



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

## **Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager**



Gesellschaft für Anlagen-  
und Reaktorsicherheit  
(GRS) mbH

## Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager

André Rübel  
Ulrich Noseck  
Ingo Müller-Lyda  
Klaus-Peter Kröhn  
Richard Storck

Dezember 2004

### **Anmerkung:**

Die diesem Bericht zugrundeliegenden Arbeiten wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) unter dem Förderkennzeichen 02 E 9239 gefördert.

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

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt allein bei den Autoren.

**GRS - 205**  
**ISBN 3-931995-72-0**

**Deskriptoren:**

Aktiver Abfall, Endlager, Felsformation, Gas, Gasbildung, Korrosion, Langzeitsicherheit, Modell, Speicher, Wasserstoffbildung

## Vorwort

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

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

GRS-Bericht 203 Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung

GRS-Bericht 205 Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager

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

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

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

# Inhaltsverzeichnis

	<b>Vorwort</b> .....	<b>I</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Gasproduktion</b> .....	<b>3</b>
2.1	Radiolyse .....	3
2.1.1	Modell zur Radiolyse-Wasserstoffbildung .....	4
2.1.2	Radiolysegasmengen .....	7
2.2	Korrosion von Metallen .....	8
2.3	Zersetzung organischer Stoffe .....	9
2.3.1	Reaktionsprozesse .....	10
2.3.2	Spezifische Gasmengen .....	11
2.4	Vergleich mit anderen Studien .....	12
2.5	Wasserangebot .....	14
2.5.1	LAW .....	14
2.5.2	Tonstein .....	16
2.5.3	Salz .....	18
<b>3</b>	<b>Gaseindringdruck</b> .....	<b>23</b>
3.1	Gaseindringdruck und Kapillardruck .....	23
3.2	Granit .....	24
3.2.1	Matrix .....	24
3.2.2	Klüfte .....	25
3.2.3	Schlussfolgerungen .....	25
3.3	Ton und Tonstein .....	26
3.3.1	Plastischer Ton .....	26
3.3.2	Tonstein .....	27
3.3.3	Schlussfolgerungen .....	28
3.4	Salz .....	29
3.4.1	Natürliches Analogon .....	29
3.4.2	Ähnlichkeitsbetrachtungen .....	29
3.4.3	Schlussfolgerungen .....	32
3.5	Weitere Formationen .....	33

<b>4</b>	<b>Modellbetrachtungen</b> .....	<b>35</b>
4.1	Abfälle .....	35
4.1.1	LAW .....	35
4.1.2	HAW .....	36
4.2	Wirtsformationen .....	39
4.3	Rechenfälle .....	40
4.3.1	Fall 1: LAW im Tonstein .....	40
4.3.2	Fall 2: LAW im Salz mit nicht kompaktierbarem Versatz .....	41
4.3.3	Fall 3: LAW im Salz mit kompaktierbarem Versatz .....	42
4.3.4	Fall 4: LAW und HAW im durchlässigen Gestein .....	45
4.3.5	Fall 5: HAW im Tonstein .....	46
4.3.6	Fall 6: HAW im Salz mit nicht kompaktierbarem Versatz .....	47
4.3.7	Fall 7: HAW im Salz mit kompaktierbarem Versatz .....	48
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>55</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>59</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>65</b>
	<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>67</b>

# 1 Einleitung

In einem Endlager für radioaktive Abfälle können durch unterschiedliche Prozesse Gase - darunter vor allem Wasserstoff - gebildet werden. Die erzeugten Gasmengen sind dabei im Allgemeinen erheblich und führen zu einem Gasdruckaufbau im Endlager. Der konzeptionelle Umgang mit Gasen in einem Endlager ist daher eine zentrale Fragestellung. Zur Diskussion der verschiedenen Möglichkeiten des konzeptionellen Umgangs werden unterschiedliche Fälle betrachtet. Zunächst sind die beiden Abfallarten

- gering Wärme produzierende aber Gas produzierende Abfälle (LAW)
- gering Gas produzierende aber Wärme produzierende Abfälle (HAW)

zu unterscheiden. Die erste Abfallart wird kurz als LAW bezeichnet und umfasst neben dem eigentlichen LAW auch den MAW. Bei LAW-Abfallgebinden wird durch die Korrosion von Metallen im Abfall sowie des Behälters und durch die Zersetzung organischer Stoffe in den Abfällen Gas produziert. Das dazu erforderliche Wasser ist im Allgemeinen in den Abfällen vorhanden.

Die zweite Abfallart wird kurz als HAW bezeichnet und umfasst neben dem verglasten Abfall auch den abgebrannten Brennstoff. Bei HAW-Abfallgebinden wird nur durch die Korrosion des Behälters und durch Radiolyse von Wasser Gas gebildet. Die Korrosion ist jedoch auf die Zuführung von Wasser angewiesen, da die HAW-Gebinde kein Wasser mitbringen. Die Gasproduktion wird somit eventuell durch das Wasserangebot begrenzt. Im Hinblick darauf und auf den Verbleib der Gase sind folgende Eigenschaften des umgebenden Gebirges zu unterscheiden:

- dichtes und trockenes Gebirge,
- dichtes und feuchtes Gebirge,
- durchlässiges feuchtes Gebirge.

Ein gering durchlässiges trockenes Gebirge kann die Gasbildung bei HAW begrenzen, während ein feuchtes Gebirge zu einer ungehinderten Korrosion des HAW-Behälters führt. Bei einem durchlässigen Gebirge kann das Gas entweichen, ohne dass unzulässig hohe Gasdrücke entstehen. Bei einem gering durchlässigen Gebirge sind entweder Speicherhöhlräume bereitzustellen oder es ist ein Entweichen der Gase ohne Beeinträchtigung

gung der Barrierenintegrität zu gewährleisten. Aus den genannten unterschiedlichen Aspekten werden typische Fälle abgeleitet, und der konzeptionelle Umgang mit den Gasen aufgezeigt.

Im Folgenden werden zuerst die verschiedenen Prozesse der Gasproduktion diskutiert und danach die Gaseindringdrücke unterschiedlicher Gesteine zusammengestellt. Abschließend werden orientierende Modellrechnungen durchgeführt um den konzeptionellen Umgang mit Gasen im Endlager zu demonstrieren.



## **2 Gasproduktion**

In einem Endlager können bei Anwesenheit von Wasser zum einen durch Radiolyse und zum anderen durch chemische und mikrobielle Reaktionen Gase entstehen. Im ersten Fall werden die Wassermoleküle unter der Einwirkung der ionisierenden Strahlung aus dem Zerfall der Radionuklide in den Abfällen zersetzt, wobei zunächst freie Radikale und schließlich als gasförmiges Endprodukt freier Wasserstoff gebildet werden.

Im zweiten Fall werden Metalle und organische Stoffe umgesetzt, die mit den Abfällen in die Grube gelangt sind. Bei deren Umsetzungen wird entweder Wasser verbraucht, oder die Anwesenheit von Wasser ist erforderlich, ohne dass dieses verbraucht wird. Bei ausreichendem Wasserangebot sind die entstehenden Gasmengen den vorhandenen Mengen an Metallen und organischen Stoffen proportional.

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 bildenden Stoffe verbraucht. Dieser Verbrauch wird als gering im Vergleich zu den vorhandenen Stoffen angenommen und daher vernachlässigt. Es wird stattdessen angenommen, dass sämtliche Gas bildenden Stoffe zu Beginn der Nachbetriebsphase des Endlagers noch vollständig zur Verfügung stehen. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass das gesamte Inventar der Gas bildenden Stoffe an der Umsetzung teilnimmt.

### **2.1 Radiolyse**

Im Hinblick auf die radiolytische Gasbildung in einem Endlager dominiert die Zersetzung von Wasser, nach der unter mehreren Zwischenreaktionen schließlich freier Wasserstoff gebildet wird. Der gleichzeitig gebildete atomare Sauerstoff reagiert unter den Bedingungen in einem Endlager unmittelbar mit anderen Stoffen, sodass sich kein freier Sauerstoff bildet.

### 2.1.1 Modell zur Radiolyse-Wasserstoffbildung

Bei der vereinfachenden Modellierung der radiolytischen Gasbildung im Rahmen von Sicherheitsanalysen wird üblicherweise ein linearer Zusammenhang zwischen der gebildeten Wasserstoffmenge  $v(\text{H}_2)$  und der Strahlendosis  $D$  unterstellt:

$$v(\text{H}_2) = G \cdot D \quad (2.1)$$

Die Konstante  $G$  - der sogenannte G-Faktor- wird in der Literatur entweder als Zahl der gebildeten  $\text{H}_2$ -Moleküle pro 100 eV absorbiertener Strahlungsenergie oder in der Einheit Norm-Liter  $\text{H}_2$  pro kg bestrahltes Material und Gy angegeben. Für die Umrechnung gilt:  $1/100 \text{ eV} = 2,322 \cdot 10^{-9} \text{ Nm}^3/(\text{Gy} \cdot \text{kg})$ . Die G-Faktoren hängen ab von der Art des bestrahlten Materials und dem Typ der applizierten ionisierenden Strahlung. Im Fall der Bohrlochlagerung von HAW-Kokillen ist für die Radiolyse im Wirtsgestein bzw. in Salzlösungen oder Wasser nur die  $\gamma$ -Strahlung von Belang.

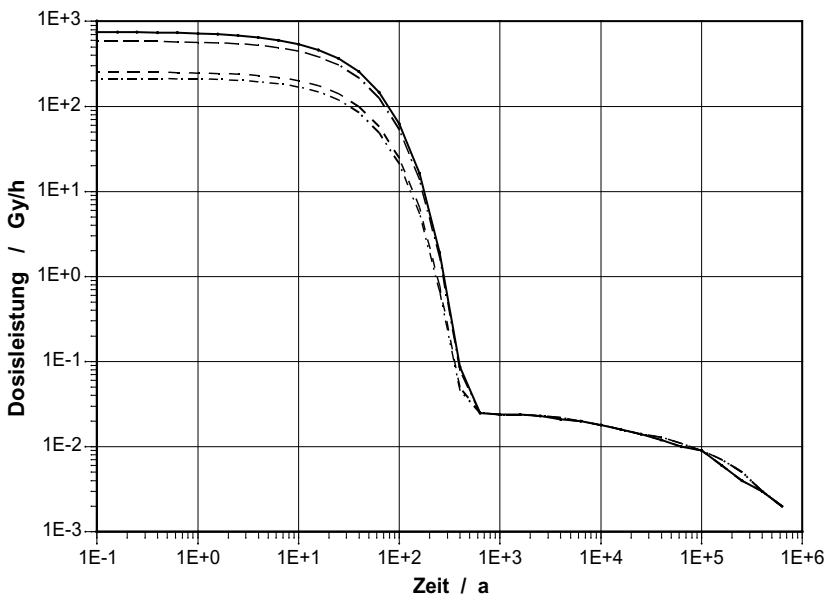
Der lineare Zusammenhang in dem Modell nach Gl. 2.1 gilt streng genommen nur für unendlich verdünnte Lösungen. In Wirklichkeit nimmt die radiolytische Gasbildung mit wachsender Strahlendosis ab und erreicht bei sehr hohen Dosen einen Sättigungswert. Weiter ist auch zu berücksichtigen, dass die im Endlagermedium vorhandene Feuchte durch Radiolyse oder andere Prozesse verbraucht oder wegtransportiert wird. Das bedeutet, dass mit Gl. 2.1 die Gasbildung im Hinblick auf die gebildeten Mengen immer konservativ beschrieben wird.

**Tab. 2.1** G-Werte für die  $\gamma$ -Radiolyse in verschiedenen Endlagermedien

Medium	G-Faktor [ $\text{Nm}^3 \text{ Gy}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ ]
Wasser [ 42 ]	$1,02 \cdot 10^{-9}$
5n-NaCl-Lösung [ 12 ]	$4,88 \cdot 10^{-9}$
Halit [ 29 ]	$2 \cdot 10^{-12}$
Ton [ 29 ]	$5 \cdot 10^{-11} - 2,6 \cdot 10^{-10}$
Zement [ 29 ]	$1,4 \cdot 10^{-10} - 7,0 \cdot 10^{-10}$
Granit [ 29 ]	$5 \cdot 10^{-12}$
Bentonit [ 29 ]	$2,3 \cdot 10^{-9}$

Die Tab. 2.1 führt die aus der Literatur bekannten G-Werte bzw. Bandbreiten für die Wasserstoffbildung durch  $\gamma$ -Radiolyse in verschiedenen Medien auf.

Als repräsentativer Fall für die Dosis bzw. die Dosisleistung in einem Endlagermedium wird der in [ 20 ] als Szenario I bezeichnete Fall der Endlagerung einer 43-cm-Kokille mit verglastem HAW und 5 mm Wandstärke in einer Salzformation zugrunde gelegt. Der HAW stammt aus der Wiederaufarbeitung von bestrahltem Uranoxid mit einem Abbrand von 33 GWd/t<sub>SM</sub> drei Jahre nach der Entladung aus dem Reaktor. Daneben wurde eine Zwischenlagerdauer der Kokille von 10 Jahren unterstellt. Berechnet wurde der zeitliche Verlauf der Dosisleistung im Steinsalz im Nahfeld der Kokille. Dafür wurde ein relativ aufwändiges Monte-Carlo-Verfahren verwendet, wodurch gewährleistet wird, dass die Energieverteilung der in das Salz eingestrahelten primären und gestreuten Photonen und außerdem alle Streuprozesse korrekt berücksichtigt sind, so dass sich die sonst übliche, mit grossen Unsicherheiten behaftete Näherung mit Dosisaufbau-Faktoren hier erübrigt.



**Abb. 2.1** Dosisleistung im Salz am Rand eines HAW-Einlagerungsbohrlochs in Abhängigkeit von der Zeit (aus [ 20 ])

Die Abb. 2.1 zeigt die Dosisleistung am Bohrlochrand bei  $r_0 = 21,5$ , cm für verschiedene Abkühl- und Zwischenlagerungszeiten des eingelagerten HAW. Dabei wurde unterstellt, dass der anfängliche Spalt zwischen Bohrloch und Kokille in sehr kurzer Zeit durch die

Aufheizung und den Gebirgsdruck zukonvergiert und die Kokille fest eingeschlossen wird. Der Referenzfall wird durch die obere Kurve repräsentiert. Diese kann näherungsweise durch die Funktion 2.2 wiedergegeben werden. In den ersten 300 Jahren der Endlagerung wird die Dosisleistung durch den Zerfall des Cs-137 mit einer Halbwertszeit von 30,17 a bestimmt und es werden etwa 90 % der gesamten  $\gamma$ -Energie in das Salz eingestrahlt. Danach ist die Dosisleistung um etwa 4 Größenordnungen abgefallen. Der zweite Term in Gl. 2.2 gibt den Verlauf zu späteren Zeiten wieder, wenn das Cs-137 weitgehend zerfallen ist und die Dosisleistung auf vergleichsweise niedrigen Niveau durch die Tochterkerne von U-238 hervorgerufen wird.

$$\dot{D}(t) = 681 \cdot 2^{-\left(\frac{t}{30,17 \text{ a}}\right)} + 0,022 \cdot 2^{-\left(\frac{t}{77.000 \text{ a}}\right)} \quad [\text{Gy/h}] \quad (2.2)$$

Die Integration von Gl. 2.2 ergibt für den Bohrlochrand eine Dosis von 260 MGy in den ersten 1.000 a der Endlagerung. In dem anschließenden Zeitbereich bis  $10^6$  a wächst die Dosis nur noch um weitere 21 MGy an.

Die Abnahme der Dosisleistung bzw. der Dosis im Salz mit wachsendem Abstand vom Bohrlochrand verläuft nach [ 20 ] exponentiell entsprechend einer Halbwert-Schichtdicke von  $d_{1/2} = 4,3$  cm. Damit ergibt sich die orts- und zeitabhängige Dosisleistung im Salz, d.h. für Radien  $> 21,5$  cm als halbem Bohrdurchmesser, nach Gl. 2.3.

$$\dot{D}(t,r) = \dot{D}(t) \cdot 2^{-\frac{r - r_0}{d_{1/2}}} \quad (2.3)$$

Die Dosis- bzw. Dosisleistungsverteilung nach Gl. 2.3 mit dem angegebenen  $d_{1/2}$ -Wert gilt für den Fall der Bohrlochlagerung von HAW in Steinsalz. Die Beziehung wird aber auch für die anderen zu betrachteten Materialien zugrunde gelegt, was durch folgende Argumente begründet wird:

- Die effektiven Ordnungszahlen  $Z_{eff}$  der in Tabelle 2.1 aufgeführten Materialien, für die die Radiolysegasbildung zu berechnen ist, unterscheiden sich nur geringfügig. Da im vorliegenden Fall die Dosis ausschließlich über Compton-Streuung deponiert wird, deren Wirkungsquerschnitte linear von  $Z_{eff}$  abhängen, werden sich die radialen Dosisverteilungen ebenfalls nur geringfügig unterscheiden.

- Da nur die integrale Gasbildung berechnet wird und außerdem die Radiolysegasbildung nach Gl. 2.1 proportional der Dosis ist, ist die Kenntnis der exakten radialen Dosisverteilung nicht notwendig.

### 2.1.2 Radiolysegasmengen

Die Radiolyse-Gasbildungsrate pro Meter aktiver Kokilllänge ergeben sich durch Integration von Gl. 2.1 über den Gebirgsbereich, in dem die Strahlung absorbiert wird:

$$\dot{V}_{H_2}(t) = 2\pi G \int_{r_0}^{\infty} \dot{D}(r,t) r dr \quad (2.4)$$

In Tab. 2.2 sind die längenbezogenen Gasbildungsrate  $\dot{V}_I$  am Beginn und  $\dot{V}_{II}$  nach den ersten 1.000 a der Einlagerung aufgeführt. In den folgenden Spalten sind die in den ersten  $10^3$  Jahren bzw. im Zeitraum zwischen  $10^3$  und  $10^6$  Jahren pro m aktiver Kokillensäule produzierten Gasmengen angegeben, die durch Integration von Gl. 2.4 über den entsprechenden Zeitraum ermittelt wurden. Die insgesamt durch Radiolyse gebildete Gasmenge ergibt sich somit aus der Summe der Werte in den Spalten  $V_I$  und  $V_{II}$ .

**Tab. 2.2** Berechnete Gasbildungsrate und -mengen in Norm-m<sup>3</sup> pro m Kokillensäule für verschiedene Endlagermedien

Medium	$\dot{V}_I$ [Nm <sup>3</sup> · h <sup>-1</sup> · m <sup>-1</sup> ]	$V_I$ [Nm <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> ]	$\dot{V}_{II}$ [Nm <sup>3</sup> · h <sup>-1</sup> · m <sup>-1</sup> ]	$V_{II}$ [Nm <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> ]
Wasser	$1,63 \cdot 10^{-4}$	62,2	$5,27 \cdot 10^{-9}$	5,07
5n-NaCl-Lösung	$7,79 \cdot 10^{-4}$	297	$2,51 \cdot 10^{-8}$	24,2
Halit	$3,19 \cdot 10^{-7}$	0,122	$1,03 \cdot 10^{-11}$	0,01
Ton	$7,98 \cdot 10^{-6}$ - $4,15 \cdot 10^{-5}$	3,1 - 15,8	$2,58 \cdot 10^{-10}$ - $1,34 \cdot 10^{-9}$	0,25 - 1,29
Zement	$2,23 \cdot 10^{-5}$ - $1,12 \cdot 10^{-4}$	8,53 - 42,6	$7,22 \cdot 10^{-10}$ - $3,61 \cdot 10^{-9}$	0,69 - 3,47
Granit	$7,98 \cdot 10^{-7}$	0,305	$2,58 \cdot 10^{-11}$	0,025
Bentonit	$3,67 \cdot 10^{-4}$	140	$1,19 \cdot 10^{-8}$	11,4

## 2.2 Korrosion von Metallen

Hinsichtlich der Korrosion von Metallen ist in erster Linie das Eisen zu betrachten. Bei der anaeroben Korrosion des Eisens bildet sich unter Verbrauch von Wasser und Bildung von Wasserstoff zunächst Eisen(II)oxid, das anschließend in Magnetit umgewandelt wird [ 21 ]. Die vollständige Umwandlung des Eisens erfolgt je nach Materialstärke und geochemischen Bedingungen innerhalb von einigen Jahrzehnten bis einigen Jahrtausenden. Eine aerobe Korrosion des Eisens, die während der Betriebsphase bei Vorhandensein von Sauerstoff stattfindet, wird hier nicht berücksichtigt.

Neben dem Eisen sind in LAW in geringem Umfang auch Aluminium und Zink vorhanden. Das Aluminium korrodiert im direkten Kontakt mit der Flüssigkeit. Es 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 spezifischen Gasmenngen bezogen auf die Masse des jeweiligen Metalls sind zusammenfassend in Tabelle 2.3 angegeben.

**Tab. 2.3** Reaktionen und spezifische Gasmenngen unter Normbedingungen bei der Korrosion der Metalle

Ausgangsstoffe	Reaktionsprodukte	spezifische Gasmenge [Nm <sup>3</sup> /kg]
3 Fe + 4 H <sub>2</sub> O	Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> + 4 H <sub>2</sub>	0,535
2 Al + 6 H <sub>2</sub> O	2 Al(OH) <sub>3</sub> + 3 H <sub>2</sub>	1,246
Zn + 2 H <sub>2</sub> O	Zn(OH) <sub>2</sub> + H <sub>2</sub>	0,343

Die Menge  $m_{Fe}$  an Eisen, die durch die zur Verfügung stehende Wassermenge  $m_{H_2O}$  umgesetzt wird, kann mit Hilfe des Verhältnisses  $f$  nach Tabelle 2.3

$$f = \frac{3Fe}{4H_2O} \quad (2.5)$$

in der Einheit  $[\text{mol}_{\text{Fe}}/\text{mol}_{\text{H}_2\text{O}}]$  bestimmt werden. Die Umrechnung in  $[\text{kg}_{\text{Fe}}/\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}]$  erfolgt mit dem Molgewicht  $m'_{\text{Fe}} = 56$  für Eisen und dem Molgewicht  $m'_{\text{H}_2\text{O}} = 18$  für Wasser. Daraus folgt:

$$f = \frac{3m'_{\text{Fe}}}{4m'_{\text{H}_2\text{O}}} = 2,33 \frac{\text{kg}_{\text{Fe}}}{\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}} . \quad (2.6)$$

Näherungsweise wird durch die Korrosion also doppelt soviel Masse an Eisen wie an Wasser verbraucht.

### 2.3 Zersetzung organischer Stoffe

Im HAW sind keine organischen Stoffe vorhanden. Daher ist die Zersetzung organischer Stoffe nur bei LAW und MAW zu betrachten. Hinsichtlich der Zersetzung der organischen Stoffe 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.

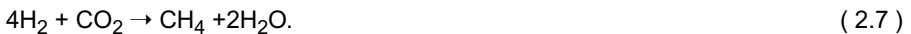
Zur zweiten Gruppe gehören alle sonstigen organischen Stoffe, zum Beispiel in Form von Kunststoffen, Ionenaustauscherharzen und Bitumen. Hinsichtlich der Gasproduktion wird für diese Gruppe angenommen, dass es sich um Polyethylen handelt. Die zweite Gruppe wird nachfolgend als Polyethylen bezeichnet.

Es ist unsicher, ob im Endlager überhaupt eine mikrobielle Umsetzung der organischen Stoffe stattfinden wird. Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein von Mikroorganismen. Die Endlagerkonzepte für LAW in tiefen geologischen Formationen sehen als Versatzmaterial Zement vor (z.B. [ 5, 45 ]). Ein erheblicher Anteil der Abfälle besteht ebenfalls aus Zement. Deshalb werden sich in den LAW-Endlagern alkalische Bedingungen einstellen, bzw. in einem Endlager in Salz sind hochsalinare Bedingungen zu erwarten. Unter diesen Bedingungen können die meisten Mikroorganismen nicht existieren. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich einzelne Bakterienstämme an diese Bedingungen adaptieren. Aus diesem Grund wird von einer mikrobiellen Umsetzung der organischen Stoffe ausgegangen.

### 2.3.1 Reaktionsprozesse

Bezüglich der Gasbildung 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 spezifischen Gasvolumina unter Normbedingungen bezogen auf die Masse der organischen Stoffe sind zusammenfassend in Tabelle 2.4 angegeben. Zur Kennzeichnung der Reaktionsart werden in Tabelle 2.4 die Buchstaben F für Fermentation, M für Methanogenese, D für Denitrifikation und S für Sulfatreduktion verwendet.

Eine Möglichkeit der Zersetzung organischer Stoffe ist die Fermentation (F). Hierbei wird Wasser verbraucht und es werden Kohlendioxid, Wasserstoff und Methan gebildet. Der Wasserstoff und ein Teil des Kohlendioxids können anschließend durch Methanogenese (M) in Methan und Wasser entsprechend folgender Reaktionsgleichung umgewandelt werden:



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

Das verbleibende Kohlendioxid liegt nicht als Gas vor, da es entsprechend folgender Reaktionsgleichung mit dem Calciumhydroxid des Zements reagiert und als Carbonat ausfällt:



Demnach trägt das gebildete  $\text{CO}_2$  nicht zu den entstehenden Gasmengen bei. Im internationalen Vergleich zeigt sich, dass diese Annahme auch in den Studien anderer Länder [ 5 ] getroffen wird. In den Zahlenangaben zu den entstehenden Gasmengen in Tabelle 2.4 ist dementsprechend das Kohlendioxid nicht berücksichtigt.

Für die vollständige Umsetzung der Zellulose sind mehrere Jahrhunderte erforderlich, die vollständige Umsetzung des Polyethylens erfordert etwa hunderttausend Jahre.



**Tab. 2.4** Reaktionen und spezifische Gasmengen bei der Zersetzung der organischen Stoffe

	Art	Ausgangsstoffe	Reaktionsprodukte	spezifische Gasmenge [Nm <sup>3</sup> /kg]
Zellulose	F	$C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O$	$4 CO_2 + 4 H_2 + 2 CH_4$	0,75
	F+M	$C_6H_{12}O_6$	$3 CO_2 + 3 CH_4$	0,37
	D	$5 C_6H_{12}O_6 + 24 NO_3^- + 24 H^+$	$30 CO_2 + 12 N_2 + 42 H_2O$	0,3
	S	$C_6H_{12}O_6 + 3 SO_4^{2-} + 6 H^+$	$6 CO_2 + 3 H_2S + 6 H_2O$	0
Polyethylen	F	$6 C_2H_4 + 16 H_2O$	$8 CO_2 + 20 H_2 + 4 CH_4$	3,2
	F+M	$6 C_2H_4 + 6 H_2O$	$3 CO_2 + 9 CH_4$	1,2
	D	$5 C_2H_4 + 12 NO_3^- + 12 H^+$	$10 CO_2 + 6 N_2 + 16 H_2O$	0,96
	S	$2 C_2H_4 + 3 SO_4^{2-} + 6 H^+$	$4 CO_2 + 3 H_2S + 4 H_2O$	0

Je nach Anwesenheit weiterer Stoffe kann die Zersetzung der organischen Stoffe auch durch Oxidation erfolgen. Bei Anwesenheit von Nitrat findet eine Denitrifikation (D) statt, bei der Nitrat verbraucht und Kohlendioxid und Stickstoff gebildet werden. Wegen der Carbonatisierung des Kohlendioxids ist nur der Stickstoff als Gas zu berücksichtigen. Bei Anwesenheit von Sulfat findet eine Sulfatreduktion (S) 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 gebildet.

### 2.3.2 Spezifische Gasmengen

Für die Ermittlung der spezifischen Gasmengen ist zu klären, welche Reaktionen die Umsetzung der organischen Stoffe bestimmen. Aus energetischen Gründen wird zuerst die Denitrifikation stattfinden. Diese läuft so lange ab, wie Nitrat in ausreichender Menge vorhanden ist. Anschließend findet die Sulfatreduktion statt. Erst wenn Nitrat und Sulfat verbraucht sind, kommt es zur Fermentation und Methanogenese.

Das Inventar an Nitrat resultiert ausschließlich aus den Abfällen selbst. Der Versatz bzw. die typischen Formationswässer enthalten Nitrat nicht bzw. nur in vernachlässigbaren Mengen. Sulfat ist in Abfällen, Versatz und Formationswässern vorhanden. Das in den Abfällen und Versatzstoffen enthaltene Sulfat ist allerdings chemisch gebunden und da-

her wenig mobil. Es wird angenommen, dass es für die Umsetzung nicht zur Verfügung steht. Dagegen weisen typische Formationswässer in Kristallingesteinen und Tonen, wie auch Q-Lösung, hohe Sulfatkonzentrationen von einigen g/l auf [ 26, 27, 36 ]. Durch Reaktion mit dem Portlandit des Zements kann Sulfat als Gips oder Ettringit ausgefällt werden. Es wird aber davon ausgegangen, dass - unabhängig von der Formation - für die Umsetzung eines Teils der organischen Stoffe Sulfat zur Verfügung steht.

Die mikrobielle Zersetzung von Zellulose verläuft wesentlich schneller als die von Polyethylen. Deshalb wird davon ausgegangen, dass das vorhandene Nitrat und Sulfat bei der Zersetzung der Zellulose verbraucht wird. Für die Zellulose tragen demnach Denitrifikation, Sulfatreduktion und nach Verbrauch von Nitrat und Sulfat ggf. Fermentation zu der Zersetzung bei. Für die Zersetzung der Zellulose wird deshalb eine gegenüber der Fermentation geringere spezifische Gasmenge von  $0,2 \text{ Nm}^3/\text{kg}$  angenommen.

Für Polyethylen wird angenommen, dass weder Nitrat noch Sulfat zur Verfügung stehen und die Zersetzung ausschließlich durch Fermentation erfolgt. Für das spezifische Gasvolumen unter Normbedingungen wird deshalb der Wert  $3,2 \text{ Nm}^3/\text{kg}$  aus Tabelle 2.4 verwendet.

Die Umsetzung von Kohlendioxid mit Wasserstoff zu Methan, die Methanogenese, führt zu einer Reduktion der Gasmengen. Da aber davon auszugehen ist, dass ein großer Anteil des Kohlendioxids schnell durch Reaktion mit Portlandit ausgefällt wird und nicht mehr zur Verfügung steht, wird die Methanogenese nicht berücksichtigt.

## **2.4 Vergleich mit anderen Studien**

Die hier vorgestellten Ansätze zur Gasbildung durch Korrosion von Eisen und Umwandlung organischer Stoffe unterscheiden sich in Teilbereichen von den in anderen Studien verwendeten Ansätzen. Im Folgenden werden sie zum besseren Verständnis mit den Ansätzen bei den Sicherheitsanalysen für WIPP [ 7 ] und für die Asse [ 3 ] verglichen.

Hinsichtlich der Gasmengen, die bei der Korrosion von Eisen entstehen, sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Studien gering. Bei der Sicherheitsanalyse für die Asse wurde wie in dieser Arbeit die Reaktion zu Magnetit angenommen und entsprechend die gleiche spezifische Gasmenge von  $0,535 \text{ Nm}^3/\text{kg}_{\text{Fe}}$  verwendet. Bei der Sicherheitsana-

lyse für WIPP wurde angenommen, dass bei der Korrosion von Eisen  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  und/oder Magnetit gebildet werden. Die spezifische Gasmenge unter Normbedingungen liegt unter dieser Annahme je nach Anteil der beiden Produkte zwischen 0,4 bzw.  $0,535 \text{ Nm}^3/\text{kg}_{\text{Fe}}$ .

Bei der Behandlung der Gasbildung aus organischen Stoffen gibt es größere Unterschiede zwischen den einzelnen Studien. In den Sicherheitsstudien für WIPP und für die Asse wurden die mikrobiellen Zersetzungsreaktionen weniger detailliert untersucht als in dieser Arbeit, die auf den Ansätzen zur Sicherheitsanalyse des ERAM basiert.

Bei der WIPP-Studie handelt es sich um eine probabilistische Sicherheitsanalyse. Dort wurde angenommen, dass nur in 50 % aller Rechnungen Zellulose und nur in 25 % aller Rechnungen andere organische Stoffe, die im Folgenden auch als Polyethylen bezeichnet werden, zersetzt werden. Hinsichtlich der chemischen Formel und der Reaktionsgleichungen für die Zersetzung wird zwischen Zellulose und Polyethylen nicht unterschieden. Es wird angenommen, dass die Fermentation mit Methanogenese die wichtigste Reaktion darstellt, dass aber auch andere Reaktionen möglich sind. Für die Gasbildung wird von einer spezifischen Umsetzung zwischen 0 und  $1,16 \text{ Nm}^3/\text{kg}$  ausgegangen, die entsprechend einer Gleichverteilungsfunktion in den probabilistischen Rechnungen variiert wird. Da eine Fermentation ohne Methanogenese bei der WIPP-Studie nicht betrachtet wird, sind die hier betrachteten spezifischen Gasmengen für die Zersetzung von Polyethylen größer als bei der WIPP-Studie. Dagegen liegen die hier für die Zersetzung von Zellulose angenommenen spezifischen Gasmengen im unteren Bereich der Werte der WIPP-Studie.

Bei der Sicherheitsanalyse für die Asse wurde die spezifische Gasmenge für die mikrobielle Zersetzung von Zellulose aus Experimenten, die in hochsalinärer Lösung durchgeführt wurden, zu  $0,02 \text{ Nm}^3/\text{kg}$  abgeschätzt. Für Polyethylen wurde aufgrund fehlender experimenteller Daten ein etwas höherer Wert von  $0,05 \text{ Nm}^3/\text{kg}$  angenommen. Beide Werte liegen deutlich niedriger als die Werte, die sich aus der Stöchiometrie der Zersetzungsreaktion ergeben und damit weit unterhalb der hier angenommenen Werte.

Die in den einzelnen Studien verwendeten spezifischen Gasmengen sind zur Übersicht noch einmal in Tabelle 2.5 zusammengefasst.

**Tab. 2.5** Vergleich der in verschiedenen Studien verwendeten spezifischen Gasmen- gen in [Nm<sup>3</sup>/kg]

Material	vorliegende Arbeit	WIPP	Asse
Eisen	0,535	0,4 bis 0,535	0,535
Zellulose	0,2	0 - 1,16	0,02
Polyethylen	3,2		0,05

Die in der Asse eingelagerten Abfälle sind fast 30 Jahre alt und daher nicht mehr repräsentativ für die heutigen Bedingungen. Beispielsweise ist darin der Anteil von Zellulose deutlich höher als der von Polyethylen, wogegen bei heutigen schwachaktiven Abfällen, wie sie im Ostfeld des ERAM eingelagert wurden, der Polyethylenanteil bei weitem überwiegt. Außerdem sind die für die Asse verwendeten Werte ausschließlich für hochsalinare Bedingungen eines Endlagers im Salz abgeleitet worden und damit nicht auf weniger salinare Bedingungen bei anderen Endlagertypen übertragbar.

## 2.5 Wasserangebot

Zur Umwandlung der Gas bildenden Abfallbestandteile ist Wasser notwendig. Während im LAW bereits gewisse Wassermengen enthalten sind, ist der HAW wasserfrei. Weiterhin werden mit dem Versatz Wassermengen mit in das Endlager eingebracht. Die Versatzmenge hängt dabei von der Einlagerungstechnik ab. In den folgenden Abschnitten werden die zur Verfügung stehenden Wassermengen abgeschätzt. Dabei wird zuerst die Wassermenge bei einer Einlagerung von LAW betrachtet. In den beiden folgenden Abschnitten wird die in ein HAW-Endlager aus der Wirtsgesteinsformation zutretende Wassermenge für Tonstein und Salz abgeschätzt.

### 2.5.1 LAW

Bei der Einlagerung von LAW in ein Endlager wird sowohl mit dem Abfall selbst, als auch mit dem Versatz Wasser in das Endlager eingebracht. Die Feuchte im Abfall entspricht bei den heute üblichen Abfallarten, wie sie z.B. im Ostfeld der ERAM eingelagert wurden etwa 3 Vol-% bzw. 30 kg/m<sup>3</sup>. In dem eingelagerten Abfall ist im Allgemeinen auch Zementstein enthalten. Bei diesem ist von einem verfügbaren Wasserangebot von 5 Vol-% auszugehen.

Bei einer Endlagerung im Salz wird Salzgrus als Versatzstoff verwendet. Bei luftfeuchtem Salzgrusversatz ist mit einem Wassergehalt von 1 Vol-% zu rechnen [ 22 ]. Damit ergibt sich ein Wasserangebot pro Kubikmeter Abfall von:

- |                                      |          |                      |
|--------------------------------------|----------|----------------------|
| - Feuchte im Abfall:                 | 3 Vol %: | 30 kg/m <sup>3</sup> |
| - verfügbares Wasser im Zementstein: | 5 Vol %: | 5 kg/m <sup>3</sup>  |
| - Feuchte im Versatz:                | 1 Vol %: | 20 kg/m <sup>3</sup> |

Hierbei wird von einem spezifischen Gewicht der Abfallgebände von 2000 kg/m<sup>3</sup>, von einem Zementsteinanteil im Abfall von 10 % und von einem doppelten Versatzvolumen im Verhältnis zum Abfallvolumen ausgegangen.

Bei der anaeroben Korrosion von Eisen wird Wasser verbraucht. Im Gegensatz dazu wird bei der Umwandlung der organischen Stoffe je nach Umwandlungsprozess entweder Wasser verbraucht, oder aber auch Wasser gebildet. In Tabelle 2.6 ist der Wasserbedarf bzw. die gebildete Wassermenge für die einzelnen Umwandlungsprozesse zusammengefasst. Negative Zahlen bedeuten dabei, dass Wasser gebildet wird, während positive Zahlen auf einen Wasserverbrauch hinweisen. Die Abkürzungen für die Umwandlungsarten der organischen Stoffe sind entsprechend Abschnitt 2.3.1 gewählt und stehen für Fermentation (F), Methanogenese (M), Denitrifikation (D) und Sulfatreduktion (S).

Die Umwandlungsprozesse laufen nicht mit gleicher Wahrscheinlichkeit ab. Die Priorität der Umwandlungsprozesse ist in Tabelle 2.6 mit angegeben. Dies bedeutet, dass erst die Denitrifikation stattfindet bis das gesamte Nitrat verbraucht ist. Dann erfolgt die Sulfatreduktion bis das gesamte Sulfat verbraucht ist. Als letztes erfolgt die Fermentation der organischen Abfälle.

Tabelle 2.6 zeigt die Menge der im Abfall enthaltenen Gas bildenden Stoffe und die bei der Umwandlung benötigte bzw. freigesetzte Wassermenge. Es zeigt sich, dass bei einer vollständigen Umwandlung der organischen Stoffe durch Denitrifikation mehr Wasser aus den organischen Stoffen frei gesetzt wird als durch die Korrosion des Eisens verbraucht wird. Bei der Sulfatreduktion werden zusätzlich noch etwa 50 kg Wasser pro Kubikmeter Abfall benötigt. Da diese Wassermenge nach der obigen Abschätzung jedoch im Abfall enthalten ist, ist auch bei diesem Umwandlungsprozess mit einer vollständigen Umwandlung aller gasbildenden Stoffe im LAW zu rechnen. Lediglich bei der Methanogenese wird mehr Wasser benötigt als im Abfall selbst zur Verfügung steht. Da nicht aus-

geschlossen werden kann, dass im Endlager ausreichend Nitrat und Sulfat zur Verfügung steht, muss in konservativer Weise für LAW davon ausgegangen werden, dass das Wasserangebot ausreicht um die gesamten Gas bildenden Stoffe umzuwandeln.

**Tab. 2.6** Wasserbedarf bei der Umwandlung der Gas bildenden Stoffe im LAW.

Stoffart	Menge im Abfall [kg/m <sup>3</sup> ]	Wasserbedarf [kg/m <sup>3</sup> ]				
		Korrosion	F	F+M	D	S
Priorität		1	3	3	1	2
Zellulose	42	-	36	0	-35	-25
Polyethylen	93	-	158	93	-195	-120
Eisen	452	194	-	-	-	-
Summe			388	287	-36	49

### 2.5.2 Tonstein

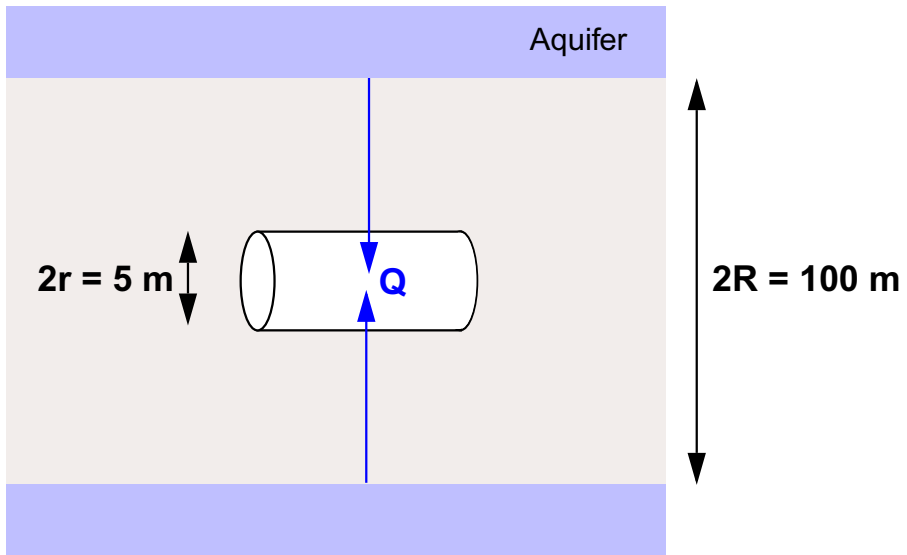
Im diesem Abschnitt wird die in einen Streckenabschnitt in ein Endlager in einer Tonformation zutretende Wassermenge abgeschätzt. Die geometrischen Verhältnisse sind in Abbildung 2.2 dargestellt und sind an die Gegebenheiten für eine HAW-Einlagerungsstrecke aus der Sicherheitsanalyse für den Opalinuston angelehnt [ 25 ].

Zu Beginn wird der Wassertransport aus den umliegenden Aquiferen in die Strecke des Endlagers durch den Druckunterschied zwischen dem hydraulischen Druck in der Endlagerteufe und dem Atmosphärendruck im Endlager angetrieben. In erster Näherung wird der Wasserfluss als radial symmetrisch zur Strecke angesehen und der Wasserfluss  $Q$  ist dann gegeben durch [ 2 ]:

$$Q = \frac{2\pi kL}{\mu} \cdot \frac{\Delta p}{\ln\left(\frac{R}{r}\right)} \tag{ 2.9 }$$

Es bedeuten:

$L$  Länge des Streckenabschnitts [m]



**Abb. 2.2** Schematische Darstellung einer Endlagerstrecke in einer Tonformation

$k$	Permeabilität der Formation	$[\text{m}^2]$
$\mu$	Dynamische Viskosität der Flüssigkeit	$[\text{Pa}\cdot\text{s}]$
$p$	Hydrostatischer Druck	$[\text{Pa}]$
$R$	Halbe Mächtigkeit der Formation	$[\text{m}]$
$r$	Radius der Strecke	$[\text{m}]$ .

Mit den Werten für die geometrischen Daten aus Abbildung 2.2, einer Permeabilität der Formation von  $k = 1 \cdot 10^{-20} \text{ m}^2$ , der Viskosität von Wasser von  $1 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$  und einem hydraulischen Druckunterschied von etwa 4 MPa entsprechend einer Endlagertiefe von 400 m ergibt sich der Wasserfluss pro Meter Streckenlänge zu Beginn zu  $Q = 2,6 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{a}$  bzw. 2,6 kg/a.

Durch den Wasserverbrauch bei der Korrosion kann es mit der Zeit zu einer teilweisen Entsättigung der Tonformation, bzw. des verwendeten Bentonitversatzes kommen. Dadurch erhöht sich der hydraulische Gradient zusätzlich um die Saugspannung des teilgesättigten Bereichs und somit erhöht sich auch die zufließende Wassermenge.

Bei der Korrosion eines Behälters mit einem Durchmesser von 0,43 m wird bei einer Korrosionsrate von  $1 \mu\text{m/a}$  [ 13 ] und einer Dichte von Eisen von  $7800 \text{ kg/m}^3$  pro Meter Behälterlänge eine Eisenmenge von  $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ kg}$  pro Jahr umgewandelt. Dazu wird nach Gleichung 2.6 pro Meter eine Wassermenge von  $4,5 \cdot 10^{-3} \text{ kg}$  pro Jahr benötigt. Dies zeigt, dass das Wasserangebot die erforderliche Wassermenge zur Korrosion um etwa drei Größenordnungen übersteigt.

### **2.5.3 Salz**

Die natürliche Feuchte im Steinsalz beträgt etwa 0,04 % bis 0,08 %. Durch Temperatureinfluss bei HAW-Abfällen kann die Feuchte zum Bohrloch transportiert werden und zur Korrosion der Abfallbehälter führen. Dabei kommt der Transport

- von Dampf im Porenraum und
- von Flüssigkeitseinschlüssen im Steinsalz

aufgrund eines Temperaturfeldes infrage. Untersuchungen zum Laugenzutritt unter Temperatureinfluss haben jedoch gezeigt, dass der Beitrag von Feuchtigkeitseinschlüssen zum Laugenzutritt in aufgeheizten Bohrlöchern vernachlässigbar ist [ 31 ].

### **Abschätzung der Feuchtigkeitsmengen**

Im Rahmen des Brine Migration Tests [ 32 ] und des HAW-Projekts [ 33 ] wurden die Verhältnisse in einem HAW-Bohrloch mit Hilfe von Erhitzern simuliert und der Zutritt von Feuchtigkeit in das Bohrloch gemessen. Unter Verwendung der Ansätze aus [ 38 ] wurde der Feuchtigkeitszutritt bei diesen Versuchen simuliert [ 8, 32, 41 ].

Die Modellrechnungen zum HAW-Versuch erstreckten sich über einen Simulationszeitraum von 10 Jahren. Dabei wurde eine Bohrlochlänge von 6 m entsprechend der Erhitzerlänge angesetzt. Die Temperaturverteilung ergab sich aus einer separaten Rechnung. Am Bohrlochrand war die Temperatur dabei nach 10 Jahren auf etwa  $230 \text{ }^\circ\text{C}$  angestiegen. Die Simulationen des Wassertransports lieferten einen anfänglichen Wasserstrom in das Bohrloch in der Größenordnung von  $25 \text{ g/d}$  für einen Anfangsfeuchtegehalt von 0,01 % und von  $50 \text{ g/d}$  für einen Anfangsfeuchtegehalt von 0,02 % [ 8 ]. Der Feuchtigkeitsstrom begann dabei schon nach einem Tag abzunehmen. Nach 10 Jahren



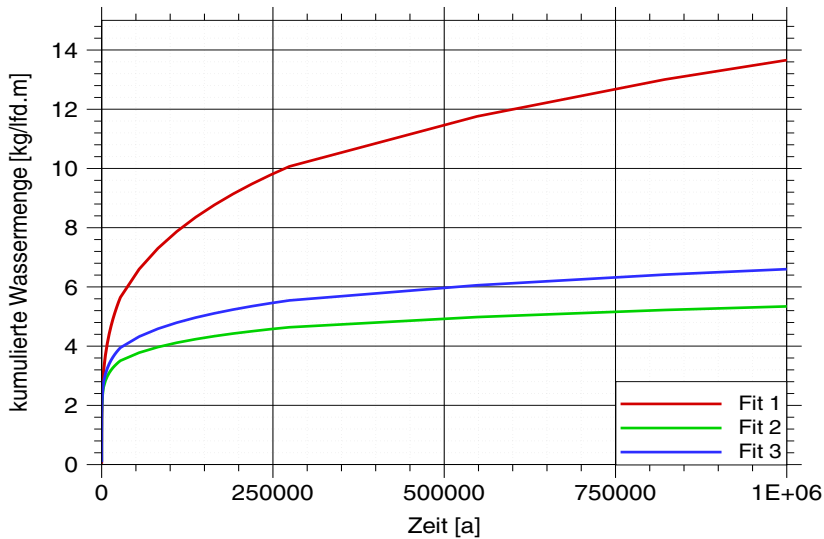
lag die Fließrate in beiden Modellen unter 0,1 g/d. Vergleiche zwischen gemessenem Feuchtigkeitsaustrag mit den Modellergebnissen zeigen eine hinreichende Übereinstimmung. Als vorherrschender Transportprozess wurde dabei die Knudsen-Diffusion identifiziert [ 31, 32 ].

Um die im Bohrloch anfallende Wassermenge für größere Zeiträume abzuschätzen, wurde die Wasserbewegung für ein Bohrloch von 300 m Tiefe modelliert [ 8, 34, 41 ]. Dabei wurde aus Gründen der Konservativität mit einem Anfangsfeuchtegehalt von 0,04 % gerechnet [ 34, 41 ]. Die Daten für die Behältersäule wurden den Spezifikationen für HAW-Kokillen entsprechend angenommen. Die Modellrechnungen ergaben einen Feuchtezutritt von etwa 1 Liter Wasser je Meter Bohrloch nach 10 Jahren Modellzeit, etwa 1,8 Liter nach 50 Jahren und etwa 2 Liter nach 500 Jahren. Nach 500 Jahren Modellzeit wurde die Simulation abgebrochen.

Die Diffusionsvorgänge sind nach 500 Jahren jedoch noch nicht abgeschlossen. Aus den Plots der kumulierten Wassermengen ist nicht erkennbar, ob diese Mengen gegen einen Endwert konvergieren oder mit der Zeit weiter ansteigen. Nachfolgend wird daher der Feuchtezutritt für einen Zeitraum bis zu einer Million Jahre abgeschätzt.

Zu den Simulationsrechnungen für den HAW-Versuch existiert eine Darstellung der Zutrittsraten als Funktion der Zeit [ 8 ]. Diese Darstellung zeigt über einen Zeitraum von 4000 Tagen qualitativ einen exponentiellen Rückgang der Zutrittsraten für zwei verschiedene Anfangsfeuchtigkeitswerte. Unter der Annahme, dass tatsächlich ein exponentieller Rückgang vorliegt, kann eine Kurve an die Daten angefügt und danach auf einen hinreichend langen Zeitraum extrapoliert werden. Integration der zeitabhängigen Zutrittsraten liefert dann einen Anhaltspunkt für die zu erwartenden Gesamtmengen an zutretender Feuchtigkeit.

Die Unsicherheiten in den Daten machen es erforderlich, verschiedene Fits zu untersuchen, sodass die daraus abgeleiteten Angaben eine gewisse Streubreite bei den kumulierten Wassermengen aufweisen, wie in Abb. 2.3 dargestellt ist. Nach  $10^6$  Jahren liefern die gewählten Funktionen Werte zwischen 5 und 14 kg/m. Dabei ist zu beachten, dass den Simulationsrechnungen ein konstanter Eintrag von Wärmeenergie zugrundeliegt. Da die Wärmeentwicklung der Abfälle mit der Zeit zurückgeht, werden die Zutrittsraten damit tendenziell eher überschätzt als unterschätzt.



**Abb. 2.3** Extrapolation der kumulierten Wassermenge im Bohrloch

Nach Gleichung 2.6 werden 2,33 Kilogramm Eisen von einem Kilogramm Wasser korrodiert. In dem durch die Modellrechnungen untersuchten Zeitraum von 500 Jahren werden danach 4,7 kg Eisen je Meter der Behältersäule durch Korrosion umgesetzt, und diese Menge steigt nach Ablauf von einer Million Jahre auf Werte zwischen 11,7 kg/m und 32,6 kg/m. Dem steht ein Eisenangebot der HAW-Kokillen von 60 kg/m gegenüber. Demnach wird die durch Korrosion produzierte Menge an Gas durch die zutretende Wassermenge bestimmt und nicht durch die zur Verfügung stehende Metallmenge.

### Vergleich der Feuchtigkeitsströme und der Korrosionsrate

Die für das Bohrloch im HAW-Versuch berechnete anfängliche Zutrittsrate betrug 50 g/d. Dies ist ein integraler Wert für das Bohrloch, der unter Berücksichtigung der Bohrlochhöhe von 6 m eine anfängliche Rate von 3 kg/(a m) ergibt.

Die Stärke der Korrosion wird durch die Korrosionsrate ausgedrückt. Diese Rate ist vom pH-Wert abhängig. Für in etwa neutrale pH-Werte wird kann eine Korrosionsrate von 5  $\mu\text{m}$  angenommen werden [ 39 ]. Bei einer HAW-Kokille mit einem Durchmesser von

0,43 m und einer Dichte von Eisen von  $7800 \text{ kg/m}^3$  führt dies auf einen Metallabtrag von  $5,3 \cdot 10^{-2} \text{ kg/(a m)}$ . Dazu wird nach Gleichung 2.6 eine Wassermenge von  $2,3 \cdot 10^{-2} \text{ kg/(a m)}$  benötigt.

Ein Vergleich der anfänglichen Zutrittsrate für Wasser von  $3 \text{ kg/(a m)}$  und dem maximal möglichen Verbrauch an Wasser von  $2,3 \cdot 10^{-2} \text{ kg/(a m)}$  durch Korrosion zeigt, dass die Gasproduktion zu Beginn der Einlagerung durch den Prozess der Korrosion begrenzt wird. Die Zutrittsrate für die Feuchtigkeit geht jedoch zurück. Sie fällt den in [ 8 ] dargestellten Modellergebnissen zufolge bereits nach einem Jahr auf den Wert des durch Korrosion verbrauchten Wassers zurück und sinkt danach weiter ab. Nach wenigen hundert Jahren wird dann die Gasproduktion durch das Wasserangebot begrenzt.

### **Schlussfolgerungen**

Modellrechnungen und Abschätzungen deuten darauf hin, dass die Feuchtigkeit aus dem Steinsalz auch bei Zeiträumen bis zu einer Million Jahre nicht ausreicht, um den Metallmantel einer HAW-Kokille durch Korrosion vollständig zu zersetzen. Dies gilt um so mehr, als die Abschätzung aufgrund zweier Effekte tendenziell zu hohe Werte liefert:

- Die Temperatur wird über den gesamten Zeitraum als hoch angenommen, während sie tatsächlich relativ schnell zurückgeht. Da der Diffusionskoeffizient proportional zur Temperatur ist, wird damit der Feuchtigkeitstransport überschätzt.
- Die Modellrechnungen gelten für ein Bohrloch in einem ebenen, unendlich ausgedehnten Gebiet. Tatsächlich werden aber mehrere Bohrlöcher in einem endlichen Abstand niedergebracht, so dass sich die Entsättigungsfronten der Bohrlöcher treffen können. Damit steht für ein einzelnes Bohrloch weniger Porenwasser zur Verfügung als im Modell angenommen.

Es ist also anzunehmen, dass die Menge an Korrosionsgas, die sich in einem HAW-Bohrloch bilden kann, durch die Menge an zutretender Feuchtigkeit bestimmt wird und nicht durch die im Bohrloch eingelagerte Menge an Metall. Der Vergleich der anfänglichen Wasserzutrittsrate und der maximalen Korrosionsrate zeigt außerdem, dass die Gasbildungsrate bereits nach einem Jahr nicht mehr durch die Korrosion, sondern durch das

Wasserangebot begrenzt wird. Die zeitlich veränderliche Menge an produziertem Korrosionsgas ist also im Wesentlichen eine Funktion des ebenfalls zeitabhängigen Wasserzutritts.

### 3 Gaseindringdruck

Das in einem Endlager produzierte Gas kann durch die Wirtsgesteinsformation transportiert werden und somit zumindest teilweise entweichen. Der Gastransport erfolgt dabei durch drei Prozesse:

- Lösung der Gase im Porenwasser mit anschließender Diffusion der gelösten Gase,
- Zweiphasenfluss von Gas und Wasser, sowie
- Fluss von Gasen auf Wegsamkeiten, die aufgrund des Überschreitens des lokalen Gebirgsdrucks durch den hohen Gasdruck unter Umständen gebildet werden.

Ein Teil des Gases kann sich entsprechend seiner Löslichkeit im Porenwasser der Wirtsgesteinsformation lösen und wird durch die Diffusion abtransportiert. Die Gasproduktionsraten sind in typischen Endlagerkonzepten jedoch so groß, dass das Gas nicht vollständig durch die Diffusion abtransportiert werden kann.

Für einen advektiven Transport durch Zweiphasenfluss muss das Gas das Porenwasser teilweise oder ganz aus den Poren verdrängen. Dazu muss der Gasdruck den so genannten Gaseindringdruck überschreiten. Aus der Höhe des Gaseindringdrucks entscheidet sich, ob das Gas das Porenwasser verdrängt, oder ob sich Klüfte in der Wirtsgesteinsformation bilden, über die das Gas dann transportiert werden kann. Die Bildung von Klüften erfolgt, wenn der Gaseindringdruck größer als der zur Erzeugung von Klüften benötigten ist. Weiterhin ist zu beachten, ob die durch den Zweiphasenfluss transportierte Gasmenge der neu gebildeten Gasmenge entspricht, oder ob eventuell mehr Gas gebildet wird, als potenziell durch den Zweiphasenfluss abtransportiert werden kann. In letzterem Fall wird der Gasdruck trotz des Gasflusses im Endlager weiter ansteigen.

In diesem Kapitel wird der Gaseindringdruck für die Wirtsgesteinsarten Granit, Ton und Salz untersucht.

#### 3.1 Gaseindringdruck und Kapillardruck

Der Gaseindringdruck  $p_e$  in einem porösen Medium ist gleich dem Kapillardruck  $p_c$  in derjenigen Pore, die den größten Porenradius  $a$  aufweist. Für Klüfte gilt dies sinngemäß, wobei für  $a$  die Kluftweite einzusetzen ist [ 29 ]. Der Kapillardruck kann durch die Formel

$$p_c = \frac{2\sigma \cos \alpha}{a} \quad (3.1)$$

mit

$p_c$  Kapillardruck [Pa],

$\sigma$  Oberflächenspannung [N/m] und

$a$  Kluftweite oder Porenradius [m]

$\alpha$  Kontaktwinkel zwischen der Wasser-Luft-Grenzfläche und der Matrix

näherungsweise errechnet werden [ 9 ]. Für ein Wasser-Luft-System nimmt man  $\sigma = 0.0727$  N/m und  $\cos \alpha = 1$  an [ 37 ].

## 3.2 Granit

### 3.2.1 Matrix

Granit- und Granodioritproben aus dem Felslabor Grimsel wurden im Labor hinsichtlich des Eindringdrucks untersucht [ 17 ]. Dabei ergaben sich Werte zwischen 0,5 MPa und 0,8 MPa. Die Proben waren bei den Messungen zur Vermeidung von Randläufigkeiten in Gummijackets mit Drücken bis zu 2 MPa eingespannt. Sie standen demnach nicht unter dem in situ vorliegenden Gesteinsdruck, und das heißt, die Proben hatten die Möglichkeit sich aufzuweiten. Damit konnte der Gaseindringdruck im Experiment gegenüber den in situ Bedingungen sinken.

Tatsächlich zeigten parallel durchgeführte Messungen, dass der Einfluss des Gebirgsdrucks auf den Eindringdruck erheblich ist. In nur 2,40 m Entfernung von der Ortsbruch wurden Gasdrücke bis zu 3 MPa angelegt, ohne dass das Gas in die Granitmatrix eindrang [ 17 ]. Eine weitere Erhöhung des Gasdrucks war aus technischen Gründen nicht möglich.

Ähnliche Erfahrungen wurden auch im Granit in Äspö gewonnen. Im erfassbaren Bereich bis zu 5 MPa wurde kein Eindringen von Gas in die Matrix festgestellt [ 1 ]. Eine Messung des Gaseindringdrucks in der ungestörten Matrix war somit auch in diesem Fall nicht möglich.

### 3.2.2 Klüfte

In [ 29 ] werden verschiedene Annahmen und Ansätze für die Maximalweite von Klüften im Granit angegeben, aus denen die Gaseindringdrücke mit Hilfe von Gleichung 3.1 berechnet werden können. Die Werte sind in Tab. 3.1 zusammengestellt. Danach ist nicht mit einem Gaseindringdruck oberhalb von 20 kPa zu rechnen. In den Scherzonen im Felslabor Grimsel in der Schweiz wurden dagegen Eindringdrücke bis zu 250 kPa gemessen [ 29 ].

**Tab. 3.1** Gaseindringdrücke für Klüfte im Granit.

Anwendung	Kluftweite [µm]	Gaseindringdruck [kPa]
KBS-3 Konzept, Schweden	100	1,5
Sellafield, England	10	15
Olkiluoto, Finland	20 bis 100	1,5 bis 7,3
allgemeine Annahme für Kristallin	8 bis 20	7,3 bis 18

### 3.2.3 Schlussfolgerungen

Der Gaseindringdruck der ungestörten Granitmatrix konnte nicht festgestellt werden, liegt aber mindestens bei 3 bis 5 MPa. Gemessen an den zu erwartenden hydrostatischen Drücken, die in der Größenordnung von 5 MPa liegen, sind die Gaseindringdrücke in den Klüften des Granits vernachlässigbar. Bei einer Produktion von Gasen im Endlager ist daher zu erwarten, dass der Gasdruck den hydrostatischen Druck nicht nennenswert überschreitet, weil das Gas oberhalb dieses Drucks in die Klüfte eindringen und abströmen kann. Ein Eindringen von Gas in die Matrix ist aufgrund des hohen Gaseindringdrucks unwahrscheinlich.

### 3.3 Ton und Tonstein

#### 3.3.1 Plastischer Ton

Eine Reihe von hydraulischen Tests wurden am Boom Clay durchgeführt. Sie zeigen mehrere wichtige Punkte auf [ 29 ]:

- Boom Clay ist ein inhomogenes Material. Bereits im Abstand von wenigen Zentimetern finden sich korrespondierend zu unterschiedlichen Konsolidierungszuständen unterschiedliche Permeabilitäten und Eindringdrücke. Außerdem existiert eine Anisotropie durch die natürliche Schichtung.
- Im Boom Clay entwickelt sich der Gasfluss bei zuvor vollständig gesättigten Proben auf zwei verschiedene Weisen, deren Eintreten empfindlich von der Höhe des Gasdrucks abhängt. Dieser Befund wird als das Auftreten zweier verschiedener Gasflussmechanismen interpretiert:

- klassischer Zweiphasenfluss durch Verdrängung der flüssigen Phase ggf. unter Einbeziehung einer Aufweitung des Porenraums und
- Bildung von bevorzugten Fließwegen durch Rissbildung.

Endgültige Klarheit über die Richtigkeit dieser Interpretation konnten die Experimente jedoch aufgrund der bestehenden Unsicherheiten im Boom Clay bislang nicht erbringen. Der Übergang zwischen den beiden Fließmechanismen ist abrupt und kann im Experiment beobachtet werden. Der Begriff Gaseindringdruck ist im Ton daher nicht im Sinne der Zweiphasenflusstheorie, sondern als ein phänomenologischer Begriff zu verstehen.

- Verschiedene Experimente liefern Eindringdrücke zwischen 0,5 und 3,1 MPa.
- Es existiert eine Korrelation zwischen dem Gaseindringdruck  $p_e$  und der Permeabilität  $K$ . Die folgenden zwei Funktionen wurden aus verschiedenen Versuchsreihen ermittelt:

$$\text{Funktion I: } p_e = 4,71 \cdot 10^{-4} K^{-0,312}, \quad (3.2)$$

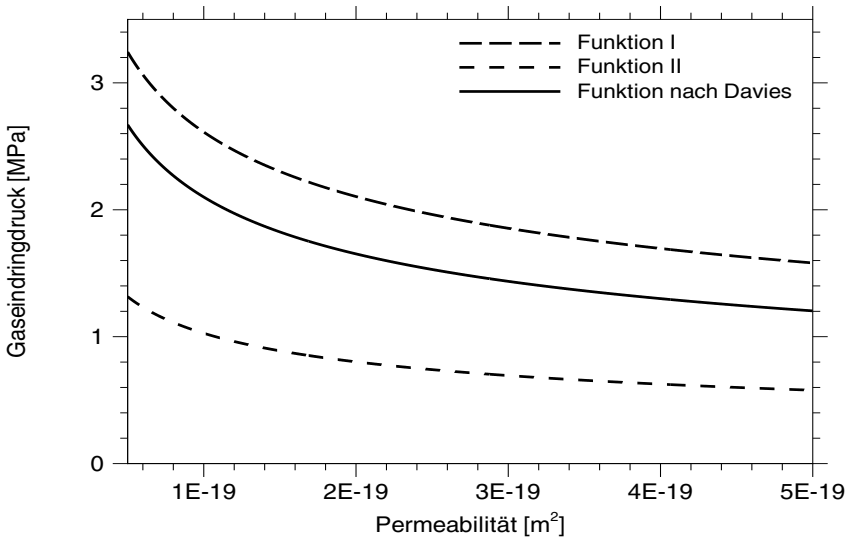


$$\text{Funktion II: } p_e = 5,34 \cdot 10^{-4} K^{-0,357} . \quad (3.3)$$

Eine vergleichbare Korrelation wurde auch für poröse Medien mit Permeabilitäten zwischen  $10^{-12} \text{ m}^2$  und  $10^{-22} \text{ m}^2$  hergeleitet [ 6 ]:

$$p_e = 1,48 \cdot 10^{-4} K^{-0,346} . \quad (3.4)$$

In Abb. 3.1 sind die Funktionen 3.2 bis 3.4 für den im Boom Clay infrage kommenden Permeabilitätsbereich von  $5 \cdot 10^{-20} \text{ m}^2$  bis  $5 \cdot 10^{-19} \text{ m}^2$  graphisch dargestellt. In diesem Bereich weichen die Funktionswerte um weniger als einen Faktor 3 voneinander ab.



**Abb. 3.1** Eindringdrücke als Funktion der Permeabilität für den Boom Clay.

### 3.3.2 Tonstein

Ob im Tonstein ein Zweiphasenfluss überhaupt stattfinden kann, wurde in der Vergangenheit in Zweifel gezogen. Die Korrelation 3.1 zwischen Porenweite  $r$  und Kapillardruck  $p_c$  ergibt aufgrund der geringen Porenweiten im Tonstein Gaseindringdrücke, die entweder im Bereich der gemessenen Fracdrücke oder sogar darüber liegen [ 29 ]. Neuere Un-

tersuchungen am Opalinuston zeigen jedoch, dass ein Gasfluss bereits deutlich unterhalb der minimalen Gebirgshauptspannung einsetzen kann. Man geht daher von einem klassischen Zweiphasenfluss im Opalinuston aus, sofern die Gasdrücke unterhalb der minimalen Gebirgshauptspannung liegen. Im Fall des Untersuchungsstandortes Benken wären dies Gasdrücke von 3-4 MPa unterhalb der minimalen Gebirgshauptspannung von 14-15 MPa. Darüber ist mit einer dilatanzgesteuerten Mikrorissbildung zu rechnen, bis die Gasdrücke den Fracdruck des Gebirges überschreiten [ 24 ].

Die Zusammenstellung von Labormessungen an Kernproben sowie von Ergebnissen aus in situ Untersuchungen sowohl für den Standort Benken als auch für Mont Terri zeigt ausnahmslos Gaseindringdrücke, die erheblich unterhalb des jeweiligen Gebirgsdrucks liegen [ 24 ]. Bei der Größe der gemessenen Werte spielt offenbar auch die Orientierung der Strömungsrichtung zur Schichtung der Proben eine Rolle. Bei den Proben aus Benken wurde parallel zur Schichtung ein Gaseindringdruck von 4 MPa und senkrecht zur Schichtung von 7-10 MPa gemessen. Bei den Proben aus Mont Terri wird eine Bandbreite von 0,2 MPa bis 0,5 MPa angegeben.

Ein in situ durchgeführter Gasinjektionstest in Benken ergab keinen Gasfluss bis zu einem Gasdruck von 11 MPa. Bei einem Porenwasserdruck von 6 MPa folgt daraus, dass der Gaseindringdruck größer als 5 MPa sein muss [ 24 ]. Vergleichbare Tests wurden in Mont Terri im Bereich einer Hauptstörungszone durchgeführt. Die dabei ermittelten Gaseindringdrücke lagen zwischen 0,4 MPa und 1 MPa [ 24 ].

### **3.3.3 Schlussfolgerungen**

Im plastischen Ton und im Tonstein sind die Mechanismen der Gasströmung entweder nicht eindeutig oder noch nicht vollständig geklärt. Im Fall des Opalinustons deutet sich zwar an, dass der wesentliche Transportmechanismus für Gas die klassische Zweiphasenströmung ist. Die gemessenen Gasdrücke bei Beginn des Gasflusses in den Laborproben aus Benken reichen jedoch bis an den Bereich heran, für den eine Mikrorissbildung angenommen wird. Eine Absicherung dieses Wertes durch in situ Messungen war aus technischen Gründen nicht möglich. Der Begriff „Eindringdruck“ sollte bei diesen Formationen daher nicht im Sinne der Zweiphasenflusstheorie verwendet werden, sondern viel allgemeiner nur den Schwellenwert für den Gasdruck bezeichnen, oberhalb dessen ein Gasfluss einsetzt.

### 3.4 Salz

#### 3.4.1 Natürliches Analogon

Messungen zur Bestimmung des Eindringdrucks bei ungestörtem Steinsalz wurden bislang nicht durchgeführt. Einen gewissen Anhaltspunkt liefern jedoch Laugeneinschlüsse, die auch Gase, wie z.B.  $H_2$ , unter hohem Druck enthalten. Da die Einschlüsse sehr alt sind, ist anzunehmen, dass in den vorgefundenen Laugentaschen kein Abfluss von Gasen stattgefunden hat. Der sich einstellende Gasdruck wäre demnach eine untere Schranke für den Gaseindringdruck.

Verschiedentlich wurde eine solche Laugentasche angebohrt und dann auch der Gasdruck gemessen. Da nicht vorhersagbar ist, wann ein Laugeneinschluss angetroffen wird, vergeht zwischen dem Anfahren der Laugentasche und der Druckmessung unter Umständen eine erhebliche Zeit. Die Messwerte können somit nicht als Eindringdruck interpretiert werden.

Unter Berücksichtigung dieses Umstands kommt [ 35 ] zu dem Schluss, dass der Gasdruck in den ungestörten Laugeneinschlüssen etwa dem lithostatischen Druck entspricht. Nach [ 16 ] können die Gase je nach Teufe und Genese einen Druck von 10 MPa und mehr aufweisen.

#### 3.4.2 Ähnlichkeitsbetrachtungen

Ein weiterer Weg zur Abschätzung des Gaseindringdrucks ergibt sich aus den Ähnlichkeitsbetrachtungen nach Leverett [ 18 ]. Danach kann eine Kapillardruck-Sättigungsfunktion  $p_{c\ ref}(S_w)$ , die für ein poröses Medium mit der Porosität  $\Phi_{ref}$  und der Permeabilität  $k_{ref}$  bereits existiert, in eine Funktion  $p_c(S_w)$  für ein anderes poröses Medium mit einer beliebigen Kombination aus der Porosität  $\Phi$  und der Permeabilität  $k$  transformiert werden. Dies geschieht mit Hilfe des Leverettschen Skalierungsfaktors  $L$

$$L = \frac{\sigma}{\sqrt{k / \Phi}} \quad (3.5)$$

mit:

- $\sigma$  Oberflächenspannung zwischen den Fluiden,
- $k$  Permeabilität der Matrix und
- $\Phi$  Porosität der Matrix.

Mit Hilfe der Parameter  $\sigma_{ref}$ ,  $k_{ref}$  und  $\Phi_{ref}$  wird ein spezieller Skalierungsfaktor  $L_{ref}$  bestimmt. Dieser Skalierungsfaktor überführt die Kapillardruck-Sättigungs-Funktion  $p_{c\ ref}(S_w)$  in die dimensionslose Leverett-Funktion  $J(S_w)$ :

$$J(S_w) = \frac{p_{c\ ref}(S_w)}{L_{ref}} \quad (3.6)$$

Die Kapillardruck-Sättigungs-Funktion  $p_c(S_w)$  eines beliebigen anderen Materials wird dann mit einem Skalierungsfaktors  $L$  bestimmt, der auf der Grundlage der neuen Materialparameter berechnet wird:

$$p_c(S_w) = L \cdot J(S_w) \quad (3.7)$$

Da der Skalierungsfaktor  $L$  auch die Oberflächenspannung zwischen den beiden Fluiden enthält, gilt die Transformation auch für einen Wechsel der Fluidkombinationen beim Zweiphasenfluss. Es existieren jedoch einige Einschränkungen bei der Skalierung der Oberflächenspannung [ 9 ]. Der Gaseindringdruck als ein spezieller Punkt der Kapillardruck-Sättigungs-Funktion kann mit Hilfe von

$$p_c = p_{c\ ref} \frac{\sigma}{\sigma_{ref}} \sqrt{\frac{\frac{k_{ref}}{\Phi_{ref}}}{\frac{k}{\Phi}}} \quad (3.8)$$

abgeschätzt werden.

Die beste Grundlage für eine solche Abschätzung bietet Salzgrus, da allgemein angenommen wird, dass ein Salzgrusversatz im Steinsalz durch die Gebirgskonvergenz so lange verdichtet wird, bis der Versatz die Eigenschaften des ungestörten Steinsalzes wie-

der annimmt. Für Salzgrus existiert zurzeit genau eine Untersuchung der Zweiphasenflussparameter. Darin wurde kompaktiertes Speisesalz stellvertretend für einen Salzgrusversatz verwendet [ 28 ].

Da im Experiment gesättigte Salzlauge verwendet wurde, wie man sie auch unter in-situ Bedingungen erwarten kann, ist der Quotient  $\sigma/\sigma_{ref}$  in Gleichung 3.8 gleich eins. Damit verbleiben in 3.8 formal immer noch zwei unabhängige Parameter, nämlich die Permeabilität und die Porosität. Ein Zusammenhang dieser beiden Größen wurde jedoch in [ 23 ] für kompaktierenden Salzgrusversatz ermittelt:

$$k = 1,42 \cdot 10^{-9} \Phi^{4,714} . \quad (3.9)$$

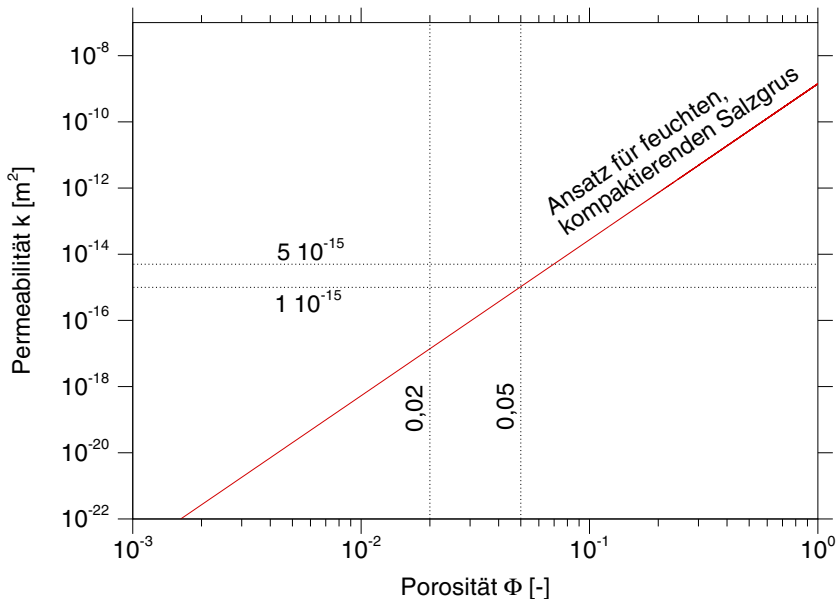
Die in [ 28 ] untersuchten Probekörper wiesen eine Permeabilität von  $1 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$  bis  $5 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$  und eine Porosität von 2% bis 5% auf. Wie Abb. 3.2 zeigt, liegen die Proben damit sowohl hinsichtlich der Permeabilität als auch der Porosität etwa in dem Wertebereich, der mit dem Ansatz in Gleichung 3.9 beschrieben wird. Dies kann als ein Indiz für die Übertragbarkeit von extrapolierten Daten von Salzgrus auf das ungestörte Steinsalz interpretiert werden.

Mit Hilfe der Porositäts-Permeabilitäts-Beziehung 3.9 kann eine der beiden unabhängigen Variablen eliminiert werden und der Eindringdruck ergibt sich entweder als Funktion der Porosität oder als Funktion der Permeabilität:

$$p_e = p_{e,ref} \sqrt[4]{\frac{k_{ref}}{\Phi_{ref}} 710^8 \Phi^{-1,855}} , \quad (3.10)$$

$$p_e = p_{e,ref} \sqrt[4]{\frac{k_{ref}}{\Phi_{ref}} 75,32 k^{-0,394}} . \quad (3.11)$$

Die an den kompaktierten Proben gemessenen Gaseindringdrücke liegen zwischen 30 kPa und 54 kPa. Mit den nach [ 28 ] gewählten Referenzwerten für den Eindringdruck  $p_{e,ref} = 40 \text{ kPa}$ , für die Permeabilität  $k_{ref} = 3 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$  und für die Porosität  $\Phi_{ref} = 0,03$  ergibt sich mit Gleichung 3.10 eine Abhängigkeit des Eindringdrucks von der Porosität wie in Abb. 3.3 dargestellt.

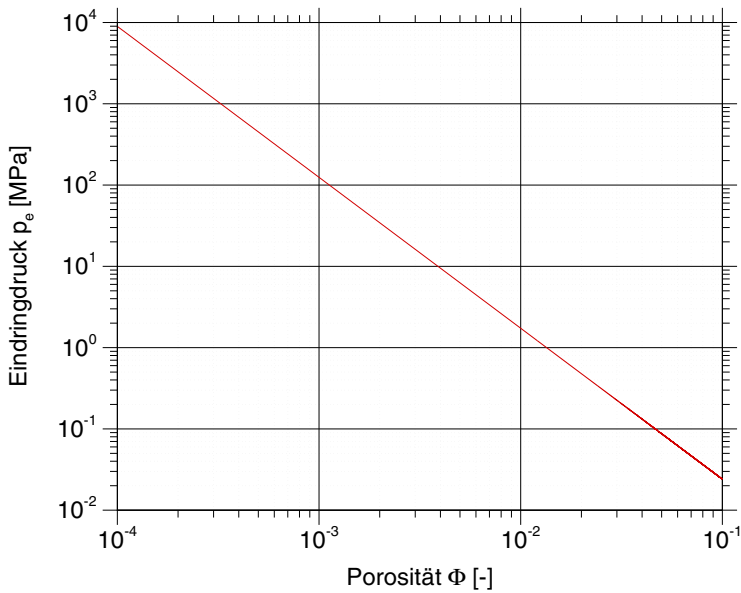


**Abb. 3.2** Bandbreite von Permeabilität und Porosität der kompaktierten Salzproben

Die Ansätze für die Porosität des ungestörten Steinsalzes liegen zwischen 0,01% und 0,1%. Nach Abb. 3.3 liegt der durch Ähnlichkeitsbetrachtungen hergeleitete theoretische Gaseindringdruck damit zwischen 125 MPa und 9000 MPa.

### 3.4.3 Schlussfolgerungen

Die Ähnlichkeitsbetrachtungen liefern für den Fall, dass ein Zweiphasenfluss möglich ist, einen zu erwartenden Eindringdruck in der Größenordnung von mindestens 90 MPa, selbst wenn im unverritzten Gebirge mit 0,1 % eine vergleichsweise hohe Porosität angenommen wird. Dieser theoretische Wert liegt weit oberhalb des lithostatischen Drucks und bestätigt damit die Abschätzung anhand der Gasdrücke in Laugennestern. Ein Gasfluss kann demnach frühestens dann eintreten, wenn sich ein Gasdruck von mindestens 100 MPa aufgebaut hat. Ein Zweiphasenfluss im Porenraum ist demnach nicht zu erwarten.



**Abb. 3.3** Eindruck im kompaktierenden Salzgrus als Funktion der Porosität

### 3.5 Weitere Formationen

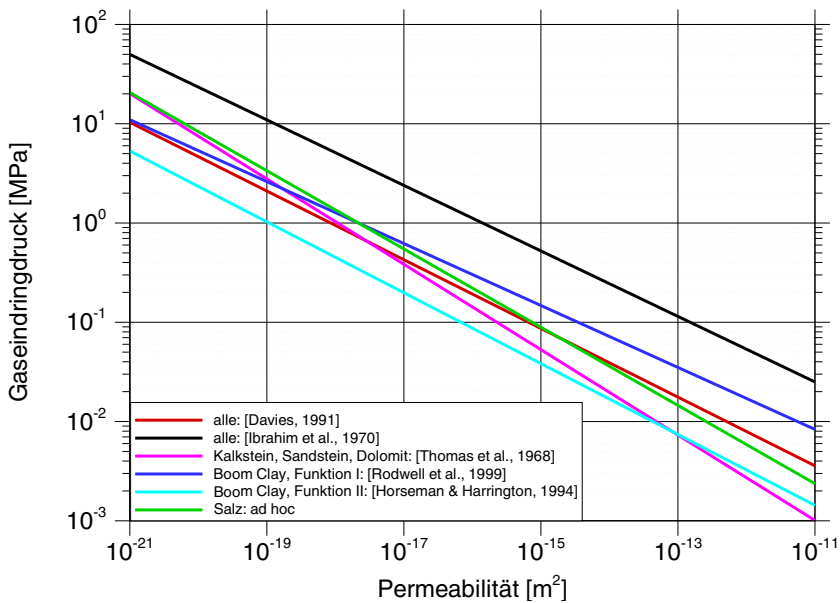
Im Zusammenhang mit der Gasmigration in geologischen Barrieren sind in [ 29 ] Daten aus Labor- und in-situ-Messungen zum Eindruck in verschiedenen Formationen zusammengetragen. An diese Messdaten wurden Funktionen angefitet und zwar

- für verschiedene poröse Medien nach [ 6 ],
- für „einen weiten Bereich undifferenzierter Lithologie“ aus in-situ Messungen nach [ 11 ],
- für Kalkstein, Sandstein und Dolomit aus Labormessungen nach [ 44 ],
- für Boom Clay aus Labormessungen ohne Quellenangabe und
- für Boom Clay aus Labormessungen nach [ 10 ].

Diese Funktionen sind in Abb. 3.4 graphisch dargestellt. Darin zeigt sich, dass sich der Eindruck gut als Funktion der Permeabilität darstellen lässt. Auch die Funktion 3.11, die in Kapitel 3.4 ad hoc für gestörtes Steinsalz hergeleitet wurde, passt sich gut ein.

Die Kurven liegen mit Ausnahme der Regressionsgeraden nach [ 11 ] - in Abb. 3.4 schwarz gezeichnet - in einem engen Band. Insbesondere im Bereich kleiner Permeabilitäten lassen diese Kurven ohne Rücksicht auf die betrachtete Formation oder das Messverfahren eine Bandbreite von höchstens einer halben Größenordnung zu. Zieht man die Gerade nach [ 11 ] hinzu, erweitert sich das Band nach oben um eine weitere halbe Größenordnung.

In der Regel ist bei Untersuchungen der Hydraulik im Untergrund die Permeabilität eine der ersten betrachteten Größen. Die Kompilation in Abb. 3.4 liefert daher auch für andere Formationen als Granit, Ton, Tonstein oder Salz einen guten Anhaltspunkt für den Gaseindringdruck.



**Abb. 3.4** Gaseindringdruck für verschiedene Formationen



## 4 Modellbetrachtungen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse exemplarischer Rechnungen zur Gasbildung diskutiert. Dabei werden verschiedene Abfallarten und Wirtsgesteinsformationen betrachtet. Die zugrunde gelegten Abfallarten, deren Zusammensetzung und die aus der Zersetzung der Abfälle gebildeten spezifischen Gasmengen werden im Abschnitt 4.1 zusammengefasst. Im Abschnitt 4.2 werden die drei Wirtsgesteinsformationen kurz charakterisiert und im Abschnitt 4.3 schließlich die einzelnen Rechenfälle definiert und die Ergebnisse diskutiert.

### 4.1 Abfälle

Es werden zwei verschiedene in Deutschland vorkommende Abfallarten betrachtet, LAW und HAW. Während es sich beim LAW um ein Abfallgemisch wechselnder Zusammensetzung handelt, werden beim HAW direkt endgelagerte abgebrannte Brennelemente betrachtet, die sich lediglich bezüglich ihrer Verpackung unterscheiden.

#### 4.1.1 LAW

Die Inhaltsstoffe des LAW werden entsprechend der im Abbau 2 im Ostfeld des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) eingelagerten Abfälle gewählt. Diese Abfälle wurden als letzte im ERAM eingelagert und werden deshalb als repräsentativ für die Abfälle angesehen, wie sie aktuell in Kernkraftwerken und Forschungszentren in Deutschland anfallen. Dabei handelt es sich ausschließlich um feste Abfälle, die in Fässer oder Betonbehälter verpackt sind. Die Daten zum Gesamtvolumen der im Ostfeld des ERAM eingelagerten Abfälle und der darin enthaltenen Gas produzierenden Abfallbestandteile sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst [ 15 ].

Die mittlere Porosität des eingelagerten Abfalls beträgt nach den Angaben in Tabelle 4.1 etwa 52 %. Neben dem Abfall wurden im Ostfeld des ERAM noch  $13\,741\text{ m}^3$  Salzgrusversatz eingebracht um die zwischen den Abfallbehältern und in den Firsten verbleibenden Hohlräume zu füllen. Der Salzgrusversatz hat eine mittlere angenommene Porosität von 40 %. Weiterhin wurden  $31\,900\text{ m}^3$  Salzbeton mit vernachlässigbarer Porosität eingebracht um nicht für die Einlagerung verwendete Teile der Kammer zu verfüllen. Das

**Tab. 4.1** Abfallzusammensetzung ERAM Ostfeld

		Menge
Genutztes Kammervolumen	[m <sup>3</sup> ]	48 500
Versatzmenge	[m <sup>3</sup> ]	42 361
Abfall Gesamt	[m <sup>3</sup> ]	6 139
Hohlraum im Abfall	[m <sup>3</sup> ]	3 206
Zellulose	[kg]	258 000
Polyethylen	[kg]	570 000
Eisen	[kg]	2 776 700

Verhältnis von Abfall zu Versatz beträgt damit etwa 1:7. Die technisch bedingten Lagerungsverhältnisse entsprechen allerdings dem Verhältnis von Abfall zu Salzgrus und betragen somit nur etwa 1:2. Diese Lagerungsverhältnisse werden als repräsentativ angesehen. Sowohl der Abfall als auch der Salzgrusversatz werden als vollständig kompaktierbar angesehen, sodass bei einer Einlagerung in ein plastisches Wirtsgestein die Porosität im Einlagerungsbereich aufgrund der Kompaktion durch die Konvergenz des Gesteins mit der Zeit verschwindet.

In Kapitel 2 wurde diskutiert, welche Gasmengen bei der Umwandlung der im Abfall enthaltenen Gas produzierenden Stoffe erzeugt werden. Die den Rechnungen zugrunde gelegten spezifischen Gasmengen, bezogen auf das Gewicht des Gas produzierenden Stoffes, sind nochmals in Tabelle 4.2 zusammengefasst. Daraus ergeben sich zusammen mit der Abfallzusammensetzung die spezifischen produzierten Gasmengen bezogen auf das Abfallvolumen, die in Tabelle 4.3 angegeben sind. Pro Kubikmeter eingelagerter Abfall werden somit fast 550 Nm<sup>3</sup> Gas erzeugt. Wie in Kapitel 2 gesagt wurde, wird beim LAW davon ausgegangen, dass im Abfall ausreichend Wasser vorhanden ist, um die gesamten Stoffmengen umzuwandeln, sodass in jedem Fall die maximal mögliche Gasmenge auch tatsächlich erzeugt wird.

#### **4.1.2 HAW**

Die Gasproduktion beim HAW erfolgt einerseits durch die Korrosion der Abfallbehälter und andererseits durch die Radiolyse des in der Umgebung des Abfalls im Wirtsgestein vorhandenen Wassers. Die mit dem Abfallbehälter eingelagerten Eisenmengen und so-

**Tab. 4.2** Spezifische Gasmengen pro Kilogramm Gas produzierenden Stoffes

	Spezifische Gasmenge [Nm <sup>3</sup> /kg]
Eisen	0,535
Polyethylen	3,2
Zellulose	0,2

**Tab. 4.3** Spezifische Gasmengen bezogen auf das Abfallvolumen

	Spezifische Gasmenge [Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]
Eisen	297,1
Polyethylen	242,0
Zellulose	8,4
Summe	547,5

mit auch die durch die Korrosion der Behälter erzeugten maximalen Gasmengen sind stark vom Behältertyp abhängig. In Tabelle 4.4 sind die Eisenmengen für vier Behältertypen und die daraus bei vollständiger Korrosion resultierenden maximalen Gasmengen angegeben. Diese Gasmengen werden nur dann erzeugt, wenn mindestens die unter Wasserverbrauch angegebene Wassermenge zur Verfügung steht. Die betrachteten Behältertypen sind der Behälter für verglasten HAW [ 14 ] und drei Behälter zur direkten Endlagerung von Brennstäben: eine Kokille, die zur Bohrlochlagerung im Granit im Rahmen des Projektes SPA entwickelt wurde [ 19 ], die Brennstoff-Kokille mit einer Kapazität eines halben Brennelements und der Pollux-Behälter für acht Brennelemente [ 14 ]. Für die Rechnungen werden die beiden in Deutschland gängigen Verpackungsarten für Brennelemente, die Brennstoff-Kokille und der Pollux-Behälter gegenübergestellt. Die Einlagerung von Pollux-Behältern erfolgt in Streckenlagerung und die der Brennstoff-Kokillen in Bohrlochlagerung.

Die produzierte Gasmenge bei der Verwendung eines Pollux-Behälters ist fast 80 mal größer als bei einer Pollux-Kokille. Bezieht man die Gasmenge aber auf die im Abfall enthaltene Schwermetallmenge, dann ist die Gasmenge für den Fall der Einlagerung in Pollux-Behältern nur noch etwa 5,5 mal größer als in Brennstoff-Kokillen.

**Tab. 4.4** Spezifische Gasmengen beim HAW durch Korrosion

	HAW-Kokille	SPA-Kokille	Brennstoff-Kokille	Pollux-Behälter
Eisenmenge [kg]	75	5 660	740	57 790
Produzierte Gasmenge [Nm <sup>3</sup> ]	40	3 028	396	30 918
Wasserverbrauch [m <sup>3</sup> ]	0,03	2,4	0,32	25
Schwermetallmenge [kg <sub>SM</sub> ]	(1 150)	2 290	267	4 270
Spez. Gasmenge [Nm <sup>3</sup> /t <sub>SM</sub> ]	35	1 322	1 483	7 241

Die durch die Radiolyse erzeugten maximalen Gasmengen wurden in Abschnitt 2.1 berechnet. Diese werden für die Brennstoff-Kokille bei den Rechnungen zusätzlich berücksichtigt, sind aber mit maximal 0,13 Nm<sup>3</sup>/m für Salz und 17,1 Nm<sup>3</sup>/m für Ton klein gegenüber den Gasmengen, die durch die Korrosion bei den meisten Behälterarten erzeugt werden. Bei der Endlagerung in Pollux-Behältern findet aufgrund von deren geringer Dosisleistung praktisch keine Radiolysegasbildung statt.

Wenn das Wirtsgestein nur geringe Wassermengen enthält und somit nicht ausreichend Wasser für die Korrosion des Behälters zur Verfügung steht, wird die Gasproduktion durch die Wassermenge begrenzt. Der zugrunde liegende Prozess - ob Korrosion oder Radiolyse - ist dabei unerheblich, entscheidend ist nur die zur Verfügung stehende Wassermenge. Die Gasproduktion beträgt dann pro Kilogramm zur Verfügung stehender Wassermenge 1,25 Nm<sup>3</sup>/kg<sub>w</sub>.

Die produzierte spezifische Gasmenge ist für die beiden Abfallarten LAW und HAW in Tabelle 4.5 zusammengefasst.

**Tab. 4.5** Gasproduktion der verschiedenen Abfallarten

Abfall		Gasproduktion
LAW	[Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	548
HAW	Korrosion Brennstoff-Kokille [Nm <sup>3</sup> /Kokille]	396
	Korrosion Pollux-Behälter [Nm <sup>3</sup> /Pollux]	30 918
	Radiolyse maximal [Nm <sup>3</sup> /m]	17

## 4.2 Wirtformationen

Als Wirtformationen werden drei Gesteinsarten unterschieden:

- **Durchlässiges Gestein** ist durchlässig für Wasser und Gase. Das Wasserangebot für die Korrosion ist immer ausreichend. Die gebildeten Gase können entweichen, wenn der Gasdruck den Gaseindringdruck überschreitet.

Ein Beispiel für eine durchlässige Wirtgesteinsformation ist geklüfteter Granit.

- **Dichtes, nicht plastisches Gestein** hat sehr hohe Gaseindringdrücke. Ein Eindringen der Gase in die Formation ist daher im Allgemeinen nur dann möglich, wenn sich aufgrund des Gasdruckes bestehende Wegsamkeiten vergrößern oder neue Wegsamkeiten bilden. Die Durchlässigkeit für Wasser ist ebenfalls sehr gering und von der Gesteinsart abhängig. In der Formation bestehende Hohlräume konvergieren nicht oder nur geringfügig.

Ein Beispiel für ein dichtes, nicht plastisches Wirtsgestein ist Tonstein oder auch ungestörter Granit. Für Tonstein wird gemäß Abschnitt 2.5.2 von einem ausreichenden Wasserangebot für die Korrosion ausgegangen.

- **Dichtes, trockenes und plastisches Gestein** hat eine sehr geringe Permeabilität und ist sowohl für Wasser wie auch für Gase undurchlässig. Das Wasserangebot ist beschränkt und von der Formation abhängig. Es werden eine Endlagersituation mit kompaktierbarem und eine mit nicht kompaktierbarem Versatz unterschieden. Falls offene Hohlräume mit kompaktierbarem Versatz verfüllt sind, werden diese durch die Konvergenz vollständig verschlossen.

Ein Beispiel für ein dichtes, plastisches Wirtsgestein ist Salz.

### 4.3 Rechenfälle

Es werden insgesamt sieben Fälle betrachtet, vier davon mit LAW und drei mit HAW. Die betrachteten Rechenfälle sind in Tabelle 4.6 zusammengefasst.

**Tab. 4.6** Übersicht über die betrachteten Fälle

Gesteinsart	Versatz	Abfallart	
		LAW	HAW
dicht, nicht plastisch		1	5
dicht, plastisch	nicht kompaktierbar	2	6
	kompaktierbar	3	7
durchlässig		4	4

Für die Tiefe des Endlagers und den daraus folgenden Gebirgsdruck auf dem Endlagerniveau werden zwei Fälle betrachtet, nämlich 400 m entsprechend einem Gebirgsdruck von 8,6 MPa und 800 m entsprechend einem Gebirgsdruck von 17,3 MPa. Den berechneten Gebirgsdrücken liegt eine mittlere Gesteinsdichte von 2 200 kg/m<sup>3</sup> zugrunde.

#### 4.3.1 Fall 1: LAW im Tonstein

Für die Endlagerung von LAW im Tonstein soll das Konzept der Speicherung der Gase im Porenvolumen des Versatzes untersucht werden. Da das Gebirge keine oder nur geringe Plastizität aufweist, bleibt der anfängliche Hohlraum dauerhaft erhalten. Es wird davon ausgegangen, dass die Hohlräume vollständig versetzt sind. Die gebildeten Gase werden somit im Hohlraum des Abfalls und im Porenraum des Versatzes gespeichert.

Tabelle 4.7 zeigt in den ersten beiden Zeilen die gebildeten Gasmengen unter Normbedingungen und unter Gebirgsdruck. Das Gasvolumen unter Gebirgsdruck entspricht dem Porenspeichervolumen, das zur vollständigen Speicherung der Gase benötigt wird. Im Abfall selbst ist ein Porenspeichervolumen von 0,5 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup><sub>Abfall</sub> vorhanden, sodass der in der vierten Zeile angegebene Hohlraum durch die zusätzliche Einbringung von Versatz zur Verfügung gestellt werden muss. Bei einer Versatzporosität von 40 % entspricht dies der in der letzten Zeile angegebenen Versatzmenge.

**Tab. 4.7** Fall 1: LAW im dichten und nicht-plastischen Gestein

		Endlagerteufe in	
		400 m	800 m
Gasproduktion LAW	[Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	547,5	
Gasmenge unter Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	6,3	3,2
Hohlraum im Abfall	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	0,5	
Zusätzlich notwendiger Hohlraum	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	5,8	2,7
Notwendige Versatzmenge	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	14,5	6,8

Daraus ergibt sich, dass bei einer Einlagerung von LAW im dichten, nicht plastischen Gestein in einer Teufe von 400 m zusätzlich zu jedem Kubikmeter Abfall noch 14,5 m<sup>3</sup> Versatz eingebracht werden müssen um das gebildete Gas aufzunehmen. In einer Teufe von 800 m werden für die gleiche Gasmenge lediglich 6,8 m<sup>3</sup> Versatz benötigt. Die zur Gasspeicherung benötigte Versatzmenge übersteigt somit das als repräsentativ angesehene Abfall-zu-Versatz-Verhältnis von 1:2 im ERAM. Somit müssen zusätzlich zu den technisch bedingten Hohlräumen zwischen den Abfallbehältern und in den Firsten der Einlagerungshohlräume weitere verfüllte Hohlräume zur Verfügung gestellt werden. Die Bereitstellung des Porenvolumens zur Speicherung der produzierten Gase erscheint aber realisierbar.

**4.3.2 Fall 2: LAW im Salz mit nicht kompaktierbarem Versatz**

Im Salz kann das gebildete Gas nicht entweichen. Da das Gebirge plastisch ist, verschwinden offene Hohlräume mit der Zeit vollständig. Für den Abfall wird ebenfalls davon ausgegangen, dass dieser vollständig kompaktiert wird. Zur Gasspeicherung soll zusätzlich nicht kompaktierbarer Versatz eingebracht werden. Es wird von einer nicht kompaktierbaren Versatzporosität von 0,4 ausgegangen. Tabelle 4.8 zeigt die gebildeten Gasmengen, die Größe des zur Speicherung der Gasmengen erforderlichen Hohlräume und die sich daraus ergebenden notwendigen Versatzmengen, um den Hohlraum bei einer Versatzporosität von 40 % bereitzustellen. Dieser Fall ist sehr ähnlich zu dem vorangegangenen und unterscheidet sich lediglich darin, dass im Salz der Abfall vollständig kompaktiert wird und somit der im Fall 1 vorhandene Hohlraum im Abfall in diesem Fall zusätzlich durch den Versatz zur Verfügung gestellt werden muss, was die benötigte Versatzmenge um 1,25 m<sup>3</sup> erhöht.

**Tab. 4.8** Fall 2: LAW im dichten und plastischen Gestein

		Endlagerteufe in	
		400 m	800 m
Gasproduktion LAW	[Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	547,5	
Gasmenge unter Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	6,3	3,2
Notwendiger Hohlraum	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	6,3	3,2
Notwendige Versatzmenge	[m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abfall</sub> ]	15,8	8,0

Daraus ergibt sich, dass bei einer Einlagerung von LAW im dichten, nicht-plastischen Gestein in einer Teufe von 400 m zusätzlich zu jedem Kubikmeter Abfall 15,8 m<sup>3</sup> nicht kompaktierbarer Versatz mit eingebracht werden müssen, um das gebildete Gas aufzunehmen. Bei einer Teufe von 800 m werden 8 m<sup>3</sup> Versatz benötigt. Die Bereitstellung des Porenvolumens zur Speicherung der produzierten Gase erscheint realisierbar.

#### 4.3.3 Fall 3: LAW im Salz mit kompaktierbarem Versatz

Im Salz kann das gebildete Gas nicht entweichen. Da das Gebirge plastisch und sowohl der Abfall als auch der Versatz sind vollständig kompaktierbar ist, verschwinden die Hohlräume mit der Zeit. Für diesen Fall kann nicht wie in den vorangegangenen Fällen einfach die maximale Gasmenge dem zur Verfügung stehenden Porenvolumen gegenübergestellt werden. Es muss vielmehr die zeitliche Entwicklung des Endlagerbereichs betrachtet werden.

Dazu wird ein repräsentatives Volumen des Einlagerungsbereichs von 1 000 m<sup>3</sup> betrachtet. Der Einlagerungsbereich ist vollständig mit Abfall und Salzgrusversatz gefüllt. Das Mengenverhältnis von Abfall zu Versatz wird zu 1:8 gewählt. Es entspricht damit dem im vorangegangenen Abschnitt berechneten erforderlichen Verhältnis zur Gasspeicherung bei Einbringung nicht kompaktierbaren Versatzes in einer Teufe von 800 m. Die weiteren Eigenschaften dieses Bereichs sind in Tabelle 4.9 aufgeführt.

Es ist folgende zeitliche Entwicklung des Einlagerungsbereiches zu erwarten: Durch die Gasproduktion und die Konvergenz des Gebirges steigt der Gasdruck kontinuierlich an, wobei der ansteigende Gasdruck und der Stützdruck des Versatzes die Konvergenz behindern und die Konvergenzrate verringern. Übersteigt die produzierte Gasmenge am



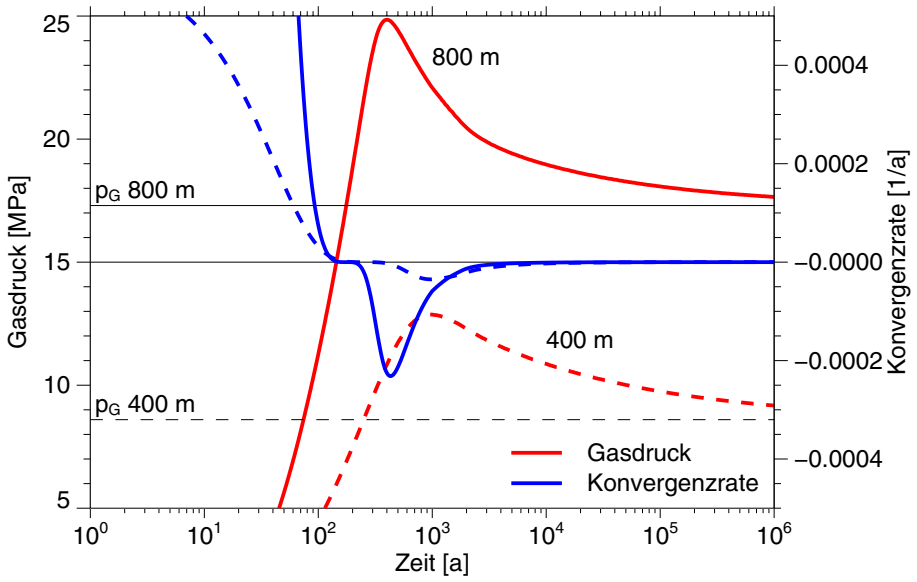
**Tab. 4.9** Fall 3: LAW im dichten und plastischen Gestein mit kompaktierbarem Versatz

		Endlagerteufe in	
		400 m	800 m
Kammervolumen	[m <sup>3</sup> ]	1 000	
Abfall	[m <sup>3</sup> ]	111	
Salzgrusversatz	[m <sup>3</sup> ]	889	
Porenvolumen vor Kompaktion	[m <sup>3</sup> ]	411	
Gasproduktion	[Nm <sup>3</sup> ]	60 773	
Gebirgsdruck	[MPa]	8,6	17,3
Gasmenge unter Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> ]	707	351
Referenzkonvergenzrate	[1/a]	$5 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-2}$

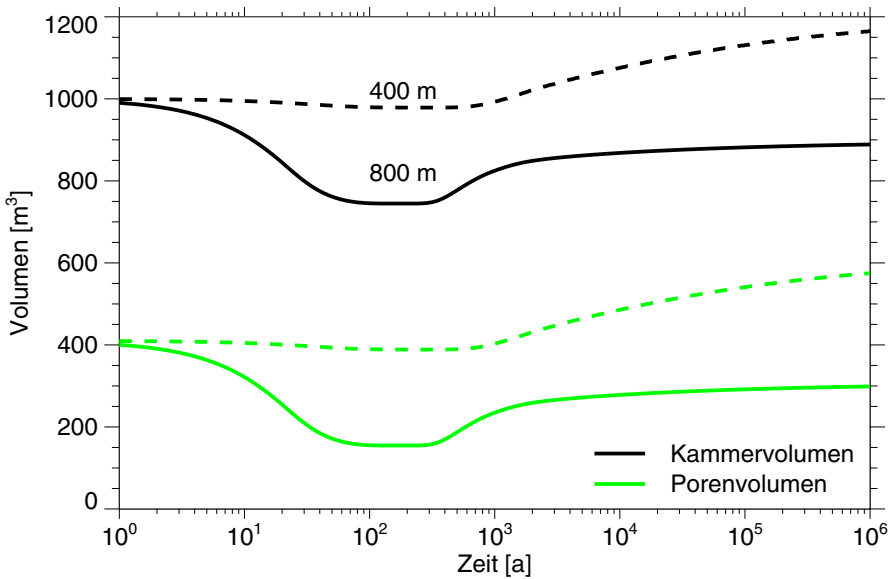
Ende der Gasproduktion das zu diesem Zeitpunkt noch zur Verfügung stehende Porenvolumen, dann übersteigt der Gasdruck den Gebirgsdruck. In diesem Fall ist mit einer durch den Gasdruck verursachten Vergrößerung der Hohlräume - einer Art „negativer Konvergenz“ - zu rechnen.

Die zeitliche Entwicklung des Gasdrucks in dem Endlagerbereich wurde mit dem Programmpaket EMOS modelliert [ 43 ]. Der Zeitpunkt des Überschreitens des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck sollte dabei ermittelt werden. Der zeitliche Verlauf der Gasbildung wird durch einen exponentiellen Ansatz beschrieben. Damit wird der abnehmenden Oberfläche der korrodierenden Stoffe mit fortschreitender Korrosion Rechnung getragen. Für die Umwandlungsrate der Gas bildenden Stoffe wurde ein Wert von  $4 \cdot 10^{-3}$  /a gewählt. Die Ergebnisse der Modellierung für die beiden Endlagerteufen sind in den Abbildungen 4.1 und 4.2 dargestellt.

Der Zeitpunkt des Überschreitens des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck liegt bei 250 Jahren für den Fall einer Endlagerteufe von 400 m und bei 180 Jahren bei einer Teufe von 800 m. Bei dem Endlager in einer Teufe von 400 m beträgt das Hohlraumvolumen zum Zeitpunkt des Überschreitens des Gebirgsdrucks etwa 390 m<sup>3</sup>, und es vergrößert sich bis 1 Mio. Jahre auf etwa 575 m<sup>3</sup>, was einem Faktor 1,5 entspricht. Bei dem Endlager in einer Teufe von 800 m betragen die entsprechenden Hohlraumvolumina 155 m<sup>3</sup> beim Überschreiten des Gebirgsdrucks und etwa 300 m<sup>3</sup> bei 1 Mio. Jahre, entsprechend einer



**Abb. 4.1** Fall 3: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate



**Abb. 4.2** Fall 3: Zeitliche Entwicklung der Volumina

Hohlraumvergrößerung um ungefähr einen Faktor 2. Die Konvergenzrate beträgt im Minimum etwa  $-3,5 \cdot 10^{-5}$  /a bei einer Endlagertiefe von 400 m und bei einer Endlagertiefe von 800 m etwa  $-2,3 \cdot 10^{-4}$  /a.

Für die Berechnung des zeitlichen Verlaufs des Hohlraumvolumens und der Konvergenzrate nach dem Überschreiten des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck wird vorausgesetzt, dass das plastische Verhalten des Gesteins bei einer Volumenvergrößerung der gleichen Gesetzmäßigkeit gehorcht wie bei der Konvergenz. Das Verhalten von Salzformationen beim Überschreiten des Gebirgsdrucks durch einen Gasdruck wird auch im Zusammenhang mit dem Kavernenbau diskutiert. Die Bildung einer dadurch bedingten sogenannten Sekundärpermeabilität ist Gegenstand der aktuellen Forschung [ 30 40 ].

Auch wenn sich der Vorgang der Volumenvergrößerung über einen sehr großen Zeitraum erstreckt, ist es unsicher, ob das Gebirge bei einer Volumenvergrößerung mit einer plastischen Verformung reagiert, oder ob sich eine Auflockerungszone in der Salzformation zur Aufnahme der Gase bildet. Gegenüber den Konvergenzraten bei der Verringerung der Hohlräume erscheinen die negativen Konvergenzraten bei der Vergrößerung jedoch betragsmäßig sehr gering und die Belastung des Gebirges nicht wesentlich.

Man muss allerdings auch berücksichtigen, dass nicht vorhersehbar ist, an welcher Stelle genau sich im Endlager neue Hohlräume bilden. Sollte sich das Gebirge in den Strecken in der Nähe von Verschlüssen aufweiten, so ist es möglich, dass sich Wegsamkeiten an den Verschlüssen vorbei bilden können, da die Verschlüsse ihre Geometrie beibehalten. Aus diesem Grund sollten eine negative Konvergenz des Wirtsgesteins vermieden werden und es sollten wie im Fall 2 beschrieben, zusätzliche Porenspeicherräume zur Speicherung des Gases geschaffen werden.

#### **4.3.4 Fall 4: LAW und HAW im durchlässigen Gestein**

Bei einem Endlager im durchlässigen Gestein kann das produzierte Gas entweichen, sobald der Gasdruck die Summe aus hydrostatischem Druck und Gaseindringdruck des Wirtsgesteins übersteigt. Die Gaseindringdrücke einiger typischer Wirtsgesteine sind in Kapitel 3 diskutiert worden. Die Tiefe eines Endlagers in einer dieser Formationen muss ausreichend sein, sodass der lokale Gebirgsdruck über dem zum Entweichen des Gases notwendigen Druck liegt. Die Gaseindringdrücke und die daraus resultierende minimale

Endlagerteufe zur Vermeidung unzulässig hoher Gasdrücke sind in Tabelle 4.10 zusammengefasst. Zur Berechnung des Gebirgsdrucks und der minimalen Endlagerteufe wurde von einer mittleren Gesteinsdichte von  $2\,200\text{ kg/m}^3$  und einer Dichte des Wassers von  $1\,000\text{ kg/m}^3$  ausgegangen.

**Tab. 4.10** Gaseindringdruck und minimale Endlagerteufe für verschiedene Wirtsgesteinsformationen

Gesteinsart		Gaseindringdruck [MPa]	min. Endlagerteufe [m]
Granit	Klüfte	< 0,015	1
	Scherzone	0,25	12
	Matrix	> 5	-
Ton	Boom Clay	< 3,1	144
	Opalinus	5 - 10	425 - 850

#### 4.3.5 Fall 5: HAW im Tonstein

In diesem Abschnitt wird die Endlagerung von HAW in einer dichten, nicht plastischen Formation am Beispiel des Tonsteins betrachtet. Das Wasserangebot in einer Tonsteinformation wurde in Abschnitt 2.5.2 abgeschätzt. Diese übersteigt die erforderlichen Wassermengen zur vollständigen Korrosion des Eisens der HAW-Behälter, sodass die Gasbildung nicht durch ein begrenztes Wasserangebot behindert wird.

Der Transportprozess für Gase in verfestigtem Tonstein ist Gegenstand der aktuellen Forschung und wurde in Abschnitt 3.3.2 beschrieben. Alternativ zur Freisetzung der Gase aus einem Endlager in einer Tonformation wird im Folgenden die Speicherung der Gase im Versatz diskutiert. Bei den Brennstoff-Kokillen wird von einer Bohrlochlagerung ausgegangen. Der Bohrlochverschluss muss dabei derart beschaffen sein, dass das Gas durch den Verschluss in die darüber liegende Strecke freigesetzt werden kann und dort in einem nicht kompaktierbaren Versatz gespeichert wird. Die Polluxbehälter werden direkt in der Strecke eingelagert. Der Streckenquerschnitt wird zu  $20\text{ m}^2$  angenommen, die Porosität des Versatzes beträgt 40 %. Für die Gasproduktion durch Korrosion wird von einer vollständigen Umsetzung des Eisens ausgegangen.

Die Gasproduktion durch Radiolyse erfolgt bei Endlagerung in Brennstoff-Kokillen entsprechend der Länge der Behälter. Bei Pollux-Behältern findet keine Radiolyse statt. Tabelle 4.11 zeigt die produzierten Gasmengen durch beide Prozesse und die zu deren Aufnahme erforderlichen Versatzmengen.

**Tab. 4.11** Fall 5: Gasspeicherung im Porenraum bei HAW im feuchten Gestein

Endlagerteufe in		Brennstoff-Kokille		Pollux-Behälter	
		400 m	800 m	400 m	800 m
Gasmenge pro Behälter	[Nm <sup>3</sup> ]	481		30 918	
Gasmenge bei Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> ]	5,6	2,8	360	179
Notwendige Versatzmenge	[m <sup>3</sup> ]	13,9	7,0	900	448
Notwendige Streckenlänge	[m]	0,7	0,3	45	22

Aus den zur Gasspeicherung erforderlichen Versatzmengen und dem Streckenquerschnitt folgen die in Tabelle 4.11 angegebenen erforderlichen Streckenlängen zur Speicherung der produzierten Gase. Es zeigt sich, dass der minimale Abstand zweier Bohr-löcher, bzw. zweier Behälter in der Strecke bei der Lagerung von Pollux-Behältern unrealistisch hoch ist, während bei der Lagerung in Brennstoff-Kokillen der über dem Bohrloch befindliche Streckenabschnitt in jedem Fall ausreicht, um das produzierte Gas zu speichern.

**4.3.6 Fall 6: HAW im Salz mit nicht kompaktierbarem Versatz**

In einer dichten, trockenen Steinsalzformation wird die Gasbildung durch ein begrenztes Wasserangebot entsprechend der aus dem Gebirge zutretenden Feuchtigkeit behindert. Die produzierte Gasmenge ist daher nur von der zutretenden Wassermenge und nicht von dem Behälterttyp oder der Art der Gasproduktion abhängig. Die in Salzformationen in ein Bohrloch zutretende Wassermenge wurde in Abschnitt 2.5.3 diskutiert. Die Extrapolation des Flüssigkeitszutritts von Wasser über sehr große Zeiträume ist jedoch schwierig. Im Folgenden wird für die Bohrlochlagerung ein Referenzwert von etwa 5 kg pro Meter Bohrlochlänge verwendet. Bei Streckenlagerung erhöht sich die Wassermenge um die mit dem Versatz eingebrachte Feuchtigkeit. Für Streckenlagerung wird daher ein Maximalwert von 50 kg/m verwendet. Der Streckenquerschnitt wird zu 20 m<sup>2</sup> angenom-

men und die Porosität des Versatzes beträgt 40 %. Die erforderliche Streckenlänge zur Vermeidung unzulässiger Gasdrücke wird im Verhältnis zur Strecken- bzw. Bohrlochlänge ermittelt. Die Ergebnisse für einen Wasserzutritt von 50 kg/m zeigt Tabelle 4.12.

**Tab. 4.12** Fall 6: HAW im dichten, trockenen Gestein mit nicht-kompaktierbaren Versatz

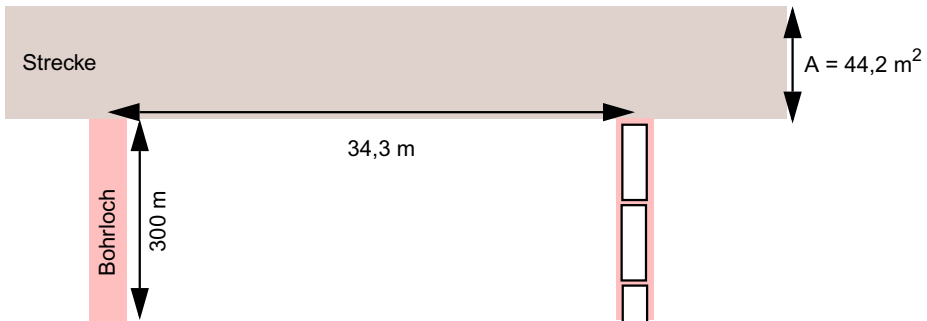
		Endlagertiefe in	
		400 m	800 m
Wassermenge	[kg/m]	50,0	
Gasproduktion	[Nm <sup>3</sup> /m]	62,3	
Gasmenge unter Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> /m]	$7,2 \cdot 10^{-1}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$
Notwendige Versatzmenge	[m <sup>3</sup> /m]	1,8	0,9
Notwendige Streckenlänge	[m/m]	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$

Es zeigt sich, dass selbst bei der maximalen zutretenden Wassermenge die notwendigen Streckenlängen zur Speicherung der Gase im Porenvolumen des Versatzes gering sind. Selbst bei sehr langen Bohrlöchern von bis zu 300 m Länge, wie sie in Salzformationen in Betracht gezogen werden, reicht die mit nicht kompaktierbarem Versatz versetzte Strecke aus, um die produzierten Gase zu speichern.

#### 4.3.7 Fall 7: HAW im Salz mit kompaktierbarem Versatz

Im einer dichten, trockenen Steinsalzformation wird die Gasbildung durch ein begrenztes Wasserangebot entsprechend der aus dem Gebirge zutretenden Feuchtigkeit behindert. Die produzierte Gasmenge ist daher nur von der zutretenden Wassermenge und nicht von dem Behältertyp oder der Art der Gasproduktion abhängig. Es sollen für die Einlagerung von HAW im Salz mit kompaktierbarem Versatz im Folgenden zwei Fälle betrachtet werden: Die Lagerung von Brennstoffkokillen in Bohrlöchern und die Streckenlagerung von Pollux-Behältern. Die Geometriedaten von Strecken und Bohrlöchern bei der HAW-Endlagerung werden entsprechend der SAM-Studie [ 4 ] gewählt.

Die Brennstoffkokillen werden in Bohrlöcher eingelagert. Bei der Bohrlochlagerung wird für die insgesamt zutretende Wassermenge ein Referenzwert von etwa 5 kg pro Meter angenommen. Der Bohrlochverschluss soll derart beschaffen sein, dass das produzierte Gas durch den Verschluss in die darüber liegende Strecke freigesetzt werden kann und dort in dem kompaktierbaren Versatz gespeichert wird. Die Geometrie des Bohrlochs und der Strecke ist in Abbildung 4.3 skizziert, und die Parameter sind in Tabelle 4.13 zusammengefasst.



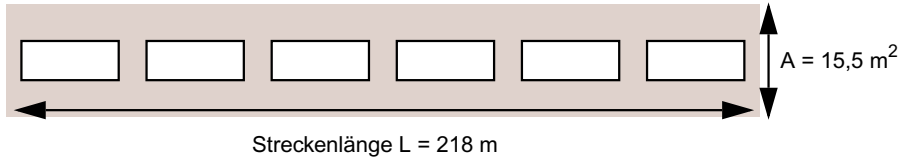
**Abb. 4.3** Fall 7: Bohrlochlagerung von HAW

**Tab. 4.13** Fall 7: Parameter zur Bohrlochlagerung von HAW im Salz

		Endlagertiefe in	
		400 m	800 m
Bohrlochlänge	[m]	300	
Bohrlochabstand	[m]	34,3	
Streckenquerschnitt	[m <sup>2</sup> ]	44,2	
Anfangsporosität des Versatzes		0,4	
Hohlraumvolumen in der Strecke zu Beginn	[m <sup>3</sup> ]	607	
Wassermenge pro Bohrloch	[kg]	1 500	
Gasproduktion pro Bohrloch	[Nm <sup>3</sup> ]	1 875	
Gasmenge unter Gebirgsdruck pro Bohrloch	[m <sup>3</sup> ]	22	11

Die Pollux-Behälter werden in der Strecke eingelagert. Das restliche Volumen wird mit Salzgrus verfüllt. Da mit dem Salzgrus auch Wasser in das Endlager eingebracht wird, muss bei der Streckenlagerung von einer größeren zur Verfügung stehenden Wassermenge ausgegangen werden. Es wird ein Wassergehalt des Salzgruses von 0,1 Vol-%

zugrunde gelegt [ 22 ] und somit wird bei der Streckenlagerung für die insgesamt zutrende Wassermenge ein Referenzwert von etwa 50 kg pro Meter angenommen. Die Geometrie bei der Streckenlagerung ist in Abbildung 4.4 skizziert, und die Parameter bei der Streckenlagerung sind in Tabelle 4.14 zusammengefasst.



**Abb. 4.4** Fall 7: Streckenlagerung von HAW

**Tab. 4.14** Fall 7: Parameter zur Streckenlagerung von HAW im Salz

		Endlagertiefe in	
		400 m	800 m
Streckenlänge	[m]	218	
Streckenquerschnitt	[m <sup>2</sup> ]	15,5	
Versatzvolumen	[m <sup>3</sup> ]	3 242	
Anfangsporosität des Versatzes		0,4	
Hohlraumvolumen in der Strecke zu Beginn	[m <sup>3</sup> ]	1 297	
Wassermenge	[kg]	10 900	
Gasproduktion	[Nm <sup>3</sup> ]	13 625	
Gasmenge unter Gebirgsdruck	[m <sup>3</sup> ]	158	79

Es ist folgende zeitliche Entwicklung des Drucks und des Porenvolumens in der Strecke zu erwarten: Durch die Gasproduktion und die Konvergenz des Gebirges steigt der Gasdruck in der Strecke kontinuierlich an, wobei die Stützwirkung des ansteigenden Gasdrucks und des Versatzes die Konvergenz behindert und die Konvergenzrate in der Strecke sukzessive verringert. Das Verhältnis von Konvergenzrate zu Gasbildungsrate bestimmt dann den weiteren Verlauf. Ist die Konvergenz langsam, sodass das Hohlraumvolumen in der Strecke nach Beendigung der Gasproduktion größer ist als das Gasvolumen unter Gebirgsdruck, dann wird es nicht zu einer Überschreitung des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck kommen. Ist dagegen die Konvergenzrate so groß, dass das Hohl-



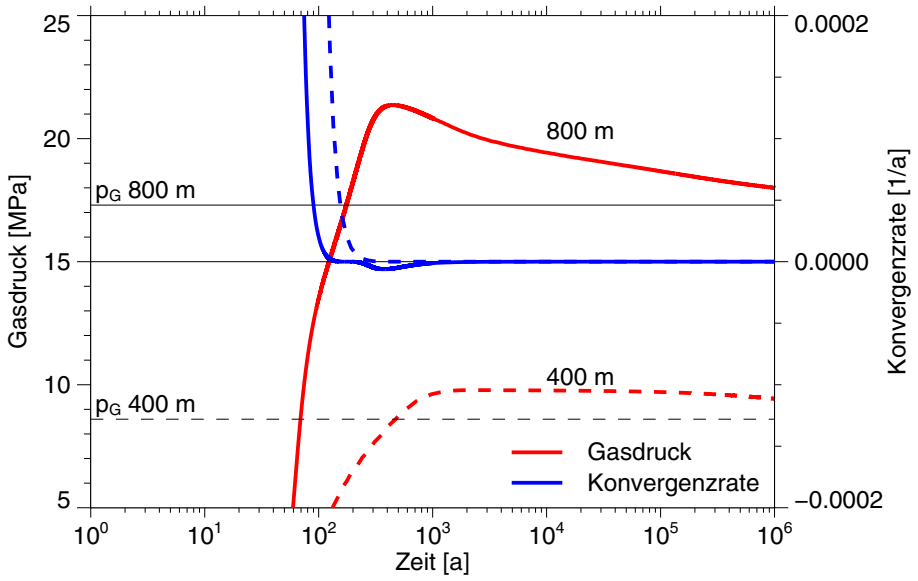
raumvolumen zu einem frühen Zeitpunkt geringer ist als das maximale Gasvolumen unter Gebirgsdruck wird die fortschreitende Gasproduktion den Gasdruck über den Gebirgsdruck hinaus erhöhen.

Eine Unsicherheit ergibt sich dadurch, dass die Gasproduktionsrate in dem Fall mit beschränktem Wasserangebot direkt proportional zu der Zutrittsrate des Wassers ist. Diese ist jedoch für sehr große Zeiträume nicht gut bekannt. Es ist jedoch zu erwarten, dass auch über große Zeiträume immer noch - wenn auch in geringen Mengen - Wasser Zutritt und somit die Gasproduktion über sehr lange Zeiträume anhält.

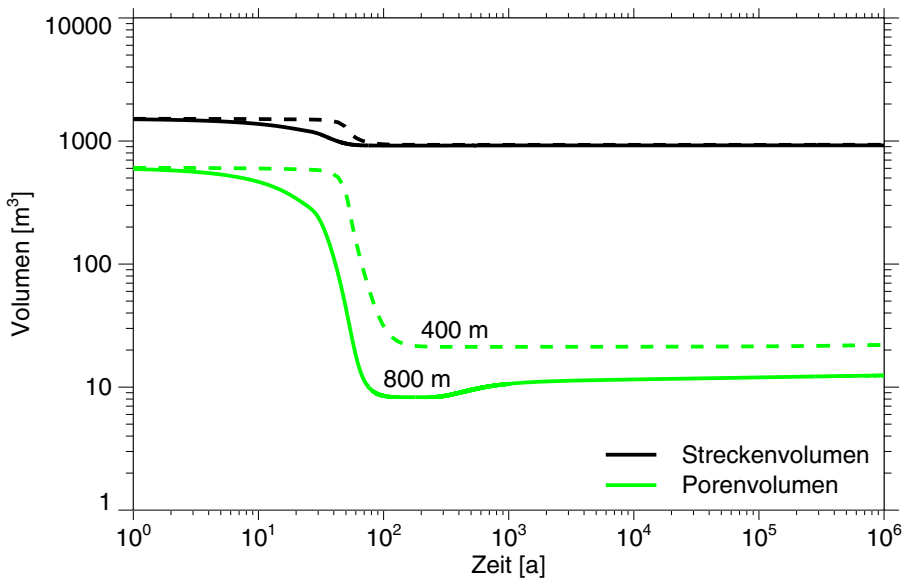
Die zeitliche Entwicklung des Gasdrucks in der Strecke wurde mit dem Programmpaket EMOS modelliert. Der Zeitpunkt des Überschreitens des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck soll dabei ermittelt werden. Bei den Rechnungen wurde der Einfluss der Wärmeproduktion des HAW auf die Konvergenz des Salzgesteins berücksichtigt. Die Temperaturverteilungen wurden entsprechend dem Projekt SAM [ 4 ] gewählt. Die Ergebnisse der Modellierung für die Streckenlagerung und Bohrlochlagerung in beiden Endlagerteufen sind in den Abbildungen 4.5 bis 4.8 dargestellt.

Bei allen betrachteten Fällen kommt es zu einer Überschreitung des Gebirgsdrucks durch den Gasdruck und infolgedessen zu einer Vergrößerung des offenen Hohlraums, d.h. zu negativen Konvergenzraten. Gegenüber den normalen Konvergenzraten bei der Verringerung der Hohlräume sind die negativen Konvergenzraten bei der Vergrößerung betragsmäßig klein und die Belastung des Gebirges vermutlich nicht wesentlich.

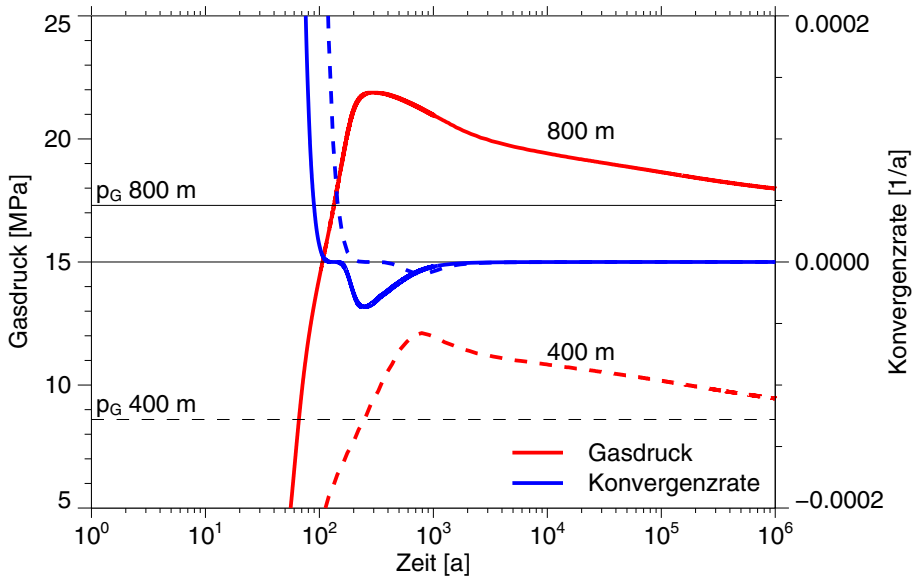
Man muss allerdings auch berücksichtigen, dass nicht vorhersehbar ist, an welcher Stelle im Endlager sich neue Hohlräume bilden. Sollte sich das Gebirge in Strecken in der Nähe von Verschlüssen aufweiten, so ist es möglich, dass sich Wegsamkeiten an den Verschlüssen vorbei bilden können, da die Verschlüsse ihre Geometrie beibehalten. Dies gilt insbesondere, da wie oben bereits gesagt, die Gasproduktion vermutlich sehr viel länger anhält, als in der Modellierung berücksichtigt wurde und dadurch auch die Vergrößerung der Hohlräume über einen langen Zeitraum erfolgt. Aus diesem Grund sollte eine negative Konvergenz des Wirtsgesteins vermieden werden und statt dessen die notwendigen Mengen nicht kompaktierbarer Versatz eingebracht werden, wie sie für den Fall 6 berechnet wurden.



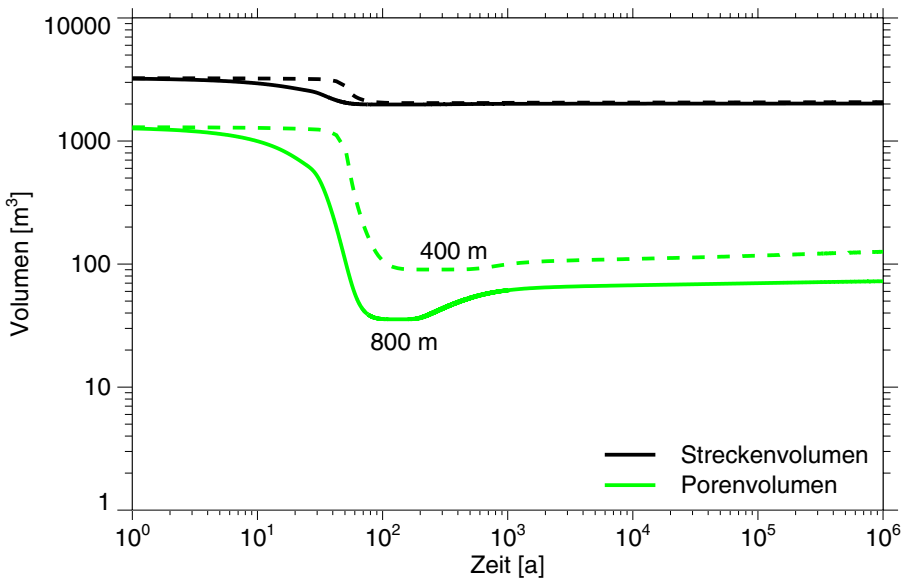
**Abb. 4.5** Fall 7: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate bei Bohrlochlagerung



**Abb. 4.6** Fall 7: Zeitliche Entwicklung der Volumina bei Bohrlochlagerung



**Abb. 4.7** Fall 7: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate bei Streckenlagerung



**Abb. 4.8** Fall 7: Zeitliche Entwicklung der Volumina bei Streckenlagerung

## 5 Zusammenfassung

In diesem Bericht wurde der konzeptionelle Umgang mit dem Problem der Gasbildung in einem Endlager für radioaktive Abfälle untersucht. Dabei wurden die verschiedenen Prozesse der Gasproduktion und die Gaseindringdrücke unterschiedlicher Gesteine diskutiert. Weiterhin wurden orientierende Modellrechnungen durchgeführt. Dabei wurden verschiedene Abfallarten und unterschiedliche Wirtsgesteinsformationen betrachtet.

Die Gasproduktion erfolgt durch die anaerobe Korrosion und Zersetzung im Abfall enthaltener Stoffe, und bei hochaktiven Abfällen zusätzlich durch die Radiolyse, wobei letztere im Vergleich mit der Korrosion und Zersetzung im Allgemeinen jedoch vernachlässigt werden kann. Die relevanten Abfallbestandteile für die Gasproduktion sind Eisen und organische Verbindungen. Bei der Umwandlung dieser Stoffe wird entweder Wasser verbraucht, oder dessen Vorhandensein ist zum Ablauf der Umwandlung notwendig. Die bei der Umwandlung der Stoffe produzierten spezifischen Gasmengen werden durch die stöchiometrischen Verhältnisse der Reaktionen festgelegt. Während die spezifische Gasmenge durch die anaerobe Korrosion von Eisen relativ unabhängig vom betrachteten Endlagerkonzept ist, hängt der Umwandlungsprozess der organischen Stoffe sehr stark von dem Vorhandensein anderer Stoffe, wie Sulfat oder Nitrat ab.

Wenn der Gasdruck im Endlager den so genannten Gaseindringdruck der Wirtsgesteinsformation überschreitet, kann das produzierte Gas das Porenwasser teilweise oder ganz aus den Poren der Formation verdrängen und durch Zweiphasenfluss aus dem Endlager transportiert werden. Die Gaseindringdrücke typischer Wirtsgesteinsformationen unterscheiden sich beträchtlich.

Sehr geringe Gaseindringdrücke besitzt geklüfteter Granit. Auch bei den plastischen Tonformationen und Tonsteinen, die in internationalen Studien untersucht wurden, ist der Gaseindringdruck gering genug, sodass mit einem Entweichen der Gase aus dem Endlager gerechnet werden kann. Der Gaseindringdruck von Salz oder der ungeklüfteten Granitmatrix ist demgegenüber sehr hoch, sodass in diesen Gesteinen kein Zweiphasenfluss stattfinden kann. Da aber die zur Endlagerung betrachteten Granitformationen immer Klüfte aufweisen, ist auch für Granit mit einem Entweichen der Gase aus dem Endlager zu rechnen.

Ist das Entweichen der Gase aus dem Endlager nicht möglich - wie zum Beispiel in Salzformationen - oder aus technischen Gründen nicht erwünscht, so ist es möglich die Gase im Porenraum der Formation oder des Versatzes im Endlager zu speichern. In den orientierenden Modellrechnungen wurde diese Möglichkeit der Gasspeicherung im Porenvolumen des Versatzes in einem Endlager untersucht. Dabei wurde die Endlagerung von LAW und HAW exemplarisch in den Wirtsgesteinsformationen Tonstein und Salz betrachtet. Für die Endlagerung von HAW in Salz wird von einem beschränkten Wasserangebot und somit von einer beschränkten Gasproduktion ausgegangen. In den anderen Fällen werden alle Gas bildenden Stoffe vollständig umgesetzt.

Die Abfallzusammensetzung des LAW wurde in den Modellrechnungen entsprechend jener im Ostfeld der ERAM gewählt, während für HAW die direkte Endlagerung von abgebrannten Brennelementen in zwei unterschiedlichen Behältertypen betrachtet wurde, nämlich Kokillen bzw. Polluxbehältern, die sich bezüglich ihrer Metallmasse unterscheiden. Für die Kokillen wurde dabei von Bohrlochlagerung und für die Polluxbehälter von Streckenlagerung ausgegangen.

Für die Endlagerung in Salz ergibt sich in allen betrachteten Fällen die Möglichkeit der Speicherung der gebildeten Gase in dem Porenvolumen des Versatzes. Dabei müssen allerdings Anteile nicht kompaktierbaren Versatzes mit eingebracht werden, da der Porenraum im kompaktierbaren Versatz aufgrund der Konvergenz schnell verschwindet. Wenn ausschließlich kompaktierbarer Versatz verwendet wird, kommt es zu einer Überschreitung des Gebirgsdrucks. Aufgrund der Plastizität des Salzgesteins führt dies zur Bildung neuer Hohlräume die das Gas aufnehmen. Man muss dabei berücksichtigen, dass nicht vorhersehbar ist, an welcher Stelle sich die neuen Hohlräume bilden. Sollte sich das Gebirge in der Nähe von Verschlussbauwerken aufweiten, so ist es möglich - da diese ihre Geometrie beibehalten - dass sich Wegsamkeiten an den Verschlüssen vorbei bilden können. Aus diesem Grund sollte eine Aufweitung des Gebirges vermieden werden, und statt dessen sollten die notwendigen Mengen nicht kompaktierbaren Versatzes eingebracht werden.

Für den Tonstein ist bei der Einlagerung von LAW eine Speicherung der gebildeten Gase im Porenraum des Versatzes möglich. Bei der Endlagerung von HAW sind die gebildeten Gasmengen aufgrund der hohen Metallmassen der Behälter allerdings so groß, dass eine Speicherung der Gasmengen im Porenraum sehr große Abstände zwischen den Behältern notwendig machen würde und somit nicht realisierbar ist. Für die Lagerung von

HAW im Tonstein ist somit ein Porenspeicherkonzept für die gebildeten Gase nicht möglich und die Gase müssen durch die Formation abtransportiert werden. Dies ist, wie oben gesagt, über den Zweiphasenfluss in der Tonformation möglich.

## 6 Literatur

- [ 1 ] Bastian, P., Helmig, R., Jakobs, H., Jockwer, N., Kröhn, K.-P., Kull, H., Mönig, J., Reichenberger, V., Zimmer, U.: Two-Phase-Flow Experiment in the Fractured Crystalline Rock of the Äspö Hard Rock Laboratory. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-183, Braunschweig 2002.
- [ 2 ] Bear, J.: Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York 1972.
- [ 3 ] Bracke, G.; Armean, L.; Müller, W.; Schäfer, B.: Ermittlung der Gasbildung in der Schachtanlage Asse. ISTECA-687. Institut für Sicherheitstechnologie (ISTec) GmbH, Januar 2003, nicht veröffentlicht.
- [ 4 ] 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.
- [ 5 ] Cool, W.; Cunado, M.; Johnson, L.; Mäntynen, M.; Miguez, R.; Müller, W.; Norris, S.; Plas, F.; Rodwell, W.; Sellin, P.; Snellman, M.; Vieno, T.; Vines, S.: A thematic network on gas issues in safety assessment of deep repositories for nuclear fuel. Final report on the treatment in safety assessments of issues arising from gas generation. EUR To be published.
- [ 6 ] Davies, P.: Evaluation of the Role of Threshold Pressure in Controlling Flow of Waste-Generated Gas into Bedded Salt at the Waste Isolation Pilot Plant. Sandia National Laboratory Report SAND90-3246 UC-721, Albuquerque, NM, 1991.
- [ 7 ] DOE: Compliance Certification Application for the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP), Title 40 CFR 191, Volume 1. CAO-1996-2148, United States Department of Energy, Carlsbad Area Office, New Mexico, October 1996.
- [ 8 ] GSF-ECN: The DEBORA-Project, Progress Report July - December 1991, Joint Report of GSF-Institut für Tief Lagerung und Energy Research Foundation Netherlands - ECN. Abteilungsbericht IFT 2/92, GSF, 1992.

- [ 9 ] Helmig, R.: Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface. Springer Verlag, 1997.
- [ 10 ] Horseman, S.T., Harrington, J.F.: Migration of Repository Gases in an Overconsolidated Clay. British Geological Survey Technical Report WE/94/7, 1994.
- [ 11 ] Ibrahim, M.A., Tek, M.R., Katz, D.L.: Threshold Pressure in Gas Storage. American Gas Association, Arlington, VA, 1970.
- [ 12 ] Jenks, G. H.: Radiolysis and Hydrolysis in Salt-Mine-Brines. ORNL-TM-3717, 1972.
- [ 13 ] Johnson, L.H.; McGinnes, D.F.: Canister options for the direct disposal of spent fuel. NTB 02-11, Nagra, Wettingen, 2003.
- [ 14 ] Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH: Systemanalyse Mischkonzept, Datensammlung, Technischer Anhang 9, Bericht KWA Nr. 2190 A1, Karlsruhe 1989.
- [ 15 ] 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.
- [ 16 ] Kull, H.: persönliche Kommunikation.
- [ 17 ] Kull, H., Flach, D., Graefe, V.: Zweiphasenflussbedingungen in einer homogenen granitischen Gesteinsmatrix. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-172, Braunschweig 2001.
- [ 18 ] Leverett, M. C.: Capillary Behaviour in Porous Solids. Transactions of the AIME Petr. Div., 142:152 - 169, 1941.
- [ 19 ] Lührmann, L.; Noseck, U.; Storck, R.: Spent Fuel Performance Assessment (SPA) for a hypothetical repository in crystalline formations in Germany. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-154, Braunschweig 2000.



- [ 20 ] Mönig, J.: Realistische Abschätzung der Strahlenschädigung von Steinsalz bei Einlagerung von HAW in Bohrlöchern. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-142, Braunschweig 1997.
- [ 21 ] 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.
- [ 22 ] Müller-Lyda, I. (ed.): Eigenschaften von Salzgrus als Versatzmaterial im Wirtsgestein Salz, BfS- und PTE-Workshop, Salzgitter 1999. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-143, Köln, 1999.
- [ 23 ] Müller-Lyda, I.: Permeabilitätsansatz für Salzgrusversatz. GRS-Notiz 314500-17, August, 2003.
- [ 24 ] NAGRA: Projekt Opalinuston - Synthese der geowissenschaftlichen Untersuchungsergebnisse - Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste Hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle. NAGRA Technischer Bericht 02-03, Wettingen 2002.
- [ 25 ] NAGRA: Project Opalinus Clay - Safety Report - Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate waste (Entsorgungsnachweis). NAGRA Technical Report 02-05, Wettingen 2002.
- [ 26 ] Papp, R.: GEISHA - Gegenüberstellung von Endlagerkonzepten in Salz und Hartgestein. Forschungszentrum Karlsruhe, FZKA-PTE Nr. 3., Karlsruhe 1997.
- [ 27 ] Pearson, F.J. et al.: Mont Terri Project - Geochemistry of Water in the Opalinus Clay Formation at the Mont Terri Rock Laboratory. Reports of the Federal Office for Water and Geology (FOWG), Geology Series No. 5, Bern, 2003.
- [ 28 ] Pusch, G., Reitenbach, V., Cinar, Y.: Experimentelle Bestimmung der Zweiphasenfluss-Parameter von verdichtetem Salzgrus. in Müller-Lyda, I. (ed.): Eigenschaften von Salzgrus als Versatzmaterial im Wirtsgestein Salz. Workshop des BfS und des PTE. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-143, Braunschweig 1999.

- [ 29 ] Rodwell, W.R., Harris, A.W., Horseman, S.T., Lalieux, P., Müller, W., Ortiz Amaya, L., Pruess, K.: Gas Migration and Two-Phase Flow through Engineered and Geological Barriers for a Deep Repository for Radioactive Waste. EUR 19122 EN, Luxembourg, 1999.
  
- [ 30 ] Rokahr, R.B.; Hauk, R.; Staudtmeister, K.; Zander-Schiebenhöfer, D.; Crotagino, F.; Rolfs, O.: High Pressure Cavern Analysis. Solution Mining Research Institute, Report 2002-2-SMRI, 2002.
  
- [ 31 ] Rothfuchs, T.: Untersuchung der thermisch induzierten Wasserfreisetzung aus polyhalitischem Steinsalz unter in-situ Bedingungen - Temperaturversuch 5 im Salzbergwerk Asse, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Kernforschung und -technologie, Bericht EUR 10392, Luxemburg, 1984.
  
- [ 32 ] Rothfuchs, T., Wieczorek, K., Feddersen, H.K., Staupendahl, G., Coyle, A.J., Kallia, H., Eckert, J.: Brine Migration Test. Final Report, GSF-Bericht, 6/88, 1988.
  
- [ 33 ] Rothfuchs, T., Duijves, K.A.: The HAW-Project: Demonstration facility for the disposal of high-level waste in salt, Synthesis Report, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Kernforschung und -technologie, Bericht EUR 13263, Luxemburg, 1991.
  
- [ 34 ] Rothfuchs, T., Prij, J., Kröhn, K.-P., van den Horn, B.A., Wieczorek, K.: The Debora project Phase 1: Development of borehole seals for high-level radioactive waste repositories in salt formations. Final report EUR 16928 EN, European Commission, 1996.
  
- [ 35 ] Sander, W.: persönliche Kommunikation.
  
- [ 36 ] Sander, W.: Quantitative Beschreibung der Lösungsmetamorphose beim Eindringen von Wasser in ein Bergwerk im Zechsteinsalinar. Kali und Steinsalz, **10** (1988) 54-61.
  
- [ 37 ] Schiegg, H., O.: Verdrängungssimulation dreier nicht-mischbarer Fluide in poröser Matrix. Technical Report 40, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich, 1979.

- [ 38 ] Schlich, M.: Simulation der Bewegung von im natürlichen Steinsalz enthaltener Feuchte im Temperaturfeld. Dissertation, TH Aachen, GSF-Bericht 2/86, 1986.
- [ 39 ] Schon, T., Heiendael, M.: Wasserstoffbildung durch Metallkorrosion. Forschungszentrum Jülich, Bericht FZJ JUEL - 3495, Jülich, 1997.
- [ 40 ] Schulze, O.: Auswirkungen der Gasentwicklung auf die Integrität geringdurchlässiger Barrieregesteine. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 2002
- [ 41 ] Spies, Th., Rothfuchs, T., Wiczorek, K.: Content of Moisture and Hydrogen in a HLW-Borehole as an Important Condition for the Design of the Borehole Seal in a Salt Repository. In: Jahrestagung Kerntechnik '93. Dt. Atomforum (Hrsg.), Bonn, 25.-27.5.1993, 1993.
- [ 42 ] Spinks, J.W.T.; Wood, R.J.: An Introduction to Radiochemistry, Wiley&Sons, 1976.
- [ 43 ] 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.
- [ 44 ] Thomas, L.K., Katz, D.L.: Threshold Pressure Phenomena in Porous Media. Society of Petroleum Engineers, 174-184, 1968.
- [ 45 ] Vira, J.: Disposal of radioactive wastes from the Finnish nuclear power plants, Kerntechnik Vol. 59, No. 1-2, 1994.

# Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Dosisleistung im Salz am Rand eines HAW-Einlagerungsbohrlochs in Abhängigkeit von der Zeit (aus [ 20 ])	5
Abb. 2.2	Schematische Darstellung einer Endlagerstrecke in einer Tonformation	17
Abb. 2.3	Extrapolation der kumulierten Wassermenge im Bohrloch	20
Abb. 3.1	Eindringdrücke als Funktion der Permeabilität für den Boom Clay	27
Abb. 3.2	Bandbreite von Permeabilität und Porosität der kompaktierten Salzproben	32
Abb. 3.3	Eindringdruck im kompaktierenden Salzgrus als Funktion der Porosität	33
Abb. 3.4	Gaseindringdruck für verschiedene Formationen	34
Abb. 4.1	Fall 3: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate	44
Abb. 4.2	Fall 3: Zeitliche Entwicklung der Volumina	44
Abb. 4.3	Fall 7: Bohrlochlagerung von HAW	49
Abb. 4.4	Fall 7: Streckenlagerung von HAW	50
Abb. 4.5	Fall 7: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate bei Bohrlochlagerung	52
Abb. 4.6	Fall 7: Zeitliche Entwicklung der Volumina bei Bohrlochlagerung	52
Abb. 4.7	Fall 7: Zeitliche Entwicklung des Gasdrucks und der Konvergenzrate bei Streckenlagerung	53
Abb. 4.8	Fall 7: Zeitliche Entwicklung der Volumina bei Streckenlagerung	53

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	G-Werte für die $\gamma$ -Radiolyse in verschiedenen Endlagermedien.....	4
Tab. 2.2	Berechnete Gasbildungsrate und -mengen in Norm-m <sup>3</sup> pro m Kokillensäule für verschiedene Endlagermedien .....	7
Tab. 2.3	Reaktionen und spezifische Gasmengen unter Normbedingungen bei der Korrosion der Metalle .....	8
Tab. 2.4	Reaktionen und spezifische Gasmengen bei der Zersetzung der organischen Stoffe .....	11
Tab. 2.5	Vergleich der in verschiedenen Studien verwendeten spezifischen Gasmengen in [Nm <sup>3</sup> /kg] .....	14
Tab. 2.6	Wasserbedarf bei der Umwandlung der Gas bildenden Stoffe im LAW .....	16
Tab. 3.1	Gaseindringdrücke für Klüfte im Granit. ....	25
Tab. 4.1	Abfallzusammensetzung ERAM Ostfeld.....	36
Tab. 4.2	Spezifische Gasmengen pro Kilogramm Gas produzierenden Stoffes .....	37
Tab. 4.3	Spezifische Gasmengen bezogen auf das Abfallvolumen.....	37
Tab. 4.5	Gasproduktion der verschiedenen Abfallarten .....	38
Tab. 4.4	Spezifische Gasmengen beim HAW durch Korrosion .....	38
Tab. 4.6	Übersicht über die betrachteten Fälle.....	40
Tab. 4.7	Fall 1: LAW im dichten und nicht-plastischen Gestein.....	41
Tab. 4.8	Fall 2: LAW im dichten und plastischen Gestein.....	42
Tab. 4.9	Fall 3: LAW im dichten und plastischen Gestein mit kompaktierbarem Versatz .....	43
Tab. 4.10	Gaseindringdruck und minimale Endlagertiefe für verschiedene Wirtsgesteinsformationen.....	46
Tab. 4.11	Fall 5: Gasspeicherung im Porenraum bei HAW im feuchten Gestein.....	47
Tab. 4.12	Fall 6: HAW im dichten, trockenen Gestein mit nicht-kompaktierbarem Versatz .....	48
Tab. 4.13	Fall 7: Parameter zur Bohrlochlagerung von HAW im Salz .....	49
Tab. 4.14	Fall 7: Parameter zur Streckenlagerung von HAW im Salz .....	50

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

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

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

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

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

**[www.grs.de](http://www.grs.de)**