durch Konvergenz in den Grubenbau hinein bewegt. Es wird angenommen, dass die Werte im Bereich von $\lambda_A = 0$ bis $\lambda_A = 2$ gleichverteilt sind.
- Das heruntergefallene Salzgestein bildet ein Haufwerk, dessen Porosität nicht genau bekannt ist. Der obere Wert der Anfangsporosität orientiert sich an lockerem Haufwerk, der untere Wert an kompaktiertem Haufwerk. Es wird angenommen, dass die Werte gleichverteilt sind und dass die Anfangsporosität unabhängig von der spezifischen Abschaltung ist. Die Zufallsgröße hat für alle Grubenbaue den gleichen Wert.

Die unterschiedlichen Konvergenzraten in den einzelnen Bereichen der Grubengebäude werden wie in den deterministischen Rechnungen durch einen lokalen Faktor berücksichtigt. Dieser Faktor wird für die beiden sonstigen Restgruben als 1 festgesetzt, für die übrigen Bereiche ergeben sich relative Werte hierzu. Durch Betrachtung dieser Faktoren als unabhängige Zufallsgrößen werden bereichsspezifische Unsicherheiten aufgrund lokaler Gebirgseigenschaften berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die Parameterwerte logarithmisch gleichverteilt sind.

10.2.2 Zufallsgrößen bezüglich der Gase

Gasproduktion und Gasspeicherung beeinflussen das Eindringen von Lösungen in die abgedichteten Einlagerungsbereiche sowie das Auspressen kontaminierter Lösungen aus den Einlagerungsbereichen und aus den Grubengebäuden. Es werden mehrere Parameter unabhängig voneinander bzw. statistisch korreliert variiert, die in Zusammenhang mit diesen beiden Prozessen stehen, siehe Tabelle 10.2.

Bezüglich der Gasproduktion wird angenommen, dass sowohl die Umwandlungsraten als auch die Mengen Gas produzierender Stoffe unsicher sind:

Tab. 10.2 Unabhängige und korrelierte Zufallsgrößen bezüglich der Gase

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Korrosionsrate Eisen [1/a]	$4 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-2}$	log. normal
Zersetzungsrate Polyethylen [1/a]	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-4}$	log. normal
Anteil der betroffenen Stoffmenge [-]	0,8	0,1	1,0	triangular
Gaseindringdruck [MPa]	2,0	0,0	2,4	uniform
Anteil Gasspeichervolumen im NF [%]	30	15	45	triangular

- Die Umwandlungsraten für Eisen und Polyethylen bestimmen die Geschwindigkeit, mit der Gas produziert wird. Sie werden im Referenzfall so ermittelt, dass die Zeitverläufe der mit einem detaillierten Modell berechneten Gasmengen ausreichend gut beschrieben werden. Zur Berücksichtigung von Unsicherheiten werden Bandbreiten geschätzt und eine logarithmische Normalverteilung der Werte angenommen. Zwischen den beiden Umwandlungsraten wird ein Korrelationskoeffizient von 0,8 berücksichtigt. Diesem Koeffizienten liegt die Annahme zugrunde, dass die Gasbildungsrate durch Metalle und Organika von vergleichbaren Unsicherheiten, z.B. des Nachflusses von Lösung, beeinflusst werden.
- Bei der Umsetzung Gas produzierender Stoffe werden im Allgemeinen nicht die gesamten Stoffmengen erfasst, da ein Teil von Steinsalz umschlossen ist oder anderweitig nicht für die Flüssigkeit zugänglich ist. Außerdem bestehen bei der Korrosion und insbesondere der Zersetzung von Organika Unsicherheiten hinsichtlich der genauen Prozessabläufe und der resultierenden Gasmengen. Daher wird in den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit ein Anteil η für die betroffene Stoffmenge berücksichtigt, der diese Unsicherheiten beschreibt. Der Anteil wird als unabhängige Zufallsgröße für jeden der sechs Bereiche behandelt, in denen Gasproduktion berechnet wird. Durch kleinere Werte werden eine starke Behinderung der Zugänglichkeit der Stoffe für die Korrosions- und Zersetzungsprozesse und durch Gasbildung während der Betriebsphase möglicherweise bereits erfolgte Reduzierung des Gasproduktionspotenzials berücksichtigt. Die untere Bandbreite ist geschätzt und es wird eine Dreiecksverteilung angenommen.

Die Unsicherheiten bezüglich der Gasspeicherung in den Einlagerungsbereichen werden über zwei unabhängige Zufallsgrößen berücksichtigt, den Gaseindringdruck und den Anteil des Gasspeichervolumens im Nordfeld:

- Das in den abgedichteten Einlagerungsbereichen produzierte Gas entweicht, sobald der hydrostatische Druck auf der Höhe der höchstgelegenen Abdichtung, erhöht um den Gaseindringdruck, überschritten ist. Oberhalb eines bestimmten Gaseindringdrucks kann das Gas nicht mehr aus einem abgedichteten Einlagerungsbereich entweichen. Für die probabilistischen Rechnungen wird unterstellt, dass es gleich wahrscheinlich ist, ob das Gas entweicht oder zurückgehalten wird. Im Referenzfall beträgt im Südfeld der hydrostatische Druck in der Referenzteufe 4,9 MPa und in der Teufe der 1. Sohle 3,7 MPa. Bei einem Gaseindringdruck von mehr als 1,2 MPa kann das Gas dann weder auf der 1. Sohle noch in der Referenzteufe entweichen. Als kleinster Wert für die Variation wird angenommen, dass es keinen Gaseindringdruck gibt, als größter Wert wird 2,4 MPa angenommen. Die Werte sind gleichverteilt. Für das Ostfeld sind entsprechende Werte streng mit den Werten für das Südfeld korreliert, da für beide Abdichtungen der gleiche Baustoff verwendet wird.
- Der Anteil des Gasspeichervolumens am Gesamtvolumen im nicht abgedichteten Einlagerungsbereich Nordfeld bestimmt die Menge kontaminierter Lösung, die aus dem Nordfeld durch Gasspeicherung verdrängt wird. Im Referenzfall wird angenommen, dass sich die Hohlraumvolumina im Abfall zur Hälfte in geschlossenen Gebinden und zur Hälfte in losen Materialien befinden. Es wird unterstellt, dass lose Abfälle einen geringen und geschlossene Gebinde einen hohen Gasspeicheranteil haben. Hieraus resultiert zusammen mit einem Gasspeicher in der Firste ein Gasspeicheranteil für den Einlagerungsbereich Nordfeld von 30 % des gesamten Hohlraumvolumens. Als untere Grenze wird angenommen, dass es keinen Gasspeicher an der Firste gibt und dass nur lose Abfälle existieren. Für die obere Grenze wird angenommen, dass der Gasspeicher in der Firste doppelt so groß ist wie im Referenzfall und dass nur geschlossene Abfälle existieren. Es wird eine Dreiecksverteilung angenommen.

10.2.3 Zufallsgrößen bezüglich Geometrie und Materialeigenschaften

Die Volumina der einzelnen Bereiche der Grubengebäude sowie die Permeabilitäten und Porositäten einzelner Wegsamkeiten beeinflussen die Lösungsmengen und die Strömungswiderstände. Die bezüglich der Geometrie unabhängigen Zufallsgrößen sind in Tabelle 10.3 zusammengestellt.

Tab. 10.3 Unabhängige Zufallsgrößen bezüglich Geometrie und Materialeigenschaften

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Volumen des MB Bartensleben [m ³]	41 975	17 587	85 016	triangular
Volumen des MB Marie [m ³]	24 601	20 924	26 812	triangular
Volumen des Zentralteils [m ³]	35 843	24 294	49 645	triangular
Permeabilität der Verbindungen Marie/Bartensleben [m ²]	1·10 ⁻¹⁴	1·10 ⁻¹⁶	1·10 ⁻¹³	log. normal
Anfangspermeabilität: Salzbeton-Abdichtung Magnesiabeton-Abdichtung [m ²]	10 ⁻¹⁸ 10 ⁻¹⁸	3,2·10 ⁻²¹ 2,7·10 ⁻²¹	6,7·10 ⁻¹⁶ 1,9·10 ⁻¹⁵	log. normal ^a log. normal ^b
Permeabilität der Kluftzone OF [m ²]	10 ⁻¹⁶	10 ⁻¹⁸	10 ⁻¹⁴	log. uniform
relative Magnesiumsättigung, bezogen auf IP21-Lösung [-]	0,1	0	1	triangular

- Die angegebenen Grenzen ergeben sich nach dem in 10.1 beschriebenen Verfahren aus einer Sollverteilung zwischen 10⁻¹⁹ m² und 10⁻¹⁶ m² mit Vergleichsgrenzen von 10⁻¹⁸ m² und 10⁻¹⁷ m².
- Die angegebenen Grenzen ergeben sich nach dem in 10.1 beschriebenen Verfahren aus einer Sollverteilung zwischen 10⁻¹⁹ m² und 10⁻¹⁵ m² mit einem Wert von 10⁻¹⁸ m² für die obere und untere Vergleichsgrenze.

Die Mischungsbereiche sind die Schnittstellen für den Radionuklidtransport zwischen den Einlagerungsbereichen sowie dem Hutgestein und Deckgebirge. Ihre Lösungsvolumina haben Einfluss auf die Radionuklidkonzentrationen und Radionuklidströme, die in das Hutgestein freigesetzt werden. Die Unsicherheiten über die Verbindungswege zwischen den Einlagerungsbereichen und dem Austrittsort aus den Grubengebäuden werden durch die Bandbreiten der Volumina berücksichtigt. Da in der vorliegenden

Monte-Carlo-Analyse angenommen wird, dass die Schnittstelle zum Hutgestein am Mischungsbereich Bartensleben liegt, ist die Variation des Volumens des MB Marie hier von untergeordneter Bedeutung.

Das Volumen des Zentralteils wird variiert, um die Unsicherheiten in den ermittelten geometrischen Volumina der Bereiche zu berücksichtigen, die zum Zentralteil zusammengefasst sind. Die Volumina der sonstigen Restgruben und des Nordfelds werden nicht variiert, da die Unsicherheiten in den ermittelten geometrischen Volumina gering sind. Da sich die Volumina dieser Bereiche hauptsächlich auf den Volumenstrom zum Mischungsbereich auswirken, werden die Unsicherheiten in diesen Parametern durch die Variation der Referenzkonvergenzrate abgedeckt, die über eine große Bandbreite variiert wird.

Für den Radionuklidtransport zwischen den Einlagerungsbereichen und den Mischungsbereichen sind die Permeabilitäten der Abdichtungen der Einlagerungsbereiche, der Klufzonen im Anhydrit und der Verbindungsstrecken zwischen den Gruben Marie und Bartensleben relevant:

- Die Unsicherheiten über die Fließwege zwischen den beiden Gruben sowie die Bandbreite der Strömungswiderstände entlang der unterschiedlichen Wege werden über die Permeabilität der Verbindungsstrecken berücksichtigt.
- Bei der Betrachtung der Anfangspermeabilität der Abdichtungen der Einlagerungsbereiche als Zufallsgröße wird davon ausgegangen, dass insbesondere auch die Unsicherheiten hinsichtlich der Entstehung bevorzugter Fließpfade bei der Durchströmung erfasst sind. Für Salzbeton- und Magnesiabeton-Abdichtungen werden zwei unterschiedliche Zufallsgrößen verwendet. Die unabhängige Zufallsgröße für den Salzbeton wird für das Südfeld gezogen; der Wert der Salzbeton-Abdichtung im Ostfeld ist mit diesem Wert streng korreliert, da die beiden Abdichtungen aus dem gleichen Material bestehen.

- Der Strömungswiderstand der Kluftzone im Anhydrit zum Ostfeld spielt nur in den Simulationen eine Rolle, in denen dieses Modell ausgewählt ist, siehe Kapitel 10.2.5. Durch Behandlung der Permeabilität der Kluftzone als Zufallsgröße werden die Unsicherheiten berücksichtigt, die bezüglich der Wegsamkeiten in der Kluftzone und deren Transmissibilitäten bestehen, siehe Diskussion in Kapitel 7.8.

In Kapitel 7.7 wurde erläutert, wie die Umlösung der Abdichtungen aus Salz- bzw. Magnesiabeton beim Kontakt mit Lösung modelliert wurde. Dabei spielt der Parameter der volumetrischen Umlösekapazität κ_L der Lösung eine entscheidende Rolle. Dieser wiederum hängt von der Magnesiumsättigung s der angenommenen Lösung ab. Für den Referenzfall wurde dieser Wert auf 10 % der Mg-Sättigung von IP21-Lösung gesetzt. Da jedoch hierüber große Unsicherheit besteht, wurde in der Probabilistik das volle Intervall zwischen 0 (NaCl-Lösung) und 1 (IP21-Lösung) angenommen. Dabei wurde eine Dreiecksverteilung mit dem Maximum beim Referenzwert 0,1 zugrunde gelegt.

Für die Umlösekapazität von IP21-Lösung an Salzbeton wurde ein Wert von $2,0 \text{ m}^3$ umgelöste Festphase je m^3 Lösung angenommen.¹² Da die Umlösekapazität linear von der Magnesiumsättigung abhängt, wird sie nach der Gleichung

$$\kappa_{L \text{ Salzbeton}} = 2,0 \cdot s$$

berechnet. Bei Magnesiabeton sind die Verhältnisse etwas komplizierter. Wie in Kapitel 7.7 beschrieben wird bei einer Sättigung von 12,23 % gegenüber IP21 ein Gleichgewicht erreicht. Zur Umlösung des Magnesiabetons kommt es nur bei niedrigeren Sättigungswerten. Für magnesiumfreie Lösung ergibt sich bei einer Porosität des Betons von 20 % rechnerisch eine Umlösekapazität von 0,384. Deshalb wird die Umlösekapazität für Magnesiabeton in der Probabilistik nach der Beziehung

$$\kappa_L = \begin{cases} 0,384 - 3,14 \cdot s & \text{für } s < 0,1223 \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (10.1)$$

¹² Die in der Datenbank angegebene Streubreite der Umlösekapazität von Salzbeton ($1 \text{ bis } 3 \text{ m}^3/\text{m}^3$) wurde nicht als unabhängige Zufallsgröße behandelt.

berechnet. Die Viskosität der Lösung in den Grubengebäuden wird ebenfalls in Abhängigkeit von der Magnesiumsättigung berechnet.

10.2.4 Zufallsgrößen bezüglich der Wegsamkeit durch das Hutgestein und Deckgebirge

Beim Transport durch das Hutgestein und Deckgebirge werden die Radionuklide durch Sorption zurückgehalten. Nach Eintritt in das oberflächennahe Grundwasser verringern sich die Radionuklidkonzentrationen durch Verdünnung. Außerdem beeinflussen Diffusion und Dispersion den Transport. In Tabelle 10.4 sind die unabhängigen Zufallsgrößen für die Wegsamkeit durch das Hutgestein zusammengestellt. Die wesentlichen Einflussgrößen sind in Anlehnung an die Eigenschaften der Schichtenfolge DGL im Hutgestein gestimmt worden.

Tab. 10.4 Unabhängige Zufallsgrößen für die Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Wirksamer Anteil der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge [%]	30	10	50	uniform
Diffusionskoeffizient [m^2/s]	$5 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$7 \cdot 10^{-10}$	uniform
Longitudinale Dispersionslänge [m]	4	2	8	triangular
Faktor zum K_d -Wert [-]	1	0,1	3,0	log. normal
Oberflächennaher Grundwasserfluss [m^3/a]	15 000	2 200	100 000	log. normal

Aus den geometrischen Verhältnissen im Hutgestein ergibt sich für die Modellwegsamkeit als Schätzwert eine Querschnittsfläche von $500 m^2$. Die Unsicherheiten über die Vollständigkeit der Durchströmung dieses Querschnitts, die Länge der Wegsamkeit und die wirksamen Sorptionsmengen werden durch eine Bandbreite des wirksamen Querschnittsanteils berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die Werte gleichverteilt sind.

Für den Diffusionskoeffizienten wird von einer geringen Streuung der Werte ausgegangen. Es wird angenommen, dass die Werte gleichverteilt sind.

Für die Werte der longitudinalen Dispersionslänge wird eine Dreiecksverteilung angenommen, da der Referenzwert als repräsentativ angesehen wird.

Für die K_d -Werte sind Streubreiten zu berücksichtigen, da sowohl die zugrunde liegenden Messdaten als auch die Übertragung auf die zu betrachtenden Verhältnisse mit Unsicherheiten behaftet sind. Die Unsicherheiten werden dadurch berücksichtigt, dass die K_d -Werte für alle Radionuklide mit dem gleichen Faktor variiert werden. Dabei wird angenommen, dass die untere Grenze einen Faktor 10 kleiner und die obere Grenze einen Faktor 3 größer als der Referenzwert ist. Obwohl sich einzelne Elemente oder Elementgruppen unterschiedlich verhalten können, wird eine strenge Korrelation verwendet, da sich dann eine größere Streubreite der berechneten Strahlenexpositionen ergibt, als bei einer unabhängigen Variation. In diesem Sinne ist das Verfahren konservativ. Es wird angenommen, dass die Werte logarithmisch normalverteilt sind.

Die Bandbreite für den oberflächennahen Grundwasserfluss ergibt sich aus den Unsicherheiten in den Parametern für das Deckgebirgsmodell; dabei wird eine unsymmetrisch abgeschnittene Log-Normal-Verteilung für die Werte des Grundwasserflusses (Grenzen bei $10\,000\text{ m}^3/\text{a}$ bzw. $100\,000\text{ m}^3/\text{a}$) zugrunde gelegt. Um eine Übergewichtung hoher Verdünnungen zu vermeiden, wird eine logarithmische Normalverteilung angenommen. Als untere Grenze wird in den vorliegenden Rechnungen ein kleinerer Wert als der vorgegebene Wert angesetzt; er ergibt sich aus der programmtechnischen Notwendigkeit, eine symmetrisch abgeschnittene Verteilung zu verwenden und der Annahme, dass Mittelwert und obere Grenze der ursprünglichen Verteilung erhalten bleiben. Die dadurch in einzelnen Simulationen auftretenden, sehr kleinen Grundwasserflüsse führen in konservativer Weise zu einer Überschätzung der berechneten Strahlenexpositionen.

10.2.5 Sonstige Zufallsgrößen

Der Diffusionskoeffizient in IP21-Lösung und damit auch in der Referenzlösung ist nicht genau bekannt. In den Grubengebäuden wird ein höherer Wert als im Hutgestein und Deckgebirge verwendet, damit auch mögliche konvektive Prozesse abgedeckt werden. Die angenommenen Bandbreiten und Verteilungsfunktionen sind in Tabelle 10.5 angegeben.

Tab. 10.5 Sonstige unabhängige Zufallsgrößen

Parameter	Referenz	Bandbreite		Verteilung
Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung [a]	7500	848,4	61 573	log. normal ^a
Diffusionskoeffizient in den Grubengebäuden [m ² /s]	10 ⁻⁹	10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁸	log. uniform
Faktor für Rückhaltung von C-14 [-]	1	0,67	1,5	uniform
K_d -Wert für Radium im Streckenstummel (Ra-Kammer) [m ³ /kg]	10 ⁻²	10 ⁻⁴	10 ⁻²	log. uniform

a. Die angegebenen Grenzen ergeben sich nach dem in 10.1 beschriebenen Verfahren aus einer Sollverteilung zwischen 1 500 a und 7 500 a mit Vergleichsgrenzen von 2 000 a und 7 500 a.

Wie in Kapitel 4 erläutert, ist die Zutrittsrate für Lösung in die Gruben Bartensleben und Marie mit einer Unsicherheit behaftet. Für die Modellrechnungen wird aus der Zutrittsrate ein Zeitpunkt errechnet, zu dem das Porenvolumen der Restgrube mit Lösung vollgelaufen ist. Dieser Zeitpunkt wird als Auffüllzeitpunkt für Lösung bezeichnet und hat die in der Tabelle angegebene Bandbreite. Die Werte werden als logarithmisch normalverteilt angenommen.

Die Rückhaltung von C-14 in den Grubengebäuden erfolgt im Wesentlichen durch Carbonatisierung. Für jeden Einlagerungsbereich ergibt sich im Referenzfall ein spezifischer Retardationsfaktor. Die Rückhaltung ist unter anderem wegen der unsicheren Ausgangsmengen an Zement und BFA mit Unsicherheiten behaftet. Sie wird für jeden Einlagerungsbereich als unabhängige Zufallsgröße behandelt. Dabei wird die Bandbreite so abgeschätzt, dass sich eine Variation der Rückhaltung um den Faktor 1,5 nach oben und unten ergibt. Es wird angenommen, dass die Werte gleichverteilt sind. Die Rückhaltung von C-14 wird gemäß Kapitel 7.10.6 über das Inventar des C-14 abgebildet. Daher wird die Variation mit Hilfe eines Inventarfaktors durchgeführt, d.h. ein hoher Faktor bedeutet ein hohes Inventar, bzw. eine geringe Rückhaltung.

Für den Verteilungskoeffizienten der Sorption von Radium an zementhaltigen Versatzstoffen des Streckenstummels (Radiumkammer) wird als Referenzwert 0,01 m³/kg verwendet, wobei dieser Wert bereits eine untere Grenze gemessener Werte darstellt, siehe Kapitel 7.10.4. Für die Festlegung der unteren Grenze der K_d -Werte für die Monte-Carlo-

Analyse wird von der Annahme ausgegangen, dass auch keine relevante Sorption zu betrachten ist. Der Zahlenwert für die untere Grenze soll aber so gewählt werden, dass der Schwerpunkt der Verteilung in den probabilistischen Rechnungen nicht so weit nach unten verlagert ist, dass der Einfluss des Parameters auf die Ergebnisse verschwindet, d.h. auch in der Sensitivitätsanalyse soll es möglich sein, die Relevanz des Parameters prinzipiell zu erkennen. Es wird eine logarithmische Gleichverteilung im angegebenen Intervall zugrunde gelegt.

10.2.6 Modellunsicherheiten

In den Monte-Carlo-Simulationen wird eine Modellunsicherheit wie eine Datenunsicherheit berücksichtigt: die Wegsamkeit in das Ostfeld.

Tab. 10.6 Unabhängige Zufallsgröße für Modellunsicherheit

Parameter	Referenz	Wahrscheinlichkeit
Wegsamkeit in das Ostfeld:		
Abdichtung	x	0,9
Kluftzone		0,1

Die Wegsamkeit in das Ostfeld besteht entweder aus den Abdichtungen oder aus der Kluftzone im Anhydrit. Um beide Wege in den probabilistischen Rechnungen berücksichtigen zu können, wird eine Zufallsgröße eingeführt, die jeweils einen dieser Wege auswählt. Dabei wird angenommen, dass der Zutritt über den Anhydrit mit einer Wahrscheinlichkeit von 10 % und über die Abdichtungen mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % erfolgt.

10.3 Allgemeine Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulationen

Bei allen 2000 Monte-Carlo-Simulationen ergibt sich eine Radionuklidfreisetzung aus den Grubengebäuden und eine Strahlenexposition in der Biosphäre. Die maximalen Strahlenexpositionen liegen im Bereich zwischen $2,3 \cdot 10^{-9}$ Sv/a und $2,1 \cdot 10^{-5}$ Sv/a. In allen Simulationen wird das Schutzziel von $3,0 \cdot 10^{-4}$ Sv/a eingehalten. Im Folgenden werden Einzelheiten der Simulationen mit den höchsten Strahlenexpositionen erläutert.

Einen Überblick über die 10 Simulationen mit den höchsten Strahlenexpositionen gibt Tabelle 10.7. Jede Zeile in der Tabelle enthält Informationen über eine Simulation. Die Simulationen sind in der Reihenfolge abnehmender maximaler Strahlenexpositionen angeordnet. In den ersten drei Spalten sind die Nummer der Simulation, die maximale Strahlenexposition und der zugehörige Zeitpunkt T_{\max} angegeben. Die übrigen sechs Spalten enthalten die Daten für die drei Radionuklide, die zum Zeitpunkt T_{\max} den größten Beitrag zur Strahlenexposition liefern.

Tab. 10.7 Simulationen mit den höchsten Strahlenexpositionen

Nr.	Strahlenexposition		Wichtigste Radionuklide zum Zeitpunkt T_{\max}					
	Maximum [Sv/a]	T_{\max} [a]	Name	Dosis [Sv/a]	Name	Dosis [Sv/a]	Name	Dosis [Sv/a]
1124	$2,1 \cdot 10^{-5}$	16 000	Sn-126	$1,5 \cdot 10^{-5}$	Tc-99	$3,8 \cdot 10^{-6}$	C-14	$7,9 \cdot 10^{-7}$
43	$2,1 \cdot 10^{-5}$	19 000	Sn-126	$1,6 \cdot 10^{-5}$	Tc-99	$3,7 \cdot 10^{-6}$	Se-79	$4,4 \cdot 10^{-7}$
1441	$2,0 \cdot 10^{-5}$	13 000	Sn-126	$1,5 \cdot 10^{-5}$	Tc-99	$3,6 \cdot 10^{-6}$	Se-79	$4,1 \cdot 10^{-7}$
872	$2,0 \cdot 10^{-5}$	38 000	Sn-126	$1,5 \cdot 10^{-5}$	Tc-99	$3,8 \cdot 10^{-6}$	Cl-36	$4,5 \cdot 10^{-7}$
341	$1,5 \cdot 10^{-5}$	16 000	Sn-126	$1,1 \cdot 10^{-5}$	Tc-99	$2,5 \cdot 10^{-6}$	C-14	$1,1 \cdot 10^{-6}$
1633	$1,4 \cdot 10^{-5}$	7 200	Sn-126	$7,9 \cdot 10^{-6}$	C-14	$3,4 \cdot 10^{-6}$	Tc-99	$1,8 \cdot 10^{-6}$
456	$1,3 \cdot 10^{-5}$	33 000	Sn-126	$9,9 \cdot 10^{-6}$	Tc-99	$2,5 \cdot 10^{-6}$	Se-79	$2,5 \cdot 10^{-7}$
1317	$1,3 \cdot 10^{-5}$	480 000	Ra-226	$1,2 \cdot 10^{-5}$	Th-230	$1,7 \cdot 10^{-7}$	Po-210	$6,7 \cdot 10^{-8}$
591	$1,2 \cdot 10^{-5}$	32 000	Sn-126	$9,9 \cdot 10^{-6}$	Tc-99	$1,9 \cdot 10^{-6}$	Se-79	$2,2 \cdot 10^{-7}$
911	$1,2 \cdot 10^{-5}$	18 000	Sn-126	$9,2 \cdot 10^{-6}$	Tc-99	$2,3 \cdot 10^{-6}$	Se-79	$2,4 \cdot 10^{-7}$

Tab. 10.8 Simulationsergebnisse und wichtigste Radionuklide

Nr.	Strahlenexposition		Wichtigste Radionuklide während der Szenariendauer					
	Maximum [Sv/a]	T_{\max} [a]	Name	Anteil [%]	Name	Anteil [%]	Name	Anteil [%]
1124	$2,1 \cdot 10^{-5}$	16 000	Sn-126	66,9	Ra-226	29,8	Np-237	2,9
43	$2,1 \cdot 10^{-5}$	19 000	Sn-126	66,0	Np-237	34,0	--	0,0
1441	$2,0 \cdot 10^{-5}$	13 000	Ra-226	68,1	C-14	20,7	Sn-126	6,5
872	$2,0 \cdot 10^{-5}$	38 000	Sn-126	98,6	I-129	1,4	--	0,0
341	$1,5 \cdot 10^{-5}$	16 000	Sn-126	70,9	Ni-59	17,1	Np-237	11,1
1633	$1,4 \cdot 10^{-5}$	7 200	Sn-126	58,5	Np-237	30,2	Ni-59	11,3
456	$1,3 \cdot 10^{-5}$	33 000	Sn-126	100,0	--	0,0	--	0,0
1317	$1,3 \cdot 10^{-5}$	480 000	Ra-226	61,8	Sn-126	23,6	C-14	14,7
591	$1,2 \cdot 10^{-5}$	32 000	Sn-126	100,0	--	0,0	--	0,0
911	$1,2 \cdot 10^{-5}$	18 000	Sn-126	75,2	Np-237	24,8	--	0,0

Weitere Informationen für die gleichen 10 Simulationen sind in Tabelle 10.8 angegeben. Die drei ersten Spalten enthalten dieselbe Information wie in Tabelle 10.7, die restlichen sechs Spalten geben jedoch Auskunft über diejenigen Radionuklide, die für die gesamte Szenariendauer am wichtigsten sind. Es sind jeweils die Namen der Radionuklide und die prozentuale Anzahl der Zeitpunkte angegeben, an denen das Radionuklid das jeweils wichtigste ist.

In den zehn aufgelisteten Fällen wird das Maximum der jährlichen Strahlenexposition zu Zeitpunkten zwischen 7 000 und 50 000 Jahren durch Sn-126 und in einem Fall durch Ra-226 verursacht. In allen angegebenen Fällen dominiert eines dieser beiden Radionuklide auch über den gesamten Zeitverlauf. Weitere wichtige Radionuklide sind Tc-99, C-14, Np-237 und Ni-59.

Im Folgenden werden die drei Abbildungen 10.3 bis 10.5 diskutiert, die charakteristische Verläufe der Strahlenexposition veranschaulichen. Dabei werden zunächst allgemeine Charakteristika angesprochen, in Zusammenhang mit Tabelle 10.10 folgen dann ausführliche Begründungen. Die Abbildung 10.3 zeigt den Verlauf der Strahlenexposition für die Simulation 1124, bei der die höchste Strahlenexposition aller Simulationen, verursacht

durch Sn-126, auftritt. In den Abbildungen 10.4 und 10.5 folgen die Ergebnisse der Simulationen 1317 und 933, bei denen Ra-226 bzw. C-14 das Maximum der Strahlenexposition dominieren.

In Abbildung 10.3 ist die zeitliche Entwicklung der Strahlenexposition für die Simulation 1124 dargestellt. Sie zeigt auch die Beiträge der wichtigsten Radionuklide. Die Summenkurve wird über einen langen Zeitbereich und am Maximum deutlich von Sn-126 dominiert, das aus dem Einlagerungsbereich Südfeld stammt. Im Zeitbereich zwischen 60 000 a und 400 000 a wird die Strahlenexposition von Radionukliden dominiert, die aus dem Ostfeld freigesetzt werden. Zu sehr späten Zeiten wird Ra-226 relevant, das im Einlagerungsbereich Südfeld und entlang des Transportwegs in die Biosphäre durch radioaktiven Zerfall aufgebaut wird.

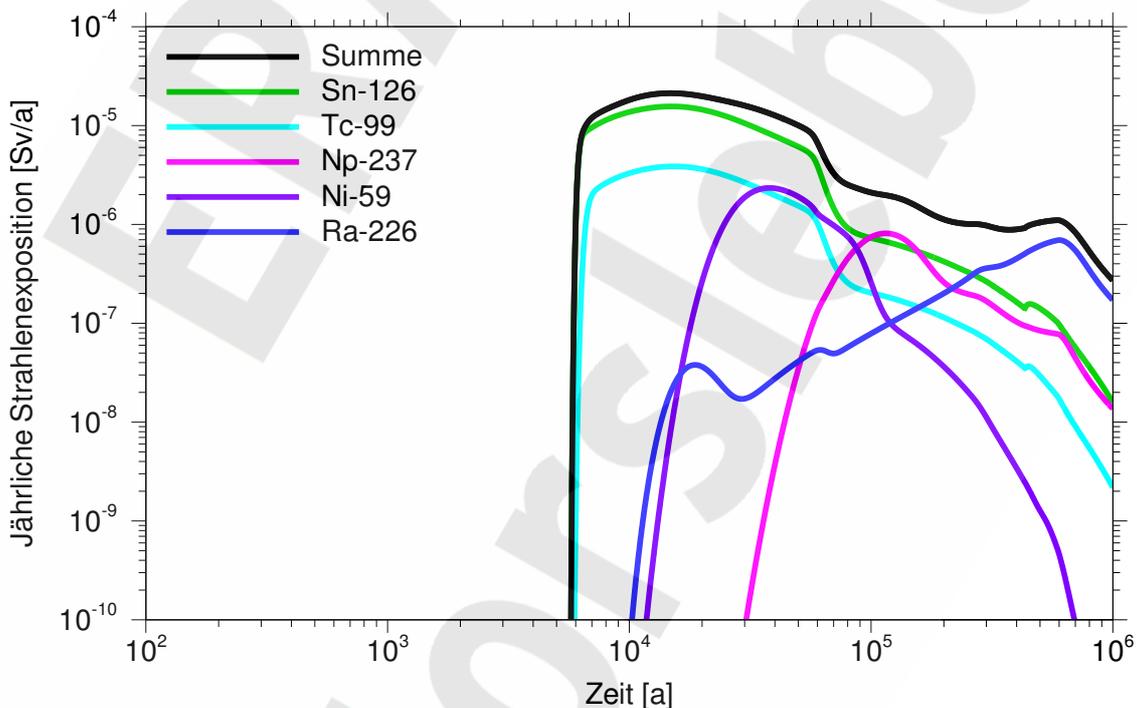


Abb. 10.3 Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 1124

In der Simulation 1317 (Abbildung 10.4), deren maximale Strahlenexposition den acht-höchsten Wert aller gerechneten Simulationen aufweist, dominiert zunächst C-14, im Zeitbereich zwischen etwa 10 000 und 50 000 Jahren wird die potenzielle jährliche Strahlenexposition durch Sn-126 dominiert. Ab 50 000 a bis zum Ende der Szenariendauer

wird die Strahlenexposition durch das in den Grubengebäuden sowie im Hutgestein und Deckgebirge aufgebaute Ra-226 bestimmt. In diesen Zeitbereich fällt auch das absolute Maximum.

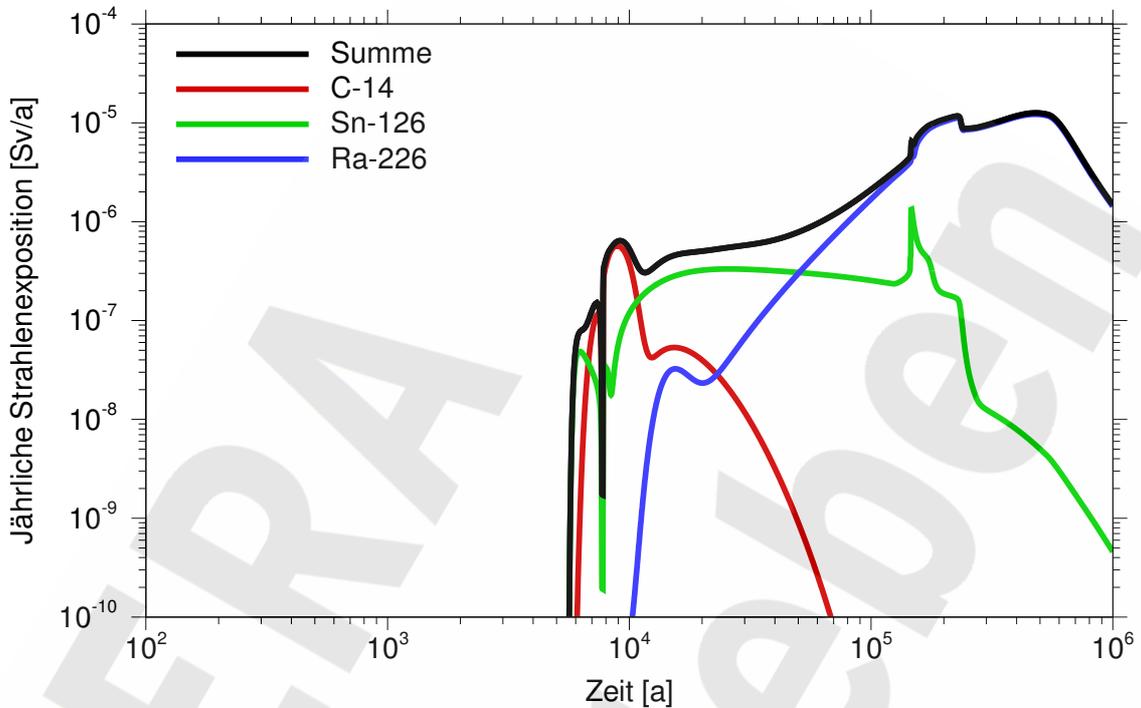


Abb. 10.4 Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 1317

Tab. 10.9 Jährliche Strahlenexpositionen in Sv/a für die Simulation 1317 für alle Altersgruppen gemäß Anlage VII, Teil B StrlSchV

Altersgruppe	Ra-226	Th-230	Po-210	Summe
Erwachsene	$1,2 \cdot 10^{-05}$	$1,9 \cdot 10^{-07}$	$6,7 \cdot 10^{-08}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
12 bis 17 Jahre	$4,9 \cdot 10^{-05}$	$7,2 \cdot 10^{-07}$	$7,1 \cdot 10^{-08}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$
7 bis 12 Jahre	$3,3 \cdot 10^{-05}$	$5,0 \cdot 10^{-07}$	$1,0 \cdot 10^{-07}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$
2 bis 7 Jahre	$3,0 \cdot 10^{-05}$	$4,6 \cdot 10^{-07}$	$1,3 \cdot 10^{-07}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$
1 bis 2 Jahre	$3,4 \cdot 10^{-05}$	$5,1 \cdot 10^{-07}$	$2,0 \cdot 10^{-07}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$
Kleiner 1 Jahr (Muttermilch)	$1,3 \cdot 10^{-04}$	$2,1 \cdot 10^{-06}$	$1,2 \cdot 10^{-06}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Kleiner 1 Jahr (Fertignahrung)	$6,5 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-06}$	$3,1 \cdot 10^{-07}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$

Da in der Simulation 1317 das Maximum der jährlichen Strahlenexposition von Ra-226 dominiert wird und dieses Radionuklid sich bezüglich der radiologischen Konsequenzen bei unterschiedlichen Altersgruppen anders als das im Referenzfall maßgebliche Sn-126 verhält, wird hier wie in Kapitel 9.1 die Strahlenexposition für alle Altersgruppen gemäß Anlage VII, Teil B StrlSchV bestimmt. In Tabelle 10.9 sind diese Strahlenexpositionen zusammengestellt. Angegeben sind die Beiträge der drei wichtigsten Radionuklide – Ra-226, Th-230 und Po-210 – sowie die Summe der Strahlenexpositionen zum Zeitpunkt der maximalen Strahlenexposition. Für alle Altersgruppen wird der Wert nach §47, Abs. 1 StrlSchV eingehalten. Im Fall der mit Muttermilch ernährten Kleinkinder wird die größte maximale Strahlenexposition berechnet. Diese ist ca. einen Faktor 10 größer als für Erwachsene.

In 120 Simulationen wird das Maximum der Strahlenexposition von C-14 aus dem Nordfeld verursacht. In diesen Fällen tritt das Maximum im Bereich zwischen 2900 und 26 000 Jahren auf, wenn das C-14 erst teilweise zerfallen ist. Als Beispiel ist in Abbildung 10.5 der Zeitverlauf der Strahlenexposition für die Simulation 933 dargestellt, bei der die höchste von C-14 verursachte maximale Strahlenexposition auftritt ($8 \cdot 10^{-6}$ Sv/a). Der übrige Verlauf der Strahlenexposition wird durch Sn-126 und Tc-99 dominiert, die über den gesamten Zeitbereich hauptsächlich aus dem Nordfeld und dem Ostfeld stammen.

In Tabelle 10.10 sind die Werte der unabhängigen Zufallsgrößen für die Simulationen 1124, 1317 und 933 zusammengestellt. Anhand dieser Angaben werden die in den vorhergehenden Abbildungen dargestellten Strahlenexpositionen diskutiert. Werte, die kleiner als der Referenzwert sind, sind rot dargestellt, Werte größer als der Referenzwert grün.

In Simulation 1124 mit der höchsten Strahlenexposition aller Simulationen liegt der Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung früh bei 2400 Jahren. Dieser Effekt bewirkt gemäß Kapitel 9.4.7 nur eine geringe Verschiebung des Maximums der jährlichen Strahlenexposition zu früheren Zeiten im Vergleich zum Referenzfall, ist jedoch bei der Diskussion der Auffüllungsphase von abgedichteten Einlagerungsbereichen von Bedeutung. Die Abdichtung zum Südfeld fällt kurz nach dem Auffüllzeitpunkt aus; dieser Einlagerungsbereich ist in kurzer Zeit gefüllt und presst kontaminierte Lösung in den Mischungsbereich Bartensleben. Das Ostfeld ist in dieser Simulation über den Haupt-

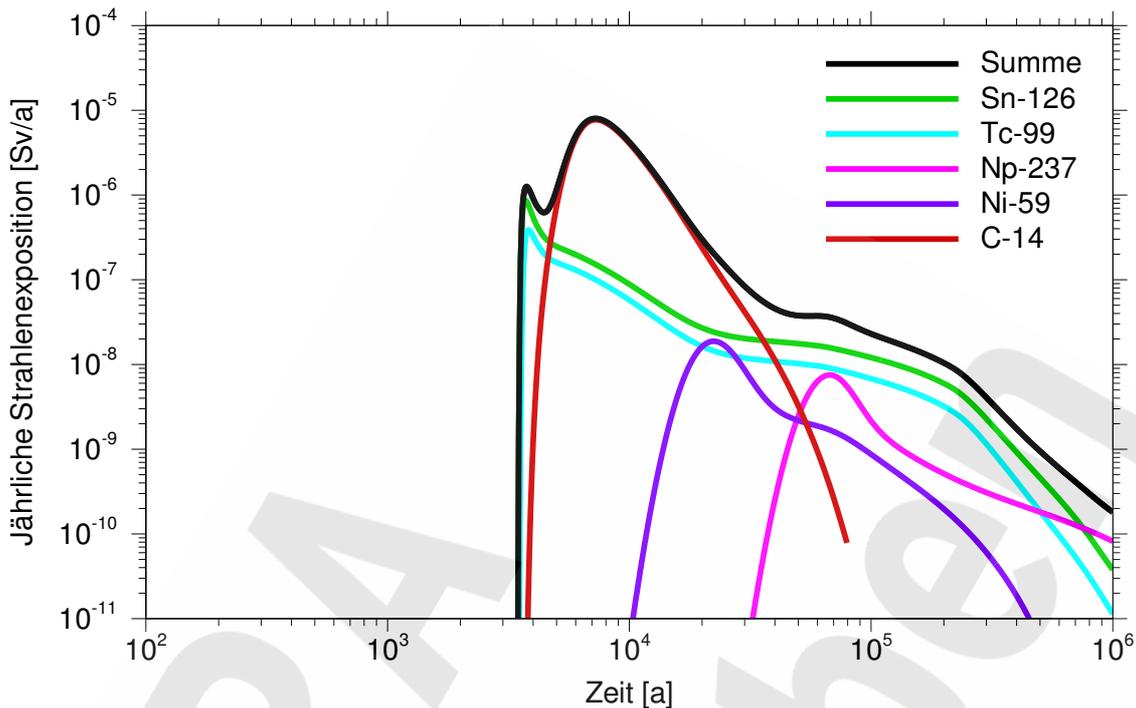


Abb. 10.5 Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 933

anhydrit an den Mischungsbereich Bartensleben gekoppelt, wobei die Permeabilität größer als im Vergleichsfall ist¹³. Der Lösungsstrom in das Ostfeld ist so groß, dass in der Zeit bis ca. 5000 Jahre keine Lösung aus dem Mischungsbereich Bartensleben in das Hutgestein und Deckgebirge austritt. Nach der Auffüllung des Ostfelds mit Lösung nach ca. 5000 Jahren kommt es zu einem stetigen Ausstrom kontaminierter Lösung aus diesem Einlagerungsbereich und jetzt auch aus dem Grubengebäude Bartensleben. Die dabei freigesetzten Radionuklide bestimmen maßgeblich die jährliche Strahlenexposition im Zeitbereich zwischen 60 000 a und 300 000 a.

¹³ Bei der Variante „Zutritt in das Ostfeld über den Hauptanhydrit“ kann man nicht vom Referenzfall sprechen, daher wird hier der Terminus „Vergleichsfall“ verwendet.

Tab. 10.10 Werte der unabhängigen Zufallsgrößen in ausgewählten Simulationen

Variable		1124	1317	933	Referenz
Zeitpunkt der Auffüllung Restgrube	[a]	2600	5400	3400	7500
Referenzkonvergenzrate	[1/a]	$5,8 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$
Referenzporosität	[-]	0,25	0,3	0,36	0,3
Spezifische Abschalung	[-]	1,6	1,4	0,22	1,0
Anfangsporosität des Haufwerks	[-]	0,36	0,36	0,39	0,4
Lokale Faktoren für Konvergenzraten:					
Westfeld	[-]	0,46	0,42	0,32	0,125
Südfeld	[-]	3,7	0,53	0,62	1,0
Ostfeld	[-]	0,62	0,25	0,47	0,25
Nordfeld	[-]	1,1	1,2	1,3	1,0
Zentralteil	[-]	0,58	0,31	0,17	0,2
Sonstige Restgrube Bartensl.	[-]	0,53	0,4	1,5	1,0
Sonstige Restgrube Marie	[-]	0,65	0,66	2,2	1,0
Mischungsbereich Bartensl.	[-]	0,45	0,36	0,18	0,2
Mischungsbereich Marie	[-]	0,21	0,23	0,66	0,5
Korrosionsrate von Eisen	[1/a]	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$
Zersetzungsrate von Polyethylen	[1/a]	$5,2 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$5,7 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Anteil der betroffenen Stoffmenge:					
Südfeld	[-]	0,55	0,82	0,25	0,8
Ostfeld	[-]	0,79	0,85	0,61	0,8
Nordfeld	[-]	0,56	0,81	0,80	0,8
Zentralteil	[-]	0,34	0,69	0,73	0,8
Sonstige Restgrube Bartensl.	[-]	0,81	0,57	0,55	0,8
Sonstige Restgrube Marie	[-]	0,22	0,38	0,41	0,8
Gaseindringdruck **	[MPa]	1,8	2,1	1,5	2,0
Anteil Gasspeichervolumen im NF	[%]	22	36	25	30
Volumen des MB Bartensleben	[m ³]	52 170	44 000	51 130	41 976
Volumen des MB Marie	[m ³]	26 410	26 690	26 570	24 601
Volumen des Zentralteils	[m ³]	26 882	44 804	38 083	35 843
Permeabilität der Verbindungen Marie/Bartensleben	[m ²]	$5,8 \cdot 10^{-15}$	$1,5 \cdot 10^{-15}$	$8,4 \cdot 10^{-16}$	$1,0 \cdot 10^{-14}$

Tab. 10.10 Werte der unabhängigen Zufallsgrößen in ausgewählten Simulationen

Variable		1124	1317	933	Referenz
Anfangsperm. Abdichtg. Salzbeton	[m ²]	3,2·10 ⁻¹⁷	4,0·10 ⁻¹⁸	2,3·10 ⁻¹⁹	1,0·10 ⁻¹⁸
Anfangsperm. Abdichtg. Mg-Beton*	[m ²]	(1,0·10 ⁻¹⁸)	1,1·10 ⁻¹⁸	1,9·10 ⁻¹⁸	1,0·10 ⁻¹⁸
Permeabilität der Kluftzone OF *	[m ²]	7,4·10 ⁻¹⁶	(1,2·10 ⁻¹⁵)	(4,3·10 ⁻¹⁶)	1,0·10 ⁻¹⁶
Wirksamer Anteil der Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge	[%]	86	72	66	30
Faktor für Diffusionskoeff. im Hutgestein und Deckgebirge	[-]	1,2	0,9	0,7	1,0
Longitudinale Dispersionslänge	[m]	6,4	6,0	3,7	4,0
Faktor K_d -Wert im Hutgestein und Deckgebirge	[-]	0,43	0,207	0,47	1,0
K_d -Wert für Radium im Streckenstummel (Ra-Kammer)	[m ³ /kg]	4,6·10 ⁻³	1,5·10 ⁻³	3,7·10 ⁻³	1,0·10 ⁻²
oberflächennaher Grundwasserfluss	[m ³ /a]	2400	24 000	2200	15 000
Diffusionskoeffizient Grubengeb.	[m ² /s]	2,6·10 ⁻¹⁰	2,1·10 ⁻⁹	1,7·10 ⁻¹⁰	1,0·10 ⁻⁹
Rückhaltung von C-14:					
Inventarfaktor C-14 NF	[-]	1,4	1,0	1,4	1,0
Inventarfaktor C-14 ZT	[-]	0,93	1,2	0,67	1,0
Inventarfaktor C-14 SF	[-]	0,68	1,4	0,72	1,0
Inventarfaktor C-14 WF	[-]	1,0	1,4	1,1	1,0
Inventarfaktor C-14 OF	[-]	1,1	1,4	0,95	1,0
Mg-Sättigung in Lösung	[%]	65	22	6,3	10
Wegsamkeit in das Ostfeld	[-]	0,96	0,84	0,43	0 - 0,9

* Werte in Klammern sind in der aktuellen Simulation nicht relevant, weil die Wegsamkeit zum Ostfeld entweder über die Abdichtungen oder über den Anhydrit geht.

** Beim Gaseindringdruck liegen alle Werte oberhalb des Schwellenwerts von 1,2 MPa, oberhalb dessen sich ein Gaspolster in den abgedichteten Einlagerungsbereichen bilden kann und sind daher grün gekennzeichnet (auch der Referenzwert).

Sn-126 bestimmt das absolute Maximum über den gesamten Betrachtungszeitraum, wobei die Beiträge aus den Einlagerungsbereichen Südfeld und Ostfeld schwer zu unterscheiden sind, denn aus beiden Einlagerungsbereichen werden Radionuklide in etwa der gleichen Größenordnung freigesetzt. Zu Beginn stammt dieses Radionuklid aber vor allem aus dem Einlagerungsbereich Südfeld. Für das Südfeld sind in dieser Simulation

die Konvergenz und die Anfangspermeabilität der repräsentativen Abdichtung gegenüber dem Referenzfall erhöht. Parameter zur Gasproduktion und Gasspeicherung sind gegenüber dem Referenzfall kaum verändert.

Mit Ausnahme des Volumenstroms im oberflächennahen Grundwasserleiter weichen die Parameter für den Transport im Hutgestein und Deckgebirge in dieser Simulation wenig vom Referenzfall ab, sodass deren Bedeutung mit Ausnahme des Volumenstroms zur Erklärung der hohen Strahlenexposition in dieser Simulation gering ist.

Bei der Simulation 1317 wird das Maximum der jährlichen Strahlenexposition durch Ra-226 bestimmt. Dieses Maximum liegt zu sehr späten Zeiten. Es wird hauptsächlich durch Radionuklide aus dem Einlagerungsbereich Südfeld und bei ca. 150 000 Jahren kurzfristig aus dem Einlagerungsbereich Ostfeld hervorgerufen. Das eingelagerte Ra-226-Inventar spielt dabei keine Rolle, sondern nur das aus radioaktivem Zerfall gebildete Ra-226. Wesentliche Einflussgröße für die Relevanz des Ra-226 ist in dieser Simulation der geringe K_d -Wert im Hutgestein und Deckgebirge. Dieser Parameter führt dazu, dass das im Hutgestein und Deckgebirge aus dem Zerfall von Uran gebildete Ra-226 schnell durch das Hutgestein und Deckgebirge transportiert wird, sodass es trotz der relativ geringen Halbwertszeit von 1600 Jahren noch einen starken Einfluss auf die berechnete Strahlenexposition hat.

Neben Ra-226 bestimmt C-14 für eine kurze Zeitperiode von 8000 a bis 10 000 a die jährliche Strahlenexposition. C-14 stammt aus dem nicht abgedichteten Einlagerungsbereich Nordfeld und ist wie Ra-226 in dieser Simulation relevant, weil der K_d -Wert im Hutgestein und Deckgebirge sehr gering und der Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasser groß sind, sodass das relativ kurzlebige Radionuklid zu einem größeren Teil in die Biosphäre gelangt als im Referenzfall.

In Simulation 933 wird das Maximum der jährlichen Strahlenexposition von C-14 dominiert, das aus dem Nordfeld stammt und aus verschiedenen Gründen eine wichtigere Rolle als im Referenzfall spielt: Das nicht zurückgehaltene C-14-Inventar im Nordfeld sowie die Konvergenz des Nordfelds sind größer und der K_d -Wert im Hutgestein und Deckgebirge ist kleiner. Alle übrigen Parameter, die sich auf den Transport von C-14 auswirken können, weichen in geringerem Umfang von den Referenzwerten ab. Die beiden zuerst

genannten Parameter bewirken eine größere Freisetzung von C-14 aus dem Nordfeld und in der Folge aus den Grubengebäuden. Der geringere K_d -Wert bewirkt, dass C-14 schneller als im Referenzfall in die Biosphäre gelangt. Das Zusammenwirken der drei Parameter führt zu der Dominanz von C-14 im Zeitbereich von 5000 a bis 20 000 a.

Zu späten Zeiten dominieren Sn-126 und in etwas geringerem Umfang Tc-99 die jährliche Strahlenexposition. Diese beiden Radionuklide stammen ebenfalls aus dem Nordfeld. Aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen kommt es erst zu sehr späten Zeiten zu einer sehr geringen Freisetzung (aus dem Ostfeld).

10.4 Unsicherheitsanalyse für die maximalen Strahlenexpositionen

Bei Berücksichtigung der Unsicherheiten in den Eingangsdaten wird die maximale Strahlenexposition nicht als Zahl, sondern in Form einer Häufigkeitsverteilung angegeben. Für jeden Eingangsdatensatz ergibt sich als Ergebnis der Simulationsrechnung ein Zeitverlauf der Strahlenexposition, aus dem man insbesondere die maximale Strahlenexposition entnimmt. Die Kenngrößen der Verteilung der maximalen Strahlenexposition, unabhängig vom Zeitpunkt des Auftretens, sind in Tabelle 10.11 angegeben.

Tab. 10.11 Statistische Kenngrößen der maximalen Strahlenexposition

Parameter	Strahlenexposition [Sv/a]
Mittelwert	$8,5 \cdot 10^{-7}$
untere Grenze des Vertrauensintervalls	$6,9 \cdot 10^{-7}$
obere Grenze des Vertrauensintervalls	$1,0 \cdot 10^{-6}$
Median	$3,8 \cdot 10^{-7}$
95%-Quantil	$2,9 \cdot 10^{-6}$
Maximum	$2,1 \cdot 10^{-5}$

Der Mittelwert der Verteilung ist ein Schätzwert der zu erwartenden maximalen Strahlenexposition. Die Güte dieser Schätzung wird durch das Vertrauensintervall charakterisiert, das sich auf eine Konfidenzzahl von 95 % bezieht. Es besteht eine Wahrscheinlichkeit von 95 %, dass die tatsächlich zu erwartende maximale Strahlenexposition in diesem Intervall liegt. Das Vertrauensintervall erstreckt sich von $6,9 \cdot 10^{-7}$ bis $1,0 \cdot 10^{-6}$ Sv/a.

In Abbildung 10.6 sind die Häufigkeitsverteilung der maximalen Strahlenexposition und die Konfidenzgrenzen dargestellt. Die maximale Strahlenexposition liegt zwischen $2,3 \cdot 10^{-9}$ Sv/a und $2,1 \cdot 10^{-5}$ Sv/a. In Abbildung 10.7 ist die Häufigkeitsdichteverteilung für die maximale Strahlenexposition in Form eines Histogramms aufgetragen. Der Mittelwert der Verteilung liegt bei $8,5 \cdot 10^{-7}$ Sv/a, siehe Tabelle 10.11, und damit deutlich oberhalb des Zentrums der Verteilung und mehr als zwei Größenordnungen unterhalb des Schutzziels, d.h. dem Wert nach §47, Abs. 1 StrlSchV. Die Standardabweichung beträgt $1,6 \cdot 10^{-6}$ Sv/a und ist etwas größer als der Mittelwert.

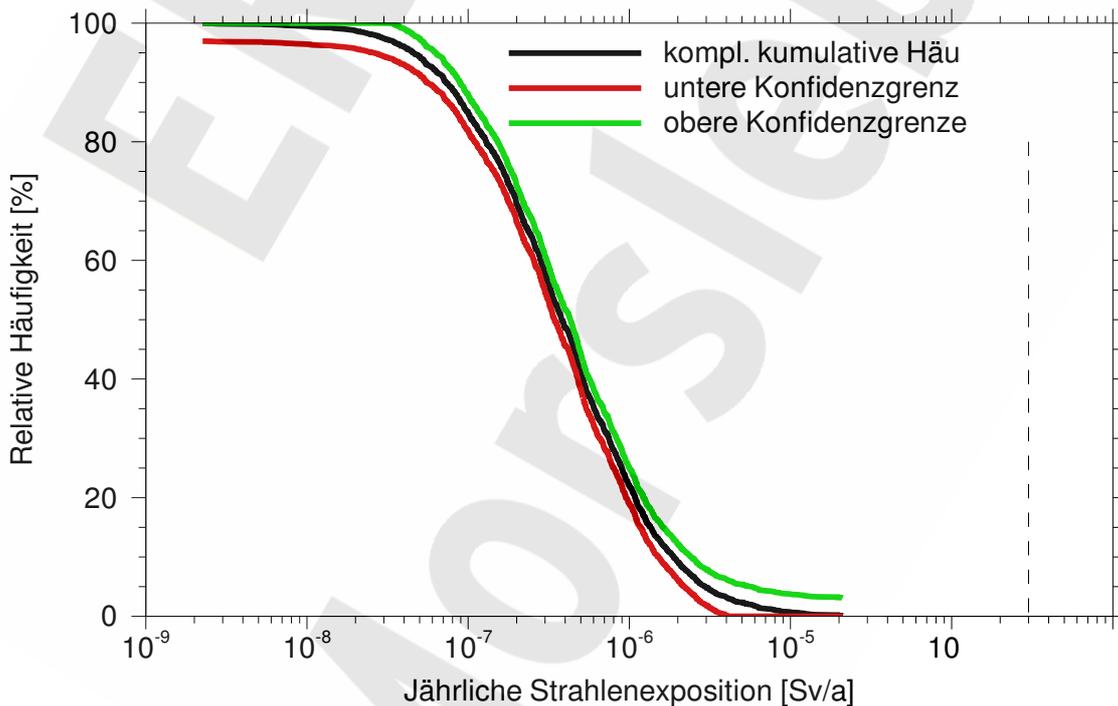


Abb. 10.6 Komplementäre kumulative Häufigkeit der maximalen Strahlenexposition

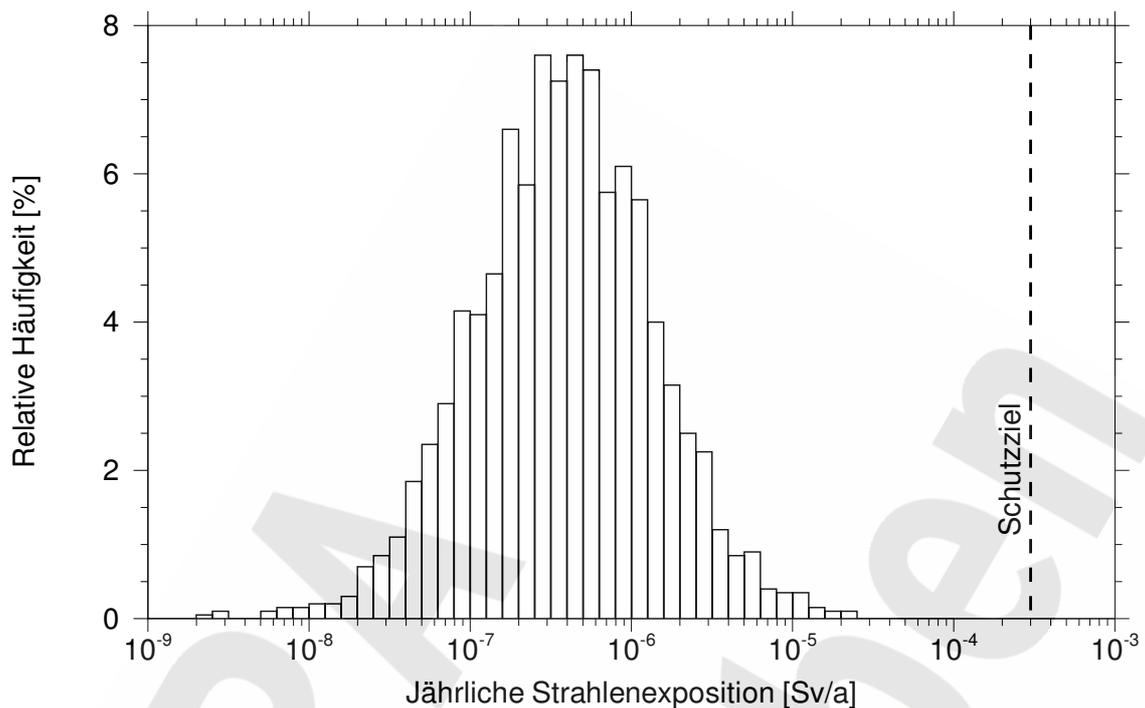


Abb. 10.7 Häufigkeitsdichte der maximalen Strahlenexposition

Da die Häufigkeitsverteilung keiner Normalverteilung entspricht, kann zur Berechnung des Vertrauensintervalls nicht auf herkömmliche Methoden zurückgegriffen werden. Entsprechend einem Vorschlag in [57] wird das Vertrauensintervall daher mit Hilfe der Tschebyscheffschen Ungleichung wie folgt berechnet:

$$[\bar{x} - (s \cdot \sqrt{W}), \bar{x} + (s \cdot \sqrt{W})] \quad (10.2)$$

mit

$$W = \frac{1}{n \cdot (1 - C)} \quad (10.3)$$

\bar{x} : Mittelwert der Verteilung

s : Standardabweichung der Verteilung

C : Konfidenzzahl

n : Stichprobenumfang

Man erkennt, dass die Größe des Vertrauensintervalls mit der Wurzel aus dem Stichprobenumfang abnimmt. Die statistische Güte der Mittelwertschätzung kann also durch Erhöhung der Anzahl der Simulationen gesteigert werden. Mit den 2000 Simulationen ergibt sich ein ausreichend schmales Vertrauensintervall.

10.5 Unsicherheitsanalyse für verschiedene Zeitpunkte

In den Betrachtungen des vorangegangenen Kapitels über die Maxima der Strahlenexpositionen blieben die Zeitpunkte ihres Auftretens außer Betracht. In dem vorliegenden Kapitel werden die Simulationsergebnisse in Abhängigkeit von der Zeit analysiert.

Die Stichprobe der Strahlenexpositionen wurde für alle 459 ausgewählten Zeitpunkte zwischen 10 Jahren und 1 Mio. Jahren im Hinblick auf verschiedene statistische Kenngrößen analysiert. Auf diese Weise ergeben sich Zeitverläufe der berechneten statistischen Kenngrößen, die einen Eindruck von den Auswirkungen der Datenunsicherheit auf die berechnete Strahlenexposition vermitteln. Der Zeitverlauf der mittleren Strahlenexposition ist zusammen mit den unteren und oberen Grenzen des Vertrauensintervalls in Abbildung 10.8 dargestellt. Abbildung 10.9 zeigt die Zeitverläufe der maximalen Strahlenexposition und der 95%- und 50%-Quantile (Median).

Die mittlere Strahlenexposition liegt nach Abbildung 10.8 zwischen etwa 7 000 a und 500 000a über 10^{-7} Sv/a, während sie zu früheren Zeiten stark und zu späteren Zeiten langsam abfällt. Das Maximum liegt bei ca. 30 000 a. Für Zeiten größer als ca. 5 000 Jahre ist das Vertrauen in die Mittelwertschätzung hoch; das Vertrauensintervall hat eine Breite von weniger als einer halben Größenordnung.

Der Kurvenverlauf des Maximums nach Abbildung 10.9 zeigt die Einhüllende der Zeitverläufe der Strahlenexpositionen aller Simulationen. Es ist zu erkennen, dass die höchsten absoluten Maxima in den Zeitbereichen zwischen ca. 6000 a und 600 000 a auftreten, mit etwas geringeren Werten im Zeitbereich um 100 000 a. Die Maximalwerte liegen in dieser Zeitperiode größenordnungsmäßig bei 10^{-5} Sv/a.

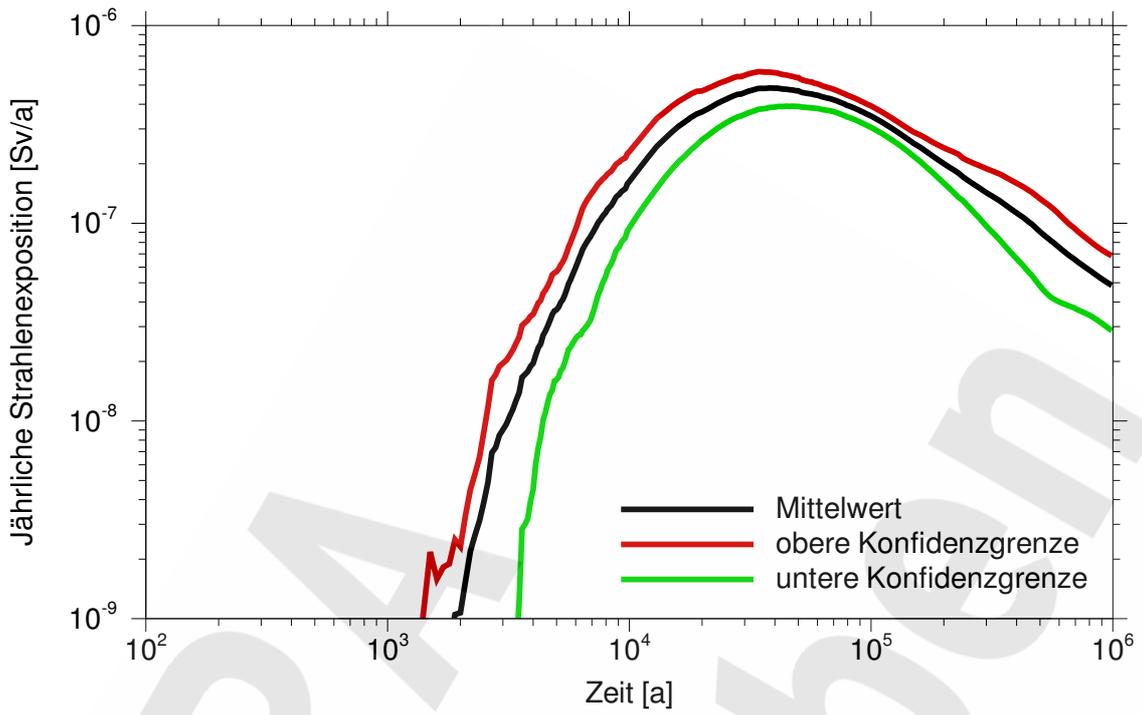


Abb. 10.8 Mittelwert mit Vertrauensbereich

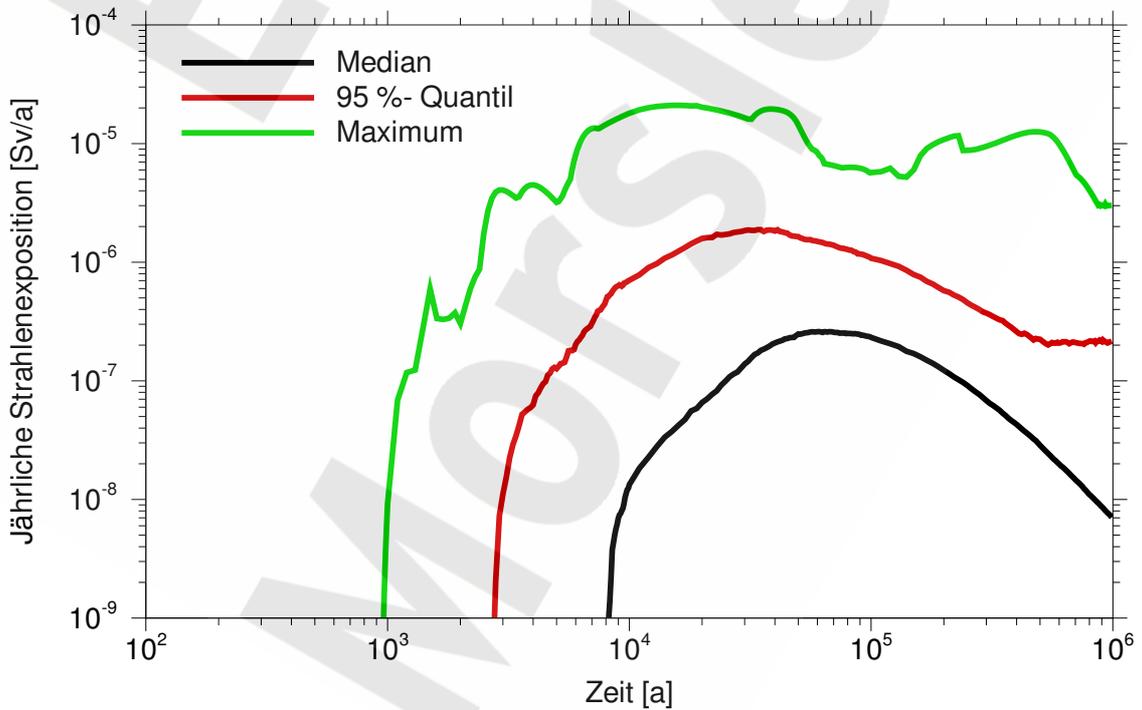


Abb. 10.9 Maximalwerte der Strahlenexposition und Quantile

In Abbildung 10.10 ist für alle Simulationen die maximale Strahlenexposition über dem Zeitpunkt ihres jeweiligen Auftretens dargestellt. An dem Scatterplot ist zu erkennen, dass es einen Häufungsbereich zwischen 20 000 und 100 000 Jahren gibt. Innerhalb des Häufungsbereichs fällt das Maximum der jährlichen Strahlenexposition umso niedriger aus, je später es auftritt.

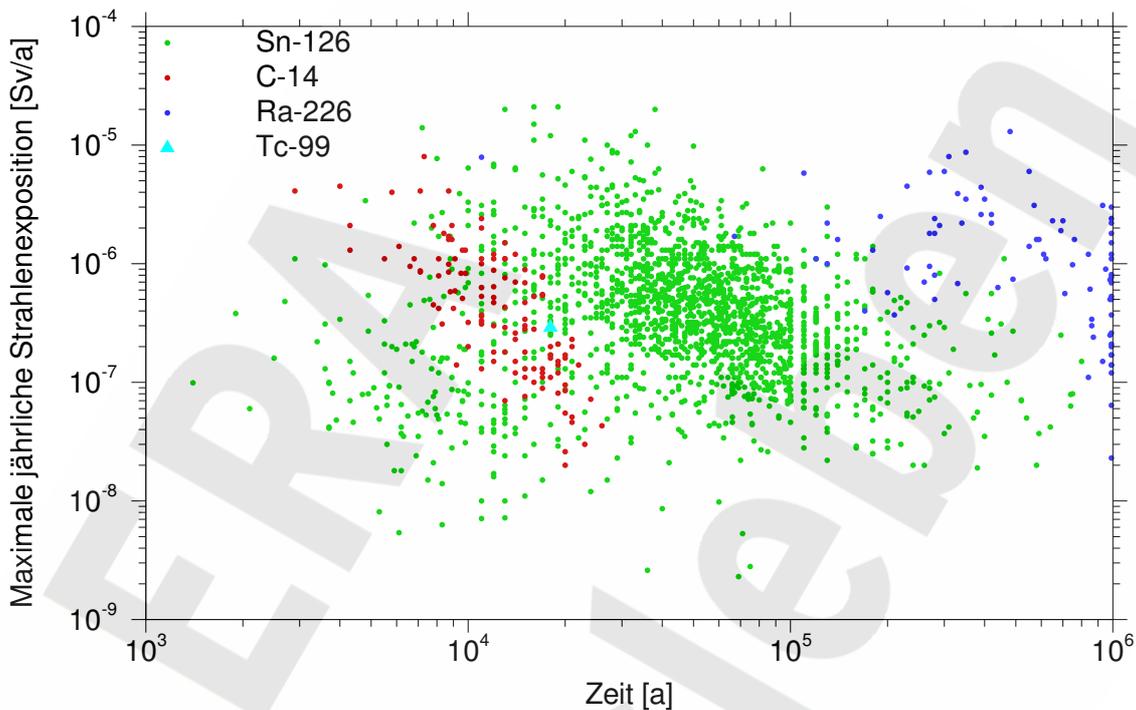


Abb. 10.10 Zeitpunkte und Werte der maximalen Strahlenexposition. Das jeweils dominierende Radionuklid ist farblich gekennzeichnet

Das jeweils für das Maximum maßgebliche Radionuklid ist in Abbildung 10.10 farblich gekennzeichnet. Bei 90% der Simulationen dominiert Sn-126, in 6% der Simulationen C-14, in 4% der Simulationen Ra-226 und in nur 1 Simulation Tc-99. Die höchsten Maxima werden zu frühen und mittleren Zeiten von Sn-126 oder C-14 verursacht, zu späten Zeiten von Ra-226.

Im Folgenden werden die Simulationsergebnisse für ausgewählte Zeitpunkte analysiert. In Tabelle 10.12 sind die Kenngrößen der Stichprobenverteilungen für 5 ausgewählte Zeitpunkte angegeben. Die komplementären kumulativen Häufigkeitsverteilungen für die Stichproben an mehreren ausgewählten Zeitpunkten sind in Abbildung 10.11 dargestellt.

Für Zeiten kleiner als 50 000 a sind die Verteilungen S-förmig, danach haben sie eine leichte Doppel-S-Form. Die Verteilungen streben für frühe Zeitpunkte (kleiner als ca. 20 000 Jahre) zu Werten kleiner als 100%; dies ist ein Resultat davon, dass es in vielen Simulationen zu frühen Zeiten zu keiner Auffüllung der Restgrube mit Lösung und damit zu keiner Strahlenexposition in der Biosphäre kommt. Das S-förmige, bzw. Doppel-S-förmige Verhalten der Verteilungen wird im Folgenden anhand von Verteilungsdichten verdeutlicht.

Tab. 10.12 Statistische Kenngrößen der zeitabhängigen Strahlenexposition in Sv/a

Parameter	Zeit [a]				
	2000	10 000	20 000	50 000	200 000
Mittelwert	$1,1 \cdot 10^{-09}$	$1,6 \cdot 10^{-07}$	$3,7 \cdot 10^{-07}$	$4,7 \cdot 10^{-07}$	$2,0 \cdot 10^{-07}$
Vertrauensintervall:					
- untere Grenze	0	$9,5 \cdot 10^{-08}$	$2,6 \cdot 10^{-07}$	$3,9 \cdot 10^{-07}$	$1,6 \cdot 10^{-07}$
- obere Grenze	$2,3 \cdot 10^{-09}$	$2,3 \cdot 10^{-07}$	$4,7 \cdot 10^{-07}$	$5,5 \cdot 10^{-07}$	$2,4 \cdot 10^{-07}$
Median	0	$1,3 \cdot 10^{-08}$	$6,6 \cdot 10^{-08}$	$2,5 \cdot 10^{-07}$	$1,2 \cdot 10^{-07}$
95 %-Quantil	0	$7,0 \cdot 10^{-07}$	$1,6 \cdot 10^{-06}$	$1,6 \cdot 10^{-06}$	$5,8 \cdot 10^{-07}$
Maximum	$3,1 \cdot 10^{-07}$	$1,8 \cdot 10^{-05}$	$2,0 \cdot 10^{-05}$	$1,4 \cdot 10^{-05}$	$1,1 \cdot 10^{-05}$

In den Abbildungen 10.12, 10.13 und 10.14 sind die Verteilungsdichten der Strahlenexpositionen dargestellt, die zu den Zeitpunkten 10 000 a, 100 000 a und 500 000 a auftreten. Für 10 000 a sind die große Streuung und Unsymmetrie der Verteilung auffällig. Für die Zeitpunkte 100 000 a und 500 000 a nehmen die Streubreiten der Verteilungen deutlich ab, jedoch treten jeweils zwei Häufungspunkte auf: bei ca. $3 \cdot 10^{-9}$ Sv/a und bei ca. $2 \cdot 10^{-7}$ Sv/a (100 000 a), bzw. bei ca. $2 \cdot 10^{-10}$ Sv/a und $4 \cdot 10^{-8}$ Sv/a (500 000 a). D.h. zum Zeitpunkt 500 000 a sind die beiden Häufungspunkte zu kleineren Werten verschoben. Die beiden Maxima hängen mit dem Zeitpunkt des Ausfalls der Abdichtung zum West-Südfeld zusammen. Ist die Abdichtung zu einem späten Zeitpunkt noch intakt, ergibt sich eine deutlich geringere jährliche Strahlenexposition, weil die Radionuklide aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen zu späten Zeiten bereits weitgehend zerfallen und nur noch wenig dosisrelevant sind. Der Anteil der Simulationen, bei denen zum

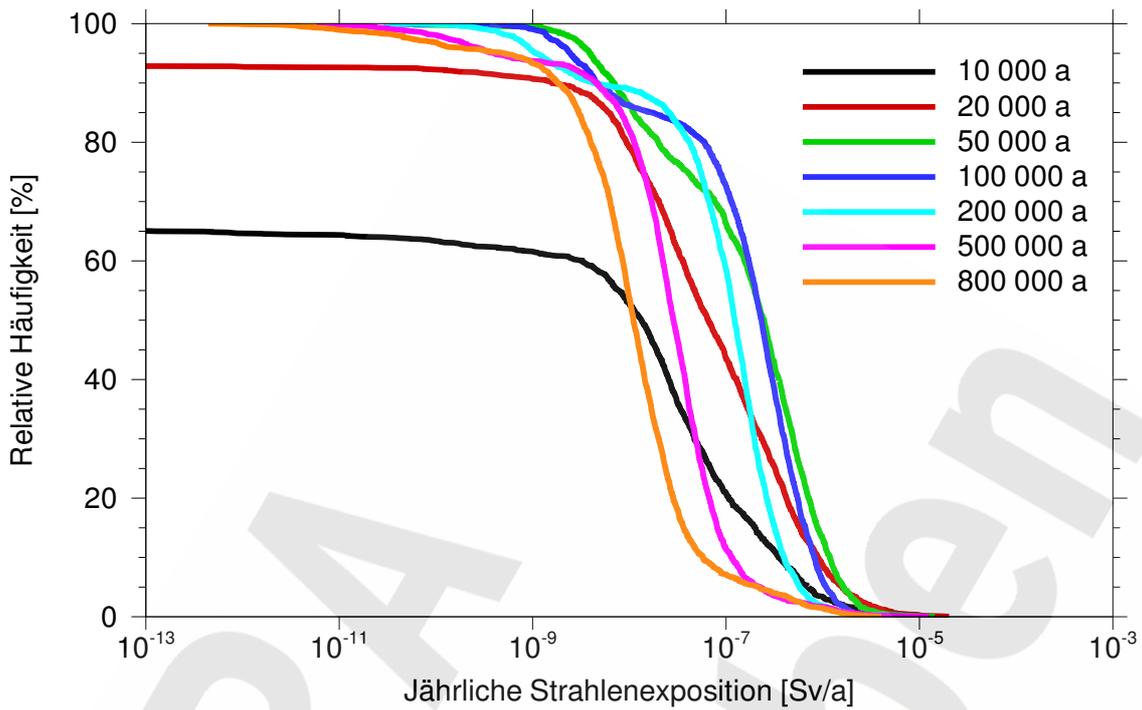


Abb. 10.11 Kumulative Häufigkeit der Strahlenexposition für verschiedene Zeitpunkte

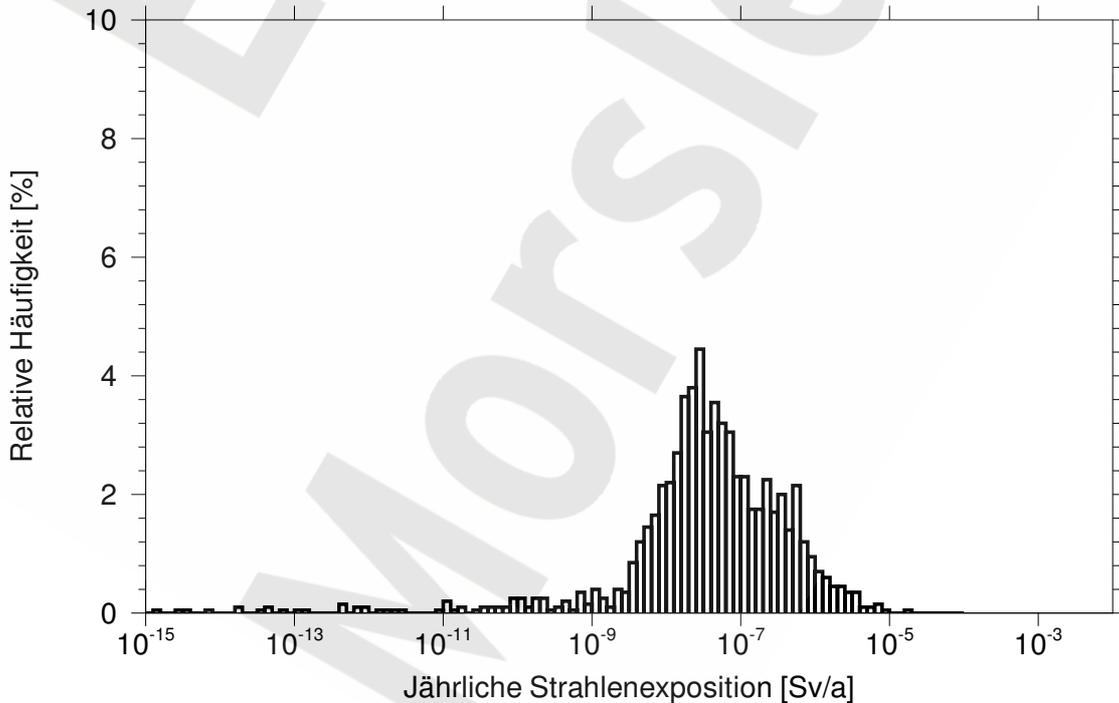


Abb. 10.12 Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 10 000 a

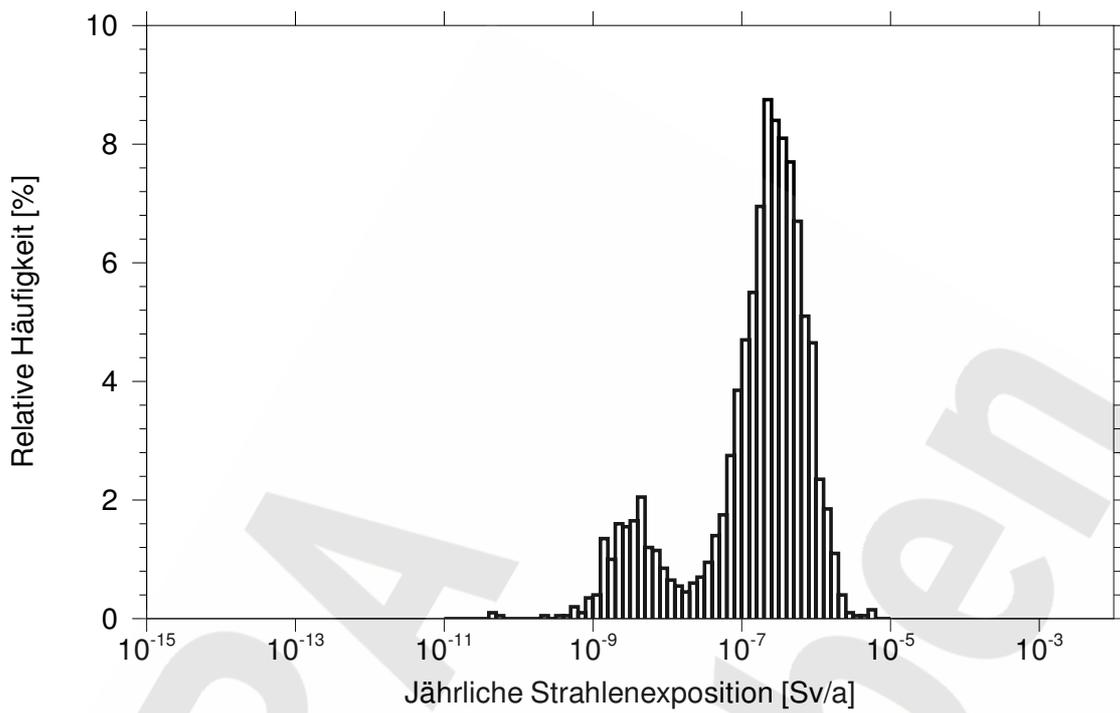


Abb. 10.13 Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 100 000 a

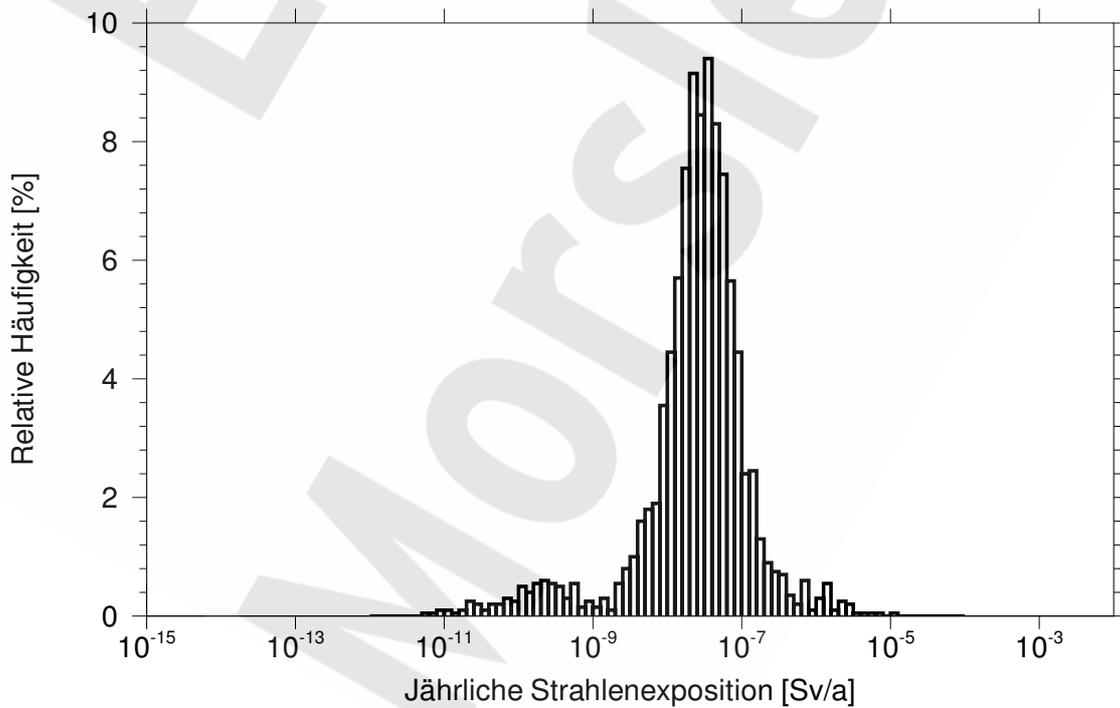


Abb. 10.14 Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 500 000 a

betrachteten Zeitpunkt die Abdichtung noch intakt ist, ist umso geringer, je später dieser Zeitpunkt gelegt wird. Dies ist durch Vergleich der Abbildungen 10.13 und 10.14 gut zu erkennen.

10.6 Globale Sensitivitätsanalyse

Durch eine Sensitivitätsanalyse bezüglich der unabhängigen Zufallsgrößen wird der Beitrag der Unsicherheiten in den einzelnen Zufallsgrößen zu der Variabilität der Ergebnisse quantifiziert. Während in der Unsicherheitsanalyse diese Variabilität selbst beschrieben und analysiert wird, wie es in den beiden vorhergehenden Kapiteln geschehen ist, zielt die Sensitivitätsanalyse darauf ab, die Eingangsparameter entsprechend dem Einfluss ihrer Streubreite auf die Streubreite der jährlichen Strahlenexposition in eine Rangfolge zu bringen.

In diesem Kapitel wird eine globale Sensitivitätsanalyse beschrieben. Diese basiert auf einer Monte-Carlo-Simulation, bei der alle Zufallsgrößen gleichzeitig variiert werden. Im Unterschied dazu wird bei lokalen Sensitivitätsanalysen oder Parametervariationen jeweils nur ein Parameter variiert. Die Ergebnisse dieser Analysen wurden bereits in den Kapiteln 9.3 und 9.4 beschrieben.

Die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber der Variation der Eingangsdaten wird mit den folgenden vier statistischen Verfahren ermittelt:

- Spearman-Test,
- partielle Rangkorrelation,
- standardisierte Rangregression,
- Smirnov-Test.

Spearman's Korrelationskoeffizient wird ebenso wie die partielle Rangkorrelation und die standardisierte Rangregression auf Rangbasis berechnet. Dabei werden die aktuellen Werte der Zufallsgrößen durch ihren Rang, also ihre Position in einer nach Größe geordneten Liste, ersetzt. Durch die Rangtransformation werden die Zusammenhänge zwischen den Eingangsparametern und der Ausgangsgröße linearisiert und dadurch die Aussagekraft der Verfahren verbessert.

Zur Berechnung der Rangregression werden die Zufallsgrößen standardisiert, d. h. die Stichprobe wird so transformiert, dass sie den Mittelwert 0 und die Standardabweichung 1 hat. Die Koeffizienten der partiellen Rangkorrelation erlauben eine Bewertung des isolierten Einflusses eines Parameters unter Ausschaltung der Wechselwirkungen über andere Parameter. Bei unkorrelierten Parametern liefern die partielle Rangkorrelation und die standardisierte Rangregression theoretisch identische Rangfolgen, eventuelle Abweichungen lassen auf Scheinkorrelationen schließen.

Um den Smirnov-Test als Sensitivitäts-Schätzfunktion anwenden zu können, werden die Stichprobenwerte einer Zufallsgröße zunächst in zwei Teilmengen partitioniert. Die eine Teilmenge enthält die 10 % der Stichprobenwerte, die in den Simulationen mit den höchsten Strahlenexpositionen verwendet wurden. Die anderen 90 % der Stichprobenwerte bilden die zweite Teilmenge. Mit Hilfe des Smirnov-Tests wird festgestellt, ob die beiden Teilstichproben derselben Grundgesamtheit entstammen oder nicht. Weichen die Summenhäufigkeiten der beiden Teilstichproben deutlich voneinander ab, sind also die Werte der Zufallsgrößen, die zu hohen Belastungen führen, deutlich andere als die übrigen Werte dieser Zufallsgröße, so kann daraus auf die Relevanz dieser Zufallsgröße geschlossen werden.

Vier Ergebnisstichproben wurden ausgewählt, um die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber der Variation der Eingangsdaten mit den dargestellten vier Verfahren zu untersuchen. Diese sind die maximale Strahlenexposition, unabhängig vom Zeitpunkt ihres Auftretens, und die Strahlenexpositionen zu den Zeitpunkten 2000 a, 20 000 a und 200 000 a.

In Tabelle 10.13 sind die Ergebnisse der globalen Sensitivitätsanalyse für die vier Ergebnisstichproben dargestellt. Die unabhängigen Zufallsgrößen sind in der zweiten Spalte in der Reihenfolge ihrer Bedeutung aufgeführt, die erste Spalte zeigt den jeweiligen Rang, gemittelt über alle Sensitivitätsschätzer bezogen auf die maximale Strahlenexposition. Die Zahlen in den restlichen Spalten sind Bedeutungsranke, wobei der Rang 1 die höchste Bedeutung anzeigt. Jede Spalte in jeder Zeile enthält Informationen über die Bedeutung der Zufallsgrößen entsprechend dem Test.

Tab. 10.13 Rangfolge der unabhängigen Zufallsgrößen

Rang	Zufallsgröße	Spearman-Test				Partielle Korrelation				Standard. Rangregr.				Smirnov-Test			
		1	3	2	1	1	3	2	1	1	3	2	1	2	4	1	1
1	Oberflächennaher Grundwasserfluss	1	3	2	1	1	3	2	1	1	3	2	1	2	4	1	1
2	Anfangspermeabilität der Abdichtung (Salzbeton)	2	4	1	2	2	4	1	2	2	4	1	2	5	2	4	2
3	Referenzkonvergenzrate	3	2	6	13	3	2	5	13	3	2	5	13	3	3	3	5
4	Gaseindringdruck	4	7	3	11	4	6	3	10	4	6	3	10	1	5	2	23
5	SF: Konvergenzrate	5	17	7	12	5	15	7	11	5	17	7	11	4	18	5	17
6	Zeitpunkt Auffüllen d. Restgrube	6	1	5	6	6	1	6	6	6	1	6	7	7	1	18	6
7	Querschnitt der Wegsamkeit im Hutgestein	8	5	21	4	8	5	22	4	8	5	22	4	8	8	10	3
8	Mg-Sättigung	7	10	4	3	7	10	4	3	7	10	4	3	15	10	8	9
9	Zersetzungsrate Polyethylen	9	44	9	7	12	26	11	7	9	15	9	5	6	18	6	11
10	K_d -Werte im Hutgestein	11	9	28	5	9	8	28	5	10	8	28	6	11	6	31	4
11	MB Bartensleben: Volumen	10	6	11	41	10	9	14	34	11	9	14	34	12	9	17	22
12	OF: Konvergenzrate	15	38	8	8	14	42	8	9	14	42	8	9	10	23	14	7
13	Diffusionskoeffizient	14	42	10	20	11	44	10	18	12	44	11	19	20	32	41	44
14	SF: C-14-Inventar	18	33	12	40	16	36	9	40	16	36	10	40	13	29	25	30
15	SF: Anteil Gasproduktion	16	37	16	23	15	43	12	24	15	43	12	25	24	35	34	19
16	WF: Konvergenzrate	19	24	18	44	18	24	18	45	18	26	18	45	19	21	43	15
17	Referenzporosität	13	39	15	28	13	40	15	35	13	40	15	35	37	45	19	8
18	Sonstige Restgrube Marie: Anteil Gasproduktion	25	16	30	16	19	18	24	15	19	20	24	15	21	25	11	38
19	Korrosionsrate von Eisen	12	29	13	9	36	25	33	25	31	14	31	16	9	11	9	31
20	Sonstige Restgrube Bartensl.: Konvergenzrate	17	8	39	45	17	7	41	42	17	7	41	42	39	7	37	29
21	Anfangsporosität Haufwerk	22	19	36	26	28	20	40	22	28	22	40	23	17	17	7	21
22	Longitudinale Dispersion im Hutgestein und Deckgebirge	21	26	19	38	21	27	17	37	21	27	17	37	32	43	39	20
23	ZT: C-14-Inventar	28	35	42	21	27	32	37	19	27	32	37	20	16	31	35	18
24	OF: Anteil Gasproduktion	20	40	14	22	23	38	19	26	23	38	19	26	36	22	22	25
25	Spezifische Abschaltung	23	14	25	34	20	21	16	32	20	23	16	32	40	15	32	41

Tab. 10.13 Rangfolge der unabhängigen Zufallsgrößen

Rang	Zufallsgröße	Spearman-Test				Partielle Korrelation				Standard. Rangregr.				Smirnov-Test			
		34	22	41	35	24	17	35	29	24	19	35	29	29	14	24	13
26	Sonstige Restgrube Bartensl.: Anteil Gasproduktion	34	22	41	35	24	17	35	29	24	19	35	29	29	14	24	13
27	NF: Konvergenzrate	24	21	17	39	22	16	13	41	22	18	13	41	45	16	13	27
28	MB Bartensleben: Konvergenzrate	31	34	45	25	30	33	38	20	30	33	38	21	25	33	20	43
29	Wegsamkeit in das Ostfeld	26	11	20	43	25	11	20	43	25	11	20	43	43	27	28	25
30	OF: C-14-Inventar	36	13	23	31	35	14	21	27	36	16	21	27	13	40	12	39
31	Perm. der Kluftzone im Anhydrit	30	32	44	36	26	31	42	38	26	31	42	38	38	38	23	42
32	NF: Anteil Gasproduktion	32	27	38	37	29	30	31	33	29	30	32	33	31	44	36	33
33	MB Marie: Volumen	33	43	37	30	38	41	43	31	38	41	43	31	23	42	27	12
34	Faktor Diffusionskoeffizienten	29	30	27	15	31	35	23	14	32	35	23	14	42	39	15	34
35	NF: Anteil Gasspeichervolumen	39	12	43	27	32	12	39	30	33	12	39	30	35	13	33	28
36	Anfangspermeabilität der Abdichtung (Magnesiabeton)	27	28	34	10	34	29	45	8	35	29	45	8	44	26	38	14
37	MB Marie: Konvergenzrate	35	45	32	29	33	45	34	28	34	45	34	28	41	37	44	24
38	Sonstige Restgrube Marie: Konvergenzrate	37	18	22	19	45	13	29	16	45	13	29	17	18	20	26	40
39	ZT: Konvergenzrate	45	41	35	14	37	37	25	12	37	37	25	12	26	36	29	37
40	Permeabilität der Strecke Marie-Bartensleben	38	20	26	32	39	28	27	39	39	28	27	39	30	12	29	16
41	ZT: Volumen	40	23	40	42	41	22	36	44	41	24	36	44	27	30	16	36
42	WF: C-14-Inventar	42	15	29	33	40	23	44	36	40	25	44	36	28	34	40	32
43	K_d -Wert Radium (Ra-Kammer)	43	25	33	24	44	19	30	21	44	21	30	22	22	41	45	35
44	ZT: Anteil Gasproduktion	41	31	31	18	43	34	32	23	43	34	33	24	33	28	41	10
45	NF: C-14-Inventar	44	36	24	17	42	39	26	17	42	39	26	18	34	24	21	45

Die vier Zahlen in jeder Spalte beziehen sich auf die oben erläuterten Ergebnisstichproben. Die erste Zahl bezieht sich jeweils auf die Stichprobe der maximalen Strahlenexposition, und die übrigen drei Zahlen beziehen sich auf die Stichproben zu den ausgewählten Zeitpunkten 10 000 a, 50 000 a und 200 000 a. Die Ränge in der Spalte

„Spearman-Test“ und in der Spalte „Smirnov-Test“ sind hellorange unterlegt, wenn der entsprechende Wert in dem zugehörigen Hypothesentest mit einer Signifikanzzahl von 5% identifiziert wurde.

Die ersten drei Verfahren liefern sehr ähnliche Rangfolgen. Die partielle Rangkorrelation und die standardisierte Rangregression sollten von der Theorie her für unkorrelierte Stichproben identische Ergebnisse liefern. Geringfügige Abweichungen können auf Scheinkorrelationen zurückzuführen sein, treten hier aber kaum auf. Der Smirnov-Test führt dagegen aufgrund seines grundlegend anderen Ansatzes zu teilweise deutlichen Abweichungen gegenüber den anderen Verfahren.

Die globale Sensitivitätsanalyse liefert für die ersten ca. zwölf Zufallsgrößen eine aussagekräftige Rangfolge. Der oberflächennahe Grundwasserfluss und die Anfangspermeabilität der Salzbeton-Abdichtung wurden von allen Schätzern als für die Höhe des Maximums wichtigste Zufallsgrößen identifiziert. Auf den Plätzen 3 bis 5 folgen Parameter, die mit der Konvergenz und der Gasspeicherung zusammenhängen. Der Parameter auf Rang 6 ist der Zeitpunkt des vollständigen Auffüllens der Restgrube mit Lösung. Weitere wichtige Parameter sind der Querschnitt der Wegsamkeit im Hutgestein, die Magnesiumsättigung, die Zersetzungsrate von Polyethylen und die K_d -Werte im Hutgestein.

Die Bedeutung des oberflächennahen Grundwasserflusses ergibt sich aus dem direkten Einfluss auf die Verdünnung im Grundwasser und damit der potenziellen Strahlenexposition in der Biosphäre.

Aus der Bedeutung der Anfangspermeabilität der Salzbeton-Abdichtung, der Referenzkonvergenzrate und der lokalen Konvergenzraten im Südfeld sowie dem Gaseindringdruck wird deutlich, dass die Freisetzung aus dem West-Südfeld in vielen Simulationen die Strahlenexposition dominiert. Von großer Bedeutung ist dabei die Referenzkonvergenzrate. Eine schnelle Konvergenz führt zu einem hohen Volumenstrom aus den Grubengebäuden und damit ebenfalls zu einem beschleunigten Transport durch das Hutgestein und Deckgebirge. Die Bedeutung des Gaseindringdrucks liegt darin, dass in 50 % der Simulationen kein Gas aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen entweichen

kann. Dies führt einerseits durch Gasspeicherung zu einer größeren aus diesen Bereichen ausgepressten kontaminierten Flüssigkeitsmenge, andererseits zu einem Versiegen des Flüssigkeitsstroms, wenn ein Großteil des Hohlraums mit Gas gefüllt ist.

Die hohe Bedeutung der Anfangspermeabilität der Salzbeton-Abdichtungen ist leicht zu erklären. Ist die Anfangspermeabilität klein, so dauert der Flüssigkeitszutritt in die Einlagerungsbereiche lange, und die Freisetzung von Radionukliden aus diesen Bereichen ist geringer als bei höheren Permeabilitäten.

Der Zeitpunkt des Auffüllens der Restgrube mit Lösung hat im Zusammenspiel mit der Konvergenz und der Gasproduktion sowie Gasspeicherung eine große Bedeutung, weil er die Größe der Hohlraumvolumina in den Grubengebäuden und den Einfluss der Gasspeicherung am Beginn der Radionuklidfreisetzung beeinflusst.

Die Bedeutung des Parameters für die Wegsamkeit im Hutgestein ist dadurch zu erklären, dass ein beschleunigter Transport durch diese Wegsamkeit zu einer Verkürzung der Zeit führt, die dem relativ kurzlebigen, aber radiologisch bedeutsamen Ra-226 für den Zerfall zur Verfügung steht. An den Tabellen 10.7 und 10.8 wurde deutlich, dass einige der Simulationen, die zu den höchsten Strahlenexpositionen führen, durch Ra-226 dominiert werden.

Die Magnesiumsättigung hat direkte Auswirkung auf die Korrosionsprozesse in den Abdichtungen. Sie beeinflusst die Dauer der Korrosion der Abdichtungen bis zum vollständigen Ausfall und damit die Freisetzung von Schadstoffen aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen.

Die gegenüber der Korrosion von Metallen größere Bedeutung der Zersetzungsrates von Polyethylen zeigt, dass die Gasproduktion noch zu späten Zeiten, wenn die Metallkorrosion bereits abgeschlossen ist, die Freisetzung von Schadstoffen aus den abgedichteten Einlagerungsbereichen stark beeinflusst.

Parameter, die direkt mit den Prozessen in den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen verknüpft sind, haben eine relativ geringe Bedeutung. Die Freisetzung aus diesen Einlagerungsbereichen ist nur zu frühen Zeiten bedeutsam, und der Zeitpunkt des

Auffüllens der Restgrube mit Lösung ist meistens relativ spät. Folglich sind die Radionuklide aus diesen Bereichen zu großen Teilen zerfallen und beeinflussen das Maximum der jährlichen Strahlenexposition nur geringfügig.

Die Bedeutung der übrigen Zufallsgrößen ist gering. Dies trifft z.B. auf die Zufallsgrößen zur Beschreibung der Abschaltung oder die Rückhaltung von C-14 zu. Die Rangfolge der sensitiven Zufallsgrößen hat ab etwa dem 13. Rang kaum noch eine Aussagekraft. Daher kann man nur schließen, dass diese Zufallsgrößen insgesamt von geringer Bedeutung auf die Streuung der berechneten Strahlenexpositionen sind.

Durch die starke Streuung der Ränge zu den unterschiedlichen Zeitpunkten und zum Zeitpunkt des jeweiligen Dosismaximums wird deutlich, dass geringfügige Änderungen der Zufallsgrößen dazu führen können, dass die Maxima zu anderen Zeiten auftreten und unterschiedliche Zufallsgrößen für das Maximum verantwortlich sind. Generell lässt sich sagen, dass die Freisetzung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen die Strahlenexposition wenig beeinflusst, da diese Einlagerungsbereiche zu frühen Zeiten, zu denen sie potenziell bedeutsam sind, noch nicht mit Lösung gefüllt sind. Zu Zeiten ab ca. 10 000 Jahren ist die Freisetzung aus dem abgedichteten West-Südfeld dominierend. Aus dem Ostfeld werden innerhalb der betrachteten Szenariendauer nur sehr selten Radionuklide freigesetzt.

11 **Ausbreitung gasförmiger Radionuklide**

Bei der Szenariendiskussion in Kapitel 4 wurden drei Szenarien ermittelt, die zu einer Ausbreitung gasförmiger Radionuklide führen können. Als erstes Szenario wurde die Produktion gasförmiger Tochternuklide durch nicht-gasförmige Mütter im oberflächennahen Grundwasser betrachtet. Das wichtigste Mutternuklid ist Ra-226, das durch den radioaktiven Zerfall gasförmiges Rn-222 bildet.

Die im oberflächennahen Grundwasser gelöste Radiumkonzentration wurde für den Wasserpfad berechnet. Die Summe der Konzentrationen an gelöstem und sorbiertem Radium ergibt im Maximum etwa $4 \cdot 10^{-7}$ Bq/l. Unter der Voraussetzung radioaktiven Gleichgewichts führt dies zu der gleichen Radon-Aktivitätskonzentration. Dieser Wert liegt um viele Größenordnungen unter der mittleren natürlichen Radon-Aktivitätskonzentration im deutschen Trinkwasser von 7,3 Bq/l [9]. Somit ist durch das gebildete Radon keine zusätzliche Exposition der Bevölkerung zu erwarten. Dieser Fall wird deshalb nicht weiter betrachtet.

Als zweites Szenario wird der Transport von gelöstem radioaktivem Methan mit dem Wasserpfad betrachtet. Die Ausbreitung des gelösten Methans und die resultierende Strahlenexposition wird im Abschnitt Methanpfad ausführlich untersucht.

Als drittes Szenario wird die Ausbreitung radioaktiver Gase aus dem Endlager bis in die Biosphäre über den Gaspfad betrachtet. Radiokohlenstoff und Tritium sind die einzigen Radioisotope, die in der Gasphase vorkommen, in ausreichender Menge im Inventar vorhanden sind und eine ausreichend große Halbwertszeit haben, um beim Transport über den Gaspfad eine Rolle spielen zu können. Die resultierende Strahlenexposition wird im Abschnitt Gaspfad ausführlich untersucht.

11.1 **Methanpfad**

Ein Teil des in den Einlagerungsbereichen gebildeten Methans wird in der Flüssigkeit gelöst und über den Wasserpfad bis in das oberflächennahe Grundwasser transportiert. Ein Verbrauch des kontaminierten Wassers durch die Bevölkerung führt dann zu einer

Strahlenexposition. Im Folgenden wird zunächst die Methanaktivität im oberflächennahen Grundwasser abgeschätzt, daraufhin werden die unterschiedlichen Expositionspfade diskutiert und die potenzielle Strahlenexposition eines Erwachsenen berechnet.

11.1.1 Konzeptuelles Modell

Der Abschätzung zur Methanausbreitung bis in das oberflächennahe Grundwasser liegen die nachfolgend angegebenen, zum Teil stark vereinfachenden Modellannahmen zu Grunde. Die Modellvorstellung ist in Abbildung 11.1 schematisch dargestellt.

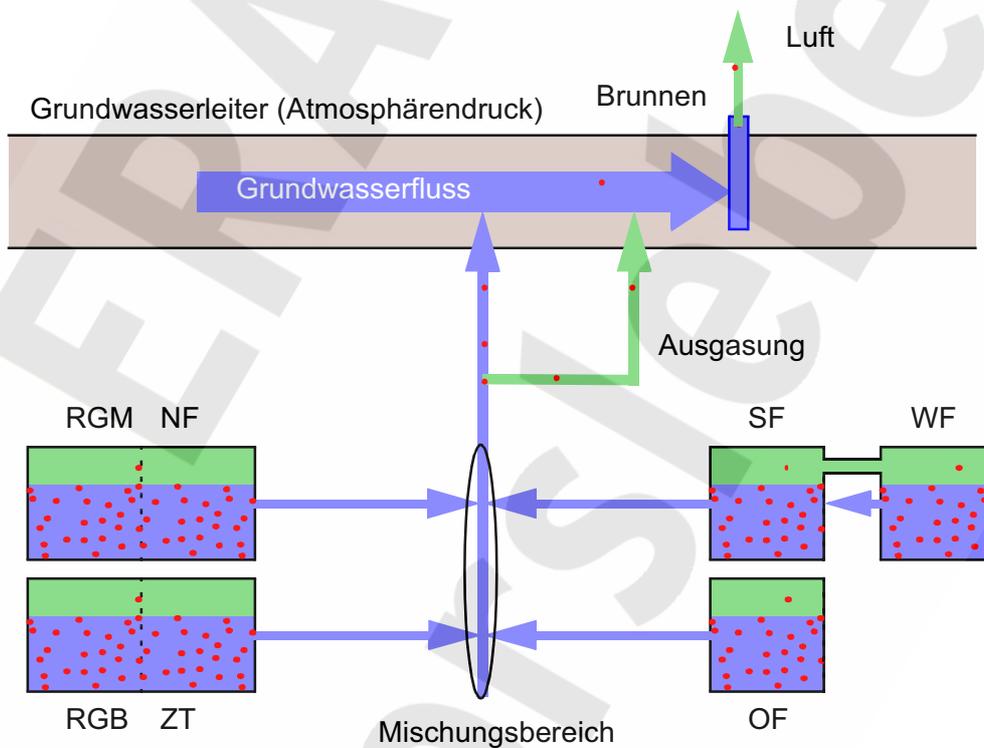


Abb. 11.1 Modellvorstellung zur Methanausbreitung über den Wasserpfad

- Die Grubengebäude werden in vier Einlagerungsbereiche und einen Mischungs-
bereich unterteilt. Dies sind die beiden abgedichteten Einlagerungsbereiche des
West-Südfelds und des Ostfelds sowie die sonstige Restgrube Bartensleben (RGB)

inklusive dem Zentralteil und die sonstige Restgrube Marie (RGM) inklusive dem Nordfeld. Die hier bezeichneten Modellbereiche unterscheiden sich zum Teil von den Modellbereichen, die für die Modellrechnungen zum Wasserpfad verwendet werden.

- Als Gase in den Einlagerungsbereichen werden die dort anfänglich vorhandene Luft und die bei der Korrosion von Metallen und der Zersetzung organischer Stoffe entstehenden Gase betrachtet.
- Eine Freisetzung von Gasen aus den Einlagerungsbereichen oder den Grubengebäuden wird zu keinem Zeitpunkt betrachtet.
- Für die Metalle und die Zellulose wird von einer instantanen Umsetzung ausgegangen. Diese Annahme ist gerechtfertigt, da die Gasproduktion dieser Stoffe zum Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Flüssigkeit bereits abgeschlossen ist. Für Polyethylen wird wie für den Wasserpfad von einer langsamen Zersetzung mit einer Zersetzungsrate von $1 \cdot 10^{-5}$ /a ausgegangen.
- Radioaktives Methan entsteht hierbei durch Zersetzung von Fettsäuren und Fettalkoholen sowie von Aluminiumcarbid. Hierbei wird auch von einer instantanen Entstehung ausgegangen.
- In den einzelnen Einlagerungsbereichen bildet sich jeweils ein homogenes Gasgemisch aus Methan, Wasserstoff und Luft aus. Kohlendioxid wird nicht berücksichtigt, da es durch Carbonatisierung der Gasphase entzogen wird.
- Die einzelnen Komponenten des Gasgemisches lösen sich in der Flüssigkeit bis zu einer Grenze, die linear vom Partialdruck des jeweiligen Gases abhängt. Die Einstellung des Lösungsgleichgewichts erfolgt instantan. Der Einfluss des Übergangs von Methan in die gelöste Phase auf den Partialdruck wird vernachlässigt.
- Im Nordfeld stellt sich das Lösungsgleichgewicht zwischen den Gasen im Gasspeicher und der Flüssigkeit zum Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Flüssigkeit ein.

- Das gelöste Methan wird mit der Freisetzung von Flüssigkeit aus den Einlagerungsbereichen in den Mischungsbereich freigesetzt. Dort vermischen sich die Flüssigkeitsströme aus den vier Einlagerungsbereichen. Eine Pufferwirkung durch den Mischungsbereich wird nicht berücksichtigt.
- Beim Aufstieg der Lösung durch das Hutgestein und die Geosphäre in das oberflächennahe Grundwasser nimmt die Gaslöslichkeit linear mit dem Druck ab. Dabei kommt es zur Ausgasung. Es wird angenommen, dass die frei werdenden Gase vollständig in das oberflächennahe Grundwasser gelangen und sich dort wieder lösen.
- Beim Eintritt in den oberflächennahen Grundwasserleiter wird die kontaminierte Lösung verdünnt. Die Transportzeit zwischen den Grubengebäuden und dem oberflächennahen Grundwasserleiter wird vernachlässigt.

In Abschnitt 7.3 wurde gezeigt, dass die durch die Zersetzung von organischen Substanzen erzeugten Methanmengen im West-Südfeld und im Ostfeld jeweils nur zu weniger als 2 % gelöst werden können.

11.1.2 Berechnung der Methankonzentration im oberflächennahen Grundwasser

Die der Abschätzung zugrunde gelegten Daten sind in Tabelle 11.1 zusammengestellt. Da sich die Partialdrücke der verschiedenen Komponenten eines Gasgemisches wie deren molare Anteile verhalten, ergibt sich die tatsächliche Methanlöslichkeit durch Multiplikation der Maximallöslichkeit mit dem Anteil des Methans an der Gesamtgasmenge.

Um nach dem konzeptuellen Modell eine Abschätzung der vom radioaktiven Methan verursachten Strahlenexposition durchführen zu können, ist darüber hinaus der Isotopenanteil von C-14 im Methan zu bestimmen. Letzterer ergibt sich aus der C-14-Menge und der Gesamtmenge inaktiven Kohlenstoffs im entstehenden Methan. Das Produkt beider Verhältniszahlen ist der molare Anteil aktiven Methans am Gesamtgas. Dieser ist zeitabhängig und bereichsspezifisch, er wird im Folgenden als Zeitfunktion mit Bereichsindex i geschrieben, wobei der radioaktive Zerfall herausgenommen wird: $e^{-\lambda t} q^i \gamma$.

Tab. 11.1 Allgemeine Daten zur Methanausbreitung

Parameter	Formelzeichen	Wert
Maximale Methanlöslichkeit bei 4,9 MPa [mol/m ³]	c_M	17,6
Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasserleiter [m ³ /a]	s_{aq}	15 000
Mol-Konversionsfaktor C-14 [Bq/mol]	a	$2,31 \cdot 10^{12}$
Zerfallskonstante von C-14 [1/a]	λ	$1,209 \cdot 10^{-4}$
Zeretzungsrate für Polyethylen [1/a]	κ	$1 \cdot 10^{-5}$

In die Berechnung der Methankonzentration gehen weiterhin die Flüssigkeitsströme $s^i(t)$ aus den Modellbereichen in den Mischungsbereich ein. Ihre Zeitverläufe werden aus der Modellrechnung für den Referenzfall des Wasserpfads entnommen und sind in Abbildung 11.2 dargestellt. Negative Ströme während der Flutungsphase der abgedichteten Einlagerungsbereiche werden dabei auf 0 gesetzt.

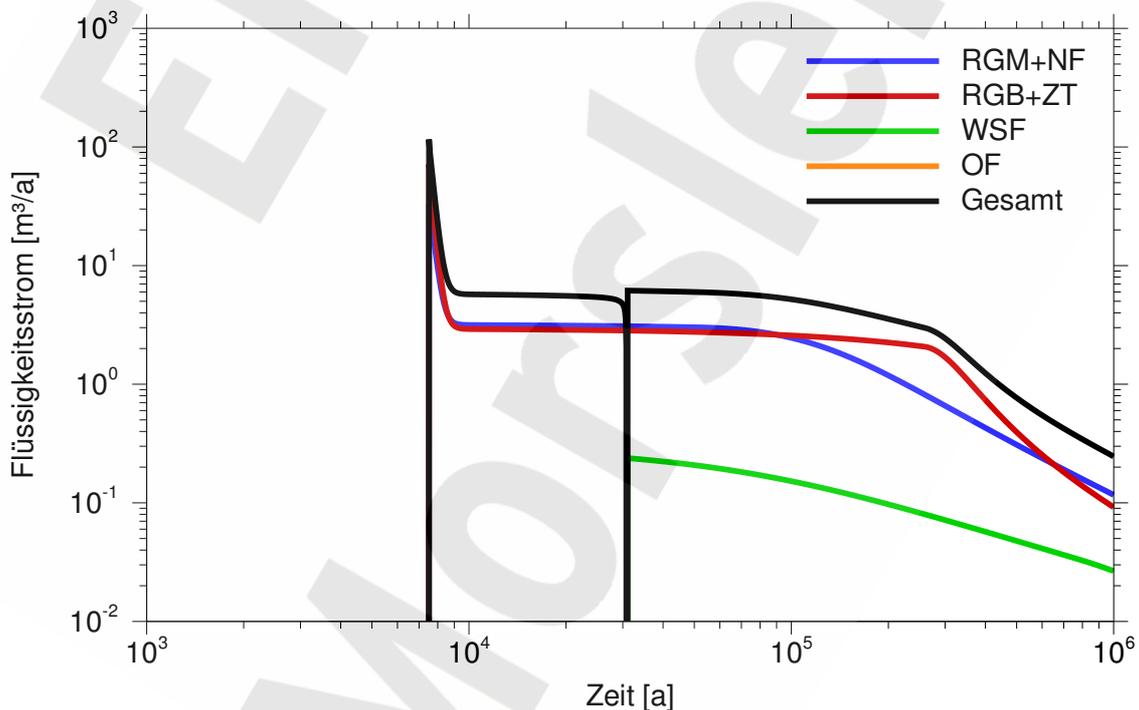


Abb. 11.2 Flüssigkeitsströme aus den einzelnen Bereichen

Die Konzentration von aktivem Methan im Mischungsbereich ergibt sich durch gewichtete Mittelung der Konzentrationen in den einzelnen Bereichen. Die Wichtung erfolgt dabei über die Flüssigkeitsströme. Die Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter ergibt sich aus dem Verhältnis des Flüssigkeitsstroms $s_M(t)$ aus dem Mischungsbereich und dem Grundwasserfluss s_{aq} . Insgesamt ergibt sich die Konzentration von aktivem Methan im oberflächennahen Grundwasser durch

$$C(t) = c_M a e^{-\lambda t} \frac{\sum_i s^i(t) q^i(t)}{\sum_i s^i(t)} \frac{s_M(t)}{s_{aq}}. \quad (11.1)$$

Die Summation läuft dabei über die Bereiche

- Sonstige Restgrube Marie inklusive Nordfeld,
- Sonstige Restgrube Bartensleben inklusive Zentralteil,
- West-Südfeld (WSF),
- Ostfeld (OF).

Um Gleichung 11.1 auswerten zu können, ist noch die Funktion $q^i(t)$ zu bestimmen. Da der Zerfall herausgenommen wurde, ist die einzige verbleibende Zeitabhängigkeit die Zersetzung des Polyethylens. Bei der angenommenen Zersetzungsrate $\kappa = 1 \cdot 10^{-5} /a$ dauert dieser Prozess 100 000 Jahre. Da die Freisetzung aus dem Ostfeld erst zu deutlich größeren Zeiten beginnt, ist er dort als abgeschlossen anzusehen, d. h. $q^i(t)$ ist für diesen Bereich konstant. Im Nordfeld stellt sich das Lösungsgleichgewicht zwischen den Gasen im Gasspeicher und der Flüssigkeit zu Beginn der Nachbetriebsphase ein. Die weitere Verdünnung des radioaktiven Methans durch die Polyethylenzersetzung wird konservativ vernachlässigt und deshalb ebenfalls $q^i(t)$ als konstant angenommen. Für die Beschreibung des Prozesses im West-Südfeld und dem Zentralteil wird die folgende Funktion eingeführt:

$$f(t) = \begin{cases} \kappa t & \text{für } t < 1 / \kappa \\ 1 & \text{für } t \geq 1 / \kappa \end{cases}. \quad (11.2)$$

Damit gilt

$$q^i(t) = \frac{A^i}{G_0^i + \Delta G^i f(t)} = \frac{A^i / G_0^i}{1 + \frac{\Delta G^i}{G_0^i} f(t)} = \frac{\alpha^i}{1 + \gamma^i f(t)}, \quad (11.3)$$

wobei A^i die Menge des aktiven Methans, G_0^i die Anfangsgasmenge und ΔG^i die Zunahme der Gesamtgasmenge durch Polyethylenzersetzung, jeweils im Bereich i , bezeichnet. Als zeitunabhängige Kennwerte werden die Quotienten $\alpha^i = A^i/G_0^i$ und $\gamma^i = \Delta G^i/G_0^i$ eingeführt. α^i ist das Verhältnis der aktiven Methanmenge zur anfänglichen Gesamtgasmenge, γ^i die relative Zunahme der Gasmenge durch Polyethylenzersetzung. Für das Ost- und Nordfeld wird die Polyethylenzersetzung beim Gesamtgas berücksichtigt und $\gamma^i = 0$ gesetzt.

Die Daten über die Mengen der Gas produzierenden Substanzen und die zugrunde liegenden Gasproduktionsreaktionen sind in Abschnitt 7.3 beschrieben. Analog zu den Annahmen über die Umsetzung des aktiven C-14 in Abschnitt 7.10.5 wird beim Methanpfad die Zersetzung der Zellulose durch Fermentation angenommen. Zusätzlich zu den produzierten Gasen befindet sich am Ende der Betriebsphase in den Hohlräumen der Grubengebäude Luft unter Atmosphärendruck. Die Stoffmengen von radioaktivem Methan werden mit Hilfe des Mol-Konversionsfaktors α aus dem Inventar an radioaktivem Methan entsprechend Tabelle 7.35 berechnet. Die sich daraus ergebenden Daten sind der Tabelle 11.2 zu entnehmen. Weiterhin enthält Tabelle 11.2 auch die Koeffizienten α^i und γ^i für die einzelnen Bereiche.

Als Ergebnis der Rechnungen zeigt Abbildung 11.3 die Methankonzentration und die Methanaktivität im oberflächennahen Grundwasser. Zum Freisetzungsbeginn liegt die Methanaktivität im oberflächennahen Grundwasser bei $6,1 \text{ Bq/m}^3$ und die Methankonzentration bei $2,3 \cdot 10^{-3} \text{ mol/m}^3$. Die spezifische Aktivität des Methans ergibt sich somit zu 2652 Bq/mol . Die Methankonzentration und -aktivität gehen im Zeitraum von etwa 1000 Jahren um über eine Größenordnung zurück. Dies liegt am Rückgang des Flüssigkeitsstroms aus den Grubengebäuden. Ab diesem Zeitpunkt ist die Methankonzentration

Tab. 11.2 Bereichsspezifische Daten zur Methanausbreitung

Bereich	WSF	OF	RGM + NF	RGB + ZT
Gesamte Gasmenge [mol]	$3,67 \cdot 10^8$	$1,00 \cdot 10^8$	$1,12 \cdot 10^8$	$1,39 \cdot 10^8$
Gesamtmenge CH ₄ [mol]	$9,68 \cdot 10^7$	$1,53 \cdot 10^7$	$1,91 \cdot 10^6$	$2,60 \cdot 10^6$
Aktivität CH ₄ [Bq]	$2,29 \cdot 10^{12}$	$1,20 \cdot 10^9$	$4,20 \cdot 10^{10}$	$1,01 \cdot 10^9$
Menge aktives CH ₄ [mol]	$9,93 \cdot 10^{-1}$	$5,20 \cdot 10^{-4}$	$1,82 \cdot 10^{-2}$	$4,38 \cdot 10^{-4}$
α^i (Gleichung 11.3) [-]	$2,70 \cdot 10^{-9}$	$5,20 \cdot 10^{-12}$	$1,63 \cdot 10^{-10}$	$3,15 \cdot 10^{-12}$
γ^i (Gleichung 11.3) [-]	$2,35 \cdot 10^{-1}$	0	0	$3,42 \cdot 10^{-4}$

im oberflächennahen Grundwasser über lange Zeit quasi konstant. Die Methanaktivität im oberflächennahen Grundwasser sinkt demgegenüber weiter ab. Dies ist auf den radioaktiven Zerfall des C-14 zurückzuführen.

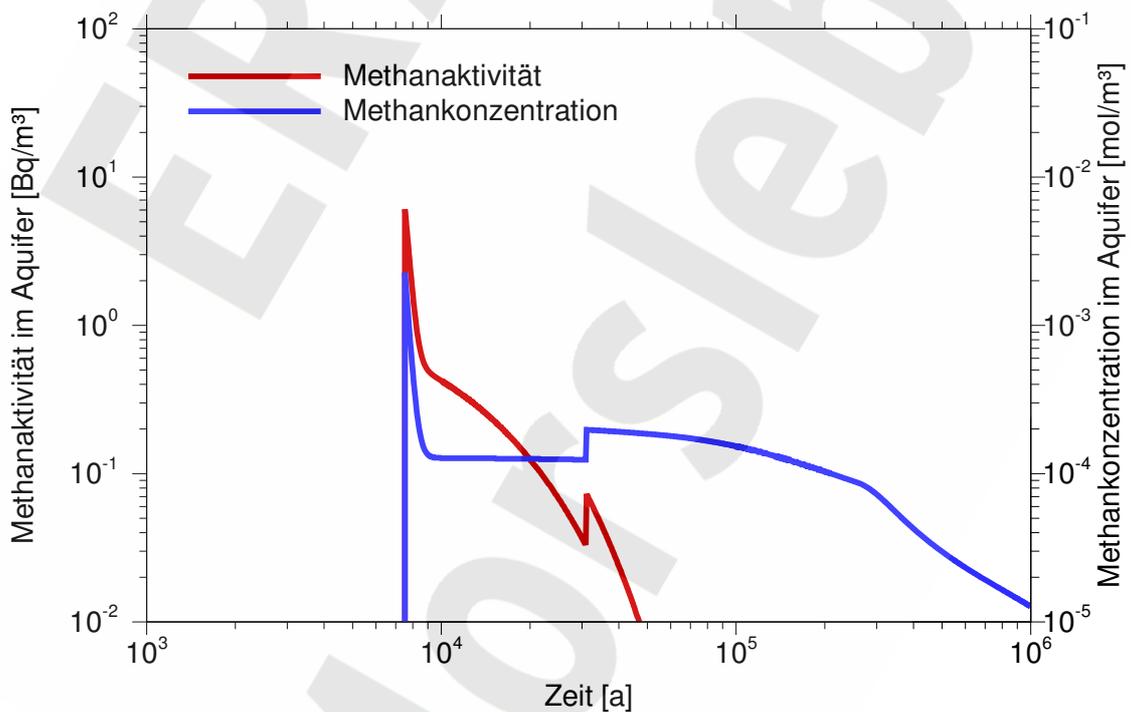


Abb. 11.3 Methankonzentration und -aktivität im oberflächennahen Grundwasser beim Methanpfad

Unter Verwendung der berechneten Methanaktivität im oberflächennahen Grundwasser kann die potenzielle jährliche Strahlenexposition durch das gelöste radioaktive Methan bestimmt werden. Für die Berechnung der Strahlenexposition wird wie für den Wasserpfad von einer Entnahme des Grundwassers aus einem Brunnen ausgegangen. Dabei existieren zwei mögliche Expositionspfade für den Menschen. Zum einen kann das gelöste CH₄ direkt mit dem Trinkwasser aufgenommen werden und zum anderen kann das kontaminierte Wasser bei der Bewässerung für die Erzeugung von Lebensmitteln eingesetzt werden. Der Unterschied zwischen beiden Pfaden besteht darin, ob das Wasser mit der Atmosphäre in Kontakt kommt und eventuell seine Methankonzentration noch einmal ändert oder nicht.

Wird das Trinkwasser direkt aus dem Brunnen zum Verzehr entnommen, so behält es seine CH₄-Konzentration bei. Es ist von einem Trinkwasserverbrauch von 0,8 m³/a auszugehen [8]. Der Dosisfaktor, welcher üblicherweise für C-14 für die Ingestion verwendet wird, ist unter der Voraussetzung der Umwandlung des C-14 durch Pflanzen und den darauf folgenden Verzehr berechnet. In diesem Fall nimmt das aufgenommene C-14 am Stoffwechsel im Körper der exponierten Person teil. Bei der direkten Aufnahme von C-14-haltigem Methan mit dem Trinkwasser ist demgegenüber jedoch mit einer geringen Wechselwirkung des Körpers mit dem C-14 und somit mit einem geringeren Dosisfaktor zu rechnen. Da kein Dosisfaktor für die direkte Ingestion von organischem C-14 vorliegt, wird für diesen Fall jener für die Inhalation mit einem Wert von $6,2 \cdot 10^{-12}$ Sv/Bq verwendet, da für diesen Pfad mit einer ähnlich geringen Wechselwirkung mit dem Körper gerechnet wird. Hieraus errechnet sich der Dosiskonversionsfaktor für den Pfad der direkten Aufnahme mit dem Trinkwasser zu $5 \cdot 10^{-12}$ Sv·a⁻¹/Bq·m⁻³. Mit der anfänglichen Methanaktivität von etwa 6 Bq/m³ ergibt sich schließlich eine jährliche Strahlenexposition von etwa $3,0 \cdot 10^{-11}$ Sv/a.

Wird das Wasser nicht direkt durch Verzehr von Trinkwasser verbraucht, sondern z.B. durch Bewässerung für die Erzeugung von Lebensmitteln eingesetzt, so stellt sich beim Kontakt mit der Atmosphärenluft für das im Wasser gelöste CH₄ ein neues Lösungsgleichgewicht entsprechend der atmosphärischen CH₄-Konzentration ein. Das CH₄ gast dabei fast vollständig aus, da dessen Anteil in der Luft nur etwa 2 ppm beträgt. Im Folgenden wird im Gegensatz dazu konservativ davon ausgegangen, dass das Methan im oberflächennahen Grundwasser vollständig zu Kohlendioxid umgewandelt wird. CO₂ hat

eine höhere atmosphärische Konzentration als CH_4 , wodurch keine Ausgasung beim Kontakt mit der Atmosphäre erfolgt, wie sich aus der folgenden Abschätzung ergibt: Die im Wasser gelöste CO_2 -Menge beträgt bei einer Konzentration in der Luft von 330 ppm und einer Löslichkeit von 38 mol/m^3 [20] etwa $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ mol/m}^3$. Die gelöste Methanmenge im oberflächennahen Grundwasser beträgt jedoch maximal nur etwa $2,3 \cdot 10^{-3} \text{ mol/m}^3$ und liegt somit mehr als eine halbe Größenordnung unter der maximal löslichen CO_2 -Menge. Somit bleibt bei einer vorhergehenden Umwandlung des Methans in Kohlendioxid die gesamte aktive C-14 Menge bei dem Kontakt mit der Atmosphäre im Wasser gelöst.

Der Dosiskonversionsfaktor bei der Erzeugung von Lebensmitteln unter Verwendung des C-14 kontaminierten Wassers und anschließendem Verzehr der Lebensmittel beträgt $4,6 \cdot 10^{-8} \text{ Sv} \cdot \text{a}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$. Daraus ergibt sich eine jährliche Strahlenexposition zu Beginn der Methanfreisetzung in den oberflächennahen Grundwasserleiter von etwa $2,8 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/a}$. Den zeitlichen Verlauf der jährlichen Strahlenexposition zeigt Abbildung 11.4.

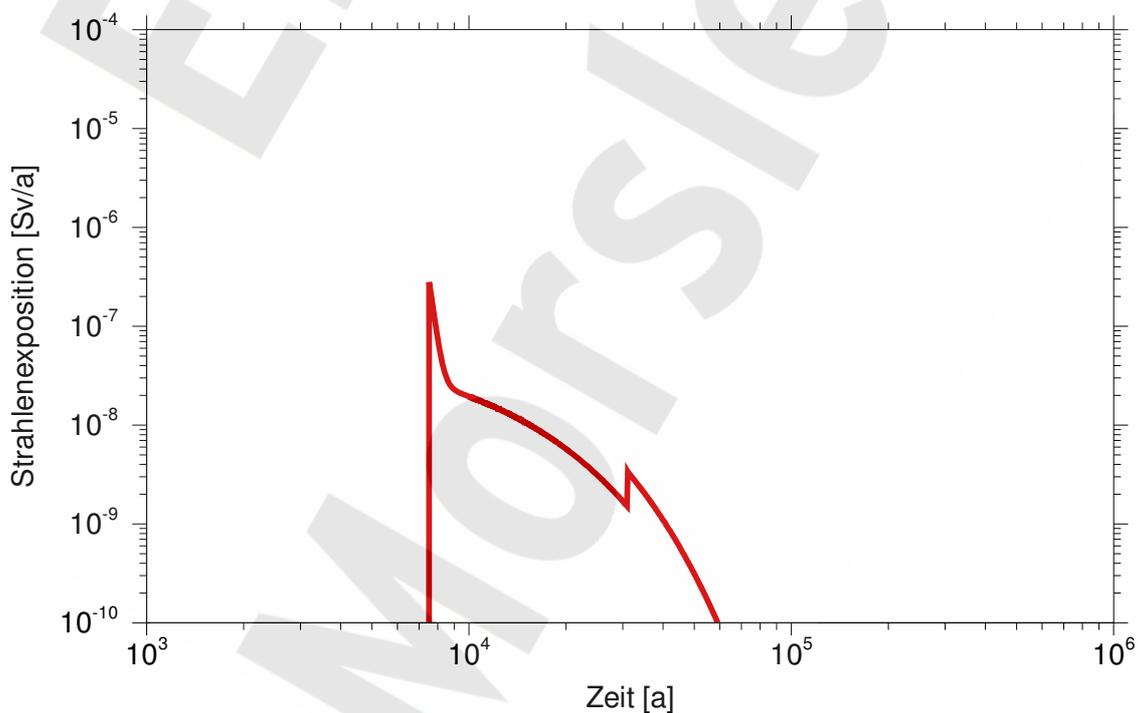


Abb. 11.4 Strahlenexposition durch den Methanpfad

11.2 Gaspfad

Das in den Einlagerungsbereichen produzierte Gas kann neben der im Methanpfad betrachteten Ausbreitung in gelöster Form auch im gasförmigen Zustand die Grubengebäude verlassen und über Wegsamkeiten im Hutgestein bis in das oberflächennahe Grundwasser und weiter bis in die Biosphäre gelangen. Dieser Ausbreitungsweg wird im Folgenden Gaspfad genannt. Die über den Gaspfad transportierten gasförmigen Radionuklide können nach einer Ausbreitung in der Atmosphäre zu einer potenziellen Strahlenexposition der Bevölkerung führen. Als gasförmige Radionuklide sind aufgrund ihres Inventars und ihrer Halbwertszeit nur Radiokohlenstoff und Tritium zu betrachten.

Die Ausbreitung der Gase in den verzweigten Grubengebäuden ist stark von den geometrischen Verhältnissen abhängig. Es wird angenommen, dass das produzierte Gas über nicht definierte Wegsamkeiten transportiert wird und sich am Grubenhöchsten eines Einlagerungsbereiches sammelt. Dort führt es zu einem Anstieg des Gasdrucks. Übersteigt der Gasdruck den hydrostatischen Druck an der höchstgelegenen Abdichtung eines Einlagerungsbereichs, bzw. bei nicht abgedichteten Bereichen den hydrostatischen Druck am Grubenhöchsten, so kann das Gas aus dem Endlager entweichen. Die Annahme, dass sich das gesamte Gas des weit verzweigten Endlagers nur an einer Stelle der Grubengebäude sammelt und dort austritt, ist eine konservative Annahme. Eine andere Annahme ist jedoch aufgrund des fehlenden Kenntnisstandes nicht gerechtfertigt.

Die radioaktiven Gase aus dem Endlager können durch die Geosphäre bis in die Biosphäre transportiert werden und zu einer Strahlenexposition der Bevölkerung führen. Die Ausbreitung kann dabei entweder direkt bis in die Atmosphäre erfolgen, oder ein Teil der Gase kann sich eventuell auch wieder im Grundwasser lösen. Letzterer Ausbreitungspfad entspricht weitgehend dem im Vorangegangenen diskutierten Methanpfad. Die Szenarien zur Ausbreitung über den Gaspfad sind in Abbildung 11.5 skizziert.

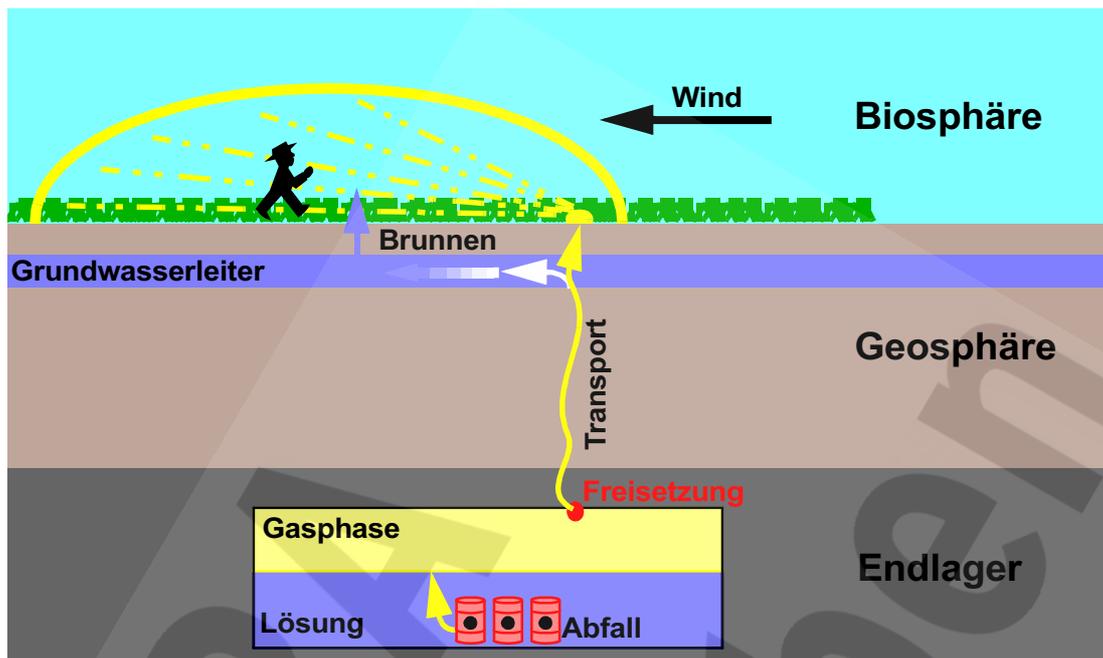


Abb. 11.5 Schematische Darstellung des Radionuklidtransports über den Gaspfad

11.2.1 Produktion und Inventar der gasförmigen Radionuklide

Die einzelnen Prozesse zur Gasproduktion wurden in Abschnitt 7.3 beschrieben, und die maximal im Endlager gebildeten Gasvolumina unter Normbedingungen sind in Tabelle 7.14 angegeben. Der Prozess des Übergangs der beiden Isotope Radiokohlenstoff und Tritium in die Gasphase und die Daten für deren Inventare werden in diesem Abschnitt kurz zusammengefasst.

Tritium ist ein Wasserstoffisotop mit einer Halbwertszeit von $\tau = 12,3$ Jahren. Es wird davon ausgegangen, dass das gesamte Tritium-Inventar im Abfall als tritiiertes Wasser vorliegt, welches dann bei der anaeroben Korrosion des Eisens zu gasförmigem Tritium reduziert wird. Als konservative Annahme wird davon ausgegangen, dass alles vorhandene tritiierte Wasser am Korrosionsprozess teilnimmt und das gesamte Tritium-Inventar in den gasförmigen Zustand überführt wird. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass das tritiierte Wasser gleichmäßig in dem zur Verfügung stehenden Wasser verteilt ist. Die Produktionsrate des Tritiums ist aufgrund des zugrundeliegenden Bildungsprozesses gleich der Korrosionsrate des Metalls von $4 \cdot 10^{-3}$ /a. Der Kehrwert der Produktionsrate, der im

Folgende Bildungsdauer genannt wird, ergibt sich zu 250 Jahren. Die Bildungsdauer kann direkt mit der mittleren Lebensdauer λ des Tritiums verglichen werden. Diese ergibt sich aus der Halbwertszeit τ mit

$$\lambda = \tau / \ln(2) \quad (11.4)$$

zu $\lambda = 17,7$ Jahren und ist deutlich geringer als dessen Bildungsdauer. Die Stoffmenge des gasförmigen Tritiums wird somit zu jedem Zeitpunkt durch dessen Zerfall und Aufbau gesteuert und nimmt ihren größten Wert zum Zeitpunkt $t_{\max} = 1/\lambda$ an. Der Großteil des Tritiums zerfällt bereits in der Wasserphase und nur ein geringer Anteil von maximal 7 % des Tritiums geht in die Gasphase über.

Radiokohlenstoff hat eine Halbwertszeit von 5 730 Jahren. Eine Zusammenstellung der verschiedenen Reaktionswege zur Bildung von gasförmigem C-14 und die Voraussetzungen, unter denen die Reaktionen ablaufen, sind in Abschnitt 7.3 aufgeführt.

Es wird für den Gaspfad davon ausgegangen, dass der gesamte Radiokohlenstoff in den gasförmigen Zustand umgewandelt wird. Ein Teil des gebildeten CO_2 kann allerdings als Carbonat wieder ausgefällt werden. Die Aufteilung des gasförmigen Radiokohlenstoffs in die Spezies CH_4 und CO_2 sowie der als Carbonat ausgefallte Anteil des CO_2 wurden in den Tabellen 7.35 und 7.36 berechnet. Der Effekt der Carbonatisierung des CO_2 wird in den folgenden Berechnungen berücksichtigt und somit das in Tabelle 7.36 als mobiler Anteil bezeichnete CO_2 im Weiteren betrachtet.

Für die weiteren Betrachtungen zur Freisetzung ist es unerheblich, ob das C-14 als CO_2 oder als CH_4 vorliegt. Deshalb wird im Weiteren nicht mehr zwischen diesen beiden Spezies unterschieden, sondern nur noch die C-14-Gesamtmenge betrachtet.

Die verwendeten Daten für die Aktivitätsinventare der Radionuklide H-3 und C-14 in den einzelnen Einlagerungsbereichen sind in Tabelle 11.3 zusammengefasst. Bei den Werten der Spalte „C-14 in Gasphase“ ist der durch die Carbonatisierung des CO_2 zurückgehaltene Anteil des C-14 berücksichtigt und von dem Gesamtinventar abgezogen.

Tab. 11.3 Einlagerungsbereiche und deren Inventare in Bq zum 30. Juni 2005

	H-3 gesamt	C-14 gesamt	C-14 in Gasphase
Nordfeld	$1,1 \cdot 10^{12}$	$5,8 \cdot 10^{10}$	$5,6 \cdot 10^{10}$
Zentralteil	$7,7 \cdot 10^{08}$	$1,6 \cdot 10^{09}$	$1,0 \cdot 10^{09}$
West-Südfeld	$2,0 \cdot 10^{12}$	$3,1 \cdot 10^{12}$	$2,4 \cdot 10^{12}$
Ostfeld	$1,0 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$8,2 \cdot 10^{10}$

Das Inventar der beiden betrachteten Radionuklide ist im Zentralteil um über eine Größenordnung geringer als jenes im Nordfeld. Daher wird bei der Betrachtung der Restgrube der Zentralteil vernachlässigt und lediglich das Nordfeld betrachtet.

11.2.2 Gasfreisetzung aus dem Endlager

Für die Freisetzung der Radionuklide über den Gaspfad werden unterschiedliche Szenarien betrachtet. Als Erstes wird die Gasfreisetzung im Fall der ungestörten Entwicklung untersucht. In diesem Fall stellt die Radionuklidfreisetzung über den Gaspfad den einzigen Freisetzungsweg dar.

Als Zweites wird der Fall eines Zutritts von Wässern in die Grubengebäude betrachtet. Hierbei stellt die Radionuklidfreisetzung über den Gaspfad einen parallelen Freisetzungspfad zusätzlich zu jenem über den Wasserpfad dar. Es werden die Annahmen und Ergebnisse bezüglich der Lösungsbewegung und der Gasfreisetzung des Referenzfalls für den Wasserpfad direkt verwendet.

11.2.2.1 Trockene Grubengebäude

Die Druckentwicklung in der Restgrube für den Fall der trockenen Grubengebäude wird in Kapitel 8 betrachtet. Wenn es keinerlei Wegsamkeiten zwischen den Grubengebäuden und dem Deckgebirge gibt, dann muss zur Freisetzung der Gase der Gasdruck in den Grubengebäuden den Gebirgsdruck am Grubenhöchsten überschreiten, sodass durch den hohen Gasdruck Risse im Gebirge entstehen und neue Wegsamkeiten geschaffen werden. Für die Betrachtung zum Gaspfad soll hier hingegen in konservativer Weise davon ausgegangen werden, dass es bereits geringfügig wirksame Wegsamkeiten zum

Deckgebirge gibt und der Gasdruck in den Grubengebäuden lediglich den geringeren hydrostatischen Druck am Grubenhöchsten von etwa 3 MPa überschreiten muss, damit die Gasfreisetzung beginnt.

Der früheste Zeitpunkt, bei dem in den Rechnungen zu den trockenen Grubengebäuden der Gasdruck in der Gesamtgrube den hydrostatischen Druck von 3 MPa überschreitet, ist nach Abbildung 8.5 bei etwa 36 000 Jahren. Ab diesem Zeitpunkt beginnt die Gasfreisetzung und der Gasdruck bleibt entgegen dem in Abbildung 8.5 dargestellten Verlauf konstant. Da keine Lösung in die Grubengebäude Zutritt und die Gasproduktion zu diesem Zeitpunkt bereits weitgehend abgeschlossen ist, wird das Gas hauptsächlich durch die Konvergenz der Grubengebäude verdrängt und die Gasfreisetzungsrates entspricht nahezu der Konvergenzrate.

Im Fall der trockenen Grubengebäude erfolgt mangels Wassers keine Carbonatisierung, sodass konservativ angenommen werden kann, dass sich das gesamte in Tabelle 11.3 aufgeführte C-14 Inventar in der Gasphase befindet. Das Gesamtinventar an C-14 im ERAM beträgt nach 36 000 Jahren noch $4,1 \cdot 10^{10}$ Bq, was etwa 1,2% des Anfangsinventars entspricht. Das Tritium ist zu diesem Zeitpunkt bereits vollständig zerfallen und muss nicht betrachtet werden. Die Freisetzungsrates für C-14 im Szenario der trockenen Grubengebäude ist in Abbildung 11.6 dargestellt. Sie beträgt im Maximum $5,9 \cdot 10^5$ Bq/a.

11.2.2.2 Nordfeld

Das Szenario für die Freisetzung über die Gasphase aus dem Nordfeld entspricht dem Referenzfall für den Wasserpfad. Die Restgrube inklusive dem Nordfeld wird durch einen langsamen Zutritt von Wässern in die Grubengebäude über einen Zeitraum von 7 500 Jahren vollständig gefüllt. Da das Nordfeld nicht gegenüber der sonstigen Restgrube abgedichtet ist, können die Gase aus dem Nordfeld entweichen und sich mit denen der sonstigen Restgrube vermischen. Die im Nordfeld gebildeten Gase sammeln sich zusammen mit den sonstigen in den übrigen Grubenbauen gebildeten Gasen am Grubenhöchsten und werden freigesetzt, sobald der Gasdruck den hydrostatischen Druck am Grubenhöchsten übersteigt.

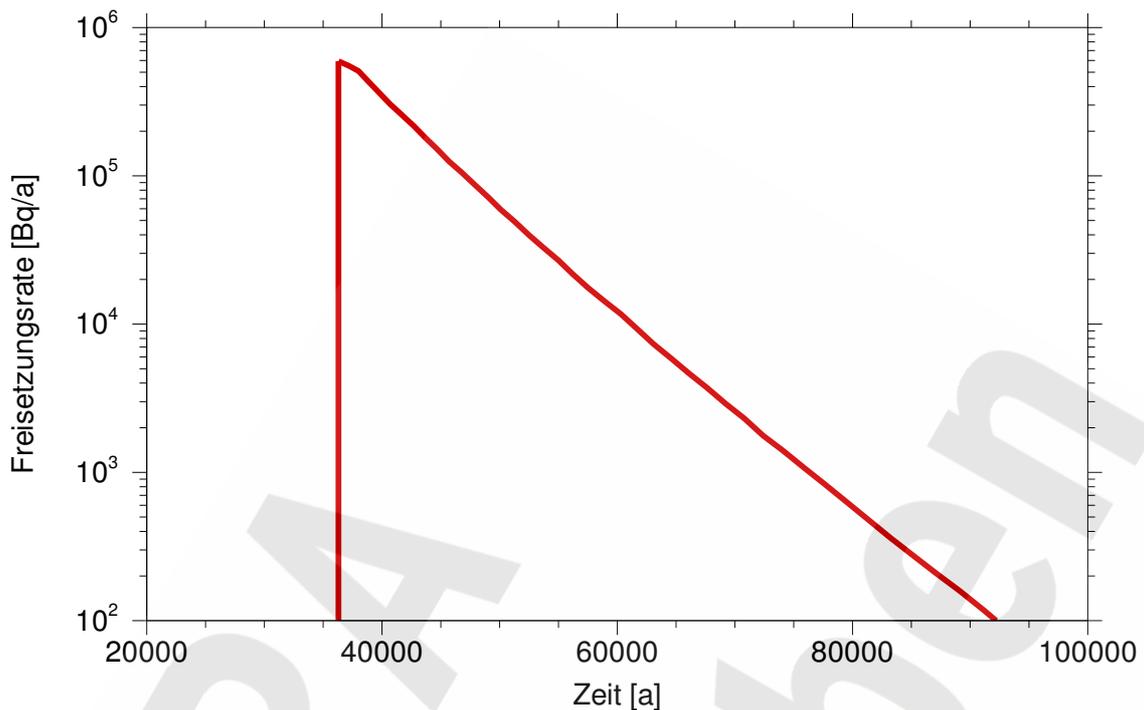


Abb. 11.6 C-14-Freisetzungsrates aus den trockenen Grubengebäuden

Liegt der Gasfreisetzungsort in gleicher Teufe wie der Zutrittsort der Wässer, dann verringert sich der Flüssigkeitszutritt durch den steigenden Gasdruck mit der Zeit und kommt schließlich vollständig zum Erliegen, wenn der Gasdruck den hydrostatischen Druck am Zutrittsort erreicht. Die Gasfreisetzung erfolgt in diesem Fall ausschließlich durch die Konvergenz der Grubengebäude. Für die Berechnung der Gasfreisetzung soll hier demgegenüber von einer anderen Annahme ausgegangen werden. Der Flüssigkeitszutritt erfolgt dabei wie im Referenzfall auf dem Niveau der 3. Sohle mit einem Druck von 4,9 MPa entsprechend dem hydrostatischen Druck in der Referenzteufe.

Die Gasfreisetzung erfolgt demgegenüber am Ort des Grubenhöchsten, bereits bei einem geringeren Druck. Dadurch bleibt der Flüssigkeitszutritt über den Zeitpunkt des Beginns der Gasfreisetzung erhalten und die Gasfreisetzung erfolgt sowohl durch die Konvergenz als auch durch den Flüssigkeitszutritt. Das Grubenhöchste im ERAM befindet sich im Teilbereich Marie der Restgrube bei einer Tiefe von -185 mNN. Der hydrostatische Druck in dieser Tiefe beträgt mit den für den Referenzfall verwendeten Werten für die Dichte der Lösungen 3 MPa. Dieser Druck wird im Folgenden als Gasfreisetzungsdruk angenommen.

Der steigende Gasdruck in den Grubengebäuden führt im Prinzip zu einer Behinderung des Zutritts der Wässer von außen. Für den Gaspfad soll hingegen wie bei der Ableitung des Auffüllzeitpunkts für die Restgrube im Referenzfall des Wasserpfads davon ausgegangen werden, dass der Zutritt der Wässer von außen mit einer konstanten Rate erfolgt. Bei einem anfänglichen Druck in den Grubengebäuden entsprechend dem Atmosphärendruck von 0,1 MPa bedeutet dies, dass der Gasfreisetzungsdruk von 3 MPa zu einem Zeitpunkt von 4 690 Jahren überschritten wird. Danach erfolgt die Gasfreisetzung mit konstanter Rate über einen Zeitraum von 2 810 Jahren, bis schließlich nach 7 500 Jahren das gesamte Gas aus der Restgrube durch die zufließenden Wässer verdrängt ist.

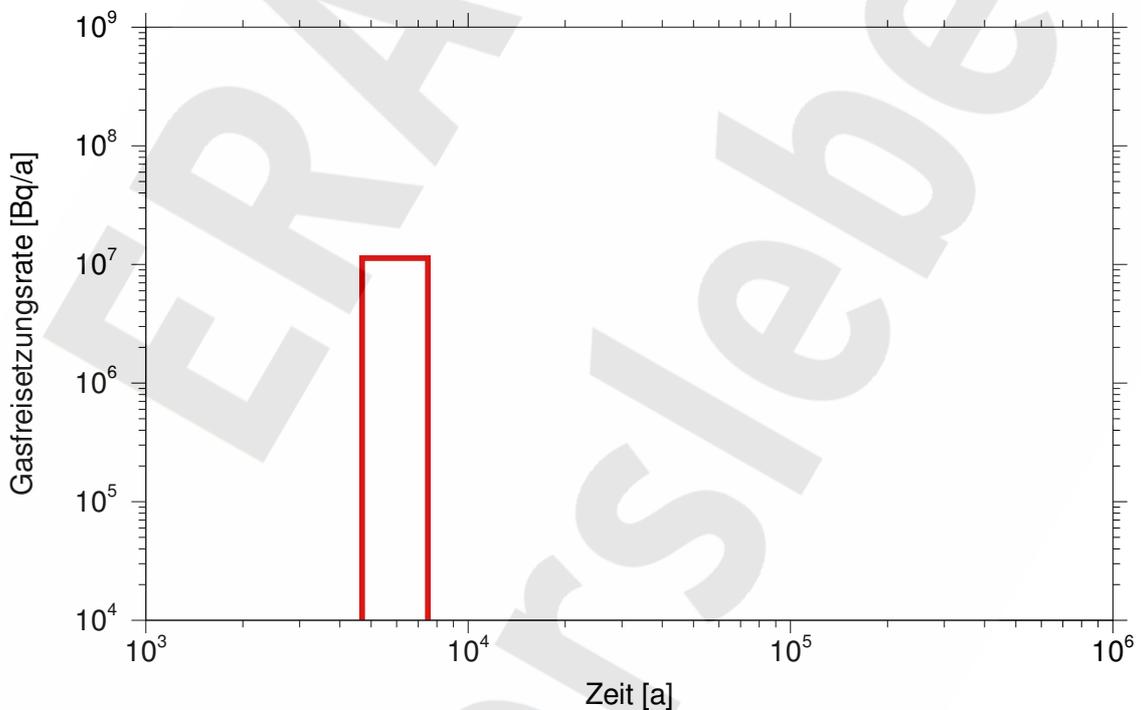


Abb. 11.7 C-14 Freisetzungsrates aus dem Nordfeld

Das radioaktive C-14-Inventar befindet sich vor allem in Fettsäuren und Fettalkoholen. Es wird davon ausgegangen, dass diese schneller zersetzt werden als die meisten anderen organischen Stoffe, insbesondere als Zellulose und Polyethylen. Das gesamte C-14-Inventar wird somit schnell in den gasförmigen Zustand überführt und liegt zum Freisetzungsbeginn vollständig im gasförmigen Zustand vor. Das Inventar ist zum Freisetzungsbeginn durch den radioaktiven Zerfall bereits auf etwa $8,2 \cdot 10^{10}$ Bq zurück-

gegangen, was 57% des Anfangsinventars entspricht. Der weitere radioaktive Zerfall während der Freisetzungsdauer wird in konservativer Weise vernachlässigt. Die Freisetzungsrates des C-14 ergibt sich somit zu einem konstanten Wert von $1,13 \cdot 10^7$ Bq/a. Den zeitlichen Verlauf der Freisetzungsrates zeigt Abbildung 11.7.

11.2.2.3 Freisetzung aus dem West-Südfeld

Das Szenario für die Gasfreisetzung aus dem West-Südfeld entspricht dem Referenzfall für den Wasserpfad. Die in Abschnitt 9.1 dargestellten Ergebnisse werden direkt für den Gaspfad übernommen. Die Gasfreisetzung aus dem WSF beginnt, sobald der Gasdruck die Summe aus Fluiddruck vor der obersten Abdichtung und dem Gaseindringdruck der obersten Abdichtung übersteigt. Für den Wasserpfad wurden zwei unterschiedliche Fälle für den Gaseindringdruck der Abdichtung betrachtet. Ein hoher Gaseindringdruck führt zu einer sehr späten Freisetzung der Gase nach ca. 80 000 Jahren und dadurch zu einem weitgehenden Zerfall des C-14 vor Freisetzungsbeginn. Deshalb wurde dem Gaspfad der Rechenfall mit einem geringen Gaseindringdruck der Abdichtungen zu Grunde gelegt. Der Fluiddruck sowie die Gasfreisetzungsrates als Ergebnis der Rechnungen für den Wasserpfad sind in Abbildung 11.8 dargestellt.

Der Fluiddruck im WSF übersteigt nach 30 870 Jahren die Summe aus hydrostatischem Druck vor der obersten Abdichtung im SF und dem Gaseindringdruck der Abdichtung von insgesamt 3,9 MPa. Daraufhin findet bis 30 950 Jahre die Gasfreisetzung statt. Bis auf einen Peak zu Beginn und einem kurzzeitigen Einbruch der Gasfreisetzungsrates bei etwa 30 920 Jahren erfolgt die Gasfreisetzung mit praktisch konstanter Rate. Der Einbruch in der Gasfreisetzungsrates ist darauf zurückzuführen, dass das Westfeld geflutet wird und somit der Lösungszutritt während dieser Zeit nicht zu einer Verdrängung von Gas führt. Für den Gaspfad wird vereinfachend angenommen, dass die Gasfreisetzung über den gesamten Zeitraum von 80 Jahren mit konstanter Rate erfolgt.

Das Inventar des C-14 im West-Südfeld von ursprünglich $2,3 \cdot 10^{12}$ Bq ist zum Freisetzungsbeginn aufgrund des radioaktiven Zerfalls auf $5,5 \cdot 10^{10}$ Bq zurückgegangen, was etwa 2,4% des Anfangsinventars entspricht. Die Freisetzungsrates des C-14 ergibt sich somit zu $6,9 \cdot 10^8$ Bq/a. Das Tritium ist zu Beginn der Gasfreisetzung schon vollständig zerfallen, sodass in diesem Szenario mit keiner Freisetzung von H-3 zu rechnen ist.

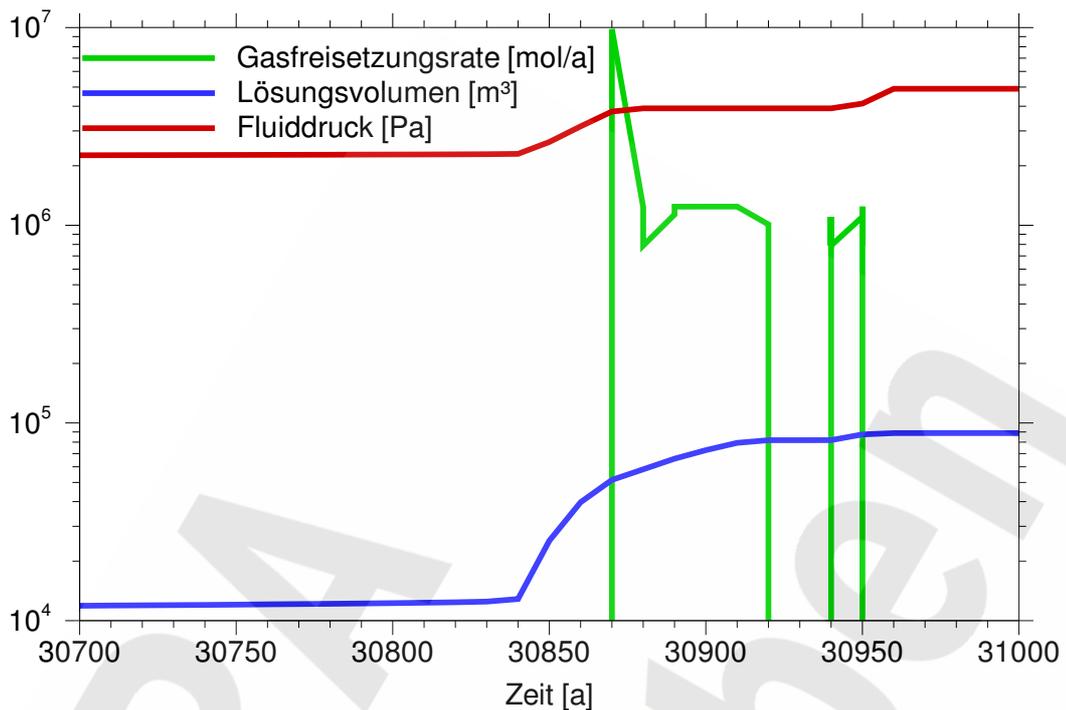


Abb. 11.8 Lösungsvolumen und Fluiddruck im und Gasfreisetzung aus dem West-Südfeld

11.2.2.4 Freisetzung aus dem Ostfeld

Das Szenario für die Gasfreisetzung aus dem Ostfeld entspricht wie beim West-Südfeld dem Referenzfall für den Wasserpfad. Die Gasfreisetzung aus dem Ostfeld beginnt danach erst nach 183 700 Jahren. Zu diesem Zeitpunkt ist sowohl das H-3 als auch das C-14 bereits vollständig zerfallen. Deshalb ist aus dem Ostfeld nicht mit einem Beitrag zur Radionuklidfreisetzung über den Gaspfad zu rechnen.

11.2.2.5 Zusammenfassung zur Gasproduktion und -freisetzung

Es gibt keine relevante Freisetzung von H-3 über den Gaspfad aus einem der Einlagerungsbereiche, da das H-3 aufgrund seiner geringen Halbwertszeit zum jeweiligen Freisetzungsbereich bereits weitgehend zerfallen ist. Die Werte für die maximalen Freisetzungsraten von C-14 über den Gaspfad aus den verschiedenen Einlagerungsbereichen sind in Tabelle 11.4 zusammengestellt.

Tab. 11.4 Freisetzung von C-14 aus den unterschiedlichen Endlagerbereichen und der trockenen Grubengebäude

	Beginn [a]	Dauer [a]	Rate [Bq/a]
Nordfeld	4688	2813	$1,1 \cdot 10^7$
West-Südfeld	30 870	80	$6,9 \cdot 10^8$
Ostfeld	183 700	-	-
Trockene Grubengebäude	36 310	100 000	$5,9 \cdot 10^5$

11.2.3 Radionuklidtransport in der Geosphäre und der Biosphäre

Über den Transportweg der aus dem Endlager freigesetzten Gase in der Geosphäre können aufgrund fehlender Informationen keine detaillierten Annahmen getroffen werden. Aus diesem Grund wird als konservative Annahme davon ausgegangen, dass das Gas ungehindert und unverzögert durch die Geosphäre transportiert wird.

Das Gas kann zum einen vollständig durch die Geosphäre bis in die Atmosphäre transportiert werden. Dort wird es in der Atmosphärenluft verdünnt und führt zur Strahlenexposition der Bevölkerung. Zum anderen kann ein Teil des Gases bis zum Erreichen der Löslichkeitsgrenze wieder im Grundwasser gelöst werden. Diese beiden Pfade werden im Folgenden betrachtet.

Aus dem Endlager austretendes Methan kann in der ungesättigten Bodenzone durch Bodenbakterien in Kohlendioxid und Biomasse umgewandelt werden [64]. Es wird die Annahme getroffen, dass eine vollständige Umwandlung von CH_4 in CO_2 stattfindet. Dies ist eine konservative Annahme: für den Fall der Ausbreitung in der Atmosphäre ist CO_2 für die Pflanzen in der Biosphäre leichter zugänglich als CH_4 , wodurch die Aufnahme des C-14 durch die Pflanzen verstärkt wird, und für den Fall der Auflösung im Grundwasser ergibt sich für CO_2 im Grundwasser eine höhere Löslichkeit als für CH_4 .

11.2.3.1 Strahlenexposition durch Ausbreitung in der Atmosphäre

Für die Berechnung der Ausbreitung der radioaktiven Gase in der Atmosphäre und der Strahlenexposition wird das Biosphärenmodell von Pröhl & Gering zugrunde gelegt [76]. Als kritische Gruppe wird eine kleine Gruppe von Personen gewählt, die sich vollständig von einer Nutzfläche von 1 ha ernährt. Sämtliche Lebensmittel werden auf dieser Fläche angebaut, und auch das Futter für die fleisch- und milchproduzierenden Tiere stammt vollständig von dieser Fläche. Die Annahme über die Größe der Nutzfläche ist dabei extrem pessimistisch und die betroffene Personenzahl aufgrund der geringen erzeugten Lebensmittelmenge eher klein.

Bei Pröhl & Gering wird davon ausgegangen, dass das C-14 gleichmäßig auf der Fläche von 1 ha austritt und in der über der Fläche liegenden Luftsäule mit einer Höhe von 20 m verdünnt wird. Diese Luftsäule wird aufgrund des über das betroffene Gebiet streichenden Windes ständig erneuert. Mit Hilfe dieses Modells wird die mittlere C-14-Konzentration in der Luft und den Pflanzen im betrachteten Gebiet berechnet. Unter diesen Annahmen ergibt sich bei einer normierten Freisetzung von 10^{10} Bq/a eine C-14-Konzentration in der Luft von 210 Bq/kg_C, sowie eine Ingestionsdosis für Erwachsene von $2,8 \cdot 10^{-5}$ Sv/a.

Die berechnete Luftkonzentration und die resultierende Strahlenexposition aus dem Modell von Pröhl & Gering sind linear von der Freisetzungsrate abhängig und können daher direkt auf die im Vorangegangenen berechneten Freisetzungsraten für den Gaspfad umgerechnet werden. Die maximale C-14-Konzentration der Luft ergibt sich unter der Berücksichtigung der im Vorangegangenen berechneten Freisetzungsrate von $6,9 \cdot 10^8$ Bq/a für das WSF somit zu 14,5 Bq/kg_C und die Strahlenexposition durch Ingestion zu $1,9 \cdot 10^{-6}$ Sv/a.

Die Strahlenexposition durch Inhalation H_h berechnet sich nach der AVV [8] zu §47 StrlSchV durch

$$H_h = C^L \dots C_C^L \cdot V \cdot g_h, \quad (11.5)$$

wobei

C^L	C-14 Konzentration in der Luft	14,5 Bq/kg _C
C_C^L	Kohlenstoffgehalt in der Luft [8]	$1,8 \cdot 10^{-4}$ kg _C /m ³
V	Atemrate [89]	8 100 m ³ /a
g_h	Dosisfaktor für die Inhalation von ¹⁴ CO ₂ [11]	$6,2 \cdot 10^{-12}$ Sv/Bq

Die Ergebnisse für die Strahlenexposition durch Inhalation und Ingestion zeigt Tabelle 11.5. Beide Strahlenexpositionen liegen um mehrere Größenordnungen unter dem Wert von $3 \cdot 10^{-4}$ Sv/a des §47, Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung.

Tab. 11.5 Strahlenexposition durch Inhalation und Ingestion bei der Ausbreitung gasförmiger Radionuklide in der Atmosphäre

Pfad	Strahlenexposition [Sv/a]
Inhalation	$1,3 \cdot 10^{-10}$
Ingestion	$1,9 \cdot 10^{-6}$

Abbildung 11.9 zeigt als rote Linie den zeitlichen Verlauf der Strahlenexposition durch die Freisetzung der gasförmigen Radionuklide in die Atmosphäre. Zum Zeitpunkt des Volllaufens des West-Südfeldes bei etwa 30 900 Jahren erfolgt die Freisetzung der Radionuklide aus dem West-Südfeld über die Gasphase und führt zu einer Strahlenexposition von etwa $1,9 \cdot 10^{-6}$ Sv/a. Die Freisetzung über den Gaspfad aus dem Nordfeld erfolgt zu einem frühen Zeitpunkt, direkt vor dem vollständigen Volllaufen der Grubengebäude.

Radiokohlenstoff kommt auch natürlich in der Atmosphäre vor. Er wird dort ständig durch Kernreaktionen von thermischen Neutronen mit Luftstickstoff durch die Reaktion



gebildet. Die Erzeugungsrate liegt dabei bei zwei C-14-Atomen pro cm² Erdoberfläche und Sekunde.

Das C-14 wird rasch zu ¹⁴CO₂ oxidiert und gelangt über die Assimilation der Pflanzen in die kontinentale Biosphäre und über den Gasaustausch zwischen Atmosphäre und Ozean in den Ozean. Wegen der im Vergleich zur mittleren Lebensdauer des C-14 raschen

Zirkulation im Ozean und wegen der Größenverhältnisse der Kohlenstoffreservoirs - Ozean, Biosphäre und Atmosphäre - befindet sich der irdische C-14-Bestand zu 96 % im Ozean und nur zu je 2 % im Erzeugerort Atmosphäre und in der Landbiosphäre. Atmosphärisches CO₂ und die lebende Biomasse haben ein einheitliches C-14/C-12-Verhältnis. Die dem Isotopenverhältnis entsprechende C-14-Aktivität der Luft wird auch als 100 pmc (per cent modern carbon) bezeichnet und beträgt 13,56 Zerfälle pro Gramm Kohlenstoff und Minute [32], bzw. 226 Bq/kg_C.

Nach dem Biosphärenmodell von Pröhl & Gering ergibt sich für die Freisetzung aus dem WSF eine C-14-Konzentration in der Luft von 7,35 Bq/kg_C. Der Wert der zusätzlichen C-14-Konzentration durch die Freisetzung über den Gaspfad – dem sehr konservative Annahmen zugrunde liegen – liegt somit mehr als eine Größenordnung unter der natürlichen C-14-Konzentration in der Atmosphäre.

Demnach ist durch die Freisetzung von C-14 aus dem ERAM über den Gaspfad mit keinem signifikanten Anstieg der C-14-Konzentration in der Atmosphäre über den natürlichen Wert hinaus zu rechnen.

11.2.3.2 Strahlenexposition durch Wiederauflösung der Gase im oberflächennahen Grundwasser

Die in das oberflächennahe Grundwasser freigesetzten Gase – oder zumindest ein Teil dieser – können sich im oberflächennahen Grundwasser auf Grund der großen dort zur Verfügung stehenden Wassermenge wieder auflösen. Der Pfad der Wiederauflösung der Gase im oberflächennahen Grundwasser entspricht damit weitgehend dem im Vorangegangenen betrachteten Methanpfad. Wie beim Methanpfad gibt es auch für den Gaspfad zwei Möglichkeiten der Strahlenexposition durch die Nutzung des kontaminierten Wassers: die direkte Nutzung als Trinkwasser und die Nutzung des Wassers zur Erzeugung von Lebensmitteln. Für den Methanpfad hat sich letzterer als der relevante Ausbreitungsweg herausgestellt; deshalb ist es ausreichend, hier nur die Verwendung des kontaminierten Wassers zur Erzeugung von Lebensmitteln zu betrachten.

Im Gegensatz zum Methanpfad sind die freigesetzten Methanmengen über den Gaspfad deutlich größer und können somit auch zu einer höheren Methankonzentration bzw. Konzentration an umgewandelten CO₂ im oberflächennahen Grundwasser führen. Die Gasfreisetzungsrates aus dem Nordfeld beträgt zu Beginn $4 \cdot 10^4$ mol/a bei einem Methananteil von 1,7%. Bei einem Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasser von $15\,000 \text{ m}^3/\text{a}$ ergibt sich somit eine Konzentration von CO₂ im oberflächennahen Grundwasser von $4,5 \cdot 10^{-2} \text{ mol/m}^3$. Aus dem West-Südfeld wird die Methanmenge von etwa $1 \cdot 10^8$ mol in 80 Jahren freigesetzt. Der Anteil von Methan im Gasgemisch beträgt etwa 27%, und es ergibt sich bei angenommener Umsetzung von allem Methan in CO₂ eine CO₂-Konzentration im Grundwasser von maximal $80,7 \text{ mol/m}^3$.

Wird das Wasser nicht instantan durch Verzehr verbraucht, sondern für die Erzeugung von Lebensmitteln eingesetzt, so stellt sich beim Kontakt mit der Atmosphärenluft für das im Wasser gelöste CO₂ ein neues Lösungsgleichgewicht entsprechend der atmosphärischen CO₂-Konzentration ein. Im Gegensatz zum Methanpfad liegt die berechnete Konzentration im Gaspfad über der Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphärenluft von $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ mol/m}^3$. Dementsprechend geht ein Teil des CO₂ aus dem Wasser in die Atmosphäre aus.

Die spezifische Aktivität des im Wasser gelösten CO₂ ergibt sich für die Freisetzung aus dem Nordfeld und dem West-Südfeld aus dem Verhältnis der in dem Einlagerungsbereich befindlichen C-14-Aktivität und der entsprechenden Methanmenge. Die benötigten Daten zur Berechnung der spezifischen Aktivität des gelösten CO₂ zeigt Tabelle 11.2.

Bei einer CO₂-Gleichgewichtskonzentration im Wasser von $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ mol/m}^3$ ergibt sich somit eine Aktivität des Wassers von 381 Bq/m^3 zu Beginn der Freisetzung aus dem Nordfeld und $7,38 \text{ Bq/m}^3$ während der Freisetzung aus dem West-Südfeld. Mit dem Dosiskonversionsfaktor für eine Erzeugung von Lebensmitteln mit C-14-kontaminiertem Wasser von $4,6 \cdot 10^{-8} \text{ Sv} \cdot \text{a}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ergibt sich eine jährliche Strahlenexposition von $1,8 \cdot 10^{-5} \text{ Sv/a}$ für das Nordfeld bzw. $3,4 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/a}$ für das West-Südfeld.

Die Strahlenexposition durch die Gasfreisetzung aus dem Nordfeld führt in dieser Abschätzung zu einer höheren Strahlenexposition als jene aus dem West-Südfeld, obwohl das Inventar und die Gasmenge im West-Südfeld weitaus größer sind. Die Ursache

hierfür ist die höhere spezifische Aktivität des aus dem Nordfeld freigesetzten Gases. Die Gase im West-Südfeld werden dagegen in einer großen Menge nicht-aktiver Gase verdünnt. Den zeitlichen Verlauf der Strahlenexposition durch die beiden Expositionspfade "Ausbreitung in der Atmosphäre" und "Wiederauflösung im oberflächennahen Grundwasser" des Gaspfads zeigt Abbildung 11.9.

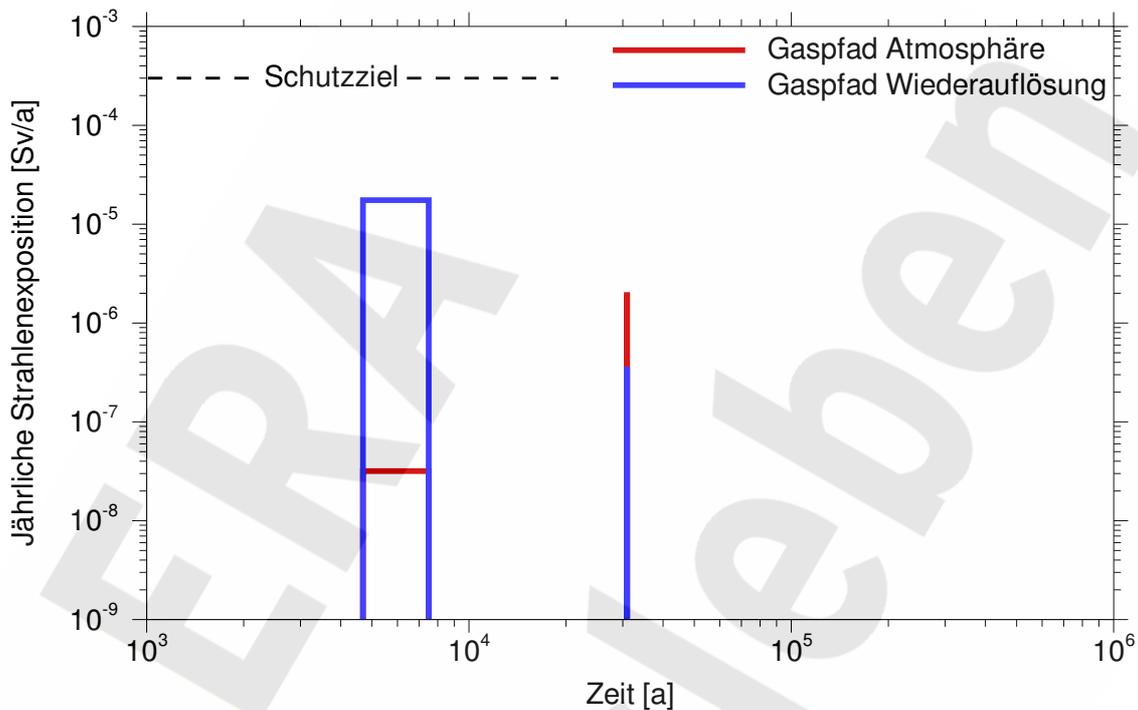


Abb. 11.9 Strahlenexposition durch den Gaspfad

Die hier berechnete Strahlenexposition durch den Pfad der Wiederauflösung wird durch die angegebene Löslichkeit des CO_2 von $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ mol/m}^3$ im Wasser begrenzt. Jedoch kann bei einer Erhöhung des pH-Werts des Grundwassers über den Wert von 6 hinaus die Löslichkeit durch die Bildung von HCO_3^- höher als der angegebene Wert liegen. Der Logarithmus der HCO_3^- -Konzentration ist direkt proportional zum pH-Wert des Wassers, sodass die Konzentration von HCO_3^- bei der Erhöhung des pH-Wertes um eins über einen Wert von 6,3 hinaus um eine Größenordnung zunimmt. Dieser Effekt kann jedoch in keinem Fall zu einer Überschreitung des Schutzziels führen, wie sich durch folgende Abschätzung ergibt: Für das Nordfeld werden durch das betrachtete Modell etwa 30% seines gesamten Inventars in die Biosphäre freigesetzt und tragen zu der berechneten jährliche Strahlenexposition bei. Die potenzielle Strahlenexposition kann daher auch im

ungünstigsten Fall nur maximal etwa einen Faktor drei über den errechneten Wert hinaus zunehmen. Sowohl für das Nordfeld, wie auch für das WSF gilt zudem, dass die maximal gelöste CO₂-Menge und somit auch die maximale Strahlenexposition durch den maximalen pH-Wert im Grundwasser begrenzt wird. Der Abstand der für das WSF ermittelten potenziellen Strahlenexposition zum Schutzziel beträgt etwa drei Größenordnungen. Ein entsprechend hoher pH-Wert des Grundwassers ist aber unrealistisch. Typische pH-Werte in den Grundwassermessstellen im Bereich des ERAM zeigen pH-Werte zwischen 6,2 und 7,8.

11.3 Schlussfolgerungen zur Ausbreitung gasförmiger Radionuklide

Eine signifikante Ausbreitung von gasförmigen Radionukliden aus dem ERAM erfolgt nur für den Fall eines Zutritts von Wässern in die Grubengebäude. Die Ausbreitung erfolgt dann parallel zum Transport von Radionukliden über den Wasserpfad und führt somit auch zu einer zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung. Den zeitlichen Verlauf der berechneten Strahlenexpositionen zeigt Abbildung 11.10 im Vergleich mit der Strahlenexposition aus dem Wasserpfad. Betrachtet wurden drei Pfade: die Bildung gasförmiger Tochternuklide in der Geosphäre, die Ausbreitung des gelösten Methans mit dem Wasserpfad und die Ausbreitung gasförmiger Radionuklide im Gaspfad:

- Die Bildung gasförmiger Tochternuklide im Fernfeld erfolgt beim Zerfall von Ra-226 in Rn-222. Es wurde gezeigt, dass das gebildete Rn-222 keinen signifikanten Beitrag zur Strahlenexposition der Bevölkerung liefert.
- Die Ausbreitung des gelösten Methans mit dem Wasserpfad führt zu einer Aktivitätskonzentration von C-14 im oberflächennahen Grundwasser, die zum einen durch den Volumenstrom aus den Grubengebäuden und zum anderen durch den radioaktiven Zerfall des C-14 bestimmt wird. Der Zeitverlauf der Strahlenexposition durch den Methanpfad verläuft ähnlich jenem aus dem Wasserpfad, zeigt jedoch einen Rückgang durch den Zerfall des C-14 (grüne Kurve in Abbildung 11.10).
- Eine Strahlenexposition aufgrund einer Freisetzung über den Gaspfad erfolgt lediglich durch C-14. Das Tritium zerfällt aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit bereits nahezu vollständig innerhalb der Grubengebäude. Zu einer relevanten Freisetzung

über den Gaspfad kommt es weiterhin nur aus dem Nord- und dem West-Südfeld. Die Freisetzung aus dem Ostfeld, dem Zentralteil und auch aus den trockenen Grubengebäuden kann vernachlässigt werden.

Die Freisetzung der Gase aus dem ERAM erfolgt in zwei zeitlich voneinander getrennten Phasen. Zwischen etwa 4 700 Jahren und 7 500 Jahren nach Beginn der Nachbetriebsphase wird zuerst das Gas aus dem Nordfeld freigesetzt. Die Freisetzungsrates aus dem Nordfeld beträgt etwa $1,1 \cdot 10^7$ Bq/a. Die Freisetzung aus dem West-Südfeld findet viel später, nämlich zwischen 30 870 und 30 950 Jahren statt. Die Freisetzungsrates aus dem WSF beträgt $6,9 \cdot 10^8$ Bq/a.

Über die Ausbreitungswege der Gase in der Geosphäre liegen zu wenig Informationen vor, sodass als konservative Annahme davon ausgegangen wurde, dass der Transport unverzögert erfolgt. Es wird angenommen, dass das gesamte freigesetzte Methan in der Geosphäre zu Kohlendioxid umgewandelt wird. Die Strahlenexposition kann zum einen durch eine Freisetzung der Gase in die Atmosphäre (rote Kurve in Abbildung 11.10) und zum anderen durch eine Wiederauflösung der Gase im oberflächennahen Grundwasser (blaue Kurve in Abbildung 11.10) erfolgen.

Die Ausbreitung der Gase in der Atmosphäre wurde gemäß dem Biosphärenmodell von Pröhl & Gering betrachtet. Die Strahlenexposition durch Ingestion wurde zu $1,9 \cdot 10^{-6}$ Sv/a und die durch Inhalation zu $1,3 \cdot 10^{-10}$ Sv/a berechnet. Ein Vergleich der freigesetzten C-14-Konzentration in der Atmosphäre durch die Freisetzung aus dem WSF mit der natürlichen C-14-Konzentration in der Luft zeigt, dass diese mehr als eine Größenordnung unter der natürlichen C-14-Konzentration liegt.

Im Falle der Wiederauflösung der Gase im oberflächennahen Grundwasser kann dort die Gleichgewichtskonzentration des CO₂ mit der Atmosphäre überschritten werden. Die resultierende maximale Strahlenexposition beträgt $1,8 \cdot 10^{-5}$ Sv/a bei der Freisetzung aus dem Nordfeld und $3,4 \cdot 10^{-7}$ Sv/a bei der Freisetzung aus dem West-Südfeld.

Die berechneten Strahlenexpositionen aufgrund der Ausbreitung gasförmiger Radionuklide überschreiten für bestimmte Zeitbereiche die Strahlenexposition durch den Wasserpfad um mehrere Größenordnungen. Dies gilt vor allem für den Zeitraum bis

10 000 Jahre. Dabei ist jedoch zu beachten, dass auf Grund der größeren Konservativität der Annahmen für den Gaspfad gegenüber jener zum Wasserpfad, der Gaspfad gegenüber dem Wasserpfad überbewertet wird.

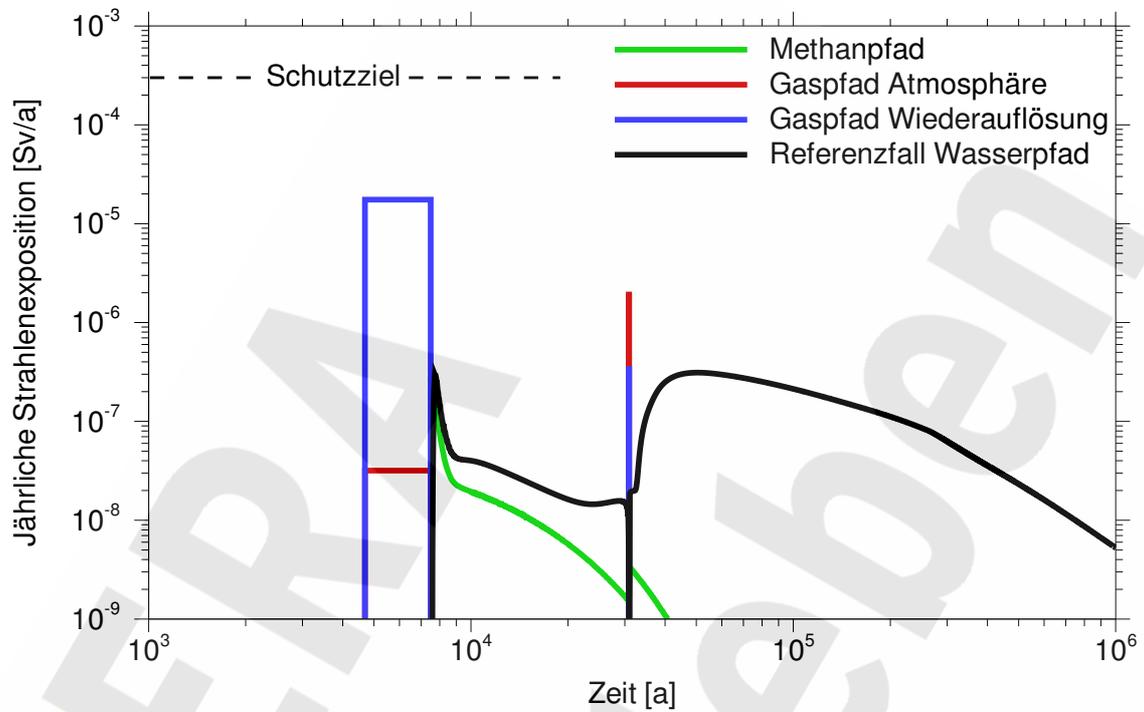


Abb. 11.10 Strahlenexposition mit den Beiträgen von Wasserpfad und Gaspfad

12 Menschliche Einwirkungen

Bei der Szenariendiskussion in Kapitel 4 wurden drei Szenarien für die zukünftigen menschlichen Einwirkungen behandelt: das Abteufen einer Erkundungsbohrung, die Errichtung einer Kaverne und die Errichtung eines neuen Bergwerks zur Rohstoffgewinnung. Die Kavernensolung und die Errichtung eines neuen Bergwerks konnten für die Verhältnisse am Standort Morsleben ausgeschlossen werden. Das wahrscheinlichste der betrachteten Szenarien ist das der Erkundungsbohrung, weil das Abteufen einer Erkundungsbohrung die Grundlage für jede weitere zukünftige Bergbautätigkeit darstellt. Die möglichen Folgen dieses Szenarios werden in diesem Abschnitt untersucht.

Der Ablauf des Szenarios bei sonst ungestörter Entwicklung stellt sich wie folgt dar: eine Erkundungsbohrung trifft einen der abgedichteten Einlagerungsbereiche. Sie wird anschließend rückgebaut und sachgemäß verfüllt. Der Rückbau und die Verfüllung erfolgen entweder als Folge des Anbohrens eines Einlagerungsbereiches oder nach Erreichen der geplanten Endteufe. Die Verfüllung im Bereich des Deckgebirges ist für das Szenario nicht weiter relevant. Zur Verfüllung im Bereich des Hutgesteins werden heute normale Ton/Zement-Gemische verwendet, wobei ein sulfatstabiler Zement zum Einsatz kommt und Tone eingesetzt werden, die auch unter diesen Bedingungen eine ausreichende Quellfähigkeit aufweisen. Die Permeabilitäten verschiedener Arten der Verfüllung sind in Tabelle 12.1 zusammengestellt.

Tab. 12.1 Permeabilität verschiedener Verfüllmaterialien

Material	Permeabilität [m^2]	Bemerkung
Salzzemente	$< 10^{-20}$	Je nach Lösung und Manteldruck
Magnesiabinder	ca. 10^{-17}	
Bentonithaltige Tonprodukte		
a.) hochwertig	10^{-17} bis 10^{-18}	je nach Salinität
b.) mäßig quellend	10^{-16}	
c.) gering quellend	10^{-15}	
Ton/Zement-Suspensionen	ca. 10^{-18}	Troptogel [®] B

Nach der Verfüllung der Bohrung wird Lösung aus den Schichten über der Salzstruktur durch die verfüllte Erkundungsbohrung in den Einlagerungsbereich zutreten. Sollte der Bereich vollständig lösungsgefüllt werden, so wird die kontaminierte Lösung aufgrund der Konvergenz über die verfüllte Bohrung wieder aus dem Einlagerungsbereich verdrängt. Ein Zutritt von Lösung ist an der Grenze des Deckgebirges zum Hutgestein möglich, da an dieser Stelle die Deckrohrtour endet. In diesem Bereich ist von NaCl-Lösung auszugehen. Gegenüber einer solchen Lösung ist der Salzzement stabil, sodass eine Permeabilitäts-erhöhung der Verfüllung im Zusammenhang mit dem Zutritt nicht erfolgt. Das Modell dieses Szenarios zeigt Abbildung 12.1. Eine Bohrung in die Restgrube muss nicht betrachtet werden, da dieser Fall durch den bereits betrachteten Wasserpfad abgedeckt ist.

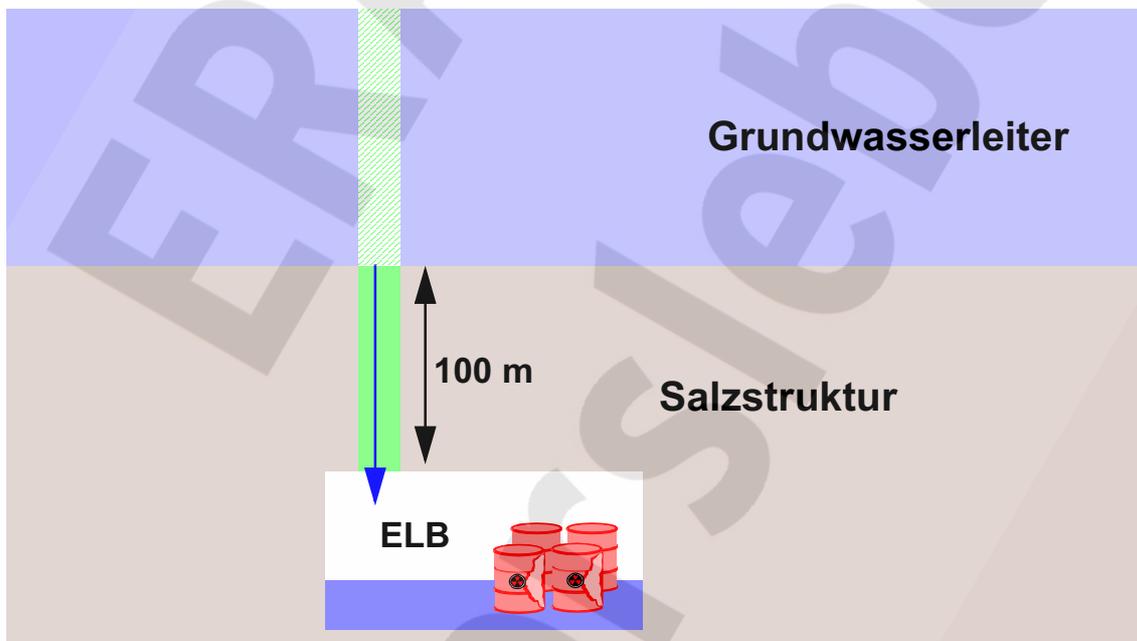


Abb. 12.1 Modell des Szenarios „Erkundungsbohrung“

Die über die Verfüllung der Erkundungsbohrung anfänglich pro Jahr zufließende Lösungsmenge kann man abschätzen durch

$$Q = \frac{kF}{\mu} \cdot \frac{p}{L}, \quad (12.1)$$

mit

k	Permeabilität der Verfüllung	10^{-15} m^2
F	Querschnittsfläche der Bohrung (8 1/2")	$3,7 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2$
μ	Dynamische Viskosität der NaCl-Lösung	$1,5 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$
p	Hydrostatischer Druck	4,9 MPa
L	Länge der Verfüllung	100 m

Für die Permeabilität der Verfüllung wurde der ungünstigste Wert aus Tabelle 12.1 zugrunde gelegt, um für eine konservative Abschätzung einem möglichen Rückschritt in der technischen Entwicklung Rechnung zu tragen. Die verwendete Länge der Verfüllung von 100 m ist eher ein Minimalwert, der durch den Abstand der 1. Sohle vom Salzspiegel gegeben ist. Der Lösungsfluss errechnet sich somit zu maximal $3,8 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3/\text{a}$. Das entspricht einer zutretenden Lösungsmenge über eine Zeitdauer von einer Million Jahre von $3,8 \cdot 10^4 \text{ m}^3$.

Mit der Zeit verringert sich der Volumenstrom, da durch den sich langsam aufbauenden Gegendruck der Gase im Einlagerungsbereich eine Behinderung des Zutritts erfolgt. Die Lösung tritt zu Beginn gemäß der im Vorangegangenen berechneten Rate unter dem hydrostatischen Druck in der Endlagertiefe von 4,9 MPa zu. Aufgrund der Gasproduktion innerhalb des Einlagerungsbereichs steigt der Gasdruck langsam an. Weiterhin verringert sich das offene Volumen im Einlagerungsbereich aufgrund der Konvergenz, was zusätzlich zu einer Erhöhung des Gasdrucks führt. Demnach wird durch die angegebene maximal zutretende Lösungsmenge die tatsächliche Zutrittsmenge überschätzt.

Tab. 12.2 Offenes Volumen im West-Süd- und dem Ostfeld

		West-Südfeld	Ostfeld
Offenes Volumen zu Beginn	$[\text{m}^3]$	$5,17 \cdot 10^5$	$8,76 \cdot 10^4$
Offenes Volumen nach 1 Mio. Jahren	$[\text{m}^3]$	$2,02 \cdot 10^5$	$5,67 \cdot 10^4$

Tabelle 12.2 zeigt das offene Volumen im West-Süd- und im Ostfeld zum Zeitpunkt des Beginns der Nachbetriebsphase und nach einer Million Jahren. Nach Kapitel 8 verringert sich das offene Volumen in diesem Zeitraum aufgrund der Konvergenz im West-Südfeld

auf 40 % und im Ostfeld auf 65 % des Anfangsvolumens. Der zeitliche Verlauf des offenen Volumens in den beiden Einlagerungsbereichen ist in den Abbildungen 8.2 und 8.3 für gasundurchlässige Abdichtungen zu sehen.

Ein Vergleich mit der oben errechneten maximal zutretenden Lösungsmenge zeigt, dass der Lösungszutritt selbst bei der geringen Verfüllqualität nicht ausreicht, um das West-Südfeld bzw. das Ostfeld in einem Zeitraum von einer Million Jahren über die verfüllte Erkundungsbohrung vollständig mit Flüssigkeit aufzufüllen.

Dies bedeutet, dass auch keine Lösung aus dem Einlagerungsbereich über die verfüllte Erkundungsbohrung wieder verdrängt wird und somit keine Freisetzung von Radionukliden über die Erkundungsbohrung erfolgt. Im Szenario einer Erkundungsbohrung in einen abgedichteten Einlagerungsbereich ist somit selbst bei der Verwendung einer Verfüllung mit geringer Qualität und somit vergleichsweise hoher Permeabilität mit keiner Strahlenexposition der Bevölkerung zu rechnen.

13 Zusammenfassende Sicherheitsbetrachtungen

Der Nachweis für die Langzeitsicherheit eines Endlagers wird in erster Linie über Modellrechnungen geführt, die für die verschiedenen möglichen Entwicklungen des Endlagers anhand der potenziellen Strahlenexpositionen zukünftiger Individuen als Sicherheitsindikator bewertet werden. Darüber hinaus wird der Nachweis der Langzeitsicherheit durch zusätzliche Argumente ergänzt und somit auf eine möglichst breite Basis gestellt.

Als zusätzliches Argument kann zum Beispiel die natürliche Radiotoxizität der sonstigen Materialien im Endlager oder des Nutzwassers mit der Radiotoxizität der eingelagerten Abfälle verglichen werden. Auch die Abschätzung von Freisetzungen aus dem Endlager unter Zugrundelegung vereinfachter Modellvorstellungen kann zu einem verbesserten sicherheitsbezogenen Verständnis über das Verhalten des Endlagers führen. Ein vertieftes Verständnis über das Verhalten des Endlagers und die Ausbreitung der Schadstoffe kann auch über die Betrachtung so genannter Performance-Indikatoren erreicht werden.

Von besonderer Bedeutung für die Bewertung der Sicherheit des Endlagers sind zusätzliche Sicherheitsindikatoren. Durch einen Vergleich mit voneinander unabhängigen Referenzwerten liefern die unterschiedlichen Sicherheitsindikatoren unabhängige Sicherheitsaussagen. Zu einer umfassenden Sicherheitsbewertung gehört auch die Betrachtung verschiedener Szenarien, mit denen die Bandbreite der möglichen zukünftigen Entwicklungen des Endlagers abgedeckt wird.

Die Gesamtheit der Argumente zur Bewertung der Langzeitsicherheit des Endlagers Morsleben wird nachfolgend zusammenfassend dargestellt. Die einzelnen Argumente stützen sich im Wesentlichen auf die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Ergebnisse der sicherheitsanalytischen Betrachtungen. Die Berechnung von Radiotoxizitäten wird mittels der in Kapitel 7.15 angegebenen Ingestionsdosiskoeffizienten durchgeführt.

13.1 Vergleich von Radiotoxizitäten

Die Radiotoxizität der eingelagerten Abfälle nimmt mit der Zeit ab und wird die Werte anderer Stoffe erreichen, die als radiologisch unbedenklich angesehen werden. Als solcher Wert kann die natürliche Radiotoxizität der in die Einlagerungsgrubenbaue eingebrachten Mengen an Zement und BFA betrachtet werden. Die Radiotoxizität dieser Materialien ergibt sich aus deren Uran- und Thoriumgehalten. Sie wird im Folgenden ermittelt und mit der zeitlich abnehmenden Radiotoxizität der Abfälle verglichen.

Von dem in den Grubengebäuden vorhandenen Zement wird nur der Anteil, der sich in den Abfallgebinden befindet, berücksichtigt. Der Zement im Salzbeton wird nicht betrachtet, da dessen vollständige Zugänglichkeit für die Lösung nicht zu erwarten ist. Insoweit bleiben auch alle Stoffe außerhalb der Einlagerungsgrubenbaue unberücksichtigt. Ausgehend von Tabelle 7.33 ergeben sich die in Tabelle 13.1 angegebenen Mengen an Zementstein und BFA in den Einlagerungsgrubenbauen. Für Zementstein wird ein Wasser-Zement-Verhältnis von 0,4 angenommen. Die Aktivitätsgehalte von U-238 und Th-232 in Zementstein werden aus den Angaben für Portlandzement in [12] abgeleitet. Hierbei wird angenommen, dass Uran mit seiner Tochter Ra-226 im Aktivitätsgleichgewicht vorliegt. Die Werte für BFA sind aus [88] entnommen.

Tab. 13.1 Daten zur Ermittlung der Radiotoxizität von Zementstein und BFA in den Einlagerungsgrubenbauen

		Zementstein	BFA
Versatzmenge	[Mg]	9 810	35 950
Urangehalt	[ppm]	1,7	27
Thoriumgehalt	[ppm]	3,5	34
Uranmenge	[kg]	16,7	971
Thoriummenge	[kg]	34,3	1 222
U-238-Aktivität	[Bq]	$2,1 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{10}$
Th-232-Aktivität	[Bq]	$1,4 \cdot 10^8$	$5,0 \cdot 10^9$
Toxizität der U-Reihe	[Sv]	521	$3,0 \cdot 10^4$
Toxizität der Th-Reihe	[Sv]	149	$5,3 \cdot 10^3$

Von den Uranisotopen werden nur U-234 und U-238 berücksichtigt, da die Toxizität der übrigen bei Zugrundelegung eines natürlichen Isotopenverhältnisses zu vernachlässigen ist. Neben den Isotopen von Uran und Thorium werden auch alle ihre Tochternuklide berücksichtigt, wobei jeweils von einem Aktivitätsgleichgewicht ausgegangen wird. Die Summation der Ingestionsdosiskoeffizienten nach Tabellen 7.48 und 7.50 ergibt $1,1 \cdot 10^{-6}$ Sv/Bq für die Thorium- und $2,5 \cdot 10^{-6}$ Sv/Bq für die Uranreihe. Die sich daraus ergebenden Radiotoxizitäten für die Uranreihe und die Thoriumreihe sind in Tabelle 13.1 mit angegeben. Die gesamte Radiotoxizität der Versatzmaterialien in den Einlagerungsgrubenbauen beträgt $3,6 \cdot 10^4$ Sv. Da dieser Wert hauptsächlich durch sehr langlebige Radionuklide verursacht wird, kann er über die Modellzeit als konstant angesehen werden.

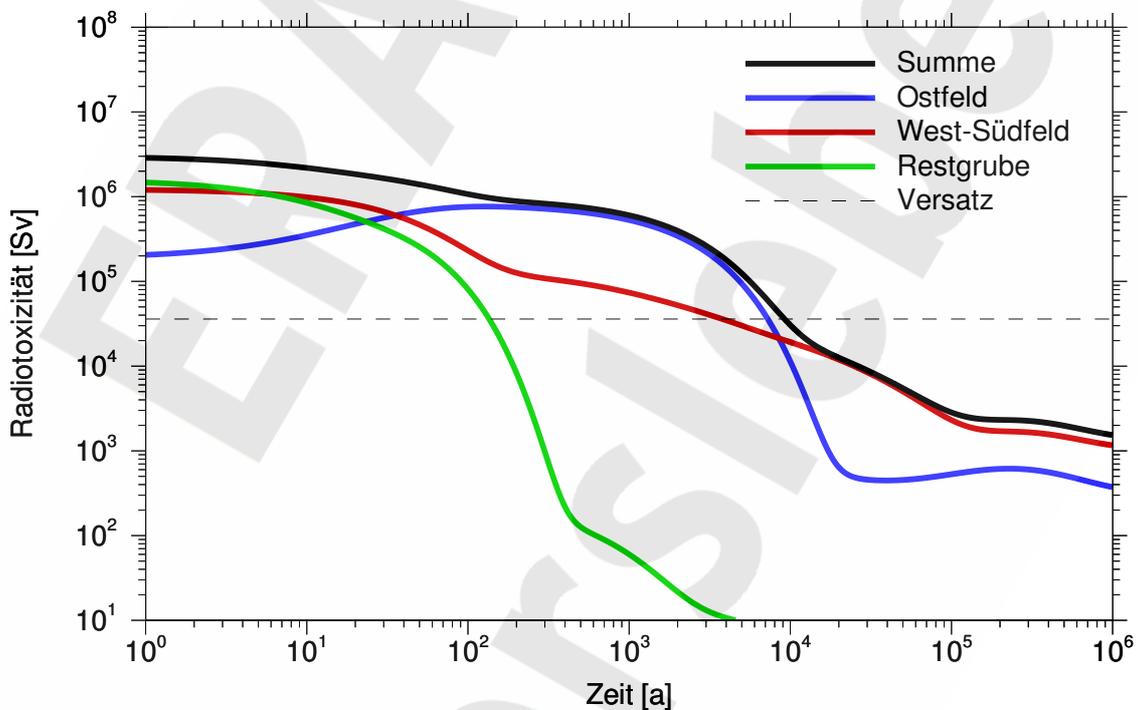


Abb. 13.1 Radiotoxizitäten des Abfalls und der Versatzmaterialien

Ein Vergleich der Radiotoxizität des Versatzes mit denen der eingelagerten Abfälle ist in Abbildung 13.1 dargestellt. Die Radiotoxizität der Abfälle in der Restgrube (Nordfeld und Zentralteil) ist bereits nach 100 Jahren und diejenige der übrigen Einlagerungsbereiche nach etwa 10 000 Jahren auf den Wert der Versatzstoffe in den Einlagerungsgrubenbauen abgefallen. Aus diesen Betrachtungen leitet sich ein Verzögerungsbedarf von wenigen 10 000 Jahren ab. Durch eine solche Verzögerung wird gewährleistet, dass bis zum Zeit-

punkt der maximalen Freisetzung aus den Einlagerungsgrubenbauen die Radiotoxizität der Abfälle so weit abklingt, dass sie mit den Werten der natürlichen Inhaltsstoffe im Ver-
satz vergleichbar ist. Aus den Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit ergeben sich im
Referenzfall Verzögerungen durch die Wirksamkeit der Abdichtungen von etwa 30 000
Jahren für das West-Südfeld und von mehr als 1 Mio. Jahren für das Ostfeld, sodass im
Referenzfall die Verzögerungszeit erreicht wird. Bei ungünstigen Parameterkombinati-
onen sind jedoch auch frühere Freisetzungen aus den abgedichteten Einlagerungsberei-
chen möglich.

13.2 Vereinfachte Modellvorstellungen

Durch vereinfachte Modellvorstellungen lassen sich die grundlegenden Ergebnisse der
Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit nachvollziehen. Eine einfache, sehr konserva-
tive Modellvorstellung für die potenzielle Strahlenexposition ergibt sich unter Vernachläs-
sigung aller Rückhalteeffekte des Endlagersystems. Aus einem Vergleich der Ergebnisse
mit dem radiologischen Schutzziel lässt sich auch ein Verzögerungsbedarf ableiten.

Die vereinfachten Modellvorstellungen gehen von einer Freisetzungsrates aus der Salz-
formation entsprechend dem Produkt von eingelagertem Inventar und Konvergenzrate
aus. Die Konzentration im Grundwasser ergibt sich dann aus dem Verhältnis von Freiset-
zungsrates und Volumenstrom des oberflächennahen Grundwassers. Es wird von fol-
genden Werten der Parameter ausgegangen:

- Konvergenzrate der Grubenbaue $1,4 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$
- Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasser $15\,000 \text{ m}^3/\text{a}$

Zur Ableitung der Konvergenzrate für die Grubenbaue wird von einem mittleren Wert
eines unverfüllten Hohlraums von $4,0 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ ausgegangen. Dabei wird die Stützwirkung
des Fluiddrucks durch Reduktion um einen Faktor 29, der sich aus dem Gebirgsdruck
von 10 MPa, dem hydrostatischen Druck von 4,9 MPa und dem Spannungsexponenten
5 über die Gleichung 7.7 ergibt, berücksichtigt. Die Aktivität der Abfälle wird in dem ver-
einfachten Modell nur durch den radioaktiven Zerfall, nicht aber durch die Freisetzung

verringert. Die berechneten Aktivitätskonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser werden durch Verwendung von Dosiskonversionsfaktoren in Strahlenexpositionen umgerechnet.

Der Verlauf der mit diesen Vereinfachungen berechneten Strahlenexposition und die Beiträge der wichtigsten Radionuklide sind in Abbildung 13.2 dargestellt. Man erkennt die anfänglich hohe Bedeutung von Co-60, Cs-137 und eingelagertem Ra-226. Durch den Zerfall dieser Radionuklide wird das radiologische Schutzziel nach 3 500 Jahren unterschritten. Aus diesen Betrachtungen würde sich ein Verzögerungsbedarf von einigen tausend Jahren ergeben. Hierdurch werden die Ergebnisse der Überlegungen zu den Radiotoxizitätsmengen (siehe Kapitel 13.1) unterstützt.

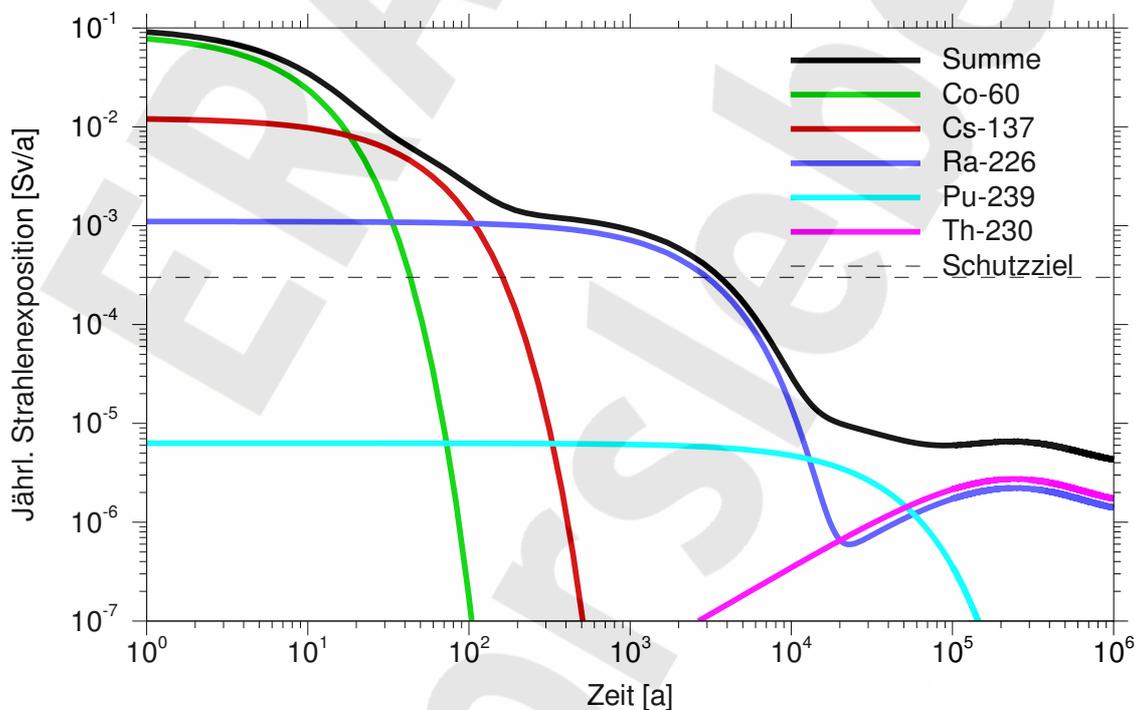


Abb. 13.2 Strahlenexposition gemäß einfachen Modellvorstellungen

13.3 Ungestörte Entwicklung des Endlagers

Bei der ungestörten Entwicklung des Endlagers (siehe ausführliche Diskussion in Kapitel 8) kommt es zunächst nicht zu einem Zutritt von Wässern in die Grubengebäude. Die Gasproduktion durch Korrosion der Metalle und Zersetzung organischer Stoffe

verursacht jedoch einen Druckaufbau, der durch die Verringerung der Hohlräume aufgrund der Konvergenz verstärkt wird. Bei vollständig undurchlässigen Abdichtungen steht den Gasen in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der Restgrube allein das Hohlraumvolumen der jeweiligen Bereiche zur Verfügung. Theoretisch könnte der Gasdruck den Gebirgsdruck übersteigen, wobei es zur Ausbildung von Rissen im Gebirge kommen könnte. In Experimenten ist dies jedoch nicht beobachtet worden (siehe [34] und [74]), sodass davon auszugehen ist, dass es auch zu keinem Zutritt von Wässern in die abgedichteten Einlagerungsbereiche über dabei entstehende Risse kommen kann.

Die Entwicklungen der Fluiddrücke in den beiden abgedichteten Einlagerungsbereichen West-Südfeld und Ostfeld sowie in der Restgrube sind in Abbildung 13.3 dargestellt. Ein Überschreiten des Gebirgsdrucks auf der ersten Sohle ist nur für das West-Südfeld und erst nach einigen hunderttausend Jahren rechnerisch möglich. Nach so langen Zeiten sind die Hohlräume der Einlagerungsgrubenbaue weitgehend durch Konvergenz geschlossen, sodass auch aus diesem Ergebnis nicht von einem Lösungszutritt bis an die Abfälle auszugehen ist. Die ungestörte Entwicklung führt somit zu einer vollständigen und dauerhaften Isolation der Abfälle.

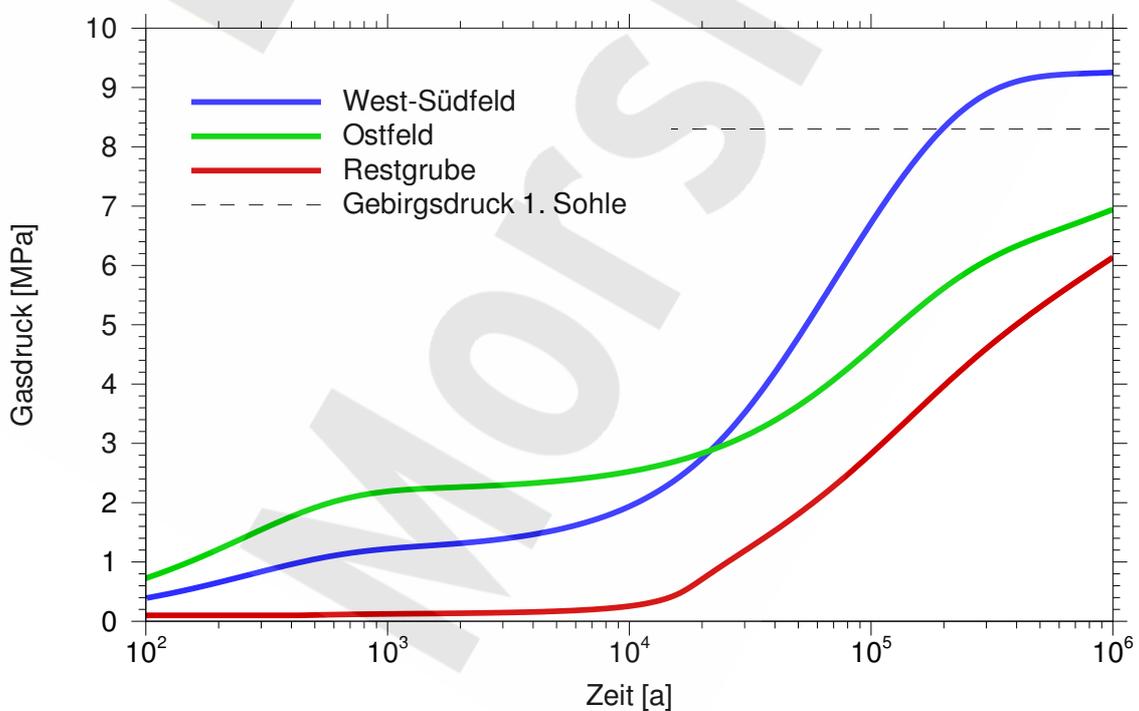


Abb. 13.3 Druckaufbau bei ungestörter Entwicklung

13.4 Gestörte Entwicklung des Endlagers

Die gestörte Entwicklung des Endlagers wird anhand des Referenzfalls gemäß Kapitel 9.1 bewertet. Dazu werden mehrere Sicherheitsindikatoren betrachtet. Mit diesem Begriff werden Größen bezeichnet, anhand derer die Sicherheit des Endlagersystems durch Vergleich mit sicherheitsrelevanten Referenzwerten bewertet werden kann. Ein wichtiger Sicherheitsindikator ist die jährliche Strahlenexposition eines Erwachsenen.

Neben der Strahlenexposition werden zwei weitere Indikatoren, die Radiotoxizitätskonzentration im oberflächennahen Grundwasser und der Radiotoxizitätsstrom aus dem Deckgebirge, herangezogen. Während die berechneten Werte der Strahlenexposition Unsicherheiten aufweisen, die mit der Biosphäre zusammenhängen und mit der Zeit zunehmen, werden die Radiotoxizitätskonzentration und der Radiotoxizitätsstrom ohne Biosphärenmodell berechnet und sind somit über lange Zeiträume als robuster anzusehen. Gegenüber der Radiotoxizitätskonzentration ist der Radiotoxizitätsstrom unabhängig von der Verdünnung im oberflächennahen Grundwasser und eliminiert somit eine zusätzliche Unsicherheit in der zukünftigen Entwicklung des Endlagersystems.

13.4.1 Referenzwerte

Für den Sicherheitsindikator „jährliche Strahlenexposition eines Erwachsenen“ kann als Referenzwert das Schutzziel von $3 \cdot 10^{-4}$ Sv/a gemäß §47, Abs. 1 StrlSchV [90] dienen.

Für den Sicherheitsindikator „Radiotoxizitätskonzentration“ kann ein Referenzwert aus der natürlichen Radiotoxizität von Trinkwässern abgeleitet werden, die als radiologisch unbedenklich angesehen werden. Schätzwerte für typische Aktivitätskonzentrationen deutscher Trinkwässer sind in [13] enthalten. Diese beruhen auf umfangreichen Messungen für die wichtigsten natürlich auftretenden Radionuklide. Einige Werte wurden gemäß einer aktuellen Studie des BfS [9] neu ermittelt. Weil unter den untersuchten Wässern einige ungewöhnlich hoch belastete waren, wurden die Schätzwerte im unteren Bereich der Bandbreite angesiedelt. Tabelle 13.2 enthält die Schätzwerte und die Ingestionsdosiskoeffizienten der betreffenden Radionuklide unter Berücksichtigung ihrer kurzlebigen Töchter. Der Beitrag von K-40 wurde hier nicht berücksichtigt, weil sich dieses Radionuklid, solange es im natürlichen Isotopenverhältnis auftritt, im menschlichen

Körper nicht anreichert. Aus den Werten ist eine typische Radiotoxizitätskonzentration im Trinkwasser von $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ Sv/m}^3$ abzuleiten, die als Referenzwert verwendet wird. Durch die eher niedrig angesetzten Schätzwerte wird vermieden, dass der Referenzwert durch möglicherweise radiologisch nicht unbedenkliche Trinkwässer beeinflusst wird.

Tab. 13.2 Typische Aktivitäts- und Radiotoxizitätskonzentrationen im Trinkwasser [9], [13]

Radionuklid	Dosisfaktor [Sv/Bq]	Konzentration	
		Aktivität [Bq/m ³]	Radiotox. [Sv/m ³]
U-238	$4,5 \cdot 10^{-08}$	3,2	$1,44 \cdot 10^{-07}$
U-234	$4,9 \cdot 10^{-08}$	6,0	$2,94 \cdot 10^{-07}$
Ra-226	$2,8 \cdot 10^{-07}$	5,6	$1,57 \cdot 10^{-06}$
Rn-222	$3,5 \cdot 10^{-10}$	7300	$2,56 \cdot 10^{-06}$
Pb-210	$6,9 \cdot 10^{-07}$	2,3	$1,59 \cdot 10^{-06}$
Po-210	$1,2 \cdot 10^{-06}$	1,4	$1,68 \cdot 10^{-06}$
Th-232	$2,3 \cdot 10^{-07}$	0,1	$2,30 \cdot 10^{-08}$
Ra-228	$6,9 \cdot 10^{-07}$	4,6	$3,17 \cdot 10^{-06}$
Th-228	$7,2 \cdot 10^{-08}$	0,2	$1,44 \cdot 10^{-08}$
U-235	$4,7 \cdot 10^{-08}$	0,3	$1,41 \cdot 10^{-08}$
Summe			$1,11 \cdot 10^{-05}$

Als Referenzwert für den Sicherheitsindikator „Radiotoxizitätsstrom“ wird der natürliche Radiotoxizitätsstrom im Grundwasser im Bereich Morsleben abgeschätzt. Dabei wird angenommen, dass die gesamte natürliche Radiotoxizität auf U-238 und Folgeprodukte zurückzuführen ist. Im Grundwasser nahe Morsleben wurden U-238-Konzentrationen von ca. 60 Bq/m^3 gemessen [30]. Dabei wurde ein Isotopen-Aktivitätsverhältnis U-234:U-238 von etwa 4:3 ermittelt. Im oberflächennahen Grundwasserleiter werden die Elemente unterschiedlich sorbiert. Radioaktive Gleichgewichte stellen sich bezüglich der Gesamtkonzentration ein. Beim Übergang aus dem oberflächennahen Grundwasser in das Oberflächenwasser bleiben sorbierte Anteile zurück, hier geht also nur die gelöste Konzentration ein. Deshalb wird als Toxizitätsstrom im Grundwasser der Strom gelöster Radionuklide angesehen.

Direkte Folgeprodukte von U-238 sind die kurzlebigen Radionuklide Th-234 und Pa-234. Aufgrund ihrer starken Sorption wird angenommen, dass sie im oberflächennahen Grundwasser zurückbleiben, sie werden daher nicht berücksichtigt. Direkte Tochter von U-234 ist Th-230. Auch dieses Radionuklid bleibt im oberflächennahen Grundwasser zurück. Ra-226 als Tochter von Th-230 wird nicht berücksichtigt, da hierzu keine Messwerte vorliegen. Diese Vorgehensweise ist für den verfolgten Zweck konservativ, da sie zu einem niedrigeren Referenzwert führt. Ein weiteres Folgeprodukt ist Rn-222. Es liegt in hoher Aktivitätskonzentration vor, hat aber selbst einen verschwindend kleinen Dosisfaktor. Da seine kurzlebigen, radiotoxischen Töchter im oberflächennahen Grundwasserleiter stark sorbieren, wird es ebenfalls nicht berücksichtigt. Das nächste längerlebige Folgeprodukt ist Pb-210. Seine Konzentration wurde nicht gemessen. Es ist aber anzunehmen, dass es im oberflächennahen Grundwasser mit seiner Tochter Po-210 im Gleichgewicht ist. Die Konzentration von Po-210 im Grundwasser wurde zu $0,8 \text{ Bq/m}^3$ bestimmt. Da die K_d -Werte vergleichbar sind, wird angenommen, dass beide Radionuklide mit derselben Aktivitätskonzentration vorliegen. Die Radiotoxizitätskonzentration im Grundwasser ergibt sich damit nach Tabelle 13.3 zu $8,1 \cdot 10^{-6} \text{ Sv/m}^3$. Mit dem angenommenen Volumenstrom im oberflächennahen Grundwasserleiter von $15\,000 \text{ m}^3/\text{a}$ folgt daraus ein natürlicher Radiotoxizitätsstrom von $0,12 \text{ Sv/a}$.

Tab. 13.3 Radiotoxizitätskonzentrationen relevanter Radionuklide im Grundwasser im Bereich Morsleben

Radionuklid	Dosisfaktor [Sv/Bq]	Konzentration	
		Aktivität [Bq/m^3]	Radiotox. [Sv/m^3]
U-238	$4,5 \cdot 10^{-08}$	60	$2,70 \cdot 10^{-06}$
U-234	$4,9 \cdot 10^{-08}$	80	$3,92 \cdot 10^{-06}$
Pb-210	$6,9 \cdot 10^{-07}$	0,8	$5,52 \cdot 10^{-07}$
Po-210	$1,2 \cdot 10^{-06}$	0,8	$9,60 \cdot 10^{-07}$
Summe			$8,13 \cdot 10^{-06}$

13.4.2 Ergebnisse für Sicherheitsindikatoren

Die zeitlichen Entwicklungen der drei Sicherheitsindikatoren „Jährliche Strahlenexposition eines Erwachsenen“, „Radiotoxizitätskonzentration im oberflächennahen Grundwasser“ und „Radiotoxizitätsstrom aus dem Deckgebirge“ sind für den Referenzfall in den Abbildungen 13.4 bis 13.6 im Vergleich zu den jeweiligen Referenzwerten der Sicherheitsindikatoren dargestellt.

Die jährliche Strahlenexposition wird durch die Radionuklide Sn-126 und – in geringerem Maß – Tc-99 sowie über kurze Zeitbereiche durch C-14 bzw. Ni-59 dominiert. Sie erreicht ein erstes lokales Maximum unmittelbar nach Auffüllung der Restgrube. Dieses wird durch die Freisetzung aus den nicht abgedichteten Einlagerungsbereichen verursacht. Das absolute Maximum wird nach ca. 46 000 Jahren erreicht und durch die Freisetzung aus dem West-Südfeld verursacht. Die Maxima liegen mit ca. $2,5 \cdot 10^{-7}$ Sv/a bzw. $2,7 \cdot 10^{-6}$ Sv/a um etwa 3 bzw. 2 Größenordnungen unter dem Referenzwert. Gegen Ende der Modellzeit geht die Strahlenexposition aufgrund eines allmählichen Erliegens der Lösungsströme aus den Grubengebäuden deutlich zurück.

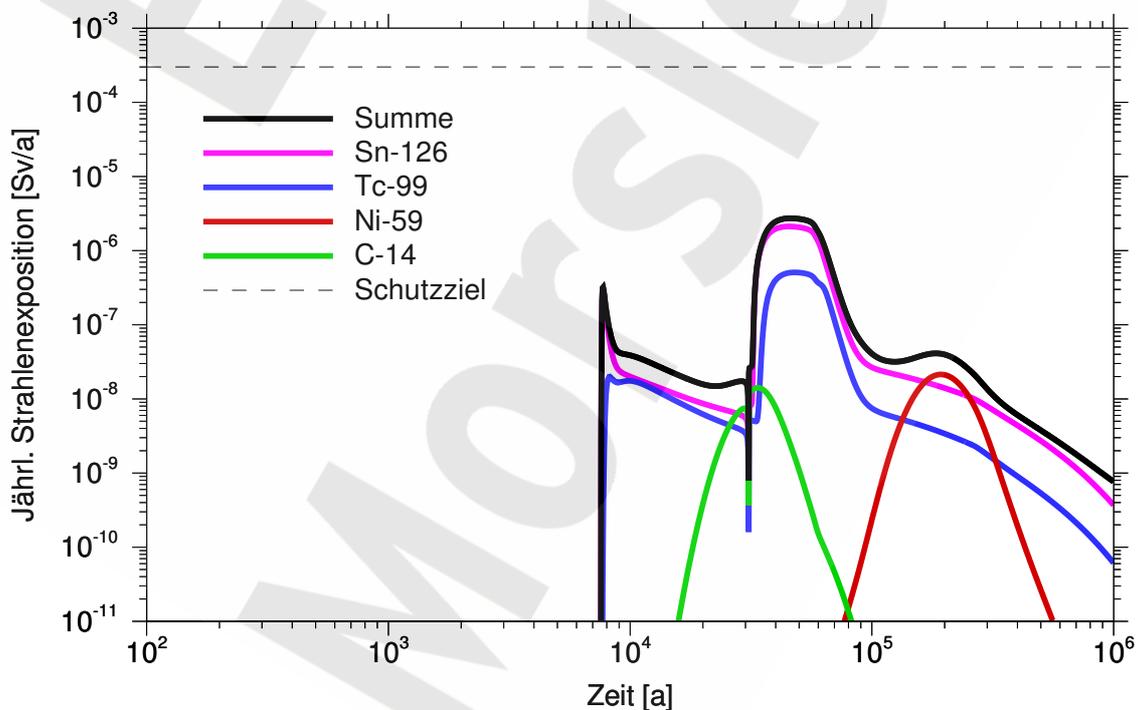


Abb. 13.4 Jährliche Strahlenexposition im Referenzfall

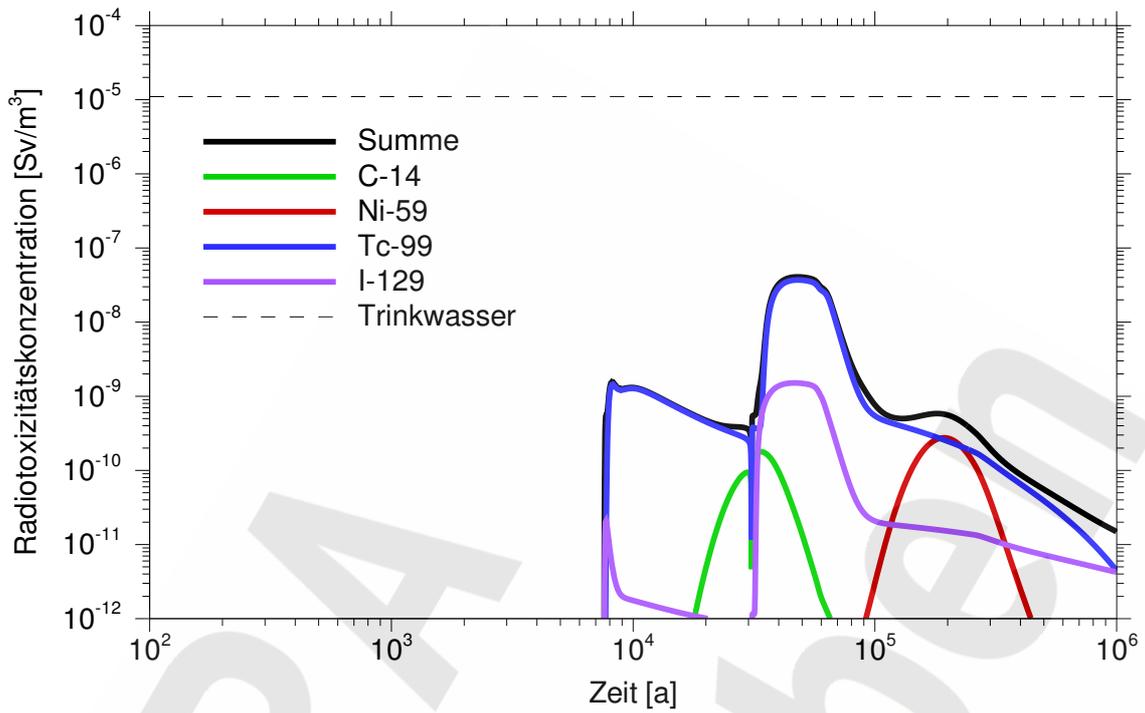


Abb. 13.5 Radiotoxizitätskonzentration im oberflächennahen Grundwasser

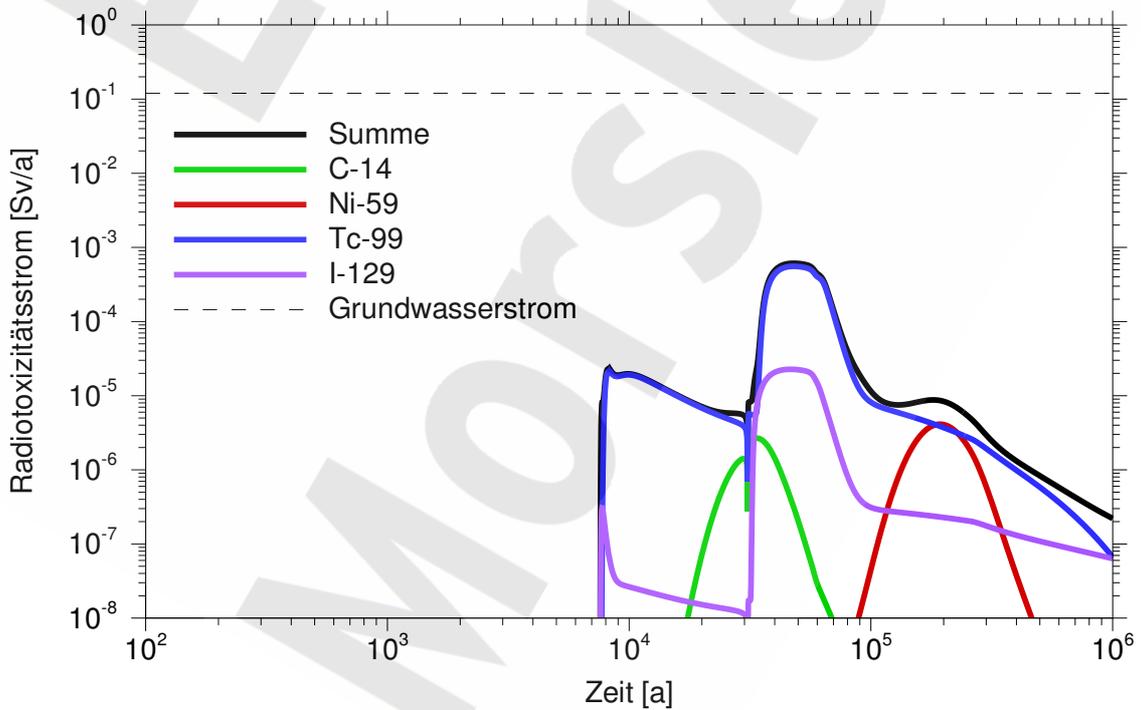


Abb. 13.6 Raditoxizitätsstrom aus dem Deckgebirge

Der Wert von $3 \cdot 10^{-4}$ Sv/a gemäß §47, Abs. 1 StrlSchV [90] wird deutlich eingehalten. Dies gilt auch bei dem in Kapitel 10 diskutierten Rechenfall der Simulation 1317, bei der die höchste durch Ra-226 verursachte Strahlenexposition aller Monte-Carlo-Simulationen auftritt. Während sich beim Referenzfall die Effektivdosis für die Altersgruppe der Kleinkinder gegenüber derjenigen der Erwachsenen um einen Faktor 3,5 erhöht (dominiert von Sn-126 und Tc-99), beträgt die Erhöhung bei der Simulation 1317 einen Faktor 10 (dominiert von Ra-226). Eine ähnliche Abschätzung für die Erhöhung der maximalen Strahlenexpositionen ergibt sich mit Hilfe der Argumente in [63]. Obwohl nicht für alle Rechnungen in diesem Bericht Effektivdosen für alle Altersgruppen berechnet wurden, ist davon auszugehen, dass diese beiden Erhöhungsfaktoren repräsentativ sind, denn in fast allen Rechnungen werden die maximalen Strahlenexpositionen von Sn-126 oder Ra-226 dominiert. Ist dies nicht der Fall, sind die berechneten Strahlenexpositionen stets geringer als diejenigen, die von den beiden genannten Radionukliden verursacht werden, und es ist davon auszugehen, dass die Erhöhungsfaktoren in diesen Fällen nicht wesentlich von den oben genannten Faktoren abweichen werden. Aus dieser Bewertung ist der Schluss zu ziehen, dass der Wert des §47, Abs. 1 StrlSchV für alle in Anlage VII, Teil B StrlSchV genannten Altersgruppen und für alle Rechnungen eingehalten wird.

Die Radiotoxizitätskonzentration im oberflächennahen Grundwasser und der Radiotoxizitätsstrom aus dem Deckgebirge zeigen qualitativ fast identische Kurvenverläufe. Der Unterschied zwischen beiden wird nahezu ausschließlich durch die Verdünnung im oberflächennahen Grundwasser bestimmt, die durch einen konstanten Volumenstrom modelliert wird. Dennoch liefern beide Indikatoren unabhängige Sicherheitsaussagen, da sie mit unabhängig bestimmten Referenzwerten verglichen werden.

Im Unterschied zur Strahlenexposition werden die Radiotoxizitätskonzentration und der Radiotoxizitätsstrom praktisch über den gesamten Zeitbereich durch Tc-99 dominiert. Für kurze Zeiten spielen wie bei der Strahlenexposition auch C-14 und Ni-59 sowie in der Endphase I-129 eine Rolle. Sn-126 ist dagegen für diese Indikatoren von untergeordneter Bedeutung. Die Unterschiede rühren daher, dass die einzelnen Radionuklide durch die Ingestionsdosiskoeffizienten deutlich anders gewichtet werden als durch die Dosiskonversionsfaktoren, die neben der biologischen Wirksamkeit auch die Ausbreitungspfade in der Biosphäre berücksichtigen.

Trotz der Unterschiede bezüglich der dominierenden Radionuklide sind die Zeitverläufe der Summenkurven der Radiotoxizitätskonzentration und des Radiotoxizitätsstroms mit demjenigen der Strahlenexposition qualitativ gut vergleichbar. Es treten ebenfalls zwei relative Maxima zu den gleichen Zeitpunkten wie bei der Strahlenexposition auf. Bemerkenswert ist, dass der Abstand des absoluten Maximums zum Referenzwert bei allen drei Indikatoren etwa zwei Größenordnungen beträgt.

13.5 Robustheit des Systems

Die Robustheit des Systems wird nur hinsichtlich der gestörten Entwicklung des Endlagers bewertet. Hierbei wird auf die ermittelten Strahlenexpositionen für die Varianten und die Parametervariationen sowie auf die probabilistischen Modellrechnungen Bezug genommen.

Zur Untersuchung des Verhaltens des Endlagersystems und zur Bewertung der Robustheit wurde eine Vielzahl von Parametervariationen durchgeführt. Die Variationen einzelner Parameter innerhalb ihrer Bandbreiten führen zu Änderungen der maximalen Strahlenexposition, die in den meisten Fällen weniger als eine Größenordnung nach oben oder unten betragen. Wo die Abweichungen größer sind, ist dies auf extreme Änderungen im Systemverhalten zurückzuführen. Die größten Abweichungen treten dabei in Richtung kleinerer Strahlenexpositionswerte auf.

Mittels probabilistischer Rechnungen wurden die Unsicherheiten der Eingangsparameter berücksichtigt. Dazu wurden 2000 Simulationen mit im Rahmen der Bandbreiten und Verteilungsfunktionen zufälligen gezogenen Werten der als Zufallsgrößen betrachteten Eingangsparameter durchgeführt. Der Einfluss der Unsicherheit der verschiedenen Parameter auf die Streuung der Strahlenexposition wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Daraus ergibt sich die Rangfolge der sechs Parameter mit dem stärksten Einfluss:

- der oberflächennahe Grundwasserfluss,
- die Anfangspermeabilität der Salzbetonabdichtungen,
- die Referenzkonvergenzrate,
- der Gaseindringdruck,

- die lokale Konvergenzrate im Südfeld,
- der Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube.

In den probabilistischen Modellrechnungen wurde auch die Streuung der Strahlenexposition ermittelt. Die Häufigkeitsverteilung für die maximalen Strahlenexpositionen in den Simulationen und die zugehörigen Konfidenzgrenzen sind in Abbildung 13.7 dargestellt. Die maximalen Strahlenexpositionen liegen zwischen $2,3 \cdot 10^{-9}$ und $2,1 \cdot 10^{-5}$ Sv/a. Überschreitungen des Schutzziels kommen nicht vor. Als wichtige Radionuklide wurden Sn-126, Tc-99, Ni-59, C-14, Ra-226 und Np-237 identifiziert.

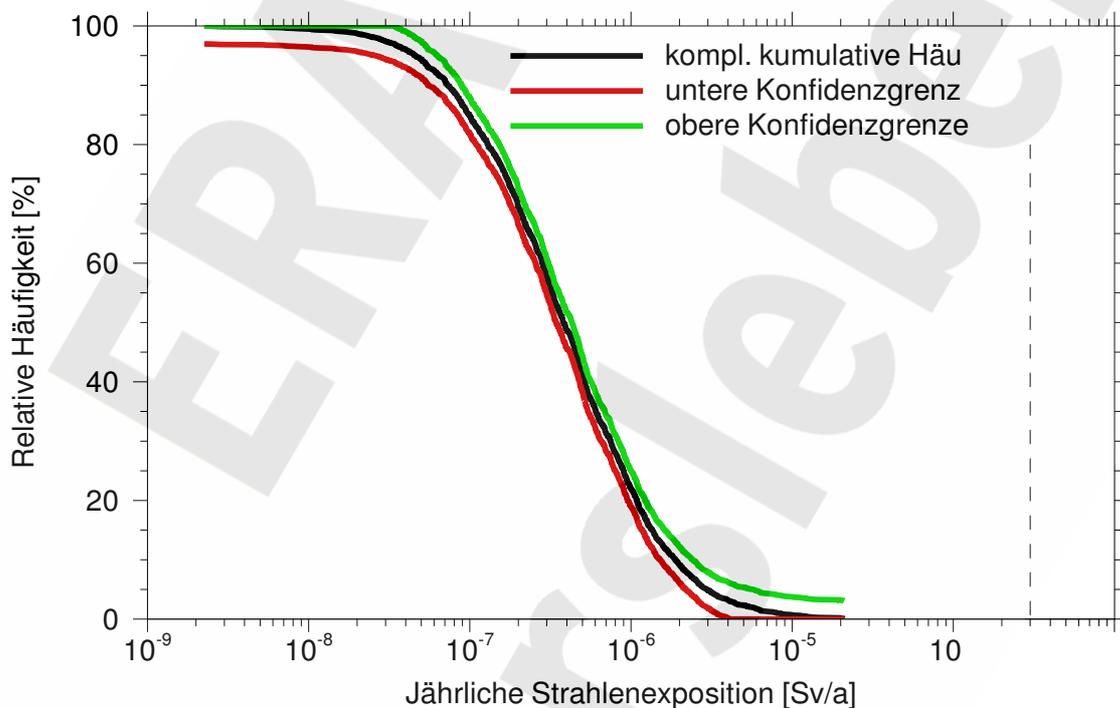


Abb. 13.7 Komplementäre kumulative Häufigkeit der maximalen Strahlenexposition

Bei den deterministischen Parametervariationen weichen die berechneten Strahlenexpositionen, abgesehen von einigen Fällen, nur wenig vom Referenzfall ab. Bei den probabilistischen Modellrechnungen ist das Streuintervall der maximalen Strahlenexposition relativ schmal, es gibt keine auffälligen Ausreißer nach oben und unten. Somit sind das Barrierensystem des Endlagers und das Systemverhalten als robust anzusehen.

13.6 Performance-Indikatoren

Unter Performance-Indikatoren werden Größen verstanden, die Aufschluss über die Wirksamkeit einzelner Barrieren oder Komponenten des Endlagersystems liefern [3]. Zur Ermittlung von Performance-Indikatoren wird das System in funktionelle Teilbereiche unterteilt. Typische Performance-Indikatoren sind z. B. die Radiotoxizitätsinventare in oder die Radiotoxizitätsströme zwischen Teilbereichen. Performance-Indikatoren werden nur hinsichtlich der gestörten Entwicklung des Endlagers entsprechend dem Referenzfall betrachtet.

Die Einteilung des Gesamtsystems in Teilbereiche wird jeweils so gewählt, dass der betrachtete Indikator sinnvolle Aussagen über die Wirksamkeit von Barrieren ermöglicht. Die zu Beginn des Szenarios in den gewählten Teilbereichen der Grubengebäude vorhandenen Radiotoxizitätsinventare sind in Tabelle 13.4 zusammengestellt.

Tab. 13.4 Anfängliche Radiotoxizitätsinventare in den Grubengebäuden

Teilbereich	Radiotoxizität [Sv]
Nordfeld	$8,109 \cdot 10^3$
Zentralteil	$1,575 \cdot 10^6$
Summe: Nicht abgedichtete ELB	$1,583 \cdot 10^6$
Westfeld	$2,923 \cdot 10^5$
Südfeld	$9,064 \cdot 10^5$
Ostfeld einschließlich Radium-VBA	$1,924 \cdot 10^5$
Summe: Abgedichtete ELB	$1,391 \cdot 10^6$
Summe: ERAM	$2,974 \cdot 10^6$

13.6.1 Verbleib der Schadstoffe des Gesamtsystems

Am Ende der Betriebsphase befindet sich das gesamte Radiotoxizitätsinventar in den Einlagerungsbereichen. Im Verlauf des Szenarios verteilt es sich zunehmend über die übrigen Bereiche der Grubengebäude, das Hutgestein und Deckgebirge sowie die

Biosphäre. In Abbildung 13.8 sind die Zeitverläufe der Radiotoxizitätsinventare in den abgedichteten Einlagerungsbereichen, in der Restgrube und im Hutgestein und Deckgebirge sowie der aus dem Endlagersystem freigesetzten Radiotoxizität dargestellt.

Zu Beginn der Nachbetriebsphase befindet sich jeweils etwa die Hälfte der Radiotoxizität in den abgedichteten Einlagerungsbereichen und in der Restgrube. Die hohe Toxizität in der Restgrube wird nahezu vollständig durch die kurzlebigen Radionuklide Co-60 und Cs-137 bestimmt und fällt deshalb schnell ab. Obwohl schon kurz nach der Auffüllung der Restgrube mit Lösung geringe Toxizitätsinventare im Hutgestein und Deckgebirge auftreten, befindet sich zu diesem Zeitpunkt fast die gesamte noch vorhandene Radiotoxizität in den abgedichteten Einlagerungsbereichen.

Daran ändert sich auch nach Beginn der Freisetzung aus dem West-Südfeld nichts. Zu diesem Zeitpunkt ist zwar ein Anstieg der Radiotoxizitätsinventare außerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche zu erkennen, aber kein merklicher Rückgang des Inventars innerhalb dieser. Selbst am Ende des Szenarios nach 1 Mio. Jahren befindet sich ca. 96 % der noch vorhandenen Radiotoxizität innerhalb der abgedichteten Einlagerungsbereiche. Eine wesentliche Rolle spielt dabei die Tatsache, dass aufgrund des Gaspolsters keine Flüssigkeit in das Westfeld eindringt und deshalb auch keine Freisetzung aus diesem erfolgt. Die Abdichtungen zum Ostfeld werden im Referenzfall nicht vollständig korrodiert, sodass aus diesem Einlagerungsbereich nur sehr geringe Mengen an Radiotoxizität zu sehr späten Zeiten freigesetzt werden.

13.6.2 Verbleib der Schadstoffe der abgedichteten Einlagerungsbereiche

Um die Schlussfolgerungen des vorangegangenen Abschnitts zu stützen, wird in einer speziellen Variante das Abfallinventar der Einlagerungsbereiche Nordfeld und Zentralteil auf null gesetzt, sodass die Ausbreitung der Schadstoffe der abgedichteten Einlagerungsbereiche alleine untersucht werden kann.

Abbildung 13.9 zeigt für diesen Fall die Verteilung des Radiotoxizitätsinventars über der Zeit. Die Ausbreitung beginnt mit der Auffüllung des West-Südfeldes nach ca. 30 500 Jahren. Von der freigesetzten Radiotoxizität verbleibt nur ein geringer Teil innerhalb der Restgrube, ein weitaus größerer Anteil gelangt nahezu unverzögert in das Hutgestein.

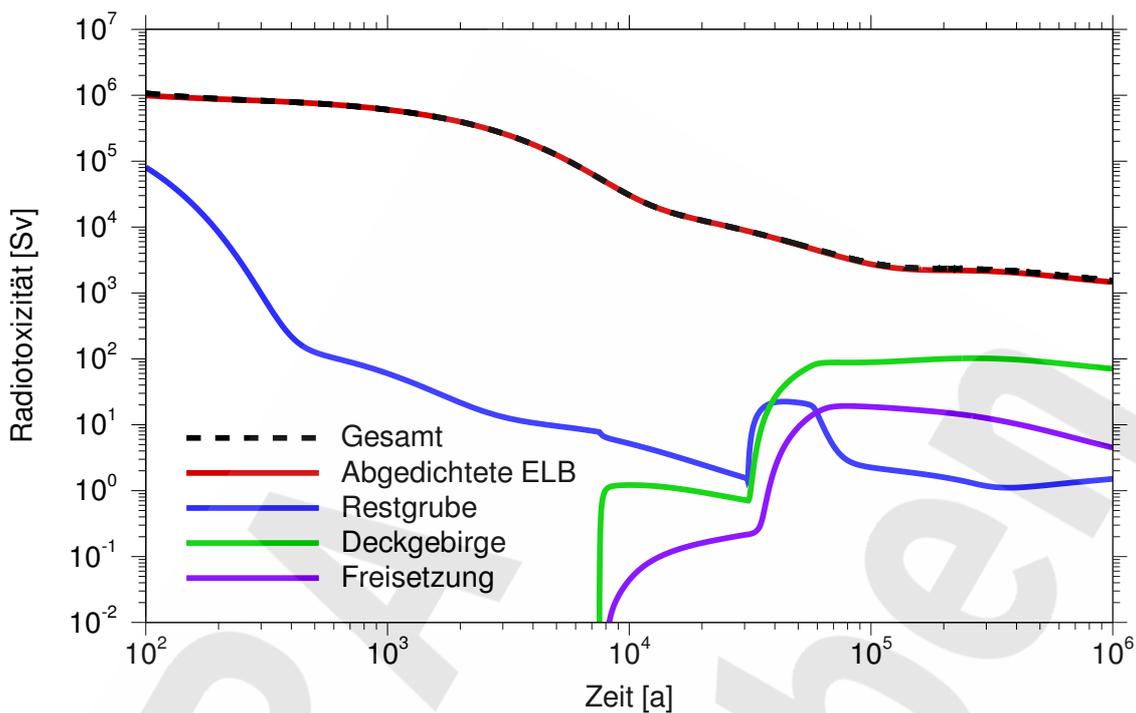


Abb. 13.8 Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM

Dort werden durch Sorption erhebliche Mengen zurückgehalten, sodass nur ein geringer Anteil aus dem Endlagersystem in die Biosphäre freigesetzt wird. Bis zum Ende des Szenarios ist die ursprüngliche Toxizität durch radioaktiven Zerfall um drei Größenordnungen zurückgegangen, sie befindet sich aber immer noch zu mehr als 96 % in den abgedichteten Einlagerungsbereichen.

13.6.3 Verbleib der Schadstoffe der Restgrube

Das anfängliche Radiotoxizitätsinventar der Restgrube wird vor allem durch die kurzlebigen Radionuklide Co-60 und Cs-137 im Zentralteil verursacht und beträgt etwa die Hälfte des Gesamtinventars. Um die Ausbreitung dieser Schadstoffe allein untersuchen zu können, wird eine spezielle Variante betrachtet, in der die abgedichteten Einlagerungsbereiche entsprechend einer idealen Abdichtung als vollständig abgetrennt angenommen werden.

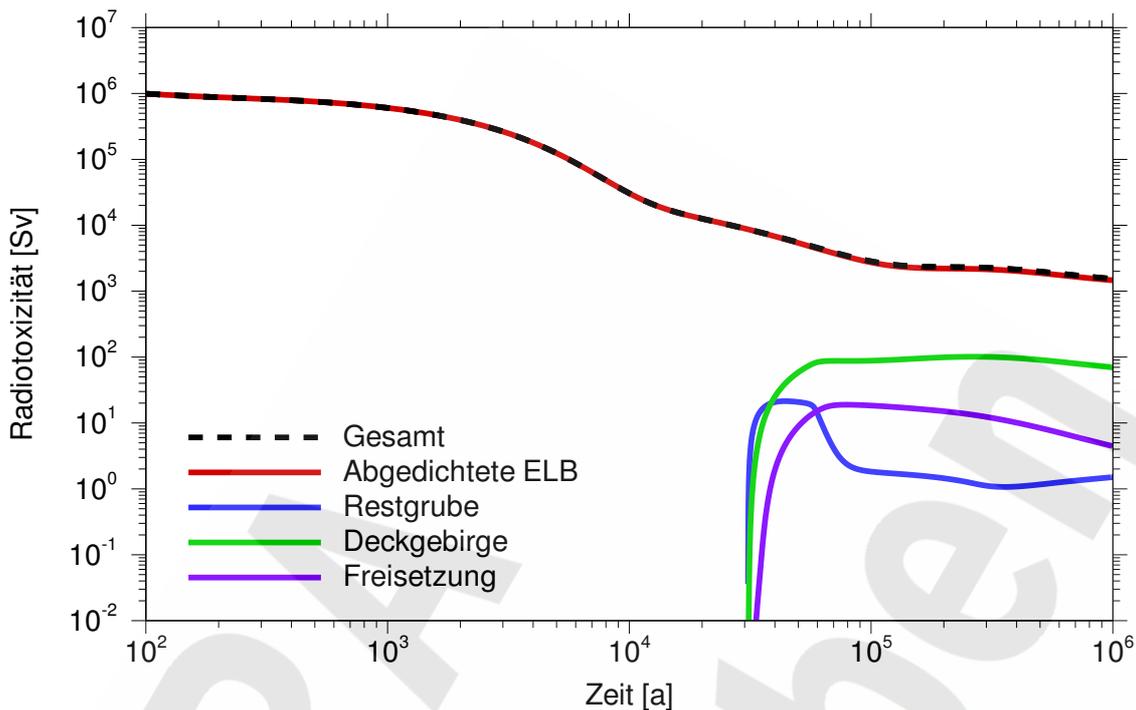


Abb. 13.9 Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM unter alleiniger Berücksichtigung der Inventare der abgedichteten Einlagerungsbereiche

Die unter dieser Voraussetzung entstehende Verteilung der Radiotoxizität auf die Teilbereiche des Endlagersystems ist in Abbildung 13.10 über der Zeit dargestellt. Innerhalb der ersten 500 Jahre geht die Gesamtttoxizität mit dem Zerfall von Co-60 und Cs-137 von ihrem anfänglichen Wert von ca. 10^6 Sv um vier Größenordnungen zurück, danach flacht der Rückgang ab. Ab dem Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung gelangen Schadstoffe in die sonstigen Restgruben sowie in das Hutgestein und Deckgebirge. Die Radiotoxizitäts-Inventare bleiben jedoch zunächst unterhalb derer in den Einlagerungsbereichen. Ab etwa 70 000 Jahren ist der größte Teil der Radiotoxizität im Hutgestein und Deckgebirge zu finden. Die Hohlräumvolumina der Einlagerungsbereiche und der Restgrube sind dann durch Konvergenz so weit zurückgegangen, dass sie nur noch geringe Radiotoxizitätsinventare speichern können.

Diese Betrachtungen zeigen, dass das Endlagersystem auch für die in den Einlagerungsbereichen Nordfeld und Zentralteil eingelagerten Radionuklide trotz des Fehlens von Abdichtungen und der angenommenen instantanen Mobilisierung zum Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung eine deutliche Barrierewirkung besitzt. Diese beruht auf

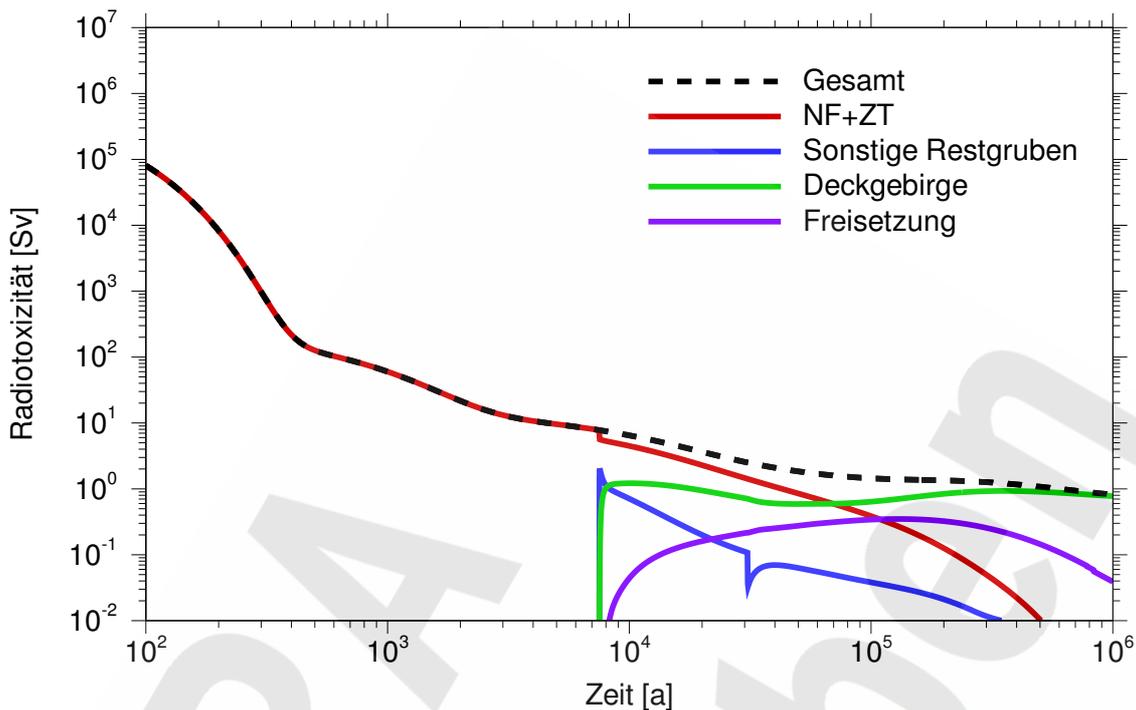


Abb. 13.10 Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM unter alleiniger Berücksichtigung der Inventare der Restgrube

dem radioaktiven Zerfall kurzlebiger Radionuklide in Verbindung mit dem relativ hohen Zeitbedarf für den Transport von kontaminierter Lösung aus den Einlagerungsbereichen heraus.

13.6.4 Integrierte Freisetzung aus Teilbereichen der Grubengebäude

Ein Indikator für die Wirksamkeit von Barrieren ist der über die Zeit integrierte Radiotoxizitätsstrom aus den Teilbereichen. Dabei bleibt der Zerfall nach der Freisetzung unberücksichtigt, sodass die Kurven immer monoton ansteigen. Da die Freisetzung aus jedem Teilbereich früher oder später zum Stillstand kommt, strebt der Wert des Indikators mit zunehmender Modellzeit gegen einen charakteristischen Grenzwert. Ein Vergleich dieses Wertes mit dem anfänglich in dem betreffenden Teilbereich vorhandenen Inventar zeigt, welcher Anteil davon insgesamt aus dem Teilbereich entweicht. Der Rest bleibt dauerhaft eingeschlossen oder zerfällt bevor er den Teilbereich verlassen kann.

Abbildung 13.11 zeigt für den Referenzfall die integrierten Radiotoxizitätsströme aus dem West-Südfeld, dem Zentralteil, der Grube Marie mit dem Nordfeld, der Gesamtgrube sowie aus dem Gesamtsystem einschließlich des Hutgesteins und Deckgebirges. Die einzelnen Kurven sind dabei auf die anfängliche Radiotoxizität innerhalb des jeweiligen Teilbereichs nach Tabelle 13.4 normiert. Die Freisetzungen beginnen mit der Auffüllung der Restgrube nach 7 500 a. Zu diesem Zeitpunkt sind die Radionuklidinventare der nicht abgedichteten Einlagerungsbereiche durch radioaktiven Zerfall bereits deutlich zurückgegangen. Bedingt durch die Gasspeicherung im Nordfeld wird dessen verbliebenes Inventar sofort nahezu vollständig ausgepresst, die kumulierte freigesetzte Radiotoxizität steigt in der Folge nur noch wenig an. Im Einlagerungsbereich Zentralteil spielt die Lösungsverdrängung durch Gasspeicherung wegen des geringen Gasproduktionspotenzials nur eine untergeordnete Rolle. Daher kommt es auch langfristig zu einem Radiotoxizitätsstrom aus dem Zentralteil. Die Freisetzung aus dem West-Südfeld beginnt nach dem Ausfall von dessen Abdichtung. Die Abdichtung des Ostfeldes fällt im Referenzfall zwar nicht aus, dennoch kommt es ab etwa 300 000 a zu einer Freisetzung über die intakte Abdichtung.

Aus dem Nordfeld entweicht mit insgesamt 0,36 ‰ der dort eingelagerten Radiotoxizität der höchste Anteil. Beim West-Südfeld beträgt dieser Wert 0,1 ‰. Aus den Grubengebäuden entweicht noch ein Anteil von 0,046 ‰, aus dem Gesamtsystem 0,0065 ‰. Die Kurve des Ostfeldes steigt bei Szenariendecke noch an. Dies ist auf den stetigen Aufbau des hochtoxischen Ra-226 aus langlebigem U-238 zurückzuführen, wodurch die integrierte Freisetzung theoretisch sogar das Anfangsinventar übersteigen könnte. Allerdings sind Ra-226 und seine Töchter relativ kurzlebig, sodass diese Freisetzung für die Biosphäre keine Relevanz hat, wie aus dem Kurvenverlauf für das Gesamtsystem ersichtlich ist.

13.7 Gasförmige Radionuklide

Im Fall einer Auffüllung der Restgrube mit Lösung breiten sich Radionuklide über den Wasserpfad und über den Gaspfad aus. Hierbei sind gasförmige Verbindungen zu betrachten, die etwa Tritium oder Radiokohlenstoff enthalten und mit der Gasphase bis in die Biosphäre gelangen können. Tritium ist wegen seiner kurzen Halbwertszeit von untergeordneter Bedeutung, da es vor Erreichen der Biosphäre weitgehend zerfallen ist.

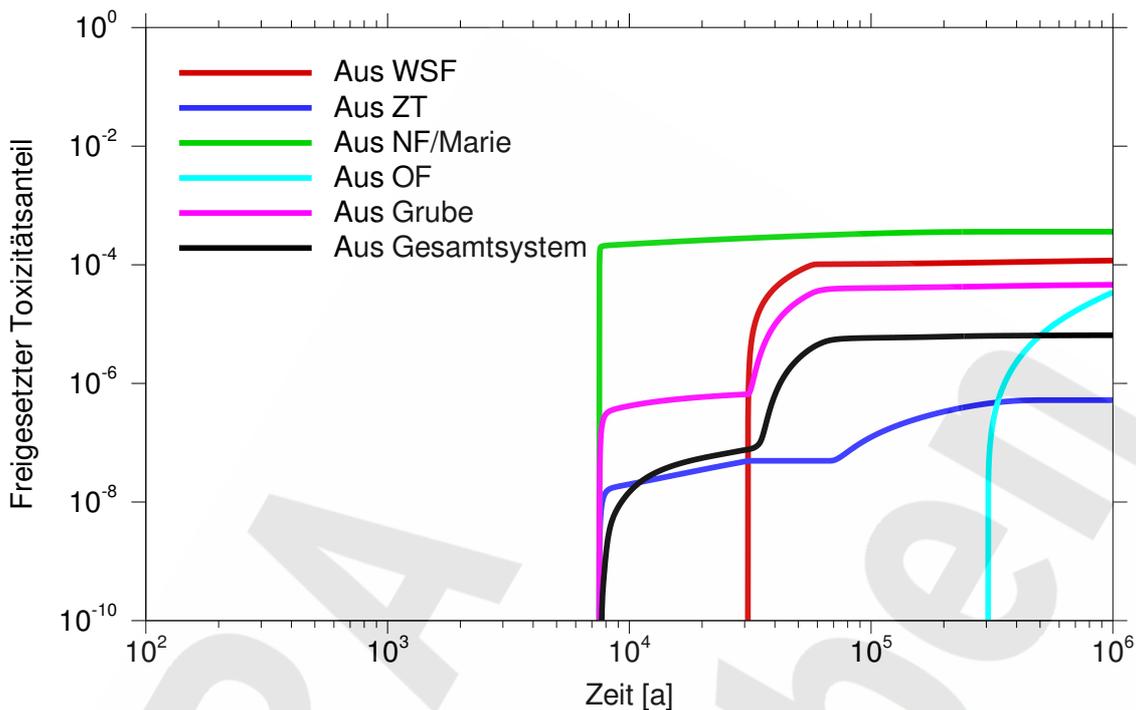


Abb. 13.11 Relative integrierte Freisetzung

Eine Transportverzögerung im Hutgestein und Deckgebirge wird nicht berücksichtigt. Für C-14 wurden durch einfache Modellrechnungen Freisetzungsraten aus dem Nordfeld und dem West-Südfeld ermittelt. Das freigesetzte C-14 wird entweder als CO_2 im Grundwasser gelöst oder in die Atmosphäre freigesetzt.

Eine Bewertung der Auswirkungen durch die Freisetzung von C-14 über den Gaspfad in die Atmosphäre kann durch den Vergleich mit der natürlichen Radioaktivität der Luft erfolgen. Die berechnete mittlere C-14-Konzentration in der Luft durch die Freisetzung aus dem Endlager ist um mehr als einen Faktor 30 geringer als die natürliche Aktivitätskonzentration von C-14. Mit einer merklichen Erhöhung der Strahlenexposition durch C-14 in der Atmosphäre gegenüber den natürlichen Gegebenheiten ist somit nicht zu rechnen.

Im Fall der Auflösung der gasförmigen Verbindungen, die C-14 enthalten, im Grundwasser und ihrer anschließenden Umsetzung zu CO_2 übertreffen die berechneten Strahlenexpositionen für bestimmte Zeitbereiche die im Referenzfall des Wasserpfads berechneten Strahlenexposition deutlich. Dies gilt vor allem für die Zeit unmittelbar nach Auffüllung der Restgrube. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die C-14-Freisetzung aus dem Nord-

feld aufgrund extrem konservativer Annahmen deutlich überschätzt wird. Das Schutzziel wird in allen betrachteten Varianten zur Freisetzung gasförmiger Radionuklide eingehalten.

13.8 Menschliche Einwirkungen

Durch menschliche Aktivitäten wie Erkundungs- oder Bergbautätigkeiten können das Endlager und seine geologischen Barrieren in der Zukunft beeinträchtigt werden. Als Szenario wurde eine Erkundungsbohrung betrachtet, die einen der Einlagerungsbereiche trifft. Alle anderen Szenarien wurden aufgrund ihrer geringen Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen.

Einfache Modellrechnungen haben ergeben, dass der Zutritt über eine verfüllte Erkundungsbohrung sehr gering ist und keiner der Einlagerungsbereiche dadurch innerhalb einer Million Jahre vollständig geflutet werden kann. Es kann somit auch zu keiner Freisetzung von Radionukliden über die Erkundungsbohrung kommen.

Wenn auch die Annahmen über zukünftige menschliche Aktivitäten letztendlich spekulativ sind, so kann doch unter Berücksichtigung der geringen Wahrscheinlichkeit des Eintretens und der potenziellen Auswirkungen eine unzulässige Gefährdung zukünftiger Generationen durch unbeabsichtigte menschliche Einwirkungen auf das Endlager Morsleben ausgeschlossen werden.

14 **Literatur**

- [1] Baltés, B.; Langer, M.: Sicherheitsanalyse des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM). Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-79, Köln, 1991

- [2] Beck, R.: Ein Beitrag zum quinären System Natrium-Kalium-Magnesium/Chlorid-Sulfat/Wasser im Bereich der Sättigung an Natriumchlorid und Carnallit. Dissertation, TH Leuna-Merseburg, 1978

- [3] Becker, D.-A.; Buhmann, D.; Storck, R.; Alonso, J.; Cormenzana, J-L.; Hugli, M.; van Gemert, F.; O'Sullivan, P.; Laciok, A.; Marivoet, J.; Sillen, X.; Nordman, H.; Vieno, T.; Niemeyer, M.: Testing of Safety and Performance Indicators (SPIN), EUR-19965, 2003

- [4] Behlau, J.; Mingerzahn, G.; Bornemann, O.: ERA Morsleben, Erarbeitung eines geologischen Lagerstättenmodells. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Archiv-Nr. 117 296, Hannover, 1997

- [5] Behlau, J.; Mingerzahn, G.: Bericht zur Geologie des Ostfeldes Bartensleben; 1. Anhang: Detailänderungen des strukturellen Baues im Bereich des Ostfeldes. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, 1999

- [6] Beims, U.: Planung, Durchführung und Auswertung von Gütepumpversuchen. Zeitschrift für angewandte Geologie 29 (10), S. 484-492, 1983

- [7] BfS: Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Kurzfassung, Stand: 9/86 in der Fassung 4/90, Schachtanlage Konrad. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, 1990

- [8] BfS: Novellierung der AVV zu § 47 Strahlenschutzverordnung. Stand 11.11.2002

- [9] BfS: Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland. Studie, veröffentlicht in der Homepage des BfS, Salzgitter, 2009

- [10] ██████████ Gasbildende Stoffe im Grubengebäude Bartensleben - Ergebnisbericht, Dok. Nr. 9M/99Y/GH/MA/0003/01. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine, 2001
- [11] BMU: Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, RSII1-11413/28, Bonn, 2001
- [12] BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1997. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 2000
- [13] BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2001. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 2002
- [14] Boese, B.; Hirsekorn, R.-P.; Storck, R.: Vergleich der Rechenprogramme LOPOS und MARNIE. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-169, Braunschweig, 2000
- [15] Braitsch, O.: Salt deposits, their origin and composition, Springer, Berlin, 1971
- [16] Brenner, J.; Buhmann, D.; Kühle, T.: Einfluß netzwerkartiger Strukturen der Grubenhohlräume auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers im Salinar. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-163, Braunschweig, 2000
- [17] Buhmann, D.; Nies, A.; Storck, R.: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle. GSF-Bericht 27/91. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig, 1991
- [18] Buhmann, D.: Das Programmpaket EMOS. Ein Instrumentarium zur Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagern. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-159, Braunschweig, 1999

- [19] Cygan, R. T.: The Solubility of Gases in NaCl Brine and a Critical Evaluation of Available Data. Sandia Report, SAND90-2848 P UC-721, Albuquerque, New Mexico, USA, 1991
- [20] D'Ans, J.; Lax, E.: Taschenbuch für Chemiker und Physiker, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1967
- [21] DBE: ERAM HIS, Hohlrauminformationssystem für das Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben. Stand 30.06.2002.
- [22] DBE: Verfüllmaterial für Strecken mit hohen Anforderungen - Materialeigenschaften und Materialkennwerte Salzbeton M2, Stand 17.11.2004, Dok.-Nr. 9M/22343021/GC/RB/0054/00. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine, 2004
- [23] DBE: Salzbeton - Zusammenstellung der Eigenschaften und Materialkennwerte (Referenzmaterial M3), Stand 13.01.2006, Dok.-Nr. 9M/22343021/GH/RB/0052/01. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine, 2006
- [24] DBE: Geomechanische Betriebsüberwachung 2002. Stand: 30.06.2002
- [25] DBE: Verfüllplan zur Stilllegung des ERAM nach Durchführung der bergbau-lichen Gefahrenabwehrmaßnahme im Zentralteil - Konzeptplanung, Stand 15.12.2005, Dok.-Nr. 9M/22341011/GH/RB/0035/02. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine 2005
- [26] DBE: Numerische Untersuchungen zum Konvergenzverhalten der Gruben Bar- tensleben und Marie. Peine, 2003
- [27] DIN 1343: Referenzzustand, Normzustand, Normvolumen. Begriffe und Werte. Deutsches Institut für Normung, 1990
- [28] DIN 1045: Beton und Stahlbeton; Bemessung und Ausführung, Normenaus- schuss Bauwesen, Deutsches Institut für Normung, 2001

- [29] Eickemeier, R.; Spies, Th.: Einschätzungen der Konvergenz in den Feldesteilen der Grube Bartensleben auf der Grundlage von FE-Berechnungen und In-situ-Messungen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, 2001
- [30] Gellerman, R.: Uran in Wässern. Untersuchungen in ostdeutschen Flüssen und Grundwässern. Z.Umweltchem. Ökotox. 9 (1997)
- [31] Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren - Atomgesetz (AtG). Bundesgesetzblatt I 1959, 814, i. d F. v. 15.07.1985
- [32] Geyh, M.A.; Schleicher, H.: Absolute Age Determination. Springer Verlag, Heidelberg, 1990
- [33] Grogan, H. A.; Worgan, K. J.; Smith, G. M.; Hodgkinson, D. P.: Post-Disposal Implications of Gas Generated From a Repository for Low and Intermediate Level Wastes. NAGRA Technical Report 92-07, Wetingen / Schweiz, 1992
- [34] GRS: Gase in Endlagern im Salz. Workshop der GRS in Zusammenarbeit mit dem PTKA-WTE (Berlin, 17./18. April 2007). Zusammengestellt von A. Rübel und J. Mönig. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-242, Braunschweig, 2008
- [35] Hagemann, S.; Xie, M.; Herbert, H.-J.: Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse zur Korrosion von Salzbeton durch saline Lösungen. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A 3458; Braunschweig, 2009
- [36] Harvie, C. E.; Møller, N.; Weare, J. H.: The Prediction of Mineral Solubilities in Natural Waters: The Na-K-Mg-Cl-SO₄-OH-HCO₃-CO₃-H₂O System to High Ionic Strength at 25 °C. - Geochim. Cosmochim. Acta 48,723-751, 1984
- [37] Herbert, H.-J.; Meyer, Th.: Endlager Morsleben: Experimentelle Untersuchungen von Einzeleffekten zur Langzeitsicherheit. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A 2884, Braunschweig, 2000

- [38] Herbert, H.-J.; Meyer, Th.: Untersuchungen an Lösungszusammensetzungen bei der Migration durch das Grubengebäude Marie - Ergebnisbericht zu den Lösevorgängen bei der instantanen Flutung. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Braunschweig, 2000
- [39] Herbert, H.-J.; Meyer, Th.; Schmidt-Döhl, F.: Endlager Morsleben, Korrosion von Salzbeton durch saline Lösungen. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH und Institut für Baustoffe, Massivbau und Brandschutz der TU Braunschweig (iBMB), GRS-A 3170, Braunschweig, 2003
- [40] Herbert, H.-J.; Sander, W.: Untersuchungen an Lösungszusammensetzungen bei der Migration durch das Grubengebäude Bartensleben - Ergebnisbericht zu den Lösevorgängen bei der instantanen Flutung. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Braunschweig, 1999
- [41] Hirsekorn, R.-P.; Boese, B.; Buhmann, D.: LOPOS: Programm zur Berechnung der Schadstofffreisetzung aus netzwerkartigen Grubengebäuden. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-157, Braunschweig, 1999
- [42] Hirsekorn, R.-P.; Becker, D.; Birthler, H.; Boese, B.; Droste, J.; Kühle, T.; Müller-Lyda, I.; Schneider, A.; Storck, R.: Endlager Morsleben: Modelltheoretische Untersuchungen von Einzeleffekten zur Langzeitsicherheit. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A 2780, Braunschweig, 2000
- [43] IAEA: Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories. First Report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA, Tecdoc-767, Vienna, 1994
- [44] Käbel, H.: ERA Morsleben - Geowissenschaftliche Bewertung der Langzeitentwicklung sowie der Zufluss- und Austrittsszenarien nach Verfüllung des Endlagers, Abschlussbericht. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Berlin, 2002

- [45] Käbel, H.; Gerardi, J.; Keller, S.: Szenarienanalyse, Geologische Langzeitbewertung und Ermittlung der Zuflußszenarien ohne technische Maßnahmen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, 1999
- [46] Kienzler, B.; Vejmelka, P.; Herbert, H.-J.; Meyer, Th.; Altenhein-Haese, C.: Long-Term Leaching Experiments of Full-Scale Cemented Waste Forms: Experiments and Modeling. Nuclear Technology, Vol. 129, 101 - 118, 2000
- [47] Kienzler, B. et al.: Quellterme für HAW-Glas, abgebrannten Kernbrennstoff und zementierte Abfälle, FZK-INE 005/00, Karlsruhe 2000
- [48] Klemenz, W.; Klubertanz, G.; Oswald, S.; Siegel, P.: 3D Modellierung der Grundwasserbewegung im Deckgebirge unter Süßwasserverhältnissen - Modellaufbau, Modellkalibrierung R42, Rechenfall R43 und Referenzfall R44. Colenco Power Engineering AG (CPE), Bericht 4305/33, Baden / Schweiz, 2001
- [49] Klemenz, W.; Siegel, P.: Endlager Morsleben - 3D Modellierung der Grundwasserbewegung im Deckgebirge unter Süßwasserverhältnissen, Abschätzung der möglichen Lösungszutritte aus dem Deckgebirge in das Grubengebäude. Colenco Power Engineering AG (CPE), Bericht 4305/38, Baden / Schweiz, 2001
- [50] Kühle, T.; Zude, F.; Lührmann, L.: Das eindimensionale Transportprogramm CHET1 unter Berücksichtigung der Sorption nach dem Kd-Konzept. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-124, Braunschweig, 1996
- [51] Kugel, K.: Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager Morsleben (ERAM), Zwischengelagerte Abfälle, ET-IB-112. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, 2000
- [52] Kugel, K.: Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM), Einlagerungszeitraum 1971 bis 1991, ET-IB-109-Rev-1. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, 2001

- [53] Kugel, K.: Entsorgung radioaktiver Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM), Einlagerungszeitraum 1994 bis 1998, ET-IB-110-Rev-1. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, 2001
- [54] Kugel, K.; Noack, W.: Stoffliche Bestandteile der radioaktiven Abfälle im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM), ET-IB-115-REV-1. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, 2000
- [55] Kugel, K., Noack, W.: Gasbildung im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), ET-IB-113-REV-1. Salzgitter, 2003
- [56] Langkutsch, U.; Käbel, H.; Margane, A.; Schwamm, G.: Hydrogeologische Standortbeschreibung und Modellgrundlagen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Archiv-Nr. 1166906, Berlin, 1998
- [57] Marivoet, J.; Saltelli, A.; Cadelli, N.: Uncertainty Analysis Techniques. Report EUR 10934 EN. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Brussels-Luxembourg, 1987
- [58] **ZERNA** Dokumentation der Datenbasis in den Berichten GRS-A-33454 "Endlager Morsleben – Sicherheitsanalyse für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem Programmpaket EMOS" und Colenco-Bericht 4651/200 "Sicherheitsanalyse für das verfüllte und verschlossene Endlager mit dem Programm PROSA". Zerna Ingenieure Bochum 2009
- [59] Müller, W.; Morlock, G.; Gronemeyer, C.: Produktion und Verbleib von Gasen im Grubengebäude eines salinaren Endlagers, GSF-Bericht 3/92. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig, 1992
- [60] **[REDACTED]** Standsicherheits- und Integritätsnachweis - Kriterien zur Auswahl von Berechnungsschnitten, Stand 15.12.2005, Dok.-Nr. 9M/22341021/GC/RB/0037/01. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine, 2005

- [61] Müller-Lyda, I.; BIRTHLER, H.; FEIN, E.: Ableitung von Permeabilitäts-Porositätsrelationen für Salzgrus. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-148, 1999
- [62] Murso, H.; Plewinsky, B.; Leopold, D.; Marx, G.: Investigation of Diffusion of UO_2Cl_2 in Saturated NaCl Solutions at Various Temperatures, in W. Lutze (Editor), Scientific Basis for Nuclear Waste Management V, Berlin, 1982
- [63] Niemeyer, M.; Holocher, J.: Stilllegung ERAM. Berücksichtigung von Altersgruppen. AF Colenco AG, Bericht 4651/202, Baden / Schweiz, 2009
- [64] NIREX: Post-closure Performance Assessment. Gas Generation and Migration. Science Report No. S/94/003, UK Nirex Ltd., 1994
- [65] Nowak, T.; Hua, S.: Wegsamkeiten im Hauptanhydrit des ERAM, Anhang zum Abschlußbericht, Hydraulische Untersuchungen im Grubengebäude Morsleben. Archiv-Nr. 0120283, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, 2000
- [66] OECD/NEA: Can Long-Term Safety be Evaluated? Disposal of Radioactive Waste. OECD/NEA, Paris, 1991
- [67] OECD/NEA: Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste. OECD/NEA, Paris, 1991
- [68] OECD/NEA: The International Probabilistic System Assessment Group, Background and Results, Disposal of Radioactive Waste, OECD/NEA. Paris, 1991
- [69] OECD/NEA: Systematic Approaches to Scenario Development, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories. OECD/NEA, Paris, 1992
- [70] OECD/NEA: Future Human Actions at Disposal Sites, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories. OECD/NEA, Paris, 1995

- [71] OECD/NEA: Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies. OECD/NEA, Paris, 1997
- [72] OECD/NEA: Confidence in the Long-Term Safety of Deep Geological Repositories. OECD/NEA, Paris, 1999
- [73] Pfennig, G.; Klewe-Nebenius, H.; Seelmann-Eggebert, W.: Karlsruher Nuklidkarte, 6. Auflage, Stand 1998
- [74] Popp, T.; Wiedemann, M.; Böhnel, H.; Minkley, W.: Untersuchungen zur Barrierintegrität im Hinblick auf das Ein-Endlagerkonzept. Ergebnisbericht zum Vorhaben SR 2470. Institut für Gebirgsmechanik, Leipzig, 2007
- [75] Poppei, J.; Suter, D.; Niemeyer, M.; Wilhelm, St.: Modellierung der Gasentwicklung im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM). Colenco Power Engineering AG (CPE), Bericht 4651/76, Baden / Schweiz, 2002
- [76] 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
- [77] Ranft, M.; Stier-Friedland, G.: Erkundungsarbeiten zur geologischen Neubearbeitung der Schächte Bartensleben und Marie im oberen Allertal: Planung, Ausführung-Ergebnisse - Vortrag im Rahmen der 66. Tagung der Nordwestdeutschen Geologen, Salzwedel, 1999
- [78] Ranft, M.: Zusammenstellung von modellierungsrelevanten Parametern der Schichtfolge Deckanhydrit - Grauer Salzton - Leinekarbonat (DGL) im Hutgestein des ERA Morsleben. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), ET-IB-129, Salzgitter, 2001

- [79] Saltelli, A.; Homma, T.: LISA Package User Guide, PART III. SPOP - Uncertainty and Sensitivity Analysis for Model Output. EUR 13924 EN. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Brussels-Luxembourg, 1991
- [80] Songsheng, J; Jingru, G.; Shan, J.; Chunsheng, L.; Anzhi, C.; Ming, H.; Shao-yong, W.; Shilin, L.: Determination of the half life of ⁷⁹Se with the accelerator mass spectroscopy technique. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 123 (1997) 405-409
- [81] Storck, R.; Birthler, H.; Hagemann, S.; Hirsekorn, R.-P.; Kröhn, K.-P.; Kühle, T.: Endlager Morsleben: Untersuchungen zur Entwicklung und Bewertung von Stilllegungsmaßnahmen nach dem Abdichtungskonzept. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A 2899, Braunschweig, 2001
- [82] Storck, R.; Brüggemann, R.; Hossain, S.; Kaschian, B.; Kühle, T.; Nies, A.; Ohme, G.; Pattloch, F.; Podtschaske, T.; Rimkus, D.; Stelte, N.: Modellansätze und Ergebnisse zur Radionuklidfreisetzung aus einem Modellsalzstock. In: Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Abschlußbericht: Fachband 16. Hahn-Meitner Institut, Berlin, 1985
- [83] Storck, R.; Buhmann, D.; Hirsekorn, R.-P.; Kühle, T.; Lührmann, L.: Das Programmpaket EMOS zur Analyse der Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle, Version 5. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-122, Braunschweig, 1996
- [84] Storck, R.; Hossain, S.; Podtschaske, T.; Rimkus, D.; Stelte, N.; Weber, P.: Einzeluntersuchungen zur Radionuklidfreisetzung aus einem Modellsalzstock. In: Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Abschlußbericht: Fachband 15. Hahn-Meitner Institut, Berlin, 1985
- [85] Tittel, G.; Hollmann, A.; Stier-Friedland, G.; Warnecke, E.: Ableitung von Sorptionsdaten aus experimentellen Untersuchungen - Schachtanlage Konrad. Physikalisch Technische Bundesanstalt (PTB), Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-7, Braunschweig, 1986

- [86] Vejmelka, P.: Nuklidmigration im Deckgebirge des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) - Abschlußbericht. FZK/INE/20/98, Forschungszentrum Karlsruhe, 1999
- [87] Vejmelka, P. et al.: Nuklidmigration im Deckgebirge des ERAM (DGL), Abschlussbericht 9M 212 230-62, Forschungszentrum Karlsruhe 2003
- [88] Vejmelka, P.; Rudolph, G.; Kluger, W.; Köster, R.: Die Konditionierung radioaktiver Abfalllösungen durch Zementierung. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 4800, 1990
- [89] Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesgesetzblatt 38, Bonn, 2001
- [90] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), zuletzt geändert durch Gesetz vom 1. September 2005. Bundesgesetzblatt I 2001, 2005
- [91] Wolery, T. J.:EQ3NR: A Computer Program for Geochemical Aqueous Speciation-Solubility Calculations. Theoretical Manual, User's Guide, and Related Documents. Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California, 1992
- [92] Wolery, T. J.; Daveler, S. A.: EQ6: A Computer code for Reaction-Path Modeling of Aqueous Geochemical Systems. Theoretical Manual, User's Guide, and Related Documents (Version 7.0). Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California, 1992
- [93] Ziegert, H.R.; Schulze, H.; Ebel, K. u.a.: Sicherheitsbericht des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben 1989, Band I-IV. IfE Dresden, Werkstofftechnikum Dresden, IfE Leipzig, ZGI Berlin und Brennstoffinstitut Freiberg in Zusammenarbeit mit dem ERA Morsleben, 1989

ERA Morsleben

15 Abkürzungen

ALZ	Auflockerungszone
APR	Anwendung und Produktion von Radionukliden
AtG	Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)
AVV	Hier: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur § 45 StrlSchV [8]
BFA	Braunkohlefilterasche
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
DBE	Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH
DGL	Deckanhydrit - Grauer Salztou - Leinekarbonat
DIN	Deutsche Industrie Norm
EDR	Eindampfrückstände
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure oder deren Natrium-Salz
ELB	Kurzform für Einlagerungsbereich
ENE	Himmelsrichtung Ost-Nord-Ost
ERAM	Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben
GOK	Geländeroberkante
GRS	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH
IP19	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Kieserit, Carnallit, Kainit, Polyhalit
IP21	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Sylvit, Carnallit, Kainit, Polyhalit
ISO	International Organisation for Standardization
M2K	Mischabfälle der Einlagerungsphase 2 aus KKW
M3A	Mischabfälle der Einlagerungsphase 3
mNN	Meter (über) Normal Null (Meereshöhe)
NF	Nordfeld
Nm ³	Normkubikmeter
NN	Normal Null (Meereshöhe)
NNW	Himmelsrichtung Nord-Nord-West

OF	Ostfeld
RGB	Restgrube, Teilbereich Bartensleben
RGM	Restgrube, Teilbereich Marie
SF	Südfeld
SQ	Strahlenquellen
SSE	Himmelsrichtung Süd-Süd-Ost
StrlSchV	Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung)
U-Baue	Unterwerksbaue
UMF	Untertage-Messfeld im ERAM
VBA	Verlorene Betonabschirmung (verwendet bei „Radium-VBA“)
VDK	Verdampferkonzentrate
WF	Westfeld
WNW	Himmelsrichtung West-Nord-West
WSF	West-Südfeld
WSW	Himmelsrichtung West-Süd-West
ZT	Zentralteil

16 Glossar

Die in dem vorliegenden Bericht verwendeten Begriffe werden nachfolgend im thematischen Zusammenhang und in inhaltlicher Reihenfolge erläutert und definiert. Im Anschluss sind die Begriffe noch einmal in alphabetischer Reihenfolge aufgeführt.

Bestandteile des Endlagerbergwerks:

Grubenbau	bergmännisch erstellter Hohlraum
Grubengebäude	Gesamtheit aller Grubenbaue
Grube	Kurzform für Grubengebäude
Einlagerungsgrubenbau	Grubenbau mit eingelagerten Abfällen
Einlagerungsbereich	Einlagerungsgrubenbaue und umgebende Grubenbaue
Abbau	Grubenbau in einer Lagerstätte mit nutzbarem Material
Kammer	Großer Grubenbau mit meist rechteckigem Grundriss
Strecke	tunnelartiger und nahezu söhligiger Grubenbau
Sohle	Gesamtheit der Grubenbaue auf einem Niveau

Allgemeine Unterteilung des Endlagerbergwerks:

Abdichtung	Bauwerk zur Behinderung der Bewegung von Fluiden in Grubengebäuden
Bereich, abgedichteter	Einlagerungsbereich, der durch Abdichtungen von der Restgrube getrennt ist
Restgrube	gesamte Grubengebäude ohne abgedichtete Bereiche
Gesamtgrube	In Kapitel 8 verwendeter Begriff für die Gesamtheit der Grubengebäude Bartensleben und Marie
Mischungsbereich	Grubenbaue in der Restgrube, in denen sich Lösungsströme vermischen, bevor sie aus der Salzformation austreten
sonstige Restgrube	Restgrube ohne Mischungsbereiche und nicht abgedichtete Einlagerungsbereiche

Einlagerungsbereiche des Endlagerbergwerks:

Einlagerungsbereich West-Südfeld	abgedichtete Grubenbaue des West-Südfeldes
Einlagerungsbereich Ostfeld	abgedichtete Grubenbaue des Ostfeldes
Einlagerungsbereich Nordfeld	Einlagerungsgrubenbaue des Nordfeldes
Einlagerungsbereich Zentralteil	Einlagerungsgrubenbaue des Zentralteils

Bezeichnung spezieller Grubenbaue:

Richtstrecke	im Streichen der Lagerstätte aufgefahrene Strecke
Querschlag	rechtwinklig zum Streichen der Lagerstätte aufgefahrene Strecke
Flachen	geneigte Strecke
Bremsberg	geneigter Grubenbau, in dem unter Ausnutzung der Schwerkraft zu tieferen Bauen abgebremst gefördert wird
Gesenk	senkrechter Grubenbau über mehrere Sohlen, der nicht bis zur Tagesoberfläche reicht
Rolloch	stark geneigter Grubenbau von geringem Querschnitt zur Abwärtsförderung von Haufwerk
Unterwerksbau	Grubenbau unterhalb der tiefsten an einen Schacht angeschlossenen Sohle
Füllort	Übergangsbereich vom Grubengebäude zum Schacht

Material in Grubenbauen:

Versatz	eingebrautes Material in Grubenbauen zur Verringerung des Hohlraums oder zur Stützung des Gebirges
Verfüllung	Synonym für Versatz
Haufwerk	das aus dem Gebirge gelöste Gestein
Magnesiabinder	Versatz aus MgCl-Lösung, MgO, Salzgrus, Dolomit und Anhydrit
Salzbeton	Versatz aus Salzgrus, Zement, Steinkohleflugasche und Wasser
Magnesiabeton	Baumaterial aus Magnesiumsalzen, Quarzsand und Magnesiumoxid für Abdichtungen im Ostfeld

Allgemeine bergmännische Begriffe:

Grubenfeld	Bereich unterhalb der Erdoberfläche, in dem Bergbauberechtigte das Grubengebäude anlegen dürfen
Markscheide	Begrenzung eines Grubenfeldes
Risswerk	Vermessungstechnische Unterlage zur Darstellung der Grube
Teufe	Tiefenlage unter der Tagesoberfläche
Rasenhängebank	Schachtbereich im Niveau der Tagesoberfläche
Wetter	Grubenluft
Konvergenz	Verkleinerung von Grubenbauen durch Verformung des Gebirges
Konvergenzrate	Konvergenz pro Zeiteinheit

Bergmännische Aktivitäten:

Abteufen	Herstellung vertikaler Grubenbaue wie etwa Schächte
Erschließen	Schaffung von Zugängen zu Lagerstätten u. Bereichen der Grube
Auffahren	Herstellen eines Grubenbaus
Ausbauen	Aktivitäten zum Offenhalten und Sichern von Grubenbauen
Aufwältigen	Wiederherstellen der Zugänglichkeit von Grubenbauen
Durchhörtern	Abbau einer geologischen Struktur bei der Gesteinsgewinnung
Bewettern	Planmäßiges Versorgen der Grubenbaue mit frischer Luft
Versetzen	Einbringen von Versatz in Grubenbaue
Verfüllen	Synonym für Versetzen
Verkippen	Einlagern von Material durch Abkippen am Lagerort
Verstürzen	Einlagern von Material durch Abkippen auf den Lagerort
Stilllegen	Sichern des Bergwerkes nach Einstellung des Betriebes

Bezeichnung von Gebirgsbereichen:

Gebirge	alle anstehenden Schichten im Umfeld des Grubengebäudes
Firste	Grenzfläche des Gebirges im Höchsten eines Grubenbaus
Sohle	Grenzfläche des Gebirges im Tiefsten eines Grubenbaus
Feste	zwischen Abbauen stehengebliebener Lagerstättenteil zur Stützung des Gebirges
Pfeiler	Synonym für Feste
Auflockerungszone	Zone mit Mikrokluftung oder erweiterten Porenräumen im Umfeld von Grubenbauen

Geologische Bezeichnungen:

Stratigraphie	Lehre von der Aufeinanderfolge der Gesteinsschichten und Formationen sowie deren altersmäßige Zuordnung
Formation	Einheit genetisch zusammengehöriger Gesteine
Aufschluss, geologischer	Stelle an der Erdoberfläche, an der ansonsten durch Boden oder Pflanzenwuchs überdecktes Gestein freigelegt ist
Ausbiss	Schnitt eines Gesteinskörpers mit der Erdoberfläche
Austrich	Synonym für Ausbiss
Vorkommen	Anreicherungszone von mineralischen Rohstoffen
Lagerstätte	abbauwürdiges Vorkommen
Lager	Kurzform für Lagerstätte
Deckgebirge	die Lagerstätte überdeckende Gebirgsschichten oberhalb des Hutgesteins
Liegendes	das unter einer Bezugsschicht lagernde Gestein
Hangendes	das über einer Bezugsschicht lagernde Gestein
Einfallen	Neigungswinkel einer Gebirgsschicht gegen die Horizontalebene
Sedimente	durch Ablagerung von Verwitterungsprodukten und Mineralbildung aus eindunstenden Salzlösungen (z.B. Meerwasser) entstandenes Gestein
Salzintrusion	Eindringen von Salzgestein in die Erdkruste
Salzstruktur	durch tektonische Kräfte geformte Salzformation
Salzspiegel	Grenzfläche zwischen Hutgestein und unterlagerndem Salinar

Hutgestein	Gestein, das über Salzgesteinen beim Kontakt mit ungesättigten Wässern entsteht, wobei die löslichen Bestandteile aufgelöst werden und unlöslichen Bestandteile verbleiben
Subrosion	Auflösung von Salzgesteinen durch Grundwässer
Kluft	durch tektonische Vorgänge im Gebirge entstandene Risse
Kluftschar	Anordnung mehrerer Klüfte in etwa gleicher Richtung
Kluftzone	Anordnung mehrerer Kluftscharen über größere Bereiche
Streichen	Richtung der Schnittlinie einer geologischen Fläche mit der Horizontalebene bezogen auf die Nordrichtung

Bezeichnungen von Mineralien und Gesteinen:

Anhydrit	Salzmineral bestehend aus CaSO_4
Carnallit	Salzmineral bestehend aus $\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
Carnallitit	Carnallithaltiges Gestein
Halit	Salzmineral bestehend aus NaCl
Steinsalz	Halithaltiges Gestein
Kainit	Salzmineral bestehend aus $\text{KCl} \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Kieserit	Salzmineral bestehend aus $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Polyhalit	Salzmineral bestehend aus $\text{Ca}_2\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Sylvin	Salzmineral bestehend aus KCl
Sylvinit	Sylvin- und halithaltiges Gestein
Hartsalz	Halit-, sylvin- und kieserithaltiges Gestein

Begrifflichkeiten zu Abfällen:

Abfallart	Klassifizierung eines Abfalls nach ausgewählten Kriterien
Abfallgebinde	Einheit aus Abfallbehälter und Inhalt
Konditionierung	Herstellung von Abfallgebinden durch Verarbeitung und Verpackung von Abfall
Verfestigung	Überführung von flüssigem oder flüchtigem Abfall in ein festes Abfallprodukt, z.B. mit Hilfe eines Fixierungsmittels
Zement	Anorganisches Bindemittel, das infolge chemisch-mineralogischer Reaktionen mit der Anmachflüssigkeit erhärtet

Zementstein	künstlicher Stein aus Zement, Wasser und ggf. weiteren Zuschlagsstoffen
Zementierung	Fixierung von Abfall in einer Zementsteinmatrix
Durchsumpfvorgang	Übersprühung von BFA-Lagen mit flüssigen Abfällen bei der In-situ-Verfestigung
Mischschneckenverfahren	Herstellung eines Gemisches aus BFA und flüssigen Abfällen mit anschließendem Verstärken am Lagerort

Abfallarten:

APR-Abfälle	Abfälle aus der Anwendung und Produktion von Radionukliden
EDR-Abfälle	Betriebswässer und Eindampfrückstände aus Kernkraftwerken
VDK-Abfälle	Verdampferkonzentrate aus dem Eindampfen von EDR
M2K-Abfälle	Mischabfälle aus Kernkraftwerken bis 1991
M3A-Abfälle	Mischabfälle verschiedener Abfallverursacher seit 1994
SQ	Strahlenquellen und feste radioaktive Präparate

Begriffe bezüglich Flüssigkeiten und Gasen:

Flüssigkeit	hinsichtlich des Aggregatzustands oder der Hydraulik von Bedeutung
Lösung	hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung von Bedeutung
Wässer	hinsichtlich des Zutritts in die Grube von Bedeutung
Fluid	strömungsfähiges Medium aus Gasen und Flüssigkeiten
Zutritt	Prozess des Eindringens von Fluiden in Grubenbaue
Volllaufen	Abschluss des Zutritts durch vollständiges Auffüllen des Hohlraums
IP19-Lösung	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Kieserit, Carnallit, Kainit, Polyhalit
IP21-Lösung	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Sylvit, Carnallit, Kainit, Polyhalit
Referenzlösung	Lösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung gegenüber IP21
Umlösung	Wechselwirkung von ungesättigten Lösungen mit Gesteinen durch Lösung und Auskristallisation einzelner Komponenten
Gaspeichervolumen	Gasvolumen, das insgesamt in einem Hohlraum gespeichert werden kann

Druck, hydrostatischer	Druck in einer strömungsfreien Flüssigkeit, der durch das Gewicht der darüberstehenden Flüssigkeitssäule bestimmt ist
Druck, hydraulischer	Abweichung des Druckes in einer strömenden Flüssigkeit vom hydrostatischen Druck

Definitionen zum radioaktiven Zerfall:

Radionuklid	instabiles Nuklid, das spontan ohne äußere Einwirkung unter Strahlungsemission zerfällt
Zerfallsreihe	Gesamtheit der Radionuklide, die aus nacheinander erfolgenden Umwandlungen hervorgehen
Mutternuklid	das Glied einer Zerfallsreihe, das zu einem Folgeglied zerfällt
Tochternuklid	Folgeglied einer Zerfallsreihe
Aktivität	Anzahl der pro Sekunde auftretenden Kernumwandlungen; Einheit in Becquerel (Bq)
Halbwertszeit	charakteristisches Zeitintervall, in dem die Aktivität eines Radionuklids auf die Hälfte abfällt
Radionuklidinventar	Aktivität der Radionuklide in einem Abfallgebäude oder einem Einlagerungsgrubenbau
Radiotoxizität	Produkt aus Aktivität und Ingestionsdosiskoeffizient eines Radionuklids
Energiedosis	Strahlungsenergie, die von einer ionisierenden Strahlung an Materie abgegeben wird; Einheit in Gray (Gy)
Äquivalentdosis	Produkt aus der Energiedosis und dem Bewertungsfaktor für die biologische Wirksamkeit; Einheit in Sievert (Sv)
Dosis, effektive	Summe der gewichteten mittleren Äquivalentdosen über alle Organe und Gewebe gemäß Strahlenschutzverordnung (StrlSchV)
Individualdosis	Dosis, die von einer Person akkumuliert wird
Strahlenexposition	äußere und innere Einwirkung ionisierender Strahlen auf den menschlichen Körper
Expositionspfad	Weg, über den eine Strahlenexposition erfolgt, z.B. Ingestion, Inhalation oder Hautkontakt
Ingestionsdosiskoeffizient	Strahlenexposition pro aufgenommener Aktivitätsmenge; Einheit in Sievert pro Becquerel (Sv/Bq)
Dosiskonversionsfaktor	nuklidspezifischer Umrechnungsfaktor für die Kontamination des Nutzwassers in eine Strahlenexposition in $(\text{Sv/a})/(\text{Bq/m}^3)$

Weitere Begriffe:

Biosphäre	Gesamtheit des von Lebewesen besiedelten Teils der Erde
Nahbereich	die Grubengebäude und deren Inhalt sowie die umgebende Salzstruktur
Fernbereich	die geologischen Schichten außerhalb der Salzstruktur bis in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers
Szenarien	mögliche zukünftige Entwicklungen des Endlagersystems
Gesamthohlraum	Summe aus dem Porenraum von Versatz und dem unverfülltem Hohlraum, sowohl luftgefüllt als auch flüssigkeitsgefüllt
Hohlraum	Kurzform für Gesamthohlraum
Hohlraum, unverfüllt	Hohlraum ohne Versatzausfüllung
Porenraum	Hohlraum im porösen Medium
Porosität	Verhältnis des Porenvolumens zum Gesamtvolumen
Permeabilität	Durchlässigkeit eines Gesteins für Flüssigkeiten und Gase
Ausfall einer Abdichtung	Ereignis, bei dem sich die Permeabilität einer Abdichtung um Größenordnungen erhöht. Das Ereignis wird ausgelöst, wenn die Abdichtung vollständig korrodiert ist.

Alphabetische Auflistung

Abbau	Grubenbau in einer Lagerstätte mit nutzbarem Material
Abdichtung	Bauwerk zur Behinderung der Bewegung von Fluiden in den Grubengebäuden
Abfallart	Klassifizierung eines Abfalls nach ausgewählten Kriterien
Abfallgebinde	Einheit aus Abfallbehälter und Inhalt
Abteufen	Herstellung vertikaler Grubenbaue wie etwa Schächte
Aktivität	Anzahl der pro Sekunde auftretenden Kernumwandlungen; Einheit in Becquerel (Bq)
Anhydrit	Salzmineral bestehend aus CaSO_4
APR-Abfälle	Abfälle aus der Anwendung und Produktion von Radionukli- den

Äquivalentdosis	Produkt aus der Energiedosis und dem Bewertungsfaktor für die biologische Wirksamkeit; Einheit in Sievert (Sv)
Auffahren	Herstellen eines Grubenbaus
Auflockerungszone	Zone mit Mikroklüftung oder erweiterten Porenräumen im Umfeld von Grubenbauen
Aufschluss, geologischer	Stelle an der Erdoberfläche, an der ansonsten durch Boden oder Pflanzenwuchs überdecktes Gestein freigelegt ist
Aufwältigen	Wiederherstellen der Zugänglichkeit von Grubenbauen
Ausbauen	Aktivitäten zum Offenhalten und Sichern von Grubenbauen
Ausbiss	Schnitt eines Gesteinskörpers mit der Erdoberfläche
Ausfall einer Abdichtung	Ereignis, bei dem sich die Permeabilität einer Abdichtung um Größenordnungen erhöht. Das Ereignis wird ausgelöst, wenn die Abdichtung vollständig korrodiert ist.
Ausstrich	Synonym für Ausbiss
Bereich, abgedichteter	Einlagerungsbereich, der durch Abdichtungen von der Restgrube getrennt ist
Bewettern	Planmäßiges Versorgen der Grubenbaue mit frischer Luft
Biosphäre	Gesamtheit des von Lebewesen besiedelten Teils der Erde
Bremsberg	geneigter Grubenbau, in dem unter Ausnutzung der Schwerkraft zu tieferen Bauen abgebremst gefördert wird
Carnallit	Salzmineral bestehend aus $KCl \cdot MgCl_2 \cdot 6H_2O$
Carnallitit	Carnallithaltiges Gestein
Deckgebirge	die Lagerstätte überdeckende Gebirgsschichten oberhalb des Hutgesteins
Dosis, effektive	Summe der gewichteten mittleren Äquivalentdosen über alle Organe und Gewebe gemäß Strahlenschutzverordnung (StrlSchV)
Dosiskonversionsfaktor	nuklidspezifischer Umrechnungsfaktor für die Kontamination des Nutzwassers in eine Strahlenexposition in $(Sv/a)/(Bq/m^3)$
Druck, hydraulischer	Abweichung des Druckes in einer strömenden Flüssigkeit vom hydrostatischen Druck
Druck, hydrostatischer	Druck in einer strömungsfreien Flüssigkeit, der durch das Gewicht der darüberstehenden Flüssigkeitssäule bestimmt ist
Durchhörtern	Abbau einer geologischen Struktur bei der Gesteinsgewinnung
Durchsumpfungsv erfahren	Übersprühung von BFA-Lagen mit flüssigen Abfällen bei der In-situ-Verfestigung

EDR-Abfälle	Betriebswässer und Eindampfrückstände aus Kernkraftwerken
Einfallen	Neigungswinkel einer Gebirgsschicht gegen die Horizontalebene
Einlagerungsbereich	Einlagerungsgrubenbaue und umgebende Grubenbaue
Einlagerungsbereich Nordfeld	Einlagerungsgrubenbaue des Nordfeldes
Einlagerungsbereich Ostfeld	abgedichtete Grubenbaue des Ostfeldes
Einlagerungsbereich West-Südfeld	abgedichtete Grubenbaue des West-Südfeldes
Einlagerungsbereich Zentralteil	Einlagerungsgrubenbaue des Zentralteils
Einlagerungsgrubenbau	Grubenbau mit eingelagerten Abfällen
Energiedosis	Strahlungsenergie, die von einer ionisierenden Strahlung an Materie abgegeben wird; Einheit in Gray (Gy)
Erschließen	Schaffung von Zugängen zu Lagerstätten und Bereichen einer Grube
Expositionspfad	Weg, über den eine Strahlenexposition erfolgt, z.B. Ingestion, Inhalation oder Hautkontakt
Fernbereich	die geologischen Schichten außerhalb der Salzstruktur bis in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers
Feste	zwischen Abbauen stehengebliebener Lagerstätten zur Stützung des Gebirges
Firste	Grenzfläche des Gebirges im Höchsten eines Grubenbaus
Flachen	geneigte Strecke
Fluid	strömungsfähiges Medium aus Gasen und Flüssigkeiten
Flüssigkeit	hinsichtlich des Aggregatzustands oder der Hydraulik von Bedeutung
Formation	Einheit genetisch zusammengehöriger Gesteine
Füllort	Übergangsbereich vom Grubengebäude zum Schacht
Gasspeichervolumen	Gasvolumen, das insgesamt in einem Hohlraum gespeichert werden kann
Gebirge	alle anstehenden Schichten im Umfeld der Grubengebäude
Gesamtgrube	In Kapitel 8 verwendeter Begriff für die Gesamtheit der Grubengebäude Bartensleben und Marie

Gesamthohlraum	Summe aus dem Porenraum von Versatz und dem unverfüllten Hohlraum, sowohl luftgefüllt als auch flüssigkeitsgefüllt
Gesenk	senkrechter Grubenbau über mehrere Sohlen, der nicht bis zur Tagesoberfläche reicht
Grube	Kurzform für Grubengebäude
Grubenbau	bergmännisch erstellter Hohlraum
Grubenfeld	Bereich unterhalb der Erdoberfläche, in dem Bergbauberechtigte das Grubengebäude anlegen dürfen
Grubengebäude	Gesamtheit aller Grubenbaue
Halbwertszeit	charakteristisches Zeitintervall, in dem die Aktivität eines Radionuklids auf die Hälfte abfällt
Halit	Salzmineral bestehend aus NaCl
Hangendes	das über einer Bezugsschicht lagernde Gestein
Hartsalz	Halit-, sylvin- und kieserithaltiges Gestein
Haufwerk	das aus dem Gebirge gelöste Gestein
Hohlraum	Kurzform für Gesamthohlraum
Hohlraum, unverfüllt	Hohlraum ohne Versatzausfüllung
Hutgestein	Gestein, das über Salzgesteinen beim Kontakt mit ungesättigten Wässern entsteht, wobei die löslichen Bestandteile aufgelöst werden und unlöslichen Bestandteile verbleiben
Individualdosis	Dosis, die von einer Person akkumuliert wird
Ingestionsdosiskoeffizient	Strahlenexposition pro aufgenommener Aktivitätsmenge; Einheit in Sievert pro Becquerel (Sv/Bq)
IP19-Lösung	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Kieserit, Carnallit, Kainit, Polyhalit
IP21-Lösung	Lösung des hexären Meerwassersystems im Gleichgewicht mit Halit, Sylvin, Carnallit, Kainit, Polyhalit
Kainit	Salzmineral bestehend aus $\text{KCl} \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Kammer	Großer Grubenbau mit meist rechteckigem Grundriss
Kieserit	Salzmineral bestehend aus $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Kluft	durch tektonische Vorgänge im Gebirge entstandene Risse
Kluftschar	Anordnung mehrerer Klüfte in etwa gleicher Richtung
Kluftzone	Anordnung mehrerer Kluftscharen über größere Bereiche

Konditionierung	Herstellung von Abfallgebinden durch Verarbeitung und Verpackung von Abfall
Konvergenz	Verkleinerung von Grubenbauen durch Verformung des Gebirges
Konvergenzrate	Konvergenz pro Zeiteinheit
Lager	Kurzform für Lagerstätte
Lagerstätte	abbauwürdiges Vorkommen
Liegendes	das unter einer Bezugsschicht lagernde Gestein
Lösung	hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung von Bedeutung
M2K-Abfälle	Mischabfälle aus Kernkraftwerken bis 1991
M3A-Abfälle	Mischabfälle verschiedener Abfallverursacher seit 1994
Magnesiabeton	Baumaterial aus Magnesiumsalzen, Quarzsand und Magnesiumoxid für Abdichtungen im Ostfeld
Magnesiabinder	Versatz aus MgCl-Lösung, MgO, Salzgrus, Dolomit und Anhydrit
Markscheide	Begrenzung eines Grubenfeldes
Mischschneckenverfahren	Herstellung eines Gemisches aus BFA und flüssigen Abfällen mit anschließendem Verstürzen am Lagerort
Mischungsbereich	Grubenbaue in der Restgrube, in denen sich Lösungsströme vermischen, bevor sie aus der Salzformation austreten
Mutternuklid	das Glied einer Zerfallsreihe, das zu einem Folgeglied zerfällt
Nahbereich	die Grubengebäude und deren Inhalt sowie die umgebende Salzstruktur
Permeabilität	Durchlässigkeit eines Gesteins für Flüssigkeiten und Gase
Pfeiler	Synonym für Feste
Polyhalit	Salzmineral bestehend aus $\text{Ca}_2\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Porenraum	Hohlraum im porösen Medium
Porosität	Verhältnis des Porenvolumens zum Gesamtvolumen
Querschlag	rechtwinklig zum Streichen der Lagerstätte aufgefahrenre Strecke
Radionuklid	instabiles Nuklid, das spontan ohne äußere Einwirkung unter Strahlungsemission zerfällt
Radionuklidinventar	Aktivität der Radionuklide in einem Abfallgebinde oder einem Einlagerungsgrubenbau

Radiotoxizität	Produkt aus Aktivität und Ingestionsdosiskoeffizient eines Radionuklids
Rasenhängebank	Schachtbereich im Niveau der Tagesoberfläche
Referenzlösung	Lösung mit 10 %iger Magnesiumsättigung gegenüber IP21
Restgrube	gesamte Grubengebäude ohne abgedichtete Bereiche
Restgrube, sonstige	Restgrube ohne Mischungsbereiche und nicht abgedichtete Einlagerungsbereiche
Richtstrecke	im Streichen der Lagerstätte aufgefahrene Strecke
Risswerk	Vermessungstechnische Unterlage zur Darstellung der Grube
Rollloch	stark geneigter Grubenbau von geringem Querschnitt zur Abwärtsförderung von Haufwerk
Salzbeton	Versatz aus Salzgrus, Zement, Steinkohleflugasche und Wasser
Salzintrusion	Eindringen von Salzgestein in die Erdkruste
Salzspiegel	Grenzfläche zwischen Hutgestein und unterlagerndem Salinar
Salzstruktur	durch tektonische Kräfte geformte Salzformation
Sedimente	durch Ablagerung von Verwitterungsprodukten und Mineralbildung aus eindunstenden Salzlösungen (z.B. Meerwasser) entstandenes Gestein
Sohle	Gesamtheit der Grubenbaue auf einem Niveau
SQ	Strahlenquellen und feste radioaktive Präparate
Steinsalz	Halithaltiges Gestein
Stilllegen	Sichern des Bergwerkes nach Einstellung des Betriebes
Strahlenexposition	äußere und innere Einwirkung ionisierender Strahlen auf den menschlichen Körper
Stratigraphie	Lehre von der Aufeinanderfolge der Gesteinsschichten und Formationen sowie deren altersmäßige Zuordnung
Strecke	tunnelartiger und nahezu söhligiger Grubenbau
Streichen	Richtung der Schnittlinie einer geologischen Fläche mit der Horizontalebene bezogen auf die Nordrichtung
Subrosion	Auflösung von Salzgesteinen durch Grundwässer
Sylvin	Salzmineral bestehend aus KCl
Sylvinit	Sylvin- und halithaltiges Gestein
Szenarien	mögliche zukünftige Entwicklungen des Endlagersystems

Teufe	Tiefenlage unter der Tagesoberfläche
Tochternuklid	Folgeglied einer Zerfallsreihe
Umlösung	Wechselwirkung von ungesättigten Lösungen mit Gesteinen durch Lösung und Auskristallisation einzelner Komponenten
Unterwerksbau	Grubenbau unterhalb der tiefsten an einen Schacht angeschlossenen Sohle
VDK-Abfälle	Verdampferkonzentrate aus dem Eindampfen von EDR
Verfestigung	Überführung von flüssigem oder flüchtigem Abfall in ein festes Abfallprodukt, z.B. mit Hilfe eines Fixierungsmittels
Verfüllen	Synonym für Versetzen
Verfüllung	Synonym für Versatz
Verkippen	Einlagern von Material durch Abkippen am Lagerort
Versatz	eingebrautes Material in Grubenbauen zur Verringerung des Hohlraums oder zur Stützung des Gebirges
Versetzen	Einbringen von Versatz in Grubenbaue
Verstürzen	Einlagern des Materials durch Abkippen auf den Lagerort
Volllaufen	Abschluss des Zutritts durch vollständiges Auffüllen des Hohlraums
Vorkommen	Anreicherungszone von mineralischen Rohstoffen
Wässer	hinsichtlich des Zutritts in die Grube von Bedeutung
Wetter	Grubenluft
Zement	Anorganisches Bindemittel, das infolge chemisch-mineralogischer Reaktionen mit der Anmachflüssigkeit erhärtet
Zementierung	Fixierung von Abfall in einer Zementsteinmatrix
Zementstein	künstlicher Stein aus Zement, Wasser und ggf. weiteren Zuschlagsstoffen
Zerfallsreihe	Gesamtheit der Radionuklide, die aus nacheinander erfolgenden Umwandlungen hervorgehen
Zutritt	Prozess des Eindringens von Fluiden in Grubenbaue

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1	Übersicht über die lokalen geologischen Struktureinheiten.....	16
Abb. 3.2	Geologischer Schnitt durch die Salzstruktur der Allertalzone.....	17
Abb. 3.3	Ansicht der Grubengebäude Marie und Bartensleben	18
Abb. 3.4	Ausschnitt aus dem geologischen Sohlenriss der 4. Sohle.....	22
Abb. 3.5	Geologisches Profil der Schachanlage Bartensleben entlang des Ostquerschlages ²³	
Abb. 3.6	Einlagerungsgrubenbaue (rot) des Grubengebäudes Bartensleben	29
Abb. 3.7	Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Westfeld.....	31
Abb. 3.8	Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Südfeld	32
Abb. 3.9	Lage der Radium-VBA und des Einlagerungsgrubenbaus im Ostfeld (rot).....	34
Abb. 3.10	Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Nordfeld	35
Abb. 3.11	Lage einzelner Einlagerungsgrubenbaue (rot) im Zentralteil	35
Abb. 3.12	Lage der Einlagerungsgrubenbaue (rot) des Untertagemessfeldes.....	36
Abb. 5.1	Prinzip des Stilllegungskonzepts	58
Abb. 5.2	Anordnung der Grubenbaue im Westfeld	66
Abb. 5.3	Anordnung der Grubenbaue im Südfeld.....	68
Abb. 5.4	Abdichtungen im West-Südfeld auf der 1. Sohle.....	72
Abb. 5.5	Abdichtungen im West-Südfeld auf der 2. Sohle.....	72
Abb. 5.6	Abdichtungen im West-Südfeld auf der 3. Sohle.....	73
Abb. 5.7	Abdichtungen im West-Südfeld auf der 4. Sohle.....	73
Abb. 5.8	Blick auf das Süd- und das Südostfeld mit den Abdichtungen	74
Abb. 5.9	Anordnung der Grubenbaue im Ostfeld.....	75
Abb. 5.10	Ausschnitt der Abb. 3.5 des geologischen Lagerstättenmodells	76
Abb. 7.1	Vereinfachtes Strukturmodell des Nahbereichs.....	100
Abb. 7.2	Modell eines abgedichteten Einlagerungsbereichs	104
Abb. 7.3	Gasproduktion durch Korrosion nach einfacher und detaillierter Modellierung	127
Abb. 7.4	Gasproduktion nach einfacher und detaillierter Modellierung	128
Abb. 7.5	Schematische Darstellung der Volumenänderung eines unversetzten Grubenbaus durch Konvergenz und Abschaltung	145
Abb. 7.6	Volumina in einem Grubenbau ohne Fluiddruck	148

Abb. 7.7	Hohlraumveränderung ohne Fluiddruck	148
Abb. 7.8	Volumina eines Grubenbaus mit Fluiddruck	149
Abb. 7.9	Hohlraumveränderung mit Fluiddruck	150
Abb. 7.10	Volumenstrom aus einem fluidgefüllten Grubenbau.....	150
Abb. 7.11	Hohlraumvolumen eines Grubenbaus ohne Fluiddruck	152
Abb. 7.12	Volumenstrom aus einem fluidgefüllten Grubenbau.....	152
Abb. 7.13	Permeabilitätserhöhung von Salzbeton in Abhängigkeit von der Anzahl der Durchströmungen mit IP21-Lösung	157
Abb. 7.14	Schematische Darstellung eines Modells mit einer Reaktionszone für die Beschreibung der Permeabilitätsänderung von Abdichtungen	161
Abb. 7.15	Schematische Darstellung zum analytischen Modell der Korrosion einer Abdichtung mit Auflockerungszone	162
Abb. 7.16	Permeabilitätserhöhung bei dem Modell einer Reaktionszone (ohne Auflockerungszone): ortsdiskretes Modell im Vergleich zum analytischen Ansatz.....	166
Abb. 7.17	Schematische Anordnung der Kluftscharen in einer Kluftzone	172
Abb. 7.18	Schematische Darstellung des Flüssigkeitszutritts im West-Südfeld ..	193
Abb. 7.19	Schematische Darstellung der Baumstruktur von Zerfallsreihen.....	209
Abb. 7.20	Verbreitung des Hauptanhydrit an Basis und Top des Hutgesteins.....	217
Abb. 7.21	Struktur des Gebirges im Bereich des Schachtes Bartensleben	218
Abb. 7.22	Schematische Darstellung der Ausbreitungsvorgänge im Hutgestein und Deckgebirge	219
Abb. 8.1	Modellvorstellung zur Berechnung der Gasdrücke in der Gesamtgrube.....	242
Abb. 8.2	Druckaufbau im Ostfeld bei gasundurchlässiger Abdichtung	245
Abb. 8.3	Druckaufbau im West-Südfeld bei gasundurchlässiger Abdichtung	245
Abb. 8.4	Druckaufbau in der Restgrube bei gasundurchlässigen Abdichtungen	246
Abb. 8.5	Druckaufbau in der Gesamtgrube bei völlig durchlässigen Abdichtungen im Vergleich zu Einzelbereichen mit undurchlässigen Abdichtungen	247
Abb. 8.6	Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-16} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen	248

Abb. 8.7	Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-18} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen	248
Abb. 8.8	Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-20} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen	249
Abb. 8.9	Druckaufbau bei Permeabilität der Abdichtungen von 10^{-22} m^2 im Vergleich zur Gesamtgrube ohne Abdichtungen	249
Abb. 9.1	Flüssigkeitsbewegung und Fluiddruck im West-Südfeld, $p_E = 2,0 \text{ MPa}$ (durchgezogen) und $p_E = 0,2 \text{ MPa}$ (gestrichelt).....	258
Abb. 9.2	Flüssigkeitsbewegung und Fluiddruck im Ostfeld, $p_E = 2,0 \text{ MPa}$ (durchgezogen) und $p_E = 0,2 \text{ MPa}$ (gestrichelt)	259
Abb. 9.3	Volumina im West- und Südfeld und Flüssigkeitsspiegel im Südfeld, $p_E = 2,0 \text{ MPa}$ (durchgezogen) und $p_E = 0,2 \text{ MPa}$ (gestrichelt).....	261
Abb. 9.4	Radionuklidströme von Tc-99 im Mischungsbereich Bartensleben	262
Abb. 9.5	Radionuklidströme von Sn-126 im Mischungsbereich Bartensleben	263
Abb. 9.6	Radionuklidströme von C-14 im Mischungsbereich Bartensleben	263
Abb. 9.7	Freisetzung dosisrelevanter Radionuklide aus der Restgrube	265
Abb. 9.8	Strahlenexposition mit den Beiträgen der relevanten Radionuklide, $p_E = 2,0 \text{ MPa}$	266
Abb. 9.9	Strahlenexposition mit den Beiträgen der relevanten Radionuklide, $p_E = 0,2 \text{ MPa}$	266
Abb. 9.10	Variante mit Auffüllung der Restgrube bei Szenarienbeginn	270
Abb. 9.11	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Salzbetonverfüllung der offenen Kaliabbauere	271
Abb. 9.12	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Austrittsort.....	272
Abb. 9.13	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Gasbildung	274
Abb. 9.14	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Selbstversatz durch Abschalung.....	275
Abb. 9.15	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Verfüllgrad der Einlagerungsbereiche.....	276
Abb. 9.16	Strahlenexposition bei Vorhandensein einer Auflockerungszone um die Magnesiabeton-Abdichtung zum Ostfeld.....	277
Abb. 9.17	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Freisetzungspfad aus dem Ostfeld	278

Abb. 9.18	Strahlenexposition in Abhängigkeit von Umlösungen in der Restgrube	279
Abb. 9.19	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Gasspeichervolumen im Nordfeld	280
Abb. 9.20	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der mikrobiellen Zersetzung organischer Stoffe.....	282
Abb. 9.21	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Transportweg durch das Hutgestein, $p_E = 2,0$ MPa (durchgezogen) und $p_E = 0,2$ MPa (gestrichelt).....	284
Abb. 9.22	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Lösungstyp in den Grubengebäuden	288
Abb. 9.23	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Teufenlage	289
Abb. 9.24	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Spannungsexponenten.	291
Abb. 9.25	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Referenzporosität.	292
Abb. 9.26	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Diffusion in den Grubengebäuden.	293
Abb. 9.27	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Querschnittsfläche der Wegsamkeit im Hutgestein.....	294
Abb. 9.28	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Sorption in der Wegsamkeit im Hutgestein.....	295
Abb. 9.29	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Verdünnung im oberflächennahen Grundwasserleiter.....	296
Abb. 9.30	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Referenzkonvergenzrate.....	297
Abb. 9.31	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Anfangspermeabilität der Abdichtungen.	299
Abb. 9.32	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Permeabilität einer Wegsamkeit im Anhydrit.....	301
Abb. 9.33	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Anteil der an der Gasproduktion beteiligten Stoffmenge.....	302
Abb. 9.34	Strahlenexposition in Abhängigkeit von der Gasproduktionsrate	304
Abb. 9.35	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Gaseindringdruck	306
Abb. 9.36	Strahlenexposition in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Auffüllung der Restgrube mit Lösung	307

Abb. 10.1	Bestimmung einer Ersatzverteilung für eine unsymmetrisch beschnittene	311
Abb. 10.2	Vergleich der theoretischen mit der gezogenen Stichprobe	313
Abb. 10.3	Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 1124	328
Abb. 10.4	Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 1317	329
Abb. 10.5	Jährliche Strahlenexposition in der Simulation 933	331
Abb. 10.6	Komplementäre kumulative Häufigkeit der maximalen Strahlenexposition	336
Abb. 10.7	Häufigkeitsdichte der maximalen Strahlenexposition	337
Abb. 10.8	Mittelwert mit Vertrauensbereich	339
Abb. 10.9	Maximalwerte der Strahlenexposition und Quantile	339
Abb. 10.10	Zeitpunkte und Werte der maximalen Strahlenexposition	340
Abb. 10.11	Kumulative Häufigkeit der Strahlenexposition für verschiedene Zeitpunkte	342
Abb. 10.12	Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 10 000 a	342
Abb. 10.13	Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 100 000 a	343
Abb. 10.14	Häufigkeitsdichte zum Zeitpunkt 500 000 a	343
Abb. 11.1	Modellvorstellung zur Methanausbreitung über den Wasserpfad	352
Abb. 11.2	Flüssigkeitsströme aus den einzelnen Bereichen	355
Abb. 11.3	Methankonzentration und -aktivität im oberflächennahen Grundwasser beim Methanpfad	358
Abb. 11.4	Strahlenexposition durch den Methanpfad	360
Abb. 11.5	Schematische Darstellung des Radionuklidtransports über den Gaspfad	362
Abb. 11.6	C-14-Freisetzungsrates aus den trockenen Grubengebäuden	366
Abb. 11.7	C-14 Freisetzungsrates aus dem Nordfeld	367
Abb. 11.8	Lösungsvolumen und Fluiddruck im und Gasfreisetzung aus dem West-Südfeld	369
Abb. 11.9	Strahlenexposition durch den Gaspfad	375
Abb. 11.10	Strahlenexposition mit den Beiträgen von Wasserpfad und Gaspfad	378
Abb. 12.1	Modell des Szenarios „Erkundungsbohrung“	380
Abb. 13.1	Radiotoxizitäten des Abfalls und der Versatzmaterialien	385
Abb. 13.2	Strahlenexposition gemäß einfachen Modellvorstellungen	387

Abb. 13.3	Druckaufbau bei ungestörter Entwicklung.....	388
Abb. 13.4	Jährliche Strahlenexposition im Referenzfall.....	392
Abb. 13.5	Radiotoxizitätskonzentration im oberflächennahen Grundwasser.....	393
Abb. 13.6	Radiotoxizitätsstrom aus dem Deckgebirge	393
Abb. 13.7	Komplementäre kumulative Häufigkeit der maximalen Strahlenexposition	396
Abb. 13.8	Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM.....	399
Abb. 13.9	Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM unter alleiniger Berücksichtigung der Inventare der abgedichteten Einlagerungsbereiche.....	400
Abb. 13.10	Zeitliche Entwicklung der Radiotoxizitätsverteilung des ERAM unter alleiniger Berücksichtigung der Inventare der Restgrube.....	401
Abb. 13.11	Relative integrierte Freisetzung.....	403

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	Zeittafel der Entwicklung der Anlage	19
Tabelle 3.2	Aufteilung der Volumina der Grubenbaue nach Typ.....	20
Tabelle 3.3	Gliederung der Sohlen	21
Tabelle 3.4	Aufgefahrene Volumina im Grubengebäude Bartensleben	26
Tabelle 3.5	Einlagerungsbereiche und Einlagerungsgrubenbaue	30
Tabelle 3.6	Aktivitäten in den Einlagerungsbereichen in Bq zum 30.06.2005	38
Tabelle 3.7	Volumina in den Einlagerungsgrubenbauen.....	40
Tabelle 3.8	Volumina anderer Grubenbaue	41
Tabelle 5.1	Abdichtungen im Südfeld, Westfeld und Ostfeld	71
Tabelle 5.2	Volumina in den Einlagerungsgrubenbauen.....	80
Tabelle 5.3	Volumina anderer Grubenbaue	80
Tabelle 6.1	Erläuterung der Mineralien und Zusammensetzung der Gesteine	85
Tabelle 6.2	Umsetzung von Carnallit mit gesättigter NaCl-Lösung bis IP21	86
Tabelle 6.3	Volumina bei den Aufsättigungsvorgängen in der Restgrube	88
Tabelle 6.4	Hohlraumneubildung in den Einlagerungsbereichen.....	91
Tabelle 7.1	Volumina in, neben, unter und über dem Abfallbereich im SF	111
Tabelle 7.2	Volumina in, neben, unter und über dem Abfallbereich im OF	111
Tabelle 7.3	Geometriedaten der Restgrube	112
Tabelle 7.4	Geometriedaten des Westfelds	112
Tabelle 7.5	Geometriedaten des Südfelds.....	113
Tabelle 7.6	Geometriedaten des Ostfelds.....	113
Tabelle 7.7	Geometriedaten des Streckenstummels (Radiumkammer).....	113
Tabelle 7.8	Geometriedaten des Sohlenbohrlochs mit der Radium-VBA	114
Tabelle 7.9	Geometriedaten des Nordfelds	114
Tabelle 7.10	Geometriedaten des Zentralteils	114
Tabelle 7.11	Reaktionen und spezifische Gasproduktionen bei der Korrosion der Metalle.....	117
Tabelle 7.12	Reaktionen und Gasproduktionen bei der Zersetzung der organischen Stoffe.....	118
Tabelle 7.13	Mengen Gas produzierender Stoffe.....	119
Tabelle 7.14	Maximale Gasvolumina unter Normbedingungen	120
Tabelle 7.15	Vorhandene und erforderliche Mengen an Calciumhydroxid	122

Tabelle 7.16	Wasserangebot und Wasserbedarf für die Umsetzungsprozesse.....	124
Tabelle 7.17	Zusammenfassung der Metallmengen zu effektiven Eisenmengen	125
Tabelle 7.18	Stoffmengen Gas produzierender Stoffe	129
Tabelle 7.19	Parameter für die Modellierung der Gasproduktion	129
Tabelle 7.20	Produzierte und lösbare Gasmengen in den Einlagerungs- bereichen.....	130
Tabelle 7.21	Gasspeichervolumen im Nordfeld	132
Tabelle 7.22	Parameter zur Ermittlung der Drücke.....	140
Tabelle 7.23	Daten für den Konvergenzansatz.....	141
Tabelle 7.24	Bereichsspezifische Korrekturfaktoren für die Konvergenz.....	142
Tabelle 7.25	Charakteristische Parameter der repräsentativen Abdichtung des Südfelds.....	169
Tabelle 7.26	Parametersatz für die Modellierung der Abdichtungen	170
Tabelle 7.27	Kennwerte der Kluftezonen im ungestörten Gebirge.....	179
Tabelle 7.28	Parametersatz für die Modellierung der Modellkluftezzone	181
Tabelle 7.30	Transmissibilität der Kluftezonen im ungestörten Gebirge	181
Tabelle 7.29	Transmissibilität der Kluftscharen im ungestörten Gebirge	182
Tabelle 7.30	Transmissibilität der Kluftezonen im ungestörten Gebirge	183
Tabelle 7.31	Transmissibilität der Kluftscharen im gestörten Gebirge	185
Tabelle 7.32	Daten zur Berechnung des Flüssigkeitsspiegels und der Gasfreisetzung	197
Tabelle 7.33	Mengengerüst für die geochemische Modellierung und pH-Werte	200
Tabelle 7.34	Stoffliche Verteilung des C-14 in den Einlagerungsgrubenbauen	203
Tabelle 7.35	Verteilung des C-14-Inventars auf die verschiedenen Spezies	204
Tabelle 7.36	Verteilung des Kohlenstoffs auf die einzelnen Phasen.....	205
Tabelle 7.37	Radionuklidauswahl der Spalt- und Aktivierungsprodukte für die Teilbereiche des Endlagersystems	207
Tabelle 7.38	Übersicht über die Radionuklidauswahl der Actiniden für die Teilbereiche des Endlagersystems	208
Tabelle 7.39	Halbwertszeiten der berücksichtigten Radionuklide	211
Tabelle 7.40	Porositäten des Grauen Salztou aus dem Hutgestein	223
Tabelle 7.41	Transmissibilitäten der DGL-Schichtenfolge im Hutgestein	224
Tabelle 7.43	Vergleich von Verteilungskoeffizienten für Actiniden im oberflächennahen Grundwasserleiter	226

Tabelle 7.42	Verteilungskoeffizienten im Grauen Salztun.....	226
Tabelle 7.44	Verteilungskoeffizienten der Actiniden für den oberflächennahen Grundwasserleiter	227
Tabelle 7.45	Modellparameter für das Deckgebirgsmodell	230
Tabelle 7.46	Dosiskonversionsfaktoren h_D für Erwachsene	232
Tabelle 7.47	Ingestionsdosiskoeffizienten für Spalt- und Aktivierungsprodukte.....	234
Tabelle 7.48	Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Th-Reihe.....	235
Tabelle 7.49	Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Np-Reihe	236
Tabelle 7.50	Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der U-Reihe	237
Tabelle 7.51	Ingestionsdosiskoeffizienten für die Radionuklide der Ac-Reihe.....	238
Tabelle 9.1	Zeitpunkte des Auftretens und Maximalwerte der Beiträge zur Strahlenexposition	267
Tabelle 9.2	Jährliche Strahlenexpositionen für den Referenzfall mit hohem Gaseindringdruck für alle Altersgruppen	268
Tabelle 9.3	Parameter, deren Variation sehr geringe Auswirkungen auf die Strahlenexposition hat	286
Tabelle 10.1	Unabhängige Zufallsgrößen des Konvergenzprozesses.....	314
Tabelle 10.2	Unabhängige und korrelierte Zufallsgrößen bezüglich der Gase	317
Tabelle 10.3	Unabhängige Zufallsgrößen bezüglich Geometrie und Materialeigenschaften	319
Tabelle 10.4	Unabhängige Zufallsgrößen für die Wegsamkeit im Hutgestein und Deckgebirge	322
Tabelle 10.5	Sonstige unabhängige Zufallsgrößen.....	324
Tabelle 10.6	Unabhängige Zufallsgröße für Modellunsicherheit.....	325
Tabelle 10.7	Simulationen mit den höchsten Strahlenexpositionen.....	326
Tabelle 10.8	Simulationsergebnisse und wichtigste Radionuklide.....	327
Tabelle 10.9	Jährliche Strahlenexpositionen für die Simulation 1317 für alle Altersgruppen	329
Tabelle 10.10	Werte der unabhängigen Zufallsgrößen in ausgewählten Simulationen.....	332
Tabelle 10.11	Statistische Kenngrößen der maximalen Strahlenexposition	335
Tabelle 10.12	Statistische Kenngrößen der zeitabhängigen Strahlenexposition.....	341
Tabelle 10.13	Rangfolge der unabhängigen Zufallsgrößen	346
Tabelle 11.1	Allgemeine Daten zur Methanausbreitung	355

Tabelle 11.2	Bereichsspezifische Daten zur Methanausbreitung	358
Tabelle 11.3	Einlagerungsbereiche und deren Inventare zum 30. Juni 2005	364
Tabelle 11.4	Freisetzung von C-14 aus den unterschiedlichen Endlager- bereichen und der trockenen Grubengebäude.....	370
Tabelle 11.5	Strahlenexposition durch Inhalation und Ingestion bei der Ausbreitung gasförmiger Radionuklide in der Atmosphäre	372
Tabelle 12.1	Permeabilität verschiedener Verfüllmaterialien	379
Tabelle 12.2	Offenes Volumen im West-Süd- und dem Ostfeld.....	381
Tabelle 13.1	Daten zur Ermittlung der Radiotoxizität von Zementstein und BFA in den Einlagerungsgrubenbauen	384
Tabelle 13.2	Typische Aktivitäts- und Radiotoxizitätskonzentrationen im Trinkwasser	390
Tabelle 13.3	Radiotoxizitätskonzentrationen relevanter Radionuklide im Grundwasser im Bereich Morsleben	391
Tabelle 13.4	Anfängliche Radiotoxizitätsinventare in den Grubengebäuden.....	397