

**Endlager für radioaktive Abfälle
Schachanlage Konrad
Salzgitter**

**Gutachten
Teil 2: Langzeitsicherheit (GK-LSG)**

Juli 1997

erstellt vom
Technischen Überwachungs-Verein Hannover/Sachsen-Anhalt e.V.

im Auftrage
des Niedersächsischen Umweltministeriums

Inhaltsverzeichnis

0	Vorwort	0 - 1
1	Nachweis der Langzeitsicherheit	1 - 1
1.1	Bewertungskriterien	1 - 1
1.2	Internationaler Vergleich zur Beurteilung der Langzeitsicherheit	1 - 4
1.3	Vorgehensweise bei der Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad	1 - 8
1.4	Übersicht über die durchgeführten Langzeitsicherheits- analysen	1 - 12
	Tabelle zu Kap. 1	1 - 15
2	Beschreibung der eingesetzten Rechenprogramme	2 - 1
2.1	Der Rechencode SWIFT	2 - 3
2.1.1	Kurzbeschreibung des Programmes SWIFT	2 - 3
2.1.2	Stand der Qualifizierung von SWIFT	2 - 5
2.2	Der Rechencode FEM 301	2 - 7
2.2.1	Kurzbeschreibung des Programmes FEM 301	2 - 7
2.2.2	Stand der Qualifizierung von FEM 301	2 - 8
2.3	Der Rechencode CFEST	2 - 9
2.3.1	Kurzbeschreibung des Programmes CFEST	2 - 9
2.3.2	Stand der Qualifizierung vom CFEST	2 - 10
2.4	Der Rechencode NAMMU	2 - 11
2.4.1	Kurzbeschreibung des Programmes NAMMU	2 - 12
2.4.2	Stand der Qualifizierung von NAMMU	2 - 13
2.5	Der Rechencode RANCHMD	2 - 16
2.5.1	Kurzbeschreibung des Programmes RANCHMD	2 - 17
2.5.2	Stand der Qualifizierung von RANCHMD	2 - 17

GK - LSG 07/97

I - 2

Seite

2.6	Der Rechencode TOUGH2	2 – 18
2.6.1	Kurzbeschreibung des Programmes TOUGH2	2 – 18
2.6.2	Stand der Qualifizierung von TOUGH2	2 – 20
2.7	Der Rechencode ECLIPSE	2 – 21
2.7.1	Kurzbeschreibung des Programmes ECLIPSE	2 – 21
2.7.2	Stand der Qualifizierung von ECLIPSE	2 – 22
2.8	Zusammenfassende Beurteilung der eingesetzten Rechenprogramme	2 – 22
3	Modellrechnungen zu den Grundwasserverhältnissen	3 – 1
3.1	Stratigraphisches Modell	3 – 2
3.1.1	Aufbau der stratigraphischen Modelle	3 – 3
3.1.1.1	Die stratigraphischen Modelle des Antragstellers	3 – 3
3.1.1.2	Die stratigraphischen Modelle der Gutachter	3 – 6
3.1.2	Unterkreideszenario	3 – 8
3.1.2.1	Potentialverläufe beim Unterkreideszenario	3 – 8
3.1.2.2	Durchfluß durch das Grubengebäude beim Unterkreideszenario	3 – 10
3.1.2.3	Fließwege und Laufzeiten beim Unterkreideszenario	3 – 11
3.1.3	Oxfordszenario	3 – 16
3.1.3.1	Potentialverläufe beim Oxfordszenario	3 – 16
3.1.3.2	Durchfluß durch das Grubengebäude beim Oxfordszenario	3 – 18
3.1.3.3	Fließwege und Laufzeiten beim Oxfordszenario	3 – 19
3.1.4	Combrashszenario	3 – 23
3.1.5	Zusammenstellung der Ergebnisse	3 – 23
3.2	Störzonenmodell	3 – 24
3.2.1	Das Störzonenmodell des Antragstellers	3 – 24
3.2.2	Das Störzonenmodell der Gutachter	3 – 25

3.2.3	Aufbau der Störzonenmodelle	3 – 27
3.2.3.1	Das Störzonenmodell des Antragstellers	3 – 27
3.2.3.2	Das Störzonenmodell der Gutachter	3 – 29
3.2.4	Potentialverläufe beim Störzonenmodell	3 – 31
3.2.5	Durchfluß durch das Grubengebäude beim Störzonenmodell	3 – 36
3.2.6	Fließwege und Laufzeiten beim Störzonenmodell	3 – 37
3.2.7	Schlußfolgerungen aus den Berechnungen zum stratigraphischen Modell und Störzonenmodell	3 – 41
3.3	Alte Bohrungen und Schachtverschlüsse	3 – 43
3.3.1	Vorgehensweise des Antragstellers	3 – 44
3.3.2	Analysen der Gutachter	3 – 46
3.3.3	Ergebnisse der Grundwasser-Transportrechnungen	3 – 47
3.4	Gasbildung im Endlager	3 – 49
3.4.1	Gasbildungsrate	3 – 50
3.4.2	Potentialveränderungen durch die Gasbildung	3 – 52
3.5	Temperaturerhöhung im Grubengebäude	3 – 58
3.6	Konvergenz des Gebirges	3 – 61
	Abbildungen, Tabellen zu Kap. 3	3 – 63
4	Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe	4 – 1
4.1	Inventar radioaktiver und inaktiver Stoffe im Endlager	4 – 1
4.1.1	Bestimmung relevanter Radionuklide	4 – 1
4.1.2	Inventar inaktiver Stoffe	4 – 5
4.2	Ausbreitung im Grubengebäude	4 – 6
4.2.1	Resthohlraumvolumen und Sorbensmasse	4 – 6
4.2.2	Chemische Eigenschaften der Grubenwässer	4 – 7
4.2.3	Sorption im Grubengebäude	4 – 9

4.2.4	Bildung mobiler Nuklide	4 – 12
4.2.4.1	Freisetzung von Radionukliden aus Abfallgebinden	4 – 12
4.2.4.2	Löslichkeit von Nukliden	4 – 14
4.2.5	Wechselwirkungen mit dem Wirtsgestein	4 – 14
4.2.6	Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe aus dem Grubengebäude	4 – 15
4.2.6.1	Freisetzungsraten für Ausbreitungswege über die geologischen Schichten	4 – 15
4.2.6.2	Freisetzungsraten für Ausbreitungswege über die Schächte und alten Bohrungen	4 – 20
4.2.7	Mobilisierung durch mikrobielle Umsetzung	4 – 21
4.3	Ausbreitung im Deckgebirge	4 – 24
4.3.1	Effekte im Deckgebirge	4 – 25
4.3.1.1	Sorption im Deckgebirge	4 – 25
4.3.1.2	Dispersion und Diffusion im Deckgebirge	4 – 26
4.3.2	Ausbreitung im stratigraphischen Modell	4 – 28
4.3.3	Ausbreitung im Störzonenmodell	4 – 35
4.3.4	Alte Bohrungen und Schächte	4 – 38
4.3.5	Konzentration radioaktiver Stoffe im nutzbaren Grundwasserleiter	4 – 40
4.3.5.1	Konzentration auf Basis des stratigraphischen Modells	4 – 41
4.3.5.2	Konzentration auf Basis des Störzonenmodells	4 – 42
4.3.5.3	Ausbreitung über Schächte und alte Bohrungen	4 – 43
4.3.5.4	Bewertung der Aktivitätskonzentration im nutzbaren Grundwasserleiter	4 – 44
4.4	Kritikalitätssicherheit	4 – 45
	Abbildungen, Tabellen zu Kap. 4	4 – 48
5	Auswirkungen auf die Biosphäre	5 – 1
5.1	Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition	5 – 1

5.2	Strahlenexposition	5 - 3
5.3	Einfluß von neuen Dosisfaktoren der ICRP	5 - 9
5.4	Chemotoxizität	5 - 11
5.4.1	Anorganische chemotoxische Stoffe	5 - 11
5.4.2	Organische chemotoxische Stoffe	5 - 14
	Tabellen zu Kap. 5	5 - 19
6	Zusammenfassende Bewertung der Langzeitsicherheitsanalyse	6 - 1
7	Unterlagen, Literatur	7 - 1
7.1	Abkürzungen	7 - 1
7.2	Erläuternde Unterlagen	7 - 3
7.3	Literatur	7 - 15
8	Kurzfassung	8 - 1

Vorwort

Die Physikalisch-Technische Bundesanstalt¹⁾ beantragte beim Niedersächsischen Sozialminister²⁾ mit Schreiben vom 31.08.1982 (Az.: SE 2-73-2), das Planfeststellungsverfahren gemäß § 9b Atomgesetz zur Errichtung und zum Betrieb der Schachtanlage Konrad (Stadt Salzgitter, Gemarkung Bleckenstedt) als Anlage des Bundes zur Endlagerung radioaktiver Abfälle durchzuführen. Zur Beschreibung des Antrages wurden der Plan "Endlagerung für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter" (zuletzt in der Fassung 4/90) sowie zahlreiche schriftliche Erklärungen und zusätzliche Unterlagen vorgelegt.

Der Niedersächsische Minister für Bundesangelegenheiten²⁾ beauftragte den Technischen Überwachungs-Verein Hannover e.V.³⁾ am 29.10.1982 als zugezogenen Sachverständigen nach § 20 Atomgesetz mit der Prüfung des Antrages. Dieser Auftrag wurde mit Schreiben vom 19.09.1983 (Az.: 45-40326/03-4/2) näher spezifiziert. Danach ist gutachterlich zu prüfen, ob die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch die Errichtung und den Betrieb des Endlagers getroffen ist. Die sicherheitstechnische Begutachtung erstreckt sich auf die Gesamtanlage, d.h. auf alle Systeme und Anlagenteile, von denen eine Beeinträchtigung der nuklearen Sicherheit ausgehen kann.

-
1. Die Zuständigkeit ging durch das Gesetz über die Errichtung eines Bundesamtes für Strahlenschutz vom 09. Oktober 1989 (BGBl., Jahrg. 1989, Teil I, S. 1830 bis 1832) auf das Bundesamt für Strahlenschutz über.
 2. Die Zuständigkeit ging mit Beschluß des Niedersächsischen Landesministeriums vom 17./24.08.1982 (Nds. Min. Bl. Nr. 58, S. 1737) ab 01.10.1982 auf den Niedersächsischen Minister für Bundesangelegenheiten über. Dessen Zuständigkeit ging mit Beschluß des Niedersächsischen Landesministeriums vom 15.07.1986 (Nds. Min. Bl. Nr. 28/1986, S. 715) auf das Niedersächsische Umweltministerium über.
 3. Am 01.01.1992 erfolgte die Umbenennung in "Technischer Überwachungs-Verein Hannover/Sachsen-Anhalt e.V."

Die Planfeststellungsbehörde hat zur Begutachtung des Endlagers aus geowissenschaftlicher Sicht das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLfB) als Sachverständigen nach § 20 Atomgesetz herangezogen. Sie hat außerdem die Bergbehörden als Fachbehörden um besondere Mithilfe im atomrechtlichen Planfeststellungsverfahren gebeten. Im vorliegenden Gutachten beziehen wir uns bei der Beurteilung des Standortes, der Bau- und Anlagentechnik sowie der Langzeitsicherheit auf die gutachterlichen Aussagen des NLfB und des Oberbergamtes in Clausthal-Zellerfeld.

Der Technische Überwachungs-Verein Hannover/Sachsen-Anhalt e.V. beauftragte im Rahmen seines Gesamtauftrages in Abstimmung mit der Planfeststellungsbehörde das Battelle-Institut e.V., Frankfurt am Main, die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, Herrn [REDACTED], Technische Universität Braunschweig, Herrn [REDACTED], Georg-August-Universität Göttingen, und das Ingenieurbüro [REDACTED], Beratende Ingenieure, Frankfurt am Main, mit der Erarbeitung gutachterlicher Aussagen zu speziellen Themenbereichen.

Im vorliegenden Gutachten verwerten wir den Plan in der Fassung 4/90 und alle zusätzlichen Unterlagen, Briefe und Erklärungen des Antragstellers.

Die Ergebnisse der Begutachtung stellen wir dar in den Teilen:

- Standort, Bau- und Anlagentechnik (GK-SBA), Teil 1
- Langzeitsicherheit (GK-LSG), Teil 2.

Jedem Gutachtensteil wird dieses Vorwort und die betreffende Teilgliederung vorangestellt. Die Textpassagen, in denen Bewertungen enthalten sind, haben wir durch Einrückungen hervorgehoben. Die Unterlagen und die Literatur sind am Ende der jeweiligen Gutachtensteile aufgelistet. Bei den Unterlagen unterscheidet der Antragsteller zwischen "erläuternden" und "ergänzenden" Unterlagen und bezeichnet diese in seinen Unterlagenlisten mit "EU" und "EG". Diese Bezeichnungen haben wir bei unseren Unterlagenzitierten aus Gründen der Übersichtlichkeit übernommen.

Das vorliegende Gutachten enthält eine Reihe von Auflagenvorschlägen. Da in einem Planfeststellungsverfahren nach § 9b Atomgesetz eine Staffelung in Konzept-, Errichtungs- und Betriebsbegutachtung zu entsprechenden Teilgenehmigungsschritten nicht möglich ist, mußten bereits im jetzigen Stadium alle die sichere Errichtung und den si-

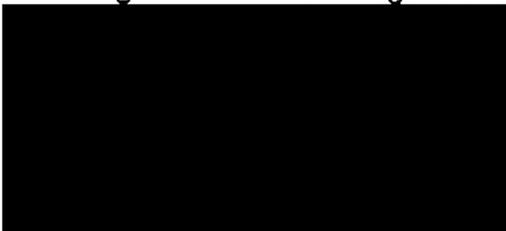
möglich ist, mußten bereits im jetzigen Stadium alle die sichere Errichtung und den sicheren Betrieb des Endlagers betreffenden Anforderungen und Randbedingungen durch Auflagenvorschläge abgesichert werden. Deshalb ist ein großer Teil unserer Vorschläge auf die Durchführung von Maßnahmen gerichtet, die erst zum Zeitpunkt nach dem Planfeststellungsbeschluß beginnen.

Bei der Abfassung dieses Gutachtens haben wir die Rahmenrichtlinie über die Gestaltung von Sachverständigengutachten im atomrechtlichen Verwaltungsverfahren beachtet.

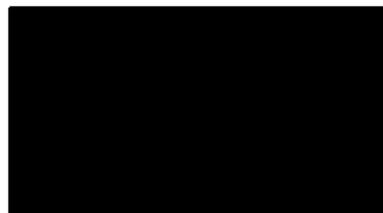
Wir versichern, daß das Gutachten nach bestem Wissen und Gewissen, unparteiisch und ohne Ergebnisweisung angefertigt worden ist.

TÜV Hannover/Sachsen-Anhalt e.V.

Der Hauptabteilungsleiter
Energietechnik und Anlagensicherheit



Der Projektleiter



1 Nachweis der Langzeitsicherheit

1.1 Bewertungskriterien

Nach § 9b AtG darf die Genehmigung für ein Endlager u.a. nur dann erteilt werden, wenn nach § 7 Abs. 2 Nr. 3 AtG die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch die Errichtung und den Betrieb der Anlage getroffen ist. In diesem Zusammenhang ist auch die Langzeitsicherheit eines Endlagers nachzuweisen. In den Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk /3/ wird hierzu unter dem Punkt "Schutzziele" folgendes ausgeführt:

"Nach Beendigung der Betriebsphase muß das gesamte Endlager sicher gegen die Biosphäre abgeschlossen werden. Auch nach der Stilllegung dürfen Radionuklide, die als Folge von nicht vollständig ausschließbaren Transportvorgängen aus einem verschlossenen Endlager in die Biosphäre gelangen könnten, nicht zu Individualdosen führen, die die Werte des § 45 der Strahlenschutzverordnung überschreiten."

Der Nachweis zur Einhaltung der Dosisgrenzwerte ist durch eine standortspezifische Sicherheitsanalyse nach naturwissenschaftlichen Methoden zu führen. Mögliche Schwachstellen sind auf diese Weise zu identifizieren. Eventuelle Schwachstellen in einem Teilsystem können durch entsprechend vorbeugende Maßnahmen oder verbesserte Ausgestaltung anderer Teilsysteme ausgeglichen werden /3/.

Die in den Sicherheitskriterien /3/ vorgesehene Vorgehensweise zur Bewertung der Langzeitsicherheit ist vom grundsätzlichen Ansatz her im Einklang mit Empfehlungen der ICRP /5/ und der IAEA /6, 7, 8/. Beide internationale Institutionen sind der Ansicht, daß die radiologischen Belastungen von Einzelpersonen, ausgedrückt durch die individuelle Dosis und deren Eintrittswahrscheinlichkeit, in der Zukunft nicht höher sein sollen als die heute akzeptierten Grenzwerte /5, 9, 10/. Dieses Schutzziel wird in der Bundesrepublik Deutschland in den Sicherheitskriterien durch die Anbindung an den § 45 StrlSchV /4/ erreicht.

Die Grenzwerte des § 45 StrlSchV stehen auch nicht im Widerspruch zu den in der Neufassung der Euratom-Grundnormen von 1996 /95/ angegebenen Werten, da sie restriktiver als diese sind. Diese Grundnormen werden demnächst in nationales Recht übernommen.

Die ICRP /5/ sieht für die Endlagerung radioaktiver Abfälle die Beachtung ihrer Strahlenschutzgrundsätze als angemessen an:

- Es darf keine Tätigkeit gestattet werden, deren Einführung nicht zu einem positiven Nettonutzen führt.
- Alle Strahlenexpositionen müssen so niedrig gehalten werden, wie es unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Faktoren vernünftigerweise erreichbar ist.
- Die Äquivalentdosis von Einzelpersonen darf den Grenzwert von 1 mSv/a nicht überschreiten.

Aus internationalen Empfehlungen /5, 11/ ergibt sich weiterhin eine Begrenzung für Mortalitätsrisiken auf 10^{-5} pro Jahr. Wahrscheinlichkeitsbetrachtungen zu Strahlenbelastungen sind in Genehmigungsverfahren in der Bundesrepublik - wenn überhaupt - nur im Rahmen von Restrisikoanalysen üblich. Ansonsten werden Sicherheitsanalysen bei Genehmigungsverfahren in der Bundesrepublik deterministisch durchgeführt. Durch das "30-mrem-Konzept" und durch das Minimierungsgebot der StrlSchV /4/ wird indirekt sichergestellt, daß die Strahlenexposition im Bereich der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung bleibt und mögliche als Folge einer Bestrahlung auftretende zusätzliche Krebsfälle nicht in statistisch signifikantem Ausmaß auftreten können.

In der Bundesrepublik soll mit der Regelung in den Sicherheitskriterien /3/ erreicht werden, daß die natürlich vorhandene Strahlenexposition durch ein Endlager nicht wesentlich erhöht wird. International wurden auch andere Bewertungskriterien diskutiert oder teilweise zusätzlich festgelegt. Hierzu gehören:

- Begrenzung der Fließzeit des Grundwassers vom Endlager bis zur Biosphäre (Isolationszeitraum),
- Anforderungen an Barrieren, z.B. Behälterstandzeiten,
- Inventarbegrenzungen für die Aktivität der Nuklide im Endlager,
- Begrenzung von Freisetzungsraten für Radionuklide und

- Vergleich mit der natürlichen Konzentration radioaktiver Stoffe, z.B. im oberflächennahen Grundwasser.

Anhand derartiger Bewertungsmaßstäbe kann das gesamte System der natürlichen und technischen Barrieren eines Endlagers nicht bewertet werden, weil die genannten Kriterien in der Regel nur Einzelaspekte der Auslegungsanforderungen betreffen. Da z.B. lange Fließzeiten des Grundwassers vom Endlager bis zur Biosphäre oder Behälterstandzeiten allein keine Aussage zur Aktivitätskonzentration treffen, lassen sich mit solchen Anforderungen die radiologischen Auswirkungen nicht eingrenzen. Sie können aber wie auch Radiotoxizitätsvergleiche zur Akzeptanz eines Endlagers beitragen. Dazu kann auch ein Vergleich mit natürlich auftretenden Aktivitätskonzentrationen dienen. Ein solcher Vergleich hat grundsätzlich keine andere Aussagekraft als ein Vergleich von Strahlenexpositionen, die man für die jeweiligen Aktivitätskonzentrationen auf der Grundlage des heutigen Standes von Wissenschaft und Technik errechnet. Allerdings fehlen für einige Radionuklide, die bei der Langzeitsicherheit zu beachten sind, Vergleichswerte in der Natur, so daß eine vollständige Bewertung und Beurteilung der Strahlenrisiken für diese Nuklide nur über die Berechnung der Strahlenexpositionen möglich ist. Das radiologisch wichtige Isotop I 129 tritt z.B. in der Natur nur in geringsten Spuren auf, da Bildungsmechanismen, wie z.B. Spontanspaltungen des Urans oder Wechselwirkungen kosmischer Strahlung mit der Atmosphäre, mit sehr geringen Wahrscheinlichkeiten verbunden sind. In solchen Fällen ist zu beachten, daß Meßwerte auf Spaltprodukte infolge von Atombombentests oder auf den Unfall von Tschernobyl zurückgehen können.

Da die Freisetzung aus einem Endlager, anders als bei betrieblichen Abgaben aus anderen kerntechnischen Anlagen, nicht aufgehalten werden kann und die Ergebnisse der Langzeitsicherheitsanalyse wegen der Langfristigkeit der ablaufenden Prozesse in der Natur nur teilweise überprüfbar sind, sollte der natürlich vorhandene Strahlenpegel auch aus diesen Gründen durch ein Endlager für radioaktive Abfälle nicht wesentlich verändert werden.

Unter dem Gesichtspunkt, daß ein Endlager unter Umständen nicht die einzige Quelle für eine Strahlenexposition zukünftiger Generationen ist, erscheint ein Grenzwert deutlich unter 1 mSv/a in Übereinstimmung mit den ICRP-Strahlenschutzgrundsätzen /5, 11/ angemessen.

Der hier aufgezeigte Weg zum Nachweis der erforderlichen Vorsorge für die Nachbetriebsphase eines Endlagers ist in grundsätzlicher Übereinstimmung mit dem Vorgehen in anderen Ländern, wie z. B. Schweden, Finnland oder Schweiz, in denen Endlager genehmigt wurden oder in denen Genehmigungsverfahren zur Zeit durchgeführt werden (vgl. Kap. 1.2).

1.2 Internationaler Vergleich zur Beurteilung der Langzeitsicherheit

International gesehen wird die Sicherheitsbeurteilung von Endlagern in der Nachbetriebsphase nicht einheitlich durchgeführt /13/, und der Umfang entsprechender Regelungen ist in den einzelnen Ländern recht unterschiedlich /14/.

Die sicherheitsmäßige Beurteilung eines Endlagers in der Nachbetriebsphase wird mittels Sicherheitsanalysen geführt, wobei das Individualrisiko bewertet wird. Das radiologische Risiko kann über die Wahrscheinlichkeit, daß ein schwerer gesundheitlicher Schaden auftritt, beschrieben werden. Bei diesen Analysen gelangen probabilistische und/oder deterministische Rechenverfahren zum Einsatz. Die Analysen können beliebig lange Zeiträume überstreichen. Sofern die zukünftigen geologischen, klimatologischen und biologischen Entwicklungen der Standortbedingungen innerhalb dieser Zeiträume sich nicht prognostizieren lassen, liegen den Modellbetrachtungen in der Regel die heutigen Gegebenheiten zugrunde.

Die Ermittlung der Konsequenzen einer Freisetzung radioaktiver Stoffe aus einem Endlager erfolgt auf der Basis heutiger Gepflogenheiten und Ernährungsgewohnheiten. Im Rahmen probabilistischer Analysen wird in einigen Ländern der Versuch unternommen, den zu erwartenden Entwicklungen in ferner Zukunft Rechnung zu tragen.

Im folgenden werden die derzeit verwendeten Grenzwerte und Vorgehensweisen im Ausland bei der Sicherheitsbeurteilung von Endlagern in der Nachbetriebsphase dargestellt (siehe Tabelle 1-1).

Kanada:

Der Grenzwert wird in der kanadischen Endlagerrichtlinie /96/ risikoorientiert vorgegeben. Das radiologische Individualrisiko soll kleiner sein als 10^{-6} schwere gesundheitliche

Schäden pro Jahr. Dieser Risikowert korrespondiert mit 0,05 mSv/a effektiver Dosis, was etwa 2,5 % der natürlichen Strahlenexposition in Kanada entspricht.

Sicherheitsanalysen werden mit probabilistischen Rechenprogrammen durchgeführt. Eine Zeitbegrenzung auf 10^4 Jahre ist unter der Randbedingung vorgegeben, daß im Zeitraum darüber hinaus keine plötzlichen und dramatischen Änderungen zu erwarten sind. 5 % der Rechnungen dürfen den Grenzwert von 1 mSv/a überschreiten.

USA:

Es wird ein risikoorientierter Grenzwert von 1000 schweren gesundheitlichen Schäden pro 10^5 t Schwermetall in 10^4 Jahren festgelegt. Für die ersten 300 bis 1000 Jahre nach Abschluß des Endlagers wird ein dichter Gebindeabschluß gefordert. Im Anschluß an diese Containmentperiode soll die Freisetzungsrates aus dem Endlager kleiner sein als das 10^{-5} -fache des Inventars zum Zeitpunkt 1000 Jahre. Als Grenzwert für die Individualdosis werden in den neuen Endlagerkriterien der amerikanischen Umweltbehörde EPA /97/ 0,15 mSv/a festgelegt und für das Endlagerprojekt Yucca Mountain ein Risikogrenzwert von 10^{-5} bis 10^{-6} pro Jahr diskutiert.

Der Nachweiszeitraum für eine Sicherheitsanalyse, die mit probabilistischen Methoden durchgeführt wird, beträgt 10^4 Jahre. In der Praxis werden die Analysen bis zum Auftreten des Maximums ohne Zeitbegrenzung durchgeführt.

Schweiz:

Die Endlagerrichtlinie der HSK /14/ fordert, daß die Endlagerung radioaktiver Stoffe nur eine geringe zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung zur Folge haben darf. Für dieses Prinzip werden zwei Schutzziele vorgegeben:

- Die Freisetzung von Radionukliden aus einem verschlossenen Endlager infolge realistischerweise anzunehmender Vorgänge und Ereignisse soll zu keiner Zeit zu jährlichen Individualdosen führen, die 0,1 mSv überschreiten.

- Das aus einem verschlossenen Endlager infolge unwahrscheinlicher, unter obigem Schutzziel nicht berücksichtigter Vorgänge und Ereignisse zu erwartende radiologische Todesfallrisiko für eine Einzelperson soll zu keiner Zeit 10^{-6} pro Jahr übersteigen.

Zeitbegrenzungen bei den Sicherheitsanalysen werden nicht vorgegeben. Es ist bis zu den maximalen Auswirkungen zu rechnen (siehe auch Projekt Wellenberg /15/).

Schweden und Finnland:

Die Strahlenschutzorganisationen der nordischen Länder haben gemeinsam die grundlegenden Sicherheitskriterien für die Endlagerung in einem sogenannten „Flagbook“ aufgestellt /98/.

Die Grenzwerte sind 0,1 mSv/a für die ungestörte Nachbetriebsphase und ein dieser Dosis entsprechendes Mortalitätsrisiko für ungünstige Bedingungen. Das Endlager soll die natürliche Strahlenexposition in der Umgebung nicht wesentlich verändern. Die Sicherheitsanalysen wurden bislang ohne Zeitbegrenzung mit deterministischen Methoden durchgeführt. Im Falle des schwedischen Endlagers SFR sind probabilistische Analysen flankierend mit herangezogen worden.

Großbritannien:

Die Genehmigungsbehörden haben Grundsätze veröffentlicht, die bei der geologischen Beurteilung der Endlagerung herangezogen werden sollen /99/.

Der Grenzwert des Risikokonzeptes beträgt 10^{-6} /a. Für die Sicherheitsanalyse werden Zeiträume vorgeschlagen, die aus der Entwicklung des Endlagers und aus den Veränderungen der Standorteigenschaften abgeleitet werden. Sicherheitsanalysen werden mit probabilistischen Methoden durchgeführt.

Frankreich:

Basis der Beurteilung sind die Sicherheitsgrundsätze für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen /100/. Als Grenzwert für die langzeitige potentielle Strahlenexposition wird ein Wert von 0,25 mSv/a festgelegt. Die Analysen erfol-

gen deterministisch; probabilistische Methoden werden für Unsicherheitsanalysen herangezogen. Die Stabilität der geologischen Barrieren muß für einen Zeitraum von mindestens zehntausend Jahren gewährleistet sein.

Italien:

Der Grenzwert für die Endlager ist auf 0,1 mSv/a effektive Dosis festgesetzt worden.

Spanien:

Die radiologischen Schutzziele mit dem Dosisgrenzwert von 0,1 mSv/a und dem Risikogrenzwert von 10^{-6} /a müssen vom Gesamtsystem Endlager eingehalten werden. Dabei hängt der notwendige Zeitraum vom Standort und den radiologischen Eigenschaften der Abfälle ab.

Die **ICRP** hat folgenden Grundsatz definiert:

Die Risiken für künftig lebende Individuen sollen auf dasselbe Niveau begrenzt werden wie die Risiken für die heute lebenden Individuen, d.h.

- Begrenzung der Individualdosis auf 1 mSv/a (über ein Menschenleben gemittelte effektive Dosis in der kritischen Bevölkerungsgruppe) und zusätzlich
- Begrenzung des jährlichen Risikos, hervorgerufen durch probabilistische Ereignisse, auf 10^{-5} schwere gesundheitliche Schäden pro Jahr.

Eine Begrenzung des Zeitrahmens für die Risikorechnung ist nicht vorgesehen.

IAEA hat die ICRP-Grundsätze übernommen. Das von OECD/NEA definierte Schutzziel ist praktisch identisch mit den ICRP-Grundsätzen.

1.3 Vorgehensweise bei der Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad

Für die Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad nimmt der Antragsteller an, daß Formationswässer an die endgelagerten radioaktiven Abfälle gelangen /1/. Dann werden Radionuklide aus den konditionierten Abfällen in die Formationswässer übertreten. Diesen Übertritt von Radionukliden aus den Abfällen in die Wässer, ihre Ausbreitung mit den Wässern aus dem Bereich des Endlagers durch die Geosphäre bis in oberflächennahe Grundwässer und die möglichen Auswirkungen in der Biosphäre behandelt der Antragsteller in Modellbetrachtungen. Der Transport radioaktiver Stoffe aus dem Endlagerhorizont ist im wesentlichen mit dem Grundwasser möglich. Deshalb wurden zunächst die Verteilungen der hydraulischen Potentiale am Standort untersucht, Ausbreitungswege identifiziert und die Konzentration von Radionukliden in nutzbaren Grundwasserleitern ermittelt. Es werden verschiedene Szenarien mit Ausbreitungswegen sowohl durch geologische Schichten als auch durch die vorhandenen Tiefbohrungen und durch die Schächte Konrad 1 und 2 betrachtet.

Den Modellrechnungen werden Randbedingungen zugrunde gelegt, die den gegenwärtigen geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Gegebenheiten am Standort des Endlagers Konrad entsprechen. Ebenso geht der Antragsteller bei der Berechnung der Ausbreitung von Radionukliden in der Biosphäre und bei der Berechnung von Individualdosen von derzeitigen Verhältnissen und Vorstellungen aus /EU 76.1/.

Die Nuklidausbreitungsrechnungen des Antragstellers zeigen, daß in dem nach seiner Ansicht mit Individualdosisberechnung zu betrachtenden Nachweiszeitraum von etwa 10.000 Jahren keine Kontamination der Biosphäre auftritt /1, 2/.

Nach den Rechnungen des Antragstellers treten die Radionuklide überwiegend erst nach Zeiträumen an die Erdoberfläche, die etwa dem grundsätzlich erreichbaren Isolationspotential von Endlagern im tiefen Untergrund entsprechen und außerhalb der Prognosemöglichkeiten von etwa einer Million Jahren liegen /1/.

Die Möglichkeiten und Grenzen der Deponierung von Schadstoffen werden aufgezeigt, wenn man unter Berücksichtigung der Entwicklung der Erde den Einfluß geologischer Abläufe auf die irdische Stoffverteilung betrachtet. Diese Stoffverteilung wird geprägt durch Kreislaufprozesse innerhalb sowie zwischen den einzelnen Teilbereichen der Er-

de. Diese Kreislaufprozesse sind das Ergebnis eines über 4 Milliarden Jahre währenden Entwicklungsprozesses, von dem anzunehmen ist, daß er sich auch noch in Zukunft fortsetzen wird /1/.

Oberflächennah in der Pedosphäre deponierte Schadstoffe können z.B. größenordnungsmäßig hundert Jahre von den natürlichen Kreisläufen in der Biosphäre isoliert werden. Dagegen ist es möglich, die in tiefe Gesteinsformationen der Lithosphäre eingebrachten Schadstoffe bis zu Millionen von Jahren von der Biosphäre fernzuhalten /1/.

Daher handelt es sich bei den Ergebnissen der Langzeitsicherheitsanalysen um reine Rechengrößen, die aufzeigen, daß die Grundwasserbewegung das mit Endlagern erreichbare Isolationsvermögen nicht gefährdet /1/.

Bewertung

Nach den Ausführungen im Kap. 1.1 ist die Langzeitsicherheit des Endlagers Konrad durch die Bewertung möglicher Strahlenexpositionen zu beurteilen. Diese Beurteilung der Sicherheit des Endlagers Konrad in der Nachbetriebsphase kann deshalb nur durch Berechnungen erfolgen, wobei der Transport radioaktiver Stoffe mit dem Grundwasser den wesentlichen Ausbreitungsmechanismus darstellt. Die Langzeitsicherheitsanalyse umfaßt folgende Berechnungen:

- Verteilung der regionalen hydraulischen Potentiale (siehe Kap. 3),
- Freisetzung von Radionukliden im Nahfeld des Endlagers (siehe Kap. 4.2),
- Transport radioaktiver Stoffe durch die Geosphäre (siehe Kap. 4.3) und
- Verhalten radioaktiver Stoffe in der Biosphäre (siehe Kap. 5).

Wegen der komplexen Geologie des Standortes Konrad ist der Einsatz numerischer Rechenverfahren erforderlich.

Zur Validierung und Verifizierung der hier eingesetzten Rechenprogramme verweisen wir auf Kap. 2 dieses Gutachtens.

Die Freisetzung radioaktiver Stoffe wird durch künstliche und natürliche Barrieren eines Endlagersystems behindert. Zu diesen Barrieren gehören:

- die Beschaffenheit der Abfälle,
- die Behälter der Abfallgebinde,
- die künstlichen Barrieren im Einlagerungshorizont,
- die Endlagerformation und
- die Deckschichten des Endlagers.

Sicherheitsanalysen zur Nachbetriebsphase haben prognostischen Charakter. Daher sind verschiedenartige Annahmen zu treffen, wie beispielsweise unter anderem zur langfristigen Entwicklung der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse, zum Klima, zu landwirtschaftlichen Anbaumethoden, zu Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung und zum Metabolismus des Menschen. Langzeitsicherheitsanalysen für Endlager radioaktiver Abfallgebinde zeigen, daß die maximalen Konzentrationen von Radionukliden in nutzbaren Grundwasserleitern erst nach Tausenden oder Millionen Jahren auftreten. Eine zuverlässige Prognose des Verhaltens wesentlicher Einflußgrößen ist für derartige Zeiträume wissenschaftlich nicht möglich. Auch eine Prognose für einen begrenzten Zeitraum, wie es der Antragsteller für sinnvoll hält, erscheint hinsichtlich der Zeitgrenze willkürlich, da die Unsicherheit zu einzelnen Annahmen zu verschiedenen Zeitpunkten eintritt. Exemplarisch sei hier folgendes aufgeführt:

- Der Einfluß von Düngung oder von genetischen Veränderungen auf die Ernteerträge und den Transfer von Radionukliden vom Boden in die Pflanzen ist groß. Es ist aber nicht absehbar, welche Entwicklung hier die Forschung nimmt.
- Die nächste Eiszeit tritt möglicherweise innerhalb der nächsten 10 000 Jahre ein.
- Durch den Treibhauseffekt können schon in den nächsten 100 Jahren gravierende Veränderungen des Klimas auftreten.

Wegen derartiger Unsicherheiten ist es sinnvoll, die Sicherheitsanalyse auf der Basis der derzeitigen Verhältnisse modellmäßig durchzuführen. In der Bundesrepublik wird für Ergebnisse, die mit probabilistischen Verfahren erzielt werden, kein Bewertungsmaßstab angegeben (s. Kap. 1.1). Allerdings kann nach unserer Ansicht mit statistischen Methoden in Langzeitsicherheitsanalysen der Einfluß einzelner Parameter auf das Ergebnis sinnvoll untersucht werden. Dies kann auch durch Parametervariationen geschehen. Die Bandbreite der in den Analysen zu berücksichtigenden Parameter orientiert sich dabei an den derzeitigen oder zu erwartenden Standortverhältnissen. Probabilistische Verfahren werden international vorwiegend dann eingesetzt, wenn auslösende Ereignisse für einen Transport radioaktiver Stoffe oder ein Versagen von Barrieren, z. B. der Abfallbehälter, mit geringen Wahrscheinlichkeiten verbunden sind. Die Langzeitsicherheitsuntersuchungen zum Endlager Konrad zeigen, daß auslösende, mit Wahrscheinlichkeiten verbundene Szenarien für eine Aktivitätsfreisetzung nicht angenommen werden müssen und die Vorgänge im Grubengebäude, wie z. B. Versagen von Barrieren, für die Ergebnisse der Langzeitsicherheitsanalyse nicht entscheidend sind. Deshalb ist eine deterministisch angelegte Nachweissführung angemessen für den Standort Konrad, wobei bei der Auswahl einzelner Parameter oder bei der Auswahl der Szenarien Konservativitäten eingebracht werden können. Wir gehen im einzelnen später darauf ein (s. auch Kap. 6).

Zur Berechnung der Strahlenexposition ist ein radioökologisches Detailmodell analog der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) /12/ geeignet,

- da es die derzeitigen Verhältnisse modellmäßig abbildet und
- da es mit dem derzeitigen international anerkannten Strahlenschutzkonzept übereinstimmt.

Mit diesem Modell wird die Strahlenexposition nach heutigen Kenntnissen nicht unterschätzt /12/. Sofern über die langen zu betrachtenden Zeiträume einzelne Annahmen oder Parameter, die heute in der AVV /12/ festgelegt sind oder bei der Berechnung von Dosisfaktoren verwendet wurden, sich ändern werden, ist zu bedenken, daß dies in gleicher Weise auch für Teilbeiträge der natürlichen Strahlenexposition gelten kann. So ist mit der hier aufgezeigten deterministisch angelegten Vorgehensweise eine Bewertung anhand der Grenzwerte des § 45 StrlSchV, die in der

Schwankungsbreite der in der Bundesrepublik Deutschland heute vorhandenen natürlichen Strahlenexposition liegen, in Übereinstimmung.

1.4 Übersicht über die durchgeführten Langzeitsicherheitsanalysen

Das Modellgebiet für die Langzeitsicherheitsanalyse zum Endlager Konrad orientiert sich an den hydrogeologischen Gegebenheiten des Standortes. Sein Südrand wird vom Salzgitter Höhenzug gebildet. Es wird angenommen, daß von diesem Höhenzug tiefliegende Aquifere im Modellgebiet, z.B. die Einlagerungsformation, ihr Druckpotential beziehen. Die seitlichen Ränder des Modellgebietes werden durch Nord-Süd-streichende Salzstrukturen gebildet.

Der undurchlässig modellierte Nordrand, der ein Aufsteigen der Grundwässer erzwingt, wird durch die Allerniederung vorgegeben, da der Einlagerungshorizont Oxford dort mit dem oberflächennahen Grundwasserstockwerk in hydraulischer Verbindung steht.

Für dieses Modellgebiet wird die mögliche Kontamination der Grundwässer, die durch das Endlager verursacht werden kann, bestimmt.

Die vom Antragsteller im Plan /1/ angegebenen Konzentrationen radioaktiver Stoffe in nutzbaren Grundwasserleitern, die eine radiologische Bewertung der Langzeitsicherheit ermöglichen, beruhen auf Rechnungen mit dem Programm SWIFT. Grundlage für diese Rechnungen ist ein stratigraphisch ausgerichtetes Modell der Aquifere und Aquicluden, in dem gestörte Bereiche in den geologischen Schichten integral bei der Festlegung von Durchlässigkeitskoeffizienten berücksichtigt werden. Dieses Modell führt zu den höchsten errechneten Konzentrationen in dem Modellgebiet.

Bei dem Finite-Differenzen-Programm SWIFT sind einige Nachteile bekannt:

- Probleme bei der Behandlung der physikalischen Dispersion,
- Neigung zur numerischen Dispersion,
- Verwendung einer orthogonalen Gitterstruktur bei der Nachbildung des Modellgebietes.

Deshalb haben wir die Begutachtung zweigleisig angelegt. Die GRS, die Erfahrung im Umgang mit dem Programm SWIFT hat, hat in unserem Auftrag die Rechnungen des Antragstellers geprüft. Außerdem hielten wir es für zweckmäßig, mit einem Rechenprogramm, das numerisch mit einem anderen Verfahren arbeitet und eine bessere Anpassung der Modellstruktur an geologische Vorgaben des Modells erlaubt ("FE-Methode"), Kontrollrechnungen durchzuführen. Hierfür bot sich das Programm CFEST an. Für diese Rechnungen wurde das Battelle-Institut von uns eingeschaltet. Grundlage dieser Rechnungen zum stratigraphischen Modell waren Datenzusammenstellungen des Antragstellers. Mit CFEST konnten allerdings die Transportrechnungen für radioaktive Stoffe mit dem Grundwasser nur stichprobenartig durchgeführt werden, da CFEST nicht in der Lage war, radioaktive Nuklide mit Zerfallsketten zu verarbeiten.

Während der ersten Phase nach Verschuß des Endlagers kommt es in den Einlagerungskammern noch zu bedeutenden Gasfreisetzungen aufgrund von Korrosionsvorgängen und Radiolyse. Den Einfluß der Gasbildungsrate auf die Strömungsvorgänge des Grundwassers hat der Antragsteller vorrangig mit dem Programm ECLIPSE 100 und der Gutachter (GRS) mit dem Programm TOUGH2 untersucht.

Während der Begutachtung wurde von dem Sachverständigen der Genehmigungsbehörde für die geowissenschaftliche Begutachtung, dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB), die Forderung erhoben, im Modellgebiet lokal gestörte Bereiche in der Langzeitsicherheitsanalyse explizit zu berücksichtigen. Das Programm SWIFT stößt bei der Umsetzung dieser Forderung an die Grenze seiner Einsetzbarkeit. Deshalb wurden auf Antragstellerseite für dieses Störzonenmodell Rechnungen mit dem Programm FEM 301 und auf Gutachterseite mit dem Programm CFEST durchgeführt.

Der Gutachter der Genehmigungsbehörde für die geologischen Fragestellungen hat eigene Modellvorgaben für die Rechnungen zur Langzeitsicherheit vorgelegt /16, 17/. Da diese von den Aussagen des Antragstellers im Detail abweichen, wurden weitere Rechnungen durchgeführt. Die Repräsentativität des Datensatzes wurde mit einer probabilistisch angelegten Studie /18/ untermauert. Für diese Rechnungen wurde das inzwischen verfügbare Rechenprogramm NAMMU von der GRS eingesetzt. Mit diesem Programm wurden sowohl ein stratigraphisches Modell als auch ein Störzonenmodell untersucht.

Um die Frage zu klären, ob die Tiefbohrungen im Modellgebiet oder die Schächte Konrad 1 und Konrad 2 bevorzugte Ausbreitungswege für radioaktive Stoffe darstellen, wurde vom Antragsteller das Programm FEM 301 eingesetzt. Die Ausbreitung radioaktiver Stoffe hat er mit dem Programm RANCHMD untersucht, da dieses die Matrixdiffusion behandeln kann. Auf Gutachterseite (GRS) wurden für diese Fragestellung Rechnungen mit dem Programm NAMMU durchgeführt.

Die Eigenschaften und die Qualität der eingesetzten Programme behandeln wir im folgenden Kapitel 2.

Tabelle 1-1: Grenzwerte für die Sicherheitsbeurteilung von Endlagern in der Nachbetriebsphase

Land	Sicherheitsanalysen		Individual-Risiko 1/a	Individual-Dosis mSv/a	Zeitraum a
	determinist.	probabilist.			
Kanada		x	10^{-6}		10^4 *)
USA		x	$10^{-6}/tSM$ **)	0,15	10^4
Schweiz	x	x	10^{-6}	0,1	***)
Schweden/ Finnland	x	(x)		0,1	-
Großbritannien		x	10^{-6}	0,1	***)
Frankreich	x	(x)		0,25	10^4
Italien				0,1	-
Spanien	x		10^{-6}	0,1	***)
ICRP			10^{-5}	1,0	
OECD/NEA IAEA					
Deutschland	x		-	0,3	10^4 ****)

*) Über den Betriebszeitraum hinaus sollen keine dramatischen Änderungen der Dosen zu erwarten sein.

**) SM: Schwermetall

***) abhängig von Standort und Abfall

****) Empfehlung der RSK/SSK

2 Beschreibung der eingesetzten Rechenprogramme

Rechenmodelle zur Beurteilung der Langzeitsicherheit von Endlagern für radioaktive Abfälle beschreiben die Strömung des Grundwassers sowie die Transportvorgänge mit dem Grundwasser. Angesichts der Bedeutung, die den Rechenmodellen beim Nachweis der Langzeitsicherheit zukommt, ist es erforderlich aufzuzeigen,

- daß das Gleichungssystem, welches die Vorgänge beschreibt, richtig implementiert ist und ausreichend genau gelöst wird (Verifizierung),
- daß die verwendeten Gleichungen und die ihnen zugrunde liegenden Annahmen die in der Natur ablaufenden Prozesse hinreichend genau beschreiben (Validierung).

Entsprechende Studien sind in den vergangenen Jahren auf Anregung der schwedischen Genehmigungsbehörde SKI für Radionuklid-Transportmodelle (INTRACOIN /19, 20/) und für Grundwasser-Strömungsmodelle (HYDROCOIN /21, 22, 23/) durchgeführt worden. Diese beiden Projekte wurden in drei Teilen abgewickelt:

- Level 1 Verifizierung,
- Level 2 Validierung,
- Level 3 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse.

Im gleichen Rahmen wurde das internationale Projekt INTRAVAL /24/ durchgeführt, dessen erste Phase, für die entsprechende Ergebnisberichte vorliegen /25/, 1991 abgeschlossen wurde. Ein Abschlußbericht für die zweite Phase, die bis 1994 lief, ist noch nicht veröffentlicht.

In den folgenden Unterkapiteln wird bei der Beurteilung der Rechenprogramme auf diese Arbeiten verwiesen, jedoch sollen hier noch einige grundsätzliche Bemerkungen zu diesen Studien erfolgen, die für alle im Planfeststellungsverfahren verwendeten Rechen-codes relevant sind.

Bezüglich INTRACOIN und HYDROCOIN läßt sich festhalten, daß sowohl die Verifikation der Codes als auch die durchgeführten Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen zum großen Teil als befriedigend beurteilt werden können. Es ist allerdings zu beachten, daß

die Streubänder der Ergebnisse bei HYDROCOIN größer sind als bei INTRACOIN. Dies ist bei skalaren Größen wie den errechneten Drücken nicht so ausgeprägt; vektorielle Größen jedoch, wie die Geschwindigkeiten, zeigen größere Differenzen. Am stärksten weichen die HYDROCOIN-Ergebnisse bei den Trajektorien (Laufweg eines Teilchens mit der Strömung) voneinander ab. Dies macht sich insbesondere bei komplexeren geologischen Strukturen bemerkbar. Als Ursache wird vermutet, daß die Probleme nicht bei den hydrogeologischen Rechencodes, sondern bei den Postprozessoren liegen. Die Trajektorien stellen die Kopplungsstelle zwischen der mehrdimensionalen Grundwasserrechnung und eindimensionalen Radionuklid-Transportrechnungen dar. Daher haben sie für die Langzeitsicherheitsanalyse große Bedeutung. Wegen der unbefriedigenden Situation der Verifikation hat man diesem Problem im HYDROCOIN Level 3 größere Aufmerksamkeit geschenkt. Die Vermutung, daß nicht die hydrogeologischen Rechenprogramme sondern die Postprozessoren Unterschiede in den Ergebnissen verursachen, wird durch einen entsprechenden Testfall im wesentlichen erhärtet. Hierbei wurden bei vorgegebenem Druck- bzw. Geschwindigkeitsfeld ausschließlich die Particle-Tracking-Verfahren getestet, die je nach verwendeter Diskretisierung zum Teil gravierende Unterschiede lieferten /23/. Hieraus läßt sich folgern, daß die verwendeten Particle-Tracking-Verfahren nicht optimal sind und unter bestimmten Bedingungen falsche Ergebnisse liefern.

Neben diesen Problemen mit Particle-Tracking-Verfahren treten auch größere Divergenzen bei nichtlinearen Phänomenen auf, wie dem Transport von Laugen und dessen Rückkopplung auf das Strömungsfeld über Dichteeinflüsse.

Eine Validierung scheiterte sowohl in INTRACOIN /20/ als auch in HYDROCOIN /22/ daran, daß bei der Nachrechnung von Experimenten für die Bewertung der Simulationen keine unabhängigen Vergleichsmaßstäbe vorlagen. Aus diesem Grunde ist in der Folge das Projekt INTRAVAL begonnen worden. Im Verlaufe dieses Projektes hat sich allerdings gezeigt, daß der ursprüngliche Anspruch, eine lückenlose Beweisführung zur Allgemeingültigkeit der Modelle insbesondere an Hand von Felduntersuchungen zu erhalten, nicht erfüllbar ist. Vielmehr ist man darauf angewiesen, mit Hilfe aller zur Verfügung stehenden Daten Plausibilitätsprüfungen der Modelle durchzuführen und Tests, z.B. Versuche, zu entwerfen, mit deren Hilfe verschiedene Modelle hinsichtlich der Zulässigkeit ihrer Anwendung auf spezielle Problemstellungen und Standorte unterscheidbar sind oder ihre Nichtgültigkeit nachgewiesen werden kann.

In Kapitel 1.3 wurde eine Übersicht über die von Antragsteller und Gutachtern zur Beurteilung der Langzeitsicherheit eingesetzten Rechenprogramme gegeben. Die folgenden Kapitel 2.1 bis 2.7 enthalten für jedes Programm eine Kurzbeschreibung und Aussagen zum Stand der Qualifizierung.

2.1 Der Rechencode SWIFT

Das Programm SWIFT wurde vom Antragsteller in der Version eingesetzt, die von Reeves und Cranwell für Langzeitsicherheitsanalysen entwickelt wurde und die in einigen Programmteilen von der Technischen Universität Berlin und der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF) modifiziert wurde /EU 36.15/.

2.1.1 Kurzbeschreibung des Programmes SWIFT

Der Antragsteller setzte den Rechencode SWIFT zur Modellierung der Grundwasserströmung und der Nuklidtransportvorgänge am Endlagerstandort Konrad ein. Im folgenden wird eine kurze Beschreibung über den Code SWIFT gegeben werden /1, EU 36.15, EU 76.1, EU 333/.

Mit SWIFT können Strömungsvorgänge, Wärmetransportvorgänge und Transportvorgänge von Wasserinhaltsstoffen (z.B. Radionuklide) in mehrdimensionalen Systemen behandelt werden. Im Code werden die Erhaltungssätze für Masse, Impuls und Energie als gekoppeltes Differentialgleichungssystem gelöst. Die numerische Behandlung der Transportvorgänge für Radionuklide wird von den Erhaltungssätzen entkoppelt vorgenommen, d.h. eine Beeinflussung der Fluideigenschaften (z.B. Dichte) durch die Radionuklide wird vernachlässigt. Diese Annahme ist für die zu erwartenden Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser gerechtfertigt, eine Rückwirkung der Radionuklide auf den Grundwassertransport ist nicht zu erwarten.

Der Code ist von den physikalischen Ansätzen her in der Lage, Dichteschichtungen aufgrund mineralisierter Wässer unter Beachtung der Rückkopplung der Fluideigenschaften Viskosität und Dichte zu behandeln. Bislang vorliegende Testrechnungen im Rahmen der internationalen Vergleichsrechnungen HYDROCOIN zeigen jedoch Schwierigkeiten bei der Behandlung höherer Salzkonzentrationen auf /21/.

Der Code SWIFT behandelt ausschließlich wassergesättigte poröse Medien auf der Basis des Darcyschen Gesetzes. Deshalb müssen Kluftwasserleiter hinsichtlich ihrer Hydraulik wie Porengrundwasserleiter mit äquivalenten Eigenschaften modelliert werden. Die Grundgleichungen werden mit Hilfe eines Finite-Differenzen-Verfahrens gelöst. Dies erfordert die Diskretisierung des Modellgebietes in achsparallele Maschen und Blöcke, was bei der Nachbildung schrägstehender Strukturen zu Problemen bei der Diskretisierung führen kann. Für die numerische Behandlung eines diskreten Modellgebietes lassen sich mit Hilfe von Eingabegrößen Maschen und Blöcke in ihrer Ausdehnung und ihrer Tiefenlage gegenüber Nachbarblöcken verändern.

Der Code verarbeitet heterogene Systeme (geologische Strukturen) mit einer Reihe von Materialien unterschiedlichen Verhaltens. Er kann anisotropes Materialverhalten sowohl für die Wärmeleitfähigkeit als auch für die hydraulische Leitfähigkeit eines Materials verarbeiten. Jeder Raumrichtung eines Blocks können eigene Materialeigenschaften zugeordnet werden. Die Porosität hingegen wird als effektive Porosität für alle Raumrichtungen gleich groß vorgegeben. Dichte und Viskosität werden in Abhängigkeit von Druck und Temperatur ermittelt.

Die Gestaltung von Randbedingungen, wie z.B. offener und geschlossener Rand, wasserungesättigte Zonen an der Modelloberfläche, Quellterme für Wasser und Wasserinhaltsstoffe, sind im Programm vorgesehen. Bei der Berechnung der Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen ist neben dem advektiven Transport auch der dispersive vorgesehen.

Die Behandlung der Dispersion in SWIFT erfolgt jedoch nicht mit dem vollständigen Dispersionstensor. Diese Vorgehensweise führt in Fällen nicht achsparalleler mehrdimensionaler Strömung zu einem starken numerischen Einfluß auf die Dispersion. Zu dieser Problematik und der des Dispersionsansatzes liegt ein Bericht /26/ des Gutachters vor. In SWIFT werden zur Behandlung der Dispersion Dispersionslängen vorgegeben. Diese wiederum sind über numerische Stabilitätskriterien mit der zulässigen Maschenweite korreliert und umgekehrt; d.h. der rechentechnische Zwang zu einer relativ großräumigen Diskretisierung (Maschenlängen von 1500 m) fordert aus Stabilitätsgründen große Dispersionslängen (750 m), die nicht mit der Realität übereinstimmen müssen.

Die Ermittlung der Stromlinienverläufe und Partikellaufzeiten aus den mit SWIFT errechneten Druck- und Geschwindigkeitsfeldern wurde vom Antragsteller zuerst mit dem Programm STLINE /EU 36.24/, später mit SAPT /EU 203/ durchgeführt.

2.1.2 Stand der Qualifizierung von SWIFT

Der Antragsteller hat in seiner Stellungnahme /EU 269/ Aussagen zur Qualifizierung von SWIFT und seinen Pre- und Postprocessing-Programmen gemacht.

Die TU Berlin und später GSF haben mit dem Rechenprogramm SWIFT an den Projekten HYDROCOIN /21, 22, 23/ und INTRACOIN /19, 20/ teilgenommen. Daneben beteiligten sich noch andere Organisationen mit unterschiedlichen Programmen, aber auch mit weiteren SWIFT-Versionen an diesen Studien. In den folgenden Ausführungen wird unterschieden zwischen allgemeinen Aussagen, die für alle SWIFT-Versionen zutreffen, und solchen, die nur für die im Planfeststellungsverfahren Konrad eingesetzte Version gelten. Letztere wird zur Abgrenzung mit SWIFT-TUB gekennzeichnet.

Aufgrund der Abschlußberichte von INTRACOIN hat der Gutachter eine Bewertung der mit SWIFT erzielten Ergebnisse vorgenommen /27/. Als Schlußfolgerung wurde festgehalten, daß die Verifikation für eindimensionale Beispiele für SWIFT-TUB erfolgreich war. Sensitivitätsanalysen, die für den Standort Konrad als repräsentativ anzusehen sind, wurden nicht durchgeführt.

Im gleichen Bericht /27/ wurde auch die im Rahmen von HYDROCOIN für Grundwassermodelle durchgeführte Verifikation auf der Grundlage des Entwurfs des Ergebnisberichtes bewertet. Durch den Abschlußbericht /21/ zu HYDROCOIN Level 1 kamen keine wesentlich neuen Erkenntnisse hinzu. Die SWIFT-Ergebnisse ordnen sich in den allgemeinen Rahmen gut ein.

Nicht alle untersuchten Beispiele in HYDROCOIN Level 1 sind im Hinblick auf eine Anwendung der Programme auf das Endlager Konrad relevant. Von SWIFT-TUB liegen nur für eines der relevanten Beispiele Ergebnisse vor, nämlich für die Ermittlung der Grundwasserströmung in einem Gebiet mit großen Permeabilitätsunterschieden (Case 7). In diesem Fall gab es zudem noch spezielle Probleme mit den Randbedingungen, so daß die Ergebnisse der Particle-Tracking-Verfahren stark variierten.

Von den fünf für HYDROCOIN Level 2 /22/ definierten Rechenbeispielen ist nur ein einziger Fall für die geologischen Verhältnisse in Konrad relevant, nämlich ein großräumiges Grundwassermodell (80 km · 80 km · 2500 m) in anisotropen geringpermeablen Tongesteinen (Case 4). Es sollte aufgezeigt werden, daß eine solche hydrogeologische Situation auch modelliert werden kann, wenn der geologische Kenntnisstand relativ gering ist. Die Daten stammen aus etwa 50 Pegelbohrungen, von denen einige zusätzlich hydraulisch getestet wurden, sowie aus Angaben über natürliche Quellen und Grundwasserneubildungsraten. Der Zweck war, durch Schätzung der hydrogeologischen Parameter mit Hilfe von geostatistischen Methoden die Grundwasserstände an die gemessenen Werte anzugleichen. Vier Rechenprogramme haben sich mit diesem Fall auseinandergesetzt; darunter war allerdings keine SWIFT-Version, so daß ein Vergleich zwischen SWIFT und diesen Programmen nur über die anderen behandelten Fälle möglich ist. Die Ergebnisse zeigen, daß die Übereinstimmung zwischen Rechnung und Feldbeobachtung zufriedenstellend sind. Die maximale Abweichung wurde mit 8 m Pegelhöhe erreicht. Allerdings ist mit diesem Fall keine tatsächliche Validierung erreicht, da der Vergleich mit unabhängigen Daten fehlt. Die gemessenen Werte wurden benutzt, um die optimale Kalibrierung des Modells durchzuführen.

Die TU Berlin hat sich mit SWIFT-TUB an einer Nachrechnung eines Experimentes beteiligt. Dieses Beispiel ist nur als Analogon zum Laugentransport in der Umgebung eines Salzstockes relevant. Aber auch dieser Fall ist keine Validierung, da exakte Meßdaten fehlen und nur qualitative Vergleiche durchgeführt werden konnten.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes SWIFT

Bezüglich der Anwendung von SWIFT-TUB für eindimensionale Radionuklid-Transportrechnungen kann der Rechencode als verifiziert angesehen werden. Die Verifikation von SWIFT-TUB im Rahmen von HYDROCOIN zeigt Ergebnisse, die bezüglich skalarer und auch vektorieller Größen mitten im Band der Ergebnisse der anderen Rechenprogramme liegen, jedoch kein einheitliches Bild der Trajektorienberechnung vermitteln. Die in der Einleitung dieses Kapitels gemachten Einschränkungen hinsichtlich einer Allgemeingültigkeit von Rechenprogrammen treffen auch auf SWIFT-TUB zu.

2.2 Der Rechencode FEM 301

FEM 301 wurde vom Antragsteller für die Bestimmung der Grundwasserverhältnisse eingesetzt. Für diese Aufgabe wurde das Programm entwickelt /EU 237/.

2.2.1 Kurzbeschreibung des Programmes FEM 301

Das Programm FEM 301 wird in dem NAGRA-Bericht /EU 237/ detailliert beschrieben. Es handelt sich um ein Finite-Elemente-Programm zur Berechnung stationärer, zwei- oder dreidimensionaler Grundwasserströmungen in gesättigten, porösen (oder auch klüftigen) Medien unter Annahme einer räumlich konstanten Wasserdichte. Es verarbeitet dreidimensionale Elementnetze, welche aus verschiedendimensionalen und topologisch sehr unterschiedlichen Elementtypen (z.B. Quader, Prisma, Tetraeder, 4-Eck-Fläche, Strecke) aufgebaut sind. Die lokalen Formfunktionen sind quadratisch.

Grundlagen des Rechenmodells sind das Darcy-Gesetz und die Kontinuitätsgleichung; das Lösungsverfahren basiert auf dem Galerkin-Verfahren.

FEM 301 benötigt neben der durch die Element- und Koordinatenfiles gegebenen Elementnetzgeometrie auch Vorgaben zu den Durchlässigkeitsbeiwerten in definierten Durchlässigkeitsklassen sowie Randbedingungen für das hydraulische Potential und/oder vorgeschriebene Wasserflüsse.

Als Ergebnis liefert FEM 301 die berechneten hydraulischen Potentiale in allen Knoten. In den Knoten mit vorgeschriebenem Potential ist zudem der resultierende Fluß gegeben, welcher für die Umgebung des Knotens repräsentativ ist.

Aus diesen Ergebnissen werden mit Postprocessing-Programmen graphische Darstellungen wie Isopotentiallinien, Wasserflüsse und -geschwindigkeiten und Fließwege in Form von Isolinienplots, Vektorplots oder Weg-Zeit-Diagrammen gewonnen. Für die Berechnung der Wasserflüsse ist das Programm FLUX, für die Fließwege und -zeiten das Programm TRACK /EU 285/ zu nennen. In der erläuternden Unterlage über die Modellrechnungen zum Störzonenmodell /EU 210/ werden die Programme detaillierter erläutert.

2.2.2 Stand der Qualifizierung von FEM 301

FEM 301 ist ein Finite-Elemente(FE)-Code zur Berechnung von Grundwasserströmungsfeldern; er enthält nicht die Möglichkeit der Berechnung von Radionuklidtransportvorgängen im Grundwasser. Zur Verifizierung und Validierung im Rahmen von HYDROCOIN wurde es von der Universität von Neuchatel, von Motor Columbus und der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich eingesetzt (21, 22).

Im Level 1 /21/ wurden von FEM 301 die Testfälle 2 (2D-Strömung in geklüftetem Granit) und 6 (großräumiges 3D-Modell mit großen Permeabilitätskontrasten) jedoch ohne den Einsatz eines Postprozessors gerechnet. Da keine Stromlinien berechnet wurden, stehen nur die Potentialfelder für einen Vergleich mit den Ergebnissen anderer Codes zur Verfügung.

Der Vergleich der Druckverläufe längs spezifizierter Linien zeigt für die beiden Rechenergebnisse 2 und 6 im Vergleich mit anderen Programmen sehr gute Übereinstimmung. Allerdings muß man sich bei der Bewertung die allgemeine Schlußfolgerung von HYDROCOIN Level 1 vergegenwärtigen, daß es bezüglich skalarer Größen nur geringe Unterschiede gibt, während die Particle-Tracking-Verfahren, die das errechnete Potentialfeld weiterverarbeiten, sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern. Insofern bezieht sich die Aussage, daß FEM 301 als verifiziert angesehen werden kann, nur auf die skalare Größe des Druckfeldes und nicht auf die vektoriellen Größen der Geschwindigkeit.

Im HYDROCOIN Level 2 /22/ hat Motor Columbus mit FEM 301 den Fall 3 (Pumpversuch im geklüfteten Gneis) behandelt. Es wurden die Rechenergebnisse mit Absenkungskurven in Bohrlöchern in der Umgebung eines Brunnens verglichen. Die Ergebnisse zeigen eine zufriedenstellende Übereinstimmung der gerechneten mit den gemessenen Druckverläufen. Bezüglich des Standortes Konrad ist dieser Testfall allerdings von geringer Relevanz, zumal auch hier kein Postprozessor zum Einsatz kam.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes FEM 301

Unseres Erachtens ist der Code FEM 301 im Hinblick auf seinen Einsatz am Standort Konrad deswegen nicht als im Rahmen von HYDROCOIN verifiziert anzusehen, weil die mit FEM 301 gerechneten HYDROCOIN-Beispiele nicht repräsentativ für das

Endlager Konrad sind. Weitere Verifizierungsrechnungen, die über die HYDROCOIN-Fälle hinausgehen, konnten nicht einbezogen werden, da sie dem Gutachter nicht vorliegen. Hierzu verweisen wir auf Kap. 2.8 dieses Gutachtens.

2.3 Der Rechencode CFEST

Das Rechenprogramm CFEST wurde in der Version, die für das Begutachtungsverfahren zum geplanten Endlager Konrad angewandt wurde, vom Battelle Pacific Northwest Laboratory im Auftrag des U.S. Department of Energy (DOE) entwickelt /28/ und vom Battelle Institut Frankfurt in unserem Auftrag weiter an die genannte Aufgabe angepaßt /29/.

2.3.1 Kurzbeschreibung des Programmes CFEST

Das Programm CFEST ist ein Finite-Elemente-Code zur Untersuchung von Transportvorgängen in Grundwasserleitern. Es behandelt die einphasige Darcy-Strömung in dreidimensionalen Systemen oder zweidimensionalen senkrechten oder waagerechten Ausschnitten solcher Systeme.

Die Vorgänge können sowohl stationär als auch instationär behandelt werden. Die zeitabhängigen Erhaltungsgleichungen für Fluid (Wasser), Energie (Wärme) und gelöste Substanz (Konzentration) werden in räumliche Finite-Elemente linearer Struktur diskretisiert und mit einem voll impliziten Verfahren numerisch gelöst. Rand- und Anfangsbedingungen wie Drücke, Quellterme, Temperaturen, Retentionsfaktoren oder Konzentrationen können für Gitterpunkte oder Bereiche frei gewählt werden. Die Dichte und Viskosität werden abhängig von Druck, Temperatur und Konzentration in jedem Punkt bestimmt. Als Finite-Elemente-Code kann CFEST gut an die geologischen Verhältnisse eines Modellgebietes angepaßt werden.

Zur Berechnung der Radionuklid-Ausbreitung kann bei CFEST das dreidimensionale Stofftransport-Problem explizit analysiert werden, d.h. die relevanten Ausbreitungspfade ergeben sich als Resultat der Transportrechnungen aus dem dreidimensionalen Konzentrationsfeld. Diese Rechnungen können aber für jeweils nur eine Substanz (z.B. ein Radionuklid) durchgeführt werden. Die Behandlung von radioaktiven Zerfallsketten ist nicht möglich.

Eine Reihe von Postprocessing-Programmen, die im Programmpaket zu CFEST enthalten sind, erlaubt die übersichtliche graphische Darstellung der Rechenergebnisse in Form von Isolinien der Potentiale und Konzentrationen, Vektorplots der Strömungsvorgänge und Diagramme der Zeitabhängigkeit verschiedener physikalischer Größen.

2.3.2 Stand der Qualifizierung vom CFEST

CFEST wurde im Rahmen des HYDROCOIN-Projektes im Auftrag des DOE vom Office of Nuclear Waste Isolation (ONWI) eingesetzt. Im Level 1 der Vergleichsrechnungen (Verifikation der Programme) /21/ wurden mit CFEST fünf der sieben Testfälle behandelt. In einem weiteren Fall war das ähnliche Programm FE3DGW beteiligt, aus dem CFEST weiterentwickelt wurde. Die Ergebnisse dieser Testrechnungen mit sehr unterschiedlichen Rand- und Anfangsbedingungen lassen sich nach den Aussagen des HYDROCOIN-Abschlußberichtes /21/ so zusammenfassen:

CFEST liegt bei den errechneten Laufwegen und -zeiten gut im Gesamtfeld der Ergebnisse, teilweise mit der Tendenz zu längeren Laufzeiten als das Mittel der Vergleichsprogramme (maximal 20 %, Case 2).

Im Level 2 des HYDROCOIN-Projektes (Validierung) /22/ wurde CFEST für einen Testfall eingesetzt, der als Beispiel für dichtebeeinflusste Strömung ausgewählt wurde. Da von dem verwendeten Experiment jedoch lediglich qualitative Daten vorlagen, kann dieser Fall im Hinblick auf Validierung nicht quantitativ bewertet werden.

Um zusätzliche Informationen über CFEST im Vergleich zu anderen Rechencodes zu bekommen, haben wir zwei Beispiele aus den INTRACOIN-Vergleichsrechnungen, an denen CFEST nicht teilgenommen hat, ausgewählt und nachrechnen lassen /29/. Im ersten Beispiel (aus Level 1, Case 4 a) wird der Transport von Nukliden in einem homogenen Strömungsfeld unter Berücksichtigung von Dispersion, radioaktivem Zerfall und Retention berechnet. Das zweite Beispiel (aus Level 2) beschreibt Strömung und Nuklidtransport durch ein heterogenes Gebiet über mehr als 10^5 Jahre.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes CFEST

Die oben beschriebenen Eigenschaften zeigen, daß der Finite-Elemente-Code CFEST Grundwasserströmung und Nuklidausbreitung mit anderen mathematischen und physikalischen Modellvorstellungen berechnet als der Finite-Differenzen-Code SWIFT des Antragstellers. Werden für beide Programme dieselben Eingabedaten (geologische Struktur, hydrogeologische und hydrologische Randbedingungen) benutzt, wird es möglich, einen Vergleich der Antragsteller-Rechnungen mit den Resultaten einer vollkommen unabhängigen Analyse mit einem anderen Verfahren durchzuführen. Im Vergleich der Rechenergebnisse beider Modelle zeigt sich dann der Einfluß der unterschiedlichen Rechenverfahren. Dies war neben der Leistungsfähigkeit von CFEST für uns der Grund, diesen Code zur alternativen Prüfung der SWIFT-Ergebnisse in das Verfahren einzubringen. Wie alle Finite-Elemente-Modelle bietet er auf einfache Weise die Möglichkeit einer realitätsnahen Beschreibung der Schichtenstruktur. Damit lassen sich die Auswirkungen der beim Finite-Differenzen-Verfahren unabdingbaren Interpretation einer komplizierten Schichtung auf ein rechteckiges Gitternetz beurteilen.

In den beiden Fällen aus INTRACOIN zum Nuklidtransport ist die Übereinstimmung zwischen CFEST und anderen Rechenverfahren, insbesondere SWIFT, zufriedenstellend. Bei den verbleibenden Streuungen zwischen den Ergebnissen berechnet CFEST stets die höchsten Werte für die zu erwartenden Nuklidkonzentrationen. Bei allen anderen mit CFEST behandelten Fällen stimmen die Ergebnisse gut mit denen anderer Programme überein.

2.4 Der Rechencode NAMMU

Das von der GRS in unserem Auftrag zur Begutachtung der Grundwasser-Strömungsrechnungen eingesetzte Rechenprogramm NAMMU /30, 31, 32/ wurde zur Berechnung der Grundwasserströmung und des Radionuklidtransportes auf der Basis der Finite-Elemente entwickelt.

2.4.1 Kurzbeschreibung des Programmes NAMMU

Das Programm NAMMU enthält Modelle zur Beschreibung der Grundwasserströmung im gesättigten oder ungesättigten porösen oder geklüfteten Medium und des Transports von Salzlauge und Energie. Dabei wirkt sich die veränderliche Dichte auf das Strömungsfeld aus. Außerdem kann der Transport von Radionukliden oder anderen Schadstoffen simuliert werden, die aufgrund der geringen Konzentrationen nicht auf das Strömungsfeld zurückwirken. Grundsätzlich wird dabei vorausgesetzt, daß die Strömung dem Darcy-Gesetz folgt und daß sich das Strömungsmedium und das durchströmte Medium im thermischen Gleichgewicht und Sorptionsgleichgewicht befinden. Für den Basisfall - Strömung und Transport in gesättigtem porösem Medium ohne Dichterückkopplung - sind folgende Grundgleichungen in NAMMU implementiert:

- für die Grundwasserströmung
 - die Kontinuitätsgleichung und
 - die Impulsgleichung (Darcy-Gesetz),
- für den Energietransport und
- für den Radionuklidtransport.

Weiterhin werden Viskosität und Dispersivität berücksichtigt.

Diese Gleichungen, welche die Vorgänge innerhalb des Modellgebiets beschreiben, werden durch Randbedingungen ergänzt, die die Variablen oder deren Ableitung auf dem definierten Rand zeitlich konstant oder zeitlich veränderlich vorgeben. Der für die Ermittlung des Strömungsfeldes wesentliche Parameter, nämlich die Permeabilität, kann anisotrop vorgegeben werden.

Der Code NAMMU verfügt über eine Reihe von Finite-Element-Typen unterschiedlicher Ordnung und geometrischer Formen. Zur praktischen Anwendung bei unserer Begutachtung kamen quaderförmige und sechsflächige Lagrange-Elemente sowie prismenförmige Lagrange-Elemente mit Dreiecksquerschnitt.

2.4.2 Stand der Qualifizierung von NAMMU

Der Qualitätsnachweis für das Programm NAMMU wird hier in drei Stufen geführt. Zuerst soll die Anwendung des Programmes auf verschiedenartige Problemstellungen sowie durch verschiedene Benutzer aufgezeigt werden, dann die Verifizierung durch Vergleich mit anderen, ähnlichen Programmen anhand von Benchmarkrechnungen und schließlich die Validierung durch Vergleich mit Experimenten.

NAMMU ist bei verschiedenen Organisationen in

Großbritannien

- im Forschungszentrum Harwell,
- bei der englischen Strahlenschutzbehörde NRPB und
- bei dem Ingenieurbüro Atkins als Auftragnehmer des englischen Umweltministers,

Schweden

- bei dem Endlagerentwickler SKB und
- bei der Genehmigungsbehörde SKI,

der Schweiz

- bei dem Endlagerentwickler NAGRA,

Deutschland

- bei der BGR und
- bei der GRS

installiert. Das Programm wird für verschiedene Aufgaben eingesetzt, z.B. im Genehmigungsverfahren für das schwedische Endlager SFR. Darüber hinaus haben die Anwender im Forschungszentrum Harwell im Auftrag der SKB und der NAGRA Rechnungen für

die Sicherheitsstudien KBS-3 und das Projekt "Gewähr" mit NAMMU überprüft /33, 34/. Zur Zeit wird es im Rahmen von Sicherheitsstudien zur Vorbereitung der Genehmigungsunterlagen für das potentielle Endlager für niedrig- und mittelaktive Abfälle im englischen Sellafield eingesetzt. Außerdem werden das verwendete allgemeine Lösungsverfahren für die Differentialgleichungen und die Ein- und Ausgabeprozessoren auch im Rahmen anderer Programmpakete für spezielle Anwendungsbereiche eingesetzt. Durch diese Anwendung des numerischen Verfahrens auf die unterschiedlichsten physikalischen Phänomene können grundsätzliche Fehler zum größten Teil ausgeschlossen werden.

Ein weiterer Schritt im Qualitätsnachweis von Rechenprogrammen ist die Verifikation. Bezüglich der Simulation der Grundwasserströmung hat der Code NAMMU an dem internationalen Projekt zur Verifizierung von Grundwassermodellen HYDROCOIN /21/ teilgenommen. Von den sieben im ersten Level dieser Studie definierten Benchmarkproblemen hat NAMMU folgende simuliert:

- Fall 1: Instationäre Strömung um ein Bohrloch in einem Kluftgrundwasserleiter /35/,
- Fall 2: Stationäre Strömung in einem Gebirgsabschnitt mit zwei durchlässigen Klüften /36/,
- Fall 4: Instationäre thermische Konvektion in einem gesättigten porösen Medium /37/,
- Fall 6: Grundwasserströmung in einem großräumigen hydrogeologischen Modell mit Permeabilitätskontrasten /38/ und
- Fall 7: Gesättigte zweidimensionale Strömung durch ein oberflächennahes Endlager in tonigem Medium /35/.

Die Fälle wurden so ausgewählt, daß durch verschiedene physikalische Phänomene ein breites Spektrum der Verifizierung abgedeckt werden konnte. Dabei wurden Fall 1 und Fall 4 mit einer analytischen Lösung verglichen. Beide ergaben eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den NAMMU-Ergebnissen und der analytischen Lösung. Im Fall 2 zeigte NAMMU eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Programme. Allerdings zeigte es sich bei diesem Beispiel auch, daß Dreieckselemente in

2D-Modellen zu ungenauen Lösungen führen. Ähnliche Aussagen können auch für den Fall 7 gemacht werden. Wir sehen im Fall 6 eine Problemstellung, die wegen ihrer Anlehnung an die Geologie eines tatsächlichen Standortes und wegen den gegenüber anderen Fällen unterschiedlich definierten Randbedingungen (Infiltrationsrate anstelle des Grundwasserspiegels) einen wichtigen Beitrag zum Verifikationsnachweis liefert. Die Studie kam zu dem Schluß, daß NAMMU auch für diesen Fall im gleichen Umfang wie die anderen Rechenmodelle verifiziert ist /38/.

Bezüglich des Radionuklidtransports ist NAMMU mit einer analytischen Lösung eines dreidimensionalen Nuklidtransportproblems verglichen worden /39/. Hier zeigte sich, daß eine gute Übereinstimmung für kleine Peclet-Zahlen vorlag, jedoch die Lösung für $Pe = 1$ in der Nähe der Gittergrenzen instabil wurde. Für das Modell Konrad ist die Peclet-Zahl kleiner als 1, so daß die Anwendbarkeit der Modelle gegeben ist.

Die letzte Stufe des Qualitätsnachweises liegt in der Validierung. Im Rahmen der HYDROCOIN-Studie ist die Validierung unter Beteiligung von NAMMU begonnen worden. Allerdings ist die Studie aus Mangel an geeigneten Experimenten oder Felduntersuchungen mit ausreichend unabhängigen Daten unbefriedigend verlaufen.

Als Weiterführung wurde 1987 das Projekt INTRAVAL /24, 25/ begonnen. NAMMU nimmt an der Phase 2 dieses Projektes teil.

Zum Programmsystem NAMMU gehören verschiedene Auswertungsprogramme. Die zur Anwendung gelangten Auswerteverfahren oder Particle-Tracking-Verfahren beschreiben das Transportverhalten der Grundwasserpartikel in einer Grundwasserströmung. Mit ihrer Hilfe werden Stromlinien in einem Strömungsfeld ermittelt. Die Berechnung der Trajektorien erfolgt entweder auf der Basis des berechneten Potentialfeldes oder des abgeleiteten Geschwindigkeitsfeldes.

Die Trajektorien werden in der Auswertung der Grundwasserrechnungen als potentielle Transportwege freigesetzter Radionuklide interpretiert. Stromlinienrechnungen führen nicht zwangsläufig zu den kürzesten Laufzeiten und -wegen oder zu den maximalen Konzentrationen von Radionukliden, da die physikalische Beschreibung von Transportvorgängen von Radionukliden im Grundwasser neben der advektiven Transportkomponente (die der Stromlinienberechnung zugrunde liegt) auch die Transportkomponenten der hydrodynamischen Dispersion und die Sorption berücksichtigt. Die Dispersion liefert

einen nicht zu vernachlässigenden Anteil am räumlichen Transportverhalten von in Grundwasser gelösten Stoffen. Daraus folgt, daß Stromlinienrechnungen und Transportrechnungen nicht zwangsläufig zu gleichen Ausbreitungswegen führen. Dies gilt insbesondere für in Aquitarden eingebettete geringmächtige Aquifere mit einer schichtparallelen Hauptströmungskomponente und einer relativ kleinen Komponente vertikal zur Schicht. Stromlinien folgen hier im wesentlichen dem Vektorfeld der Grundwassergeschwindigkeit, d.h. sie verlassen aufgrund der (wenn auch noch so geringen) vertikalen Geschwindigkeitskomponente den Aquifer, was dem Freisetzungsverlauf einzelner Partikel entsprechen kann. Der Transport von Wasserinhaltsstoffen, z.B. einer Radionuklidwolke, erfolgt jedoch im wesentlichen in Hauptströmungsrichtung des Aquifers.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes NAMMU

Das Programm NAMMU kann auf der Basis der behandelten Rechenfälle als verifiziert angesehen werden. Bezüglich der Validierung des Rechenprogrammes gelten auch hier die in der Einleitung dieses Kapitels getroffenen Einschränkungen, daß eine Allgemeingültigkeit des Programms nicht nachweisbar ist.

Der Einsatz von Auswerteprogrammen führt zu Stromlinien, die nicht zwangsläufig auch die ungünstigsten Freisetzungswegen von Radionukliden aus dem Endlager darstellen. Insbesondere gilt dies für Stromlinien, die in den Rechnungen Aquifere verlassen und in Aquitarden eintreten. Dreidimensionale Transportrechnungen unter Berücksichtigung von Dispersion können die Gesamtheit der Freisetzungswegen aus einem Endlager aufzeigen (vgl. Kap. 4.3 dieses Gutachtens).

2.5 Der Rechencode RANCHMD

Der Rechencode RANCHMD /EU 339, EU 340/ wurde vom Antragsteller bei der Behandlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe über Schächte oder alte Tiefbohrungen eingesetzt. Das Programm wurde zur Beschreibung des Transportes radioaktiver Stoffe in Klüften entwickelt /EU 340/.

2.5.1 Kurzbeschreibung des Programmes RANCHMD

Das Programm RANCHMD /EU 340/ beschreibt den Transport von reaktiven und nichtreaktiven Radionukliden in Kluffzonen. Kennzeichen des Transportes sind die eindimensionale advective und dispersive Ausbreitung längs der Kluft sowie die eindimensionale diffusive Ausbreitung der im Wasser gelösten Nuklide in die Gesteinsmatrix, welche die Kluft umgibt. Durch den Porenraum der Gesteinsmatrix steht ein Totwasservolumen zur Verfügung, in dem auch nichtreaktive Radionuklide retardiert werden können. Bei reaktiven Nukliden kommt als zusätzlicher Mechanismus die Sorption an den Oberflächen der Kluft oder des Porenraumes hinzu. Die beiden voneinander unabhängigen Differentialgleichungssysteme für die Ausbreitung der Radionuklide längs der Kluft und senkrecht dazu in der Gesteinsmatrix sind über die Konzentration am Rande der Kluft miteinander gekoppelt. RANCHMD löst das so entstandene Differentialgleichungssystem mit Hilfe von Approximationspolynomen höherer Ordnung. Die zeitliche Integration des Differentialgleichungssystems erfolgt mit dem Gear-Verfahren.

2.5.2 Stand der Qualifizierung von RANCHMD

RANCHMD wurde im Rahmen des schweizerischen Projektes Gewähr eingesetzt /EU 340/. Sein Vorgängercodename RANCHN hat an internationalen Studien zu den Transportmodellen INTRACOIN teilgenommen. Im Level 1 /19/ wurden zwei Testfälle mit eindimensionaler Ausbreitung behandelt. Im ersten Fall waren die Retardationsfaktoren über die Migrationslänge konstant, während im zweiten Fall der Ausbreitungsweg in drei Abschnitte mit verschiedenen Retardationsfaktoren unterteilt wurde. Es wurde der Transport von Zerfallsketten berechnet. Die Ergebnisse stimmten gut mit denjenigen der anderen Rechencodes überein. Im Level 2 /20/ wurde mit RANCHN ein zweidimensionaler Fall mit einer eindimensionalen Stromröhre nachgebildet. Die Ergebnisse wurden mit einer zweidimensionalen Ausbreitungsrechnung mit SWIFT verglichen. Dabei errechnete RANCHN immer höhere Konzentrationen als SWIFT. Zur Beurteilung des Ausmaßes der Konservativität der eindimensionalen Rechnung reicht allerdings ein solcher Vergleich nicht aus, da auch fallspezifische Gesichtspunkte eine Rolle spielen können.

RANCHMD wurde in INTRAVAL /40/ eingesetzt, um ein Infiltrationsexperiment an einer Granitprobe mit identifizierbaren Rissen nachzurechnen. Die Schlußfolgerungen durch die beteiligten Institutionen sagen aus, daß das Konzept der Matrixdiffusion durch die

Modellierung dieses Laborexperiments unterstützt wird, daß jedoch keine Daten abgeleitet werden können, die relevant für Untersuchungen zur Langzeitsicherheit wären, und daß eine Validierung aus der Studie mangels unabhängiger Vergleichsmaßstäbe nicht abgeleitet werden kann.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes RANCHMD

Für den Einsatzbereich, für den der Rechencode RANCHMD vorgesehen ist, kann er als verifiziert angesehen werden. Dies gilt auch qualitativ für die Modellierung der Matrixdiffusion. Zu einer quantitativen Beurteilung dieses Vorganges, insbesondere im Hinblick auf die Validierung, fehlen ausreichende Daten.

2.6 Der Rechencode TOUGH2

TOUGH2 wurde von der GRS zur Analyse der Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers eingesetzt. Das Rechenprogramm TOUGH2 wurde von [REDACTED] am Lawrence Berkeley Laboratory, USA, zur Simulation der transienten Zweiphasenströmung und des Wärmetransportes in einer anisotropen Konfiguration entwickelt /41, 42/.

2.6.1 Kurzbeschreibung des Programmes TOUGH2

In TOUGH2 werden zwei Phasen und zwei Komponenten (Stoffe) betrachtet:

- Flüssigkeitsphase, die aus Wasser und aus einer im Wasser gelösten Gaskomponente besteht,
- Gasphase, die aus Wasserdampf und einer Gaskomponente besteht.

Als Gaskomponente wird wahlweise Luft, Wasserstoff oder Kohlendioxid simuliert. In TOUGH2 werden drei Erhaltungsgleichungen gelöst:

- Massenerhaltung für Wasser,
- Massenerhaltung für die Gaskomponente und

- eine gemeinsame Energieerhaltung mit dem thermischen Gleichgewicht zwischen Wasser, Gaskomponente und Gestein.

Zur Beschreibung des Massenstromes wird eine laminare Strömung in einem porösen Medium postuliert und das erweiterte Darcy'sche Gesetz für verschiedene Phasen verwendet, wobei die gegenseitige Wechselwirkung zwischen den Phasen durch eine relative Permeabilität erfaßt wird. Zur Beschreibung des Gastransports wird der binäre Strom des Dampf-Gas-Gemisches berücksichtigt, der durch die lokalen Konzentrationsgradienten verursacht wird. Zur Bestimmung des Wärmestromes werden die Wärmeleitung und die Konvektion berücksichtigt.

Die Gasphase wird als ein Gemisch idealer Gase betrachtet. Die Drücke in der Gas- und in der Flüssigkeitsphase werden durch den Kapillardruck miteinander verknüpft. Die thermo-physikalischen Stoffdaten für Wasser werden abhängig von Druck und Temperatur anhand einer ausführlichen Wasser-Dampf-Tafel berechnet. Die Lösung der Gaskomponente in Wasser wird nach dem Henry'schen Gesetz behandelt. Die physikalischen Eigenschaften (Dichte, Porosität, Permeabilität, Kapillardruck, usw.) des Feststoffes können ortsabhängig definiert werden. Der Kapillardruck und die relative Permeabilität für verschiedene Phasen werden durch frei wählbare Funktionen der Wassersättigung dargestellt. TOUGH2 enthält keine Modelle zur Simulation der Konvergenz des Gesteins, der Gasbildung, der chemischen Wechselwirkung und des Radionuklidtransportes.

Zur numerischen Lösung der drei gekoppelten nichtlinearen partiellen Differentialgleichungen wird die "Integral-Finite-Difference"-Methode angewandt. Dazu wird die zu betrachtende Konfiguration in Elemente (Volumina) aufgeteilt, wobei eine starre Festlegung der Elementform, des Koordinatensystems oder der Dimensionalität nicht erforderlich ist. Grundsätzlich können ortsabhängige Randbedingungen erster Art (vorgeschriebene Werte für Druck, Sättigung, Temperatur) und zweiter Art (vorgeschriebene Werte für Massen- und Wärmestrom) simuliert werden. Quellen und Senken für Wasser und Gas können orts- und zeitabhängig, aber unabhängig von physikalischen Größen spezifiziert werden.

2.6.2 Stand der Qualifizierung von TOUGH2

Zur Verifizierung und Validierung des Rechenprogrammes TOUGH2 und der früheren Version TOUGH wurden einige Vergleichsrechnungen veröffentlicht /41, 43/. Es werden Beispiele betrachtet, die überwiegend einzelne physikalische Vorgänge ohne Kopplung mit anderen Vorgängen beschreiben. Daher können die betrachteten Beispiele die zu erwartenden komplexen Verhältnisse in einem Endlager nur begrenzt wiedergeben. Eine umfassende Qualifizierung ist gegenwärtig nicht möglich, da entsprechende Experimente nicht verfügbar sind.

Die oben erwähnten Vergleichsrechnungen zeigen insgesamt, daß das Rechenprogramm in den meisten Fällen qualitativ und in einigen Fällen quantitativ befriedigende Ergebnisse liefert. Der von Sandia National Laboratory, USA, durchgeführte Vergleich zwischen den Rechenprogrammen NORIA, PETROS und TOUGH ergab, daß unter diesen drei Programmen TOUGH am besten bewertet wird /43/. Bei einem Leistungsvergleich von neun Rechenprogrammen zur Beschreibung des Gastransports werden die höchsten Punktzahlen für die drei Rechenprogramme TRACR3D, ECLIPSE 100 und TOUGH ermittelt, wobei der Unterschied in den Punktzahlen für diese Programme gering ist /44/.

Im Rahmen des Intraval-Projekts wurde TOUGH für die Berechnung einer Zweiphasenströmung in einem aufgeheizten Tuffbohrkern eingesetzt /45/. Die Ergebnisse der Simulation sind im Vergleich mit den experimentellen Ergebnissen qualitativ gut. Die quantitativen Abweichungen bei den Ergebnissen rühren wahrscheinlich von den nicht gemessenen Ungleichmäßigkeiten im Tuffkern her.

Das Rechenprogramm ist von verschiedenen Institutionen im Rahmen konkreter Endlager-Projekte zur Analyse der Gasausbreitung eingesetzt worden:

- Lawrence Berkeley Laboratory (LBL) /46, 47/: Yucca Mountain, Nevada
- Sandia National Laboratory /48/: WIPP, New Mexico,
- LBL und NAGRA /49, 50/: Oberbauenstock.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes TOUGH2

Das Rechenprogramm TOUGH bzw. TOUGH2 gehört zu den meistangewandten Rechenprogrammen zur Untersuchung des Gastransports und der Zweiphasenströmung in porösen Medien. Insgesamt wird TOUGH2 zur Untersuchung des Gastransports im Rahmen der Analysen zur Langzeitsicherheit als geeignet eingestuft.

2.7 Der Rechencode ECLIPSE

Der Rechencode ECLIPSE 100 wurde vom Antragsteller zur Analyse der Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers eingesetzt. Der Rechencode wurde von der Firma Intera-ECL, Großbritannien, für die petrochemische Industrie hauptsächlich zur Untersuchung von Gas- und Ölreservoirs entwickelt und kann auch zur Analyse der Gas-Wasser-Strömung in porösen Wasserleitern, z.B. im Nahbereich eines Endlagers, eingesetzt werden /EU 346/.

2.7.1 Kurzbeschreibung des Programmes ECLIPSE

Die Grundgleichungen sind weitgehend gleich mit denen von TOUGH2 (vgl. Kap. 2.6 dieses Gutachtens), wobei jedoch einige Abweichungen bestehen. In ECLIPSE, im Gegensatz zu TOUGH2,

- wird kein Wasserdampf in der Gasphase betrachtet,
- wird die Energiegleichung nicht modelliert und
- werden die Stoffdaten des Wassers anhand einfacher Korrelationen statt einer ausführlichen Wasserdampf-Tafel berechnet.

Die beiden gekoppelten nichtlinearen partiellen Differentialgleichungen werden mit der Methode der finiten Differenzen gelöst, wobei kartesische oder zylindrische Koordinaten für ein-, zwei- oder dreidimensionale Modellgebiete verwendet werden. Darüber hinaus sind keine gravierenden Unterschiede zwischen ECLIPSE und TOUGH2 festzustellen. Ein Vorteil von ECLIPSE besteht jedoch darin, daß es im Gegensatz zu TOUGH2 über

eine gute Benutzeroberfläche und über benutzerfreundliche Programme für die Erstellung der Eingabedaten und für die graphische Darstellung der Ergebnisse verfügt.

2.7.2 Stand der Qualifizierung von ECLIPSE

ECLIPSE wird weltweit von der Öl- und Gasindustrie für Reservoirsimulationen eingesetzt /EU 462/. In einem Vergleich von verschiedenen kommerziellen und öffentlich zugänglichen Rechenprogrammen wurde ECLIPSE als eines jener Programme eingestuft, die am besten für die Modellierung der Gasausbreitung in porösen und geklüfteten Medien geeignet sind /44/. In den Analysen zum Gastransport im Endlager WIPP, New Mexico, wurde eine gute Übereinstimmung zwischen ECLIPSE und TOUGH festgestellt /48/. Wie bei TOUGH2 ist eine umfassende Validierung von ECLIPSE zur Zeit nicht möglich, da entsprechende Versuche nicht verfügbar sind. Der Stand der Qualifizierung für die beiden Rechenprogramme ist etwa gleich.

Zusammenfassende Bewertung des Programmes ECLIPSE

Das Rechenprogramm ECLIPSE ist zur Untersuchung der Gasausbreitung und der Zweiphasenströmung in porösen und geklüfteten Medien ohne Temperaturänderungen als geeignet einzustufen.

2.8 Zusammenfassende Beurteilung der eingesetzten Rechenprogramme

Alle in dem Planfeststellungsverfahren für das Endlager Konrad zur Berechnung der Grundwasserverhältnisse und des Transportes der Radionuklide eingesetzten Rechenprogramme haben an internationalen vergleichenden Studien teilgenommen. Dies geschah bei den definierten Testfällen in unterschiedlichem Umfang, so daß ein unmittelbarer Vergleich der Rechenprogramme untereinander nicht immer gegeben ist. Nicht alle behandelten Fälle sind für das Endlager Konrad relevant. Trotzdem erlauben sie eine Bewertung der Leistungsfähigkeit der Rechenprogramme. Die mit den hier vorgestellten Programmen erzielten Ergebnisse liegen im mittleren Bereich der Bandbreite aller Resultate der Rechenprogramme, die an den Vergleichsstudien teilgenommen haben.

Insbesondere die Verifizierung der Rechenprogramme ist weit fortgeschritten. Eine Validierung als Nachweis der Allgemeingültigkeit von Rechenprogrammen dagegen gestaltet sich schwierig, da bei der Nachrechnung von Experimenten keine unabhängigen Vergleichsmaßstäbe vorliegen. Außerdem sind bei den zu betrachtenden Zeiträumen hier die Möglichkeiten begrenzt. Auch der Ansatz, über natürliche Analogien eine Validierung vorzunehmen, liefert stets nur eingeschränkte Aussagen, da jeweils nur Teilaspekte unter bestimmten Randbedingungen untersucht werden können /51/.

Da bei der Anwendung der vier Programme SWIFT, FEM 301, CFEST und NAMMU das großräumige Modellgebiet des Standortes Konrad mit weitgehend identischen geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Vorgaben modelliert wurde, gibt auch ein Vergleich der in diesem Gutachten dargestellten Ergebnisse zu den Grundwasserverhältnissen die Möglichkeit, Aussagen über die Qualität der eingesetzten Rechenprogramme zu treffen (vgl. Kap. 3 dieses Gutachtens).

Antragsteller und Gutachter haben mit Particle-Tracking-Verfahren Trajektorien ermittelt und diese als potentielle Freisetzungswege aus dem Endlager interpretiert. Die internationalen Vergleichsrechnungen haben gezeigt, daß bei diesem Verfahren weiterer Entwicklungsbedarf besteht. Deshalb müssen so ermittelte Ausbreitungswege auf Plausibilität geprüft werden. Sinnvoll ist es auch, die Ausbreitungswege über mehrdimensionale Ausbreitungsrechnungen für radioaktive Stoffe zu belegen (vgl. Kap. 3 und 4.3 dieses Gutachtens).

Der Einfluß der Gasbildung im Endlager auf die Grundwasserverhältnisse kann mit Rechenprogrammen untersucht werden. Zu den Ergebnissen verweisen wir auf Kap. 3.4.

Beim derzeitigen Stand der Programmentwicklung ist es nicht möglich, die tiefenabhängige Salinität der Grundwässer bei Langzeitsicherheitsanalysen mit ökonomisch vertretbarem Aufwand zu berücksichtigen. An der Entwicklung entsprechender Programme wird derzeit gearbeitet /52/. Internationale Vergleiche sind beabsichtigt. Für den Standort Konrad gilt, daß bei Rechnungen ohne Berücksichtigung der Salinität der Wässer erheblich kürzere Laufzeiten des Grundwassers erzielt werden (vgl. das geowissenschaftliche Gutachten /75/, Kap. 3.4.2). Mit längeren Fließzeiten sind in der Regel, insbesondere bei weitgehend homogenen Verhältnissen und sehr langen Fließzeiten, wie sie beim Endlager Konrad im stratigraphisch ausgerichteten Modell des Oxfordszenario vorliegen,

niedrigere Aktivitätskonzentrationen verbunden, weil der radioaktive Zerfall zu einem weiteren Abklingen der Aktivität führt und die Schadstoffwolke sich durch Diffusion und Dispersion über ein größeres Volumen weiter ausbreitet.

3 Modellrechnungen zu den Grundwasserverhältnissen

Der Antragsteller führt den Nachweis der Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers mit Hilfe geohydraulischer Modellrechnungen. Dazu wurde das ausgewählte Modellgebiet in einem geologischen/hydrogeologischen Modell abgebildet, dessen wesentliche Komponenten Beschreibungen der geologischen Schichten sowie deren Verbreitung und deren hydraulischer Eigenschaften sind. Die Eigenschaften wurden so beschrieben, daß lokale Merkmale, wie z.B. Störzonen, integral berücksichtigt werden. Dieses Modell wird als Schichtenmodell oder stratigraphisches Modell bezeichnet (vgl. Kap. 3.1).

In einem weiteren hydrogeologischen Modell hat der Antragsteller Zonen erhöhter Durchlässigkeit an wichtigen tektonischen Störungen explizit berücksichtigt. Dieses sogenannte Störzonenmodell und seine Ergebnisse werden in Kap. 3.2 untersucht.

Des weiteren hat der geologische Gutachter NLFb einen Datensatz für die geologischen/hydrogeologischen Strukturen im Antragsteller-Modellgebiet erarbeitet (Gutachter-Modell) /16, 17/. Dieses Modell, das dem Störzonenmodell des Antragstellers ähnelt, wurde von uns neben den Modellen des Antragstellers zu vergleichenden Rechnungen verwendet. Wegen der Vergleichbarkeit mit dem Störzonenmodell des Antragstellers werden diese Rechnungen in Kap. 3.2 erläutert. In Tab. 3-1 haben wir die bei den Modellen verwendeten Durchlässigkeitsbeiwerte gegenübergestellt.

Als Sonderfall des "Basisfalles Störzonenmodell" des NLFb-Datensatzes haben wir die in diesem Modell erhöhten Durchlässigkeiten der Störzonen in einem zusätzlichen Modell nicht mit betrachtet. Damit ergibt sich eine Modellvorstellung ähnlich derjenigen, die der Antragsteller in seinen stratigraphischen Modellen zugrunde legt. Dieser Sonderfall wird im Gutachten zusammen mit dem Oxfordszenario des stratigraphischen Modells (vgl. Kap. 3.1.3) betrachtet.

Weitere Szenarien für eine mögliche Ausbreitung von Schadstoffen aus dem Endlager durch die Geosphäre zur Biosphäre, die nicht durch die obigen Modelle erfaßt werden, sind Wege über ehemalige Tiefbohrungen im Modellgebiet oder über die Schächte, an deren Verschuß Anforderungen zu stellen sind. Schließlich könnten Gasbildungen im Endlager, Temperaturerhöhungen im Grubengebäude oder auch die Konvergenz des Gebirges nach Verschuß des Grubengebäudes Einfluß auf die Grundwasser- und

Schadstoffausbreitung nehmen. Diese Szenarien werden in den Kapiteln 3.3 bis 3.6 gesondert betrachtet.

3.1 Stratigraphisches Modell

Im stratigraphischen (Schichten-) Modell des Antragstellers wird die komplexe hydrogeologische Struktur des Modellgebietes durch 15 Schichten zwischen Oberem Muschelkalk und Quartär annähernd dargestellt. Jeder Schicht werden integrale, räumlich und zeitlich unveränderliche Eigenschaften, wie Porositäten und Durchlässigkeitsbeiwerte, zugewiesen. Benachbarte Schichten mit gleichen Eigenschaften können dabei zusammengefaßt sein; gestörte Bereiche werden bei diesem Modell integral durch die Wahl erhöhter Durchlässigkeiten betroffener Schichten erfaßt.

Zunächst hat der Antragsteller Sensitivitätsanalysen zur Grundwasserbewegung mit einem zweidimensionalen Rechenmodell durchgeführt /EU 52.6/. Nach den Ergebnissen dieser Parametervariationen betrachtet er detailliert zwei Varianten, die sich signifikant in Bezug auf die zu erwartenden Fließwege vom Endlager zur Biosphäre unterscheiden. Bei diesen beiden Varianten ist der angenommene Durchlässigkeitsbeiwert der Unterkreidetonsteine unterschiedlich gewählt:

- Bei Variante 1 wird er mit $1 \cdot 10^{-10}$ m/s angesetzt. Wegen des sich damit einstellenden Haupt-Ausbreitungsweges wird sie "Unterkreideszenario" genannt.
- Bei Variante 2 ist die Durchlässigkeit der Unterkreide-Tonsteine auf $1 \cdot 10^{-12}$ m/s verringert. Hier bewegen sich die Wässer aus dem Lagerbereich vorwiegend im Oxford ("Oxfordszenario"), teils aber auch durch den Cornbrash-Sandstein ("Cornbrashszenario" als Teilaspekt des Oxfordszenarios).

Der Antragsteller hat bei der Entwicklung des Störzonenmodells an einigen wenigen Stellen im Modellgebiet die Lagerung und Verbreitung geologischer Einheiten neu bewertet. Dies betrifft einzelne Stellen im Bereich der Salzstöcke Thiede und Broistedt, im Nordwesten des Modellgebietes und im Hilssandstein. Den Einfluß dieser modifizierten Geologie auf die Grundwasserströmung ermittelt der Antragsteller für die Variante 1 (Durchlässigkeitsbeiwert der Unterkreidetone 10^{-10} m/s) und die Variante 2 (Durchlässigkeitsbeiwert der Unterkreidetone 10^{-12} m/s) /EU 206/.

Diese Szenarien werden in den Kapiteln 3.1.2 bis 3.1.4 betrachtet. Zuvor soll der ihnen gemeinsame Modellaufbau dargestellt werden.

3.1.1 Aufbau der stratigraphischen Modelle

3.1.1.1 Die stratigraphischen Modelle des Antragstellers

Der Antragsteller behandelt das Schichtenmodell zunächst mit dem Programm SWIFT /EU 76.1/ (vgl. Kap. 2.1 dieses Gutachtens). Lage und Größe des Modellgebietes orientieren sich an den geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes. Im allgemeinen werden die Modellränder durch undurchlässige geologische Formationen, Grundwasserscheiden, Vorfluter und durch die Geländeoberfläche gebildet. Den Modellrändern werden eindeutige Strömungsbedingungen zugeordnet.

Das Programm SWIFT benötigt ein orthogonal diskretisiertes Modellgebiet. Daher wurde das hydrogeologische Modell Konrad in entsprechende Quader unterteilt. Die Blöcke weisen in den jeweiligen Raumrichtungen homogene Eigenschaften auf. Mit zunehmender Diskretisierung läßt sich die Nachbildung der Realität verbessern. Der Grad der Diskretisierung ist jedoch durch die Rechnerkapazität begrenzt. Die Blockweiten liegen in Ost-West-Richtung zwischen 750 m und 1500 m, in Nord-Süd-Richtung zwischen 1000 m und 2500 m und in vertikaler Richtung mit Ausnahme der ersten Masche bei 100 m. Das Modellgebiet mißt 13,5 km in Ost-West-Richtung, 48,7 km in Nord-Süd-Richtung und 2,4 km in die Tiefe. Es wurde in 10 350 Blöcke unterteilt /EU 76.1/.

Die Notwendigkeit eines orthogonalen Modellrasters erfordert eine treppenförmige Annäherung an schrägliegende Strukturen. Damit das System von Aquiferen und Aquicluden erhalten bleibt, müssen die sie repräsentierenden Maschen flächenhaft aneinanderstoßen. Dabei muß - falls erforderlich - die dritte Dimension mit berücksichtigt werden.

In den Fällen, in denen die Schichtmächtigkeit mit den Blockabmessungen nicht übereinstimmt, werden dem Block repräsentative Durchlässigkeiten und Porositäten zugewiesen, so daß die Transmissivität einer Schicht erhalten bleibt. Dabei wird zwischen schichtparalleler Strömung und der Strömung senkrecht zum Schichtverlauf unter-

schieden. Bei der Ermittlung der repräsentativen Durchlässigkeiten wird das Materialverhalten in allen drei Raumrichtungen bestimmt. Dabei wird einer Masche unter Umständen in jeder Raumrichtung das repräsentative Verhalten eines anderen Materials zugeschrieben.

Diese Vorgehensweise muß im Modellgebiet Konrad für nahezu alle 10 350 Blöcke durchgeführt werden. Die Berechnung der repräsentativen Durchlässigkeiten erfolgt mit einem Preprocessor, dem blockweise die Materialien, die Lage der Schichten (parallel oder senkrecht) und die Abmessungen vorgegeben werden. Dieser Code erstellt den Teil des Eingabefiles für SWIFT, der die hydraulischen Leitfähigkeiten des diskretisierten Systems beschreibt.

Im hydrogeologischen Modell Konrad werden die vertikalen Ränder des Modellgebietes mit Ausnahme des oberen Teils des Randes zwischen dem Salzgitter-Höhenzug und dem Salzstock Broistedt als geschlossen, d.h. undurchlässig für einen Wasseraustausch, angenommen. Die Basis des Modells wird ebenfalls undurchlässig simuliert. Am offenen Randstück ist eine Druckrandbedingung angesetzt, so daß ein Wasseraustausch im Quartär/Tertiär der ersten Masche erfolgen kann. Die Grundwasserstände des Modellgebietes werden über Druckrandbedingungen an der Modelloberfläche einer jeden Masche eingestellt. Mit dieser Vorgabe kann der Füllungsgrad jeder Masche gemäß Grundwasserhöhengleichungen eingestellt werden.

Vor allem im Zusammenhang mit dem Störzonenmodell hat der Antragsteller zur numerischen Modellierung der Grundwasserströmung das Programm FEM 301 eingesetzt /EU 210/. Acht von zehn damit durchgeführten Varianten betreffen das Störzonenmodell, zwei das hier betrachtete stratigraphische Modell. Wegen der überwiegenden Zuordnung zum Störzonenmodell wird das an FEM 301 angepaßte geologische/hydrogeologische Modell in Kap. 3.2 beschrieben.

Bewertung

Die aus der Anwendung des Codes SWIFT mit dem Zwang zu orthogonaler Diskretisierung resultierenden Konsequenzen und Unsicherheiten hat die GRS in dem Arbeitsbericht /53/ ausführlich diskutiert. Die Schlußfolgerungen sind:

- Das Finite-Differenzen-Verfahren in SWIFT erfordert ein orthogonales Rechengitter, was zu Problemen bei der Abbildung dünner und schräg- oder steilstehender Schichten im Modell führt. Diese müssen durch treppenförmige Belegung der Gitter angenähert werden, wobei die Transmissivität innerhalb einer Schicht nur über das Aneinanderstoßen von Blockflächen und nicht über Blockkanten gewährleistet wird.
- Durch diese Annäherung werden die Aquifere geometrisch überrepräsentiert (z.B. wird eine 70 m mächtige Schicht auf zwei 100 m mächtige Maschen verteilt). Die Flächenkontakte von Leitern und Nichtleitern im Rechenmodell verändern sich gegenüber dem hydrogeologischen Modell, d.h. die Transmissivitäten an den Blockgrenzen werden beeinflusst.
- Die Fließwege vergrößern sich.
- Die treppenförmige Annäherung in allen drei Raumrichtungen führt bei dem Modellgebiet Konrad zu einer Veränderung der Tiefenlage von Aquiferen im Rechenmodell im Vergleich zum hydrogeologischen Modell.
- Die Einhaltung der Transmissivität im vorgelegten Rechenmodell erfordert die Einführung repräsentativer Leitfähigkeiten und Porositäten.

Die Auswirkung dieser geometrischen Veränderungen sowohl des hydrogeologischen Modells als auch der hydrogeologischen Daten auf das Rechenergebnis wurde vom Antragsteller nur für stark vereinfachte Modelle aufgezeigt /EU 76.1, EU 86, EU 163/. Insbesondere liegen uns keine Arbeiten des Antragstellers über die Ermittlung der Auswirkungen auf die Potentialverteilung und Stromlinienberechnung und damit auf die Grundwasserlaufzeiten vor, die aus den oben aufgeführten Eingriffen in das hydrogeologische Modell Konrad resultieren. Deshalb hat der Gutachter in 2D-Parameteruntersuchungen den Einfluß der Teufenlage auf die Abstandsgeschwindigkeit im Oxford untersucht /53/. Die Rechnungen zeigen eine Abnahme der Abstandsgeschwindigkeit mit zunehmender Teufenlage des Oxford. Aus diesen Analysen lassen sich jedoch keine belastbaren, quantifizierbaren Fehlerbandbreiten für die dreidimensionale Modellrechnung ableiten. Das Gleiche gilt für die Bewertung der Überrepräsentanz von Aquiferen sowie für die Einführung von repräsentativen Leitfähigkeiten.

Zusammenfassend folgt daraus, daß SWIFT mit der Behandlung des hydrogeologischen Modells Konrad an die Grenzen seiner Möglichkeiten stößt. Deshalb hat der Gutachter Vergleichsrechnungen mit anderen Programmen durchgeführt (vgl. Kap. 3.1.1.2, Kap. 3.1.2, Kap. 3.1.3, Kap. 3.1.4, Kap. 3.2.2).

3.1.1.2 Die stratigraphischen Modelle der Gutachter

Der Zweck der vergleichenden Rechnungen der Gutachter ist es, die vom Antragsteller im Plan getroffenen Aussagen zum stratigraphischen Modell im Hinblick auf die Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers zu überprüfen. Hierzu wurden die Programme CFEST und NAMMU eingesetzt.

Modell für die Rechnungen mit dem Programm CFEST:

In den Vergleichsrechnungen mit CFEST werden dieselben Basisdaten (geologische Struktur, hydrologische Randbedingungen) wie bei SWIFT benutzt, um ein Finite-Elemente-Modell zu erstellen. Dieses Vorgehen ermöglicht es, einen Vergleich der Antragsteller-Rechnungen mit den Resultaten einer unabhängigen Analyse mit einem anderen numerischen Verfahren durchzuführen. Im Vergleich der Rechenergebnisse beider Modelle zeigt sich der Einfluß der unterschiedlichen Rechenverfahren. Insbesondere bietet das Finite-Elemente-Modell die Möglichkeit, die Schichtenstruktur entsprechend den geologischen Vorgaben direkt zu übernehmen. Damit lassen sich die Auswirkungen der beim Finite-Differenzen-Verfahren unabdingbaren Interpretation der komplizierten Schichtenstruktur in einem rechteckigen Gitternetz beurteilen /54/.

Analog zu den SWIFT-Untersuchungen orientieren sich bei CFEST Lage und Größe des Untersuchungsgebietes am geologischen Aufbau sowie an den hydrogeologischen und hydrologischen Gegebenheiten. Die Modellberandung wurde entsprechend den Fließbarrieren, Wasserscheiden und Vorflutern diskretisiert. Dies sind im vorliegenden Fall die Wasserscheide des Salzgitter-Höhenzuges im Süden, die Allerniederung im Norden sowie die Salzstöcke Broistedt, Vechelde, Wendeburg, Rolfsbüttel und Gifhorn als westliche und die Salzstöcke Flachstückheim, Thiede, Bechtsbüttel und Calberlah als östliche Modellbegrenzung /EU 55/.

Das entwickelte Modell besitzt 108 Oberflächenknoten. Es besteht aus insgesamt 1180 Knoten und 889 Elementen. Es erstreckt sich über ca. 45 km in Nord-Süd-Richtung und ca. 25 km in Ost-West-Richtung. Der Obere Muschelkalk als tiefste modellierte Schicht reicht im Bereich Gifhorn bis zu einer Tiefe von ca. 3000 m /54/.

Bei den Randbedingungen des Modells werden die seitlichen vertikalen Begrenzungsflächen mit Ausnahme derjenigen am Salzgitter-Höhenzug (Druckrandbedingung) und die Modellbasis als geschlossen angesetzt. Am Salzgitter-Höhenzug wird an den Randgitterpunkten ein hydraulisches Potential entsprechend der Ausstrichhöhe der einzelnen geologischen Schichten vorgegeben. Auf diese Weise läßt sich die charakteristische Druckverteilung mit einem höheren Druck in den tieferen Grundwasserleitern realisieren. Diese etwas vereinfachte Beschreibung ist naheliegend, weil eine exakte Modellierung der Geometrie in diesem Bereich mit den steil gestellten geologischen Schichten einen unvermeidbar hohen Diskretisierungsaufwand erfordern würde. Zur Lösung der Problemstellung ist dieses Vorgehen unerheblich, weil das Strömungsverhalten des Grundwassers nur von der regionalen Druckverteilung bestimmt wird.

An der Modelloberfläche wurde das hydraulische Potential entsprechend den jeweiligen Grundwasserhöhengleichungen vorgegeben. Alle Randbedingungen sind stationär, d.h. es wird angenommen, daß die hydrogeologischen Verhältnisse über die betrachtete Zeit konstant bleiben.

Die Auswirkungen dieser Annahmen auf die einzelnen betrachteten Szenarien werden in den folgenden Unterkapiteln betrachtet.

Modell für die Rechnungen mit dem Programm NAMMU:

Auch für das Programm NAMMU sind die hydrogeologischen Verhältnisse des Standortes mit seinen geologischen Strukturen und Schichtgliedern in ein numerisches Modell von Finiten Elementen umgesetzt worden. Dazu werden geologische Vertikalschnitte benutzt, da die Hauptkomplexität der regionalen Geologie in der vertikalen Sequenz verschiedener hydrogeologischer Einheiten besteht. Des weiteren liegen Vertikalschnitte des Modellgebietes vor, die einen unmittelbaren Vergleich der Rechengitter mit den geologischen Schnitten sowie eine Überprüfung der hydraulischen Verhältnisse jedes einzelnen Schnittes über eine zweidimensionale numerische Simulation ermöglichen /55/.

Nach Überprüfung des Gitteraufbaues anhand der 2D-Vertikalgitterschnitte wurde das 3D-Maschennetz zusammengefügt /55/. Die Elemente wurden direkt mit den Materialkennwerten der durch sie abgebildeten Schichten belegt. Im Modellaufbau für das Schichtenmodell wurden die Versätze an Störungen, jedoch nicht die räumliche Ausdehnung einer Störzone berücksichtigt. Das heißt, über die Störungen können verschiedene Aquifere untereinander verbunden oder gegen Aquitarden versetzt werden. Das Ergebnis der schrittweisen Erstellung des Rechengitters ist ein dreidimensionales hydrogeologisches Rechenmodell des Endlagerstandortes Konrad auf der Basis der Planunterlagen.

Die Modellgitterschnitte zeigen, daß auch komplizierte hydrogeologische Systeme mit mehreren zum Teil auskeilenden und in der Schichtmächtigkeit stark schwankenden Aquifere sich mit den Finiten Elementen hinreichend genau abbilden lassen. Dabei ist insbesondere die flächentreue bzw. raumtreue Abbildung durch die angewendeten Finiten Elemente gegeben.

Die Modellbasis und die Salzdome und -mauern, welche die Muldenstruktur seitlich bis zur Modellbasis begrenzen, werden wie die nördlichen und südlichen Modellgrenzen undurchlässig modelliert; über sie ist kein Wasseraustausch möglich.

Durch diese Wahl der Randbedingungen wird das gesamte im Wiederergänzungsgebiet der tieferen Aquifere eindringende Grundwasser durch die Aquifere des Modellgebietes gezwungen und im Grundwasser-Abflußgebiet in den obersten Aquifer eingespeist. Damit findet der gesamte Wasseraustausch über die Modelloberfläche statt, die ihrerseits über den obersten Aquifer mit einer konstanten Druckrandbedingung belegt wird. Diese Druckrandbedingung spiegelt als freie Grundwasser-Oberfläche die Topographie des Modellgebietes wider.

3.1.2 Unterkreideszenario

3.1.2.1 Potentialverläufe beim Unterkreideszenario

Primäres Ergebnis der Grundwassertransportrechnungen des Antragstellers mit SWIFT ist die räumliche Druckverteilung im Modellgebiet /EU 76.1/. Aus dieser Druckverteilung werden die Darcy-Geschwindigkeiten und unter Einbeziehung der effektiven Porositäten die Abstandsgeschwindigkeiten auf den Flächenmittelpunkten der Blöcke ermittelt.

Die tieferliegenden Schichten des Modellgebietes werden im wesentlichen vom Salzgit-ter-Höhenzug mit Grundwasser gespeist. Die Grundwasserströmung in den tieferlie- genden Aquiferen ist im südlichen Einstromgebiet von West nach Ost und ansonsten im Modellgebiet von Süd nach Nord gerichtet. Der Hilssandstein mit seiner hohen hy- draulischen Leitfähigkeit beeinflußt aufgrund seines relativ hohen Potentials im Bereich des Konrad-Grabens die Grundwasserströmung in der Umgebung des Endlagers. Ein Aufströmen des Grubenwassers im Konrad-Graben wird durch das Potential des Hilssandsteins behindert. Die Hauptströmungsrichtung in der Endlagerformation Oxford sowie in den Aquiferen des Systems ist weitgehend schichtparallel.

Für das Unterkreideszenario zeigen die Antragsteller-Rechnungen eine Aufwärts- bewegung des Grundwassers mit Geschwindigkeiten bis ca. 10^{-4} m/a. Die horizontale Bewegung in den tiefen Wasserleitern Oberer Muschelkalk, Rhät, "Cornbrash"-Sand- stein und Oxford ist wesentlich schneller. Das Hangende und Liegende des Oxford wird im wesentlichen von unten nach oben durchströmt. Die vorherrschende Strömungsrich- tung verläuft nach Nordosten und auf die Oberfläche zu. Einen geringen Teil seines Wassers gibt der Hilssandstein an die liegenden Unterkreidetonsteine ab. Im nördlichen Bereich steigen die Tiefenwässer auf.

Die mit FEM 301 /EU 210/ für die beiden Rechenfälle zum stratigraphischen Modell er- rechneten Potentialverläufe werden im Zusammenhang mit dem Störzonenmodell im Kap. 3.2 näher erläutert. Die Potentiale sind den vom Antragsteller mit SWIFT er- rechneten ähnlich.

Bewertung

Eine quantitative Bewertung der vom Antragsteller vorgelegten Aussagen zur Poten- tialverteilung kann allein auf der Basis von SWIFT-Nachrechnungen oder Parameter- rechnungen wegen der oben genannten Einschränkungen bei der Modellierung nicht vorgenommen werden. Daher hat der Gutachter zur Absicherung seiner Bewertung die Finite-Elemente-Codes CFEST und NAMMU eingesetzt.

Das vom Gutachter eingesetzte Programm CFEST /54/ liefert für sein Modell die Druckverteilung. Sie wird durch die globale Druckdifferenz zwischen Salzgit- ter-Höhenzug im Süden und Allerniederung im Norden geprägt. Die maximale Po-

tentialdifferenz zwischen diesen beiden Punkten beträgt ca. 140 m. Wie auch bei allen anderen eingesetzten Modellen ist diese Differenz die treibende Kraft für die Grundwasserbewegung im Untersuchungsgebiet, die von Süd nach Nord erfolgt. Die tiefen Grundwasserleiter Oberer Muschelkalk und Rhät stehen im Südwesten am Salzgitter-Höhenzug über Tage an und beziehen von dort ihr Potential. Dies ist die Ursache für die Druckverteilung mit einem hohen Potential in der Tiefe.

Die durch die Druckrandbedingungen am Salzgitter-Höhenzug aufgeprägten großen Potentialgradienten klingen sehr rasch in Richtung Norden ab. Die großräumige Druckverteilung ist von Details dieser Randbedingungen unabhängig, sie wird nur von der aufgeprägten globalen Druckdifferenz bestimmt.

Der Vergleich zwischen SWIFT- und CFEST-Ergebnissen zeigt als wesentlichen Unterschied im unteren Modellbereich bei CFEST höhere Potentialwerte als bei SWIFT; dagegen sind die Ergebnisse im mittleren und oberen Modellbereich sehr ähnlich.

Auch die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /55/ zeigen die erwarteten Potentiale und Grundwasserströmungen. Die Unterkreide bestimmt aufgrund ihrer geringen Leitfähigkeit das vertikale Grundwasser-Leitvermögen des gesamten Deckgebirges. Die errechneten Potentialverläufe bestätigen die Darstellung des Antragstellers.

Im Vergleich mit den NAMMU- und CFEST-Rechnungen sind die vorliegenden FEM-301-Rechenergebnisse, so auch die Potentialverteilung im Modellgebiet, sehr ähnlich.

Alle Potentiale zeigen im Längsschnitt durch das Modellgebiet qualitativ einen ähnlichen Verlauf. Die Auswirkungen der im Detail vorhandenen Unterschiede werden in den folgenden Kapiteln diskutiert.

3.1.2.2 Durchfluß durch das Grubengebäude beim Unterkreideszenario

Der Antragsteller hat im Rahmen seiner Rechnungen mit SWIFT für den Endlagerbereich eine Wassermengenbilanz aufgestellt /1, EU 76.1/. Diese benötigt er für die Beschreibung der Transportvorgänge radioaktiver Stoffe im Bereich des Endlagers. Der

Lagerbereich umfaßt im Modell aufgrund der Diskretisierung in der horizontalen Ebene etwa die zweieinhalbfache Fläche des geplanten Endlagers. Bei den Berechnungen für die Variante 1 (stratigraphisches Modell, Unterkreideszenario) ergibt sich, daß ca. 1000 m³/a aus dem Lagerbereich im Korallenoolith in Richtung Norden fließen, ca. 1800 m³/a gehen in den hangenden Kimmeridge über und ca. 400 m³/a fließen im Korallenoolith in Richtung Osten ab. Der Gesamtdurchsatz beträgt ca. 3200 m³/a.

Dieser Wert ändert sich aufgrund der Modellmodifikationen des Antragstellers /EU 206/ auf 2680 m³/a.

Mit FEM 301 errechnet der Antragsteller für diese genannte Variante 2840 m³/a /EU 210/.

Bewertung

Wir haben die Rechnungen des Antragstellers mit SWIFT durch Nachrechnungen geprüft. Dabei haben wir festgestellt, daß nicht das hier betrachtete Unterkreideszenario, sondern das Oxfordszenario die ungünstigeren Ergebnisse liefert. Deshalb haben wir hier nicht die Grubenwasserdurchflüsse bestimmt.

Das Rechenprogramm CFEST des Gutachters benötigt und liefert aufgrund eines anderen Aufbaus keine Aussage zu der das Grubengebäude durchströmenden Wassermenge. Auch mit dem Rechenprogramm NAMMU sind zur hier betrachteten Variante (stratigraphisches Modell, Unterkreideszenario) keine Durchflußmengen durch das Grubengebäude errechnet worden.

Ein vergleichbarer Wert, ermittelt aus einer Parametervariation "Stratigraphisches Modell" des NlFB-Datensatzes, ist bei der Betrachtung des Oxfordszenarios (vgl. Kap. 3.1.3.2) aufgeführt.

3.1.2.3 Fließwege und Laufzeiten beim Unterkreideszenario

Fließwegberechnungen mit Startpunkten von Wasserteilchen im Endlagerbereich ("Particle-Tracking-Verfahren") dienen zur Ermittlung potentieller Fließwege und zur Berechnung der Fließzeiten und Fließgeschwindigkeiten. Die flache Potentialverteilung

im Umfeld des geplanten Endlagers sowie Eigenheiten der angewandten Rechenverfahren bewirken, daß der Verlauf der Fließwege aus dem Grubengebäude selbst innerhalb einer Modellvariante je nach Startpunkt sehr unterschiedlich sein kann. Aus diesem Grund werden die Fließwege für eine größere Anzahl von Startpunkten, die über das Grubengebäude verteilt sind, berechnet. Als kürzeste Partikel-Laufzeit errechnet der Antragsteller für das Unterkreideszenario 381 000 Jahre /1, EU 396/. Der Weg dieses Partikels führt durch Oxford (7 700 Jahre), Kimmeridge (6 700 Jahre), Unterkreide (308 300 Jahre) und die Plänerkalke (58 100 Jahre) zum Quartär.

Die Nachrechnungen des Antragstellers anlässlich des von ihm geringfügig neu bewerteten geologischen Modells /EU 206/ führen für das Unterkreideszenario zu geschätzten Partikellaufzeiten von 500 000 bis 2,7 Millionen Jahren, im Mittel zu 1,1 Millionen Jahren.

Bei den Antragsteller-Rechnungen mit FEM 301 /EU 210/ zum Unterkreideszenario folgen die Fließwege der allgemeinen Grundwasserströmung in nördlicher bis nordöstlicher Richtung und führen nur selten nach Osten zum Salzstock Thiede. Aufgrund der flachen und inhomogenen Potentialverteilung um das Grubengebäude verlaufen auch hier die Fließwege bei sonst gleichen Randbedingungen je nach Startpunkt recht unterschiedlich. Die dominanten Ausbreitungshorizonte sind Kimmeridge, Oxford und Cornbrash, vereinzelt auch die Plänerkalke und das Rhät. Die Fließwege treten meist in der Nähe des Grubengebäudes und nördlich davon zwischen dem Konrad-Graben und der Überschiebung von Meine zutage.

Obwohl der Cornbrash ein dominierender Grundwasserleiter mit einer hohen Durchlässigkeit ist und viele Trajektorien diesen durchlaufen, sind deren Fließzeiten nie kurz. Der Grund liegt darin, daß diese Trajektorien auch den gering durchlässigen Dogger durchqueren müssen, wobei die Fließzeiten erheblich ansteigen. Die Fließzeiten der betrachteten Wasserpartikel zwischen Endlagerbereich und Quartär liegen bei 330 000 bis 1 Million Jahren.

Zum Vergleich sind die errechneten minimalen Fließzeiten in Tab. 3-4 mit aufgeführt.

Bewertung

Die identifizierten Stromlinien werden vom Antragsteller als potentielle Transportwege freigesetzter Radionuklide interpretiert. Stromlinienrechnungen liefern aber nicht zwangsläufig die kürzesten Laufzeiten und -wege mit Radionukliden, da die physikalische Beschreibung von Transportvorgängen mit Radionukliden im Grundwasser neben der advektiven Transportkomponente, die der Stromlinienberechnung zugrunde liegt, auch die Transportkomponenten der hydrodynamischen Dispersion und die Sorption berücksichtigt. Die Dispersion liefert z.B. einen nicht zu vernachlässigenden Anteil am räumlichen Transportverhalten von im Grundwasser gelösten Stoffen. Daraus folgt, daß Stromlinienrechnungen und mehrdimensionale Ausbreitungsrechnungen nicht zwangsläufig zu gleichen Ausbreitungswegen führen. Dies gilt insbesondere für in Aquitarden eingebettete geringmächtige Aquifere mit einer schichtparallelen Hauptströmungskomponente und einer relativ kleinen Komponente vertikal zur Schicht. Stromlinien folgen hier im wesentlichen dem Vektorfeld der Grundwassergeschwindigkeiten, d.h. sie verlassen aufgrund einer (wenn auch noch so geringen) vertikalen Geschwindigkeitskomponente den Aquifer. Dies kann dem Freisetzungsverlauf einzelner Partikel entsprechen. Der Transport von Wasserinhaltsstoffen, z.B. einer Radionuklidwolke, hingegen erfolgt jedoch im wesentlichen in Hauptströmungsrichtung des Aquifers. Dies ist bei der Bewertung identifizierter Ausbreitungswegen zu berücksichtigen (vgl. Kap. 4.3).

Für das betrachtete Unterkreideszenario verlaufen die mit CFEST ermittelten Stromlinien zunächst ein Stück im Oxford nach Norden, um dann im Kimmeridge nach oben abzuzweigen /54/. Im Kimmeridge besitzen die Geschwindigkeitsvektoren noch eine deutlich sichtbare Komponente nach Norden. Anschließend verlaufen die Stromlinien in der Unterkreide senkrecht nach oben. Nach Eintritt in die Oberkreideschicht besitzen sie wieder eine Komponente in Richtung Norden. Ein Teil der Stromlinien geht anschließend durch die Schichten des Emscher-Mergel. Dieser wird ebenfalls nahezu senkrecht durchströmt. Im Bereich südlich von Groß-Gleidingen erreichen die Stromlinien die oberste grundwasserführende Schicht, das Quartär. Dort knicken sie nach Nordwesten ab, um im Bereich Wierthe am Rand des Salzstocks Vechelde an die Oberfläche zu treten. Allerdings sind bezüglich dieses Ausbreitungsweges im Quartär Zweifel angebracht, weil das Quartär im Modell wegen seiner geringen Mächtigkeit nur vereinfacht beschrieben wird. Da die Laufzeiten im Quartär

nur einen geringen Beitrag liefern, hat dies keine Bedeutung. Auffallend ist die direkte Korrelation der Strömungsrichtung mit den hydraulischen Eigenschaften der einzelnen Schichten: Mit abnehmender Durchlässigkeit werden die Schichten zunehmend senkrecht durchströmt.

Tab. 3-2 gibt einen Überblick über die berechneten Stromlinien aus dem Lagerbereich mit den Laufzeiten für die einzelnen Schichten. Die berechneten Gesamtlaufzeiten vom Lagerbereich bis zur Oberfläche liegen zwischen minimal 318 000 und maximal 724 000 Jahren. Sie hängen vom jeweiligen Strömungsweg ab. Die kürzesten Transportzeiten werden für die Stromlinien berechnet, die im östlichen Teil des Lagerbereiches beginnen (Startelemente 80016, 80020; Tab. 3-2). Einige der Stromlinien laufen bei ihrem Weg an die Oberfläche zunächst durch die Doggertonsteine. Beim Transport überwiegen die Zeiten, die zum Durchströmen von Kimmeridge und Unterkreide notwendig sind. Die Transportzeiten durch die relativ gut leitenden Schichten (Oxford, Oberkreide) spielen im Vergleich hierzu eine untergeordnete Rolle.

Die Lage der mit SWIFT berechneten Strömungswege und die zugehörigen Laufzeiten sind mit denen aus den CFEST-Rechnungen vergleichbar. Allerdings werden in der Langzeitsicherheitsanalyse /EU 76.1/ nur Stromlinien angegeben, die im östlichen Lagerbereich starten. Dieser Bereich ist nur von einer gering mächtigen Kimmeridge-Schicht überdeckt. Damit erklären sich die in Tab. 3-2 angegebenen im Vergleich zu den SWIFT-Analysen teilweise sehr langen Laufzeiten durch das Kimmeridge. Unterschiede zeigen sich bei Strömungswegen im unteren Modellbereich: Während CFEST nur geringe horizontale Strömungswege berechnet, zeigt die SWIFT-Rechnung weitreichende Strömungswege im unteren Modellbereich. Entsprechende Unterschiede wurden bereits bei den Potentialverteilungen festgestellt; offenbar führt die stärker ausgeprägte Modellierung von durchgängigen Wasserleitern im unteren Modellbereich bei SWIFT zu diesen Abweichungen.

Als Fazit der Gutachter-Rechnungen mit CFEST zeigt sich für das Unterkreideszenario, daß die Ergebnisse denen sehr ähnlich sind, die der Antragsteller mit FEM 301 erhalten hat. Die mit CFEST errechneten Laufzeiten stimmen mit den mit SWIFT ermittelten Laufzeiten entweder überein oder sind länger. Somit ergeben sich aus

unseren Rechnungen mit CFEST keine Einwände gegen die Rechnungen des Antragstellers.

Auch bei unseren Rechnungen mit dem Programm NAMMU /55/ zum Unterkreide-Szenario des Antragstellers legen die betrachteten Partikel nach Verlassen des Endlagerbereichs je nach ihrem Startpunkt unterschiedliche Wegstrecken durch das Oxford zurück. Dabei ist diese schichtparallele Wegstrecke innerhalb des Oxford um so kürzer, je höher der Startpunkt innerhalb des Endlagers liegt. So gehen die im oberen Bereich des Oxford gestarteten Partikel noch innerhalb des Endlagerbereiches in den Kimmeridge über. Innerhalb dieser hydrogeologischen Einheit zeigen die Trajektorien eine größere vertikale Strömungsgeschwindigkeit als im Oxford. Nach Übertreten der Partikel in die Unterkreide überwiegt die vertikale Komponente der Strömungsgeschwindigkeit. Die Partikel benötigen beim Durchlaufen dieser Teilstrecke die längste Laufzeit innerhalb der Gesamtstrecke. Nach dem vertikalen Laufweg innerhalb der Unterkreide treten die Partikel in den Emscher-Mergel über und erreichen nach kurzer Wegstrecke und Laufzeit innerhalb dieser hydrogeologischen Einheit die Modelloberfläche. Somit bestimmt die Unterkreide aufgrund ihrer geringen Permeabilität die Gesamtlaufzeit der Partikel, die über den vertikalen Ausbreitungsweg die Modelloberfläche erreichen.

Die Abstandsgeschwindigkeit im Oxford liegt bei etwa 0,1 m/a. Im Kimmeridge liegt eine mittlere Abstandsgeschwindigkeit vor, die etwa 20 bis 50 mal kleiner ist als die des Oxford. Die Horizontalkomponenten der Abstandsgeschwindigkeiten in Oxford und Kimmeridge führen zu Stromlinien, die relativ weit im Abstrom des Endlagers verlaufen. Daraus resultieren lange Transportzeiten in den beiden Schichten. Weiter nördlich benötigen die Partikel zur Überwindung der stromab gelegenen Unterkreide Zeiträume von mehr als 1 Million Jahren, so daß die kürzeste Laufzeit entlang der Stromlinien zu 1,6 Millionen Jahren ermittelt wurde. Auch beim Unterkreideszenario stellt das Oxford aufgrund der dort vorhandenen schichtparallelen Abstandsgeschwindigkeit einen Transportweg dar. Particle-Tracking-Methoden sind jedoch nicht in der Lage, diesen Fall zu erfassen. Dieser mögliche Ausbreitungsweg wird durch das Oxfordszenario (vgl. Kap. 3.1.3) erfaßt.

Insgesamt ergeben auch die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU längere Partikel-laufzeiten als die Antragsteller-Rechnungen /1/ mit SWIFT zum Unterkreideszenario des stratigraphischen Modells.

3.1.3 Oxfordszenario

3.1.3.1 Potentialverläufe beim Oxfordszenario

Im Vergleich zu den in Kap. 3.1.2.1 dargestellten Potentialverläufen beim Unterkreideszenario bewirkt die Verringerung des Durchlässigkeitsbeiwertes der Unterkreidetone auf 10^{-12} m/s nach den Antragsteller-Rechnungen mit SWIFT einen langsameren Druckabbau /EU 76.1/. Die Wasserbewegung in den Tonsteinen ist im Vergleich zum Unterkreideszenario deutlich geringer, in der Tendenz aber immer noch aufwärts gerichtet. Lokal findet eine Abwärtsbewegung vom Oxford in die liegenden Tonsteine statt. Im Gegensatz zum Unterkreideszenario ist hier ein konvektiver Transport vom Oxford in den "Cornbrash"-Sandstein möglich. Dieser Sonderfall wird in Kapitel 3.1.4 betrachtet.

Die Rechnungen des Antragstellers mit FEM 301 zum Oxfordszenario zeigen Potentialverläufe, die den Rechnungen mit SWIFT sehr ähnlich sind und diese damit bestätigen /EU 210/.

Bewertung

Das vom Gutachter eingesetzte Programm CFEST /54/ zeigt für das Oxfordszenario einen Verlauf der Potentiallinien, der dem Unterkreideszenario sehr ähnlich ist (s. Kap. 3.1.2.1); allerdings sind infolge der verminderten Durchlässigkeit des Deckgebirges die Potentiallinien nach Norden verschoben, weil sich der aufgeprägte Druck nicht so schnell abbauen kann. Die qualitativen Unterschiede zu den Antragsteller-Ergebnissen wurden schon in Kap. 3.1.2.1 angesprochen.

Die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /55/ zum Oxfordszenario mit dem Datensatz des Antragstellers zeigen wie bereits beim Unterkreideszenario ähnliche Potentialverläufe wie die Antragsteller-Rechnungen. Bei detaillierter Betrachtung wird deutlich, wie die Modellierung der Aquifere lokal das Druckfeld beeinflusst.

Der Hauptstrom des Grundwassers in den Aquiferen folgt dem regionalen hydraulischen Gradienten von Süden nach Norden. In der Endlagerformation Oxford bildet sich im Abstrom des Endlagers eine nahezu schichtparallele Strömung aus. Der Druckpotentialverlauf vor der Überschiebung von Meine ruft im Cornbrash und im Oxford eine erhöhte vertikale und eine schichtparallele von Süden nach Nordwesten gerichtete Strömungskomponente hervor, die das Grundwasser um die Störung von Meine herumleitet. Hinter der Störung erhält die Grundwasserströmung durch den Potentialverlauf eine starke West-Ost-Geschwindigkeitskomponente in Richtung der Abstromgebiete nach Calberlah. Die hohen schichtparallelen Geschwindigkeitskomponenten in den Aquiferen Oberer Muschelkalk und Oberer Keuper zeigen, daß sich hier die Störung nicht auswirkt.

Die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /56/ mit dem Datensatz des NLFB /16, 17/, bei dem die erhöhten Durchlässigkeiten der Störzonen nicht betrachtet werden, sind mit Einschränkungen vergleichbar der Modellvorstellung, wie sie der Antragsteller in den Modellen für die Programme SWIFT und FEM 301 entwickelt hat. Auch hier folgt der Hauptstrom des Grundwassers in den tiefen Aquiferen dem regionalen hydraulischen Gradienten von Süden nach Norden. Das Alb zeigt den starken Potentialabbau zur Modelloberfläche. Der vertikale Bereich zwischen dem Hilssandstein und der Modellbasis weist ein schwaches Druckfeld auf. Die Endlagerformation Oxford besitzt im Bereich des Endlagers ein kleineres Druckpotential als der Hilssandstein im Hangenden. Dies bedeutet einen aus dem Hilssandstein gerichteten Grundwasserstrom in die liegende Unterkreide. Erst im Oberen Muschelkalk liegt das Potential in etwa auf gleicher Höhe wie im Hilssandstein. Somit wird der Endlagerbereich sowohl von unten als auch von oben mit Grundwasser gespeist. Dies wiederum hat einen erhöhten Grundwasserstrom schichtparallel zur Endlagerformation Oxford zur Folge. Mit Ausbeißern des Hilssandsteins nach Norden verändert sich diese Situation. Dort verläuft das Druckgefälle innerhalb der Endlagerformation sehr flach und ist im Ausstrich unter das Deckgebirge zum Ostrand gerichtet. Dies deutet im zentralen Bereich des Modellgebietes auf einen Süd-Nord-Strom und am Ostrand auf eine östliche Strömung zum Salzstock Thiede hin.

Im Abstrom des Endlagers entsteht eine Potentialverteilung mit einem generellen Gradienten zur Oberfläche, wobei das Oxford von unten aus dem Oberen Keuper mit Grundwasser gespeist wird und seinerseits Grundwasser in das Hangende abgibt.

Im Ausstrich der für die Ausbreitung aus dem Endlager bedeutenden Aquifere zeigt der Grundwasserstrom die Anbindung des Wealden an den Oberflächenaquifer. Innerhalb der Schichten von Wealden bis Oxford verläuft der Hauptgrundwasserstrom von Süden nach Norden zum nordwestlichen Modellrand.

Insgesamt ergeben sich aus unseren Rechnungen keine Einwände gegen die Angaben des Antragstellers zu den Potentialverläufen im Oxfordszenario seines stratigraphischen Modells.

3.1.3.2 Durchfluß durch das Grubengebäude beim Oxfordszenario

Die Rechnungen des Antragstellers mit SWIFT zum Oxfordszenario /1, EU 76.1/ ergeben einen gegenüber dem Unterkreideszenario (vgl. Kap. 3.1.2.2) fast halbierten Durchfluß, nämlich rechnerisch $1620 \text{ m}^3/\text{a}$. Davon werden ca. $480 \text{ m}^3/\text{a}$ nach Norden abgeführt, ca. $230 \text{ m}^3/\text{a}$ im Oxford in östliche Richtung, ca. $820 \text{ m}^3/\text{a}$ in den Kimmeridge und nach unten in die Doggertonsteine ca. $90 \text{ m}^3/\text{a}$.

Aufgrund von verschiedenen Modellmodifikationen /EU 206/ erhält der Antragsteller für die Durchströmung des Endlagers $1950 \text{ m}^3/\text{a}$ anstelle der oben genannten $1620 \text{ m}^3/\text{a}$ (s. Tab. 3-4).

Die Rechnungen des Antragstellers mit FEM 301 /EU 210/ ergeben für das Oxfordszenario einen Wasserstrom durch das Grubengebäude von $1050 \text{ m}^3/\text{a}$. Auch hier zeigt der Unterschied zum Unterkreideszenario (vgl. Kap. 3.1.2.2), daß der Fluß durch das Wirtsgestein und damit auch durch das Grubengebäude wesentlich von der Durchlässigkeit des Deckgebirges bestimmt wird. Dieser Umstand wird auch durch eine flache Potentialverteilung in den Schichten Oxford und Kimmeridge im Bereich des Grubengebäudes verdeutlicht.

Bewertung

Für das Rechenprogramm CFEST des Gutachters liegen keine Zahlen zum Durchfluß durch das Grubengebäude vor (vgl. Kap. 3.1.2.2 dieses Gutachtens). Auch für die Rechnungen mit NAMMU, angewandt auf den Datensatz des Antragstellers für

das Oxfordszenario, haben wir keine Aussagen zum Grundwasserdurchsatz durch das Grubengebäude.

Die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU und dem NLfB-Eingabedatensatz /56/ ergeben einen Zufluß ins Endlager von 652 m³/a, wobei die Anteile mit 280 m³/a aus dem Hangenden, mit 211 m³/a aus Westen und mit 162 m³/a aus Süden annähernd gleich groß sind. Der Hauptabstrom erfolgt annähernd gleich groß über die Endlagerbasis und nach Norden. Der Fehler in der Bilanzierung errechnet sich zu 8,5 %.

Die Unterschiede in den Ergebnissen sind auf die lokalen Unterschiede bei den Potentialverläufen zurückzuführen. Es ist aber auch zu beachten, daß der Bereich "Grubengebäude" aufgrund der unterschiedlichen Diskretisierungen bei den eingesetzten Programmen nicht einheitlich groß ist. Der Durchfluß durch das Grubengebäude ist für das Endergebnis - für die Konzentration radioaktiver Stoffe in einem nutzbaren Grundwasserleiter - wegen der langen Laufzeiten nur von geringer Bedeutung (vgl. Kap. 4.2 dieses Gutachtens).

3.1.3.3 Fließwege und Laufzeiten beim Oxfordszenario

Nach den Rechnungen des Antragstellers mit SWIFT /1, EU 76.1/ ist für das Oxfordszenario die Wasserbewegung in den Tonsteinen im Vergleich zum Unterkreideszenario deutlich geringer, im wesentlichen aber immer noch aufwärts gerichtet. Lokal findet eine Abwärtsbewegung vom Oxford in die liegenden Tonsteine statt. Im Gegensatz zum Unterkreideszenario ist hier ein konvektiver Transport vom Oxford in den "Cornbrash"-Sandstein möglich. Erkennbar ist die veränderte Bewegungsrichtung im Kimmeridge. Sie verläuft im Gegensatz zum Unterkreideszenario vorwiegend horizontal. Das Wasser aus dem Lagerbereich bewegt sich beim Oxfordszenario vorwiegend im Oxford. Eine Wasserbewegung aus dem Lagerbereich in die Unterkreide-Tonsteine findet kaum statt. Bei ähnlichen Laufzeiten von mindestens 338 000 Jahren, aber längeren zurückgelegten Wegen ergibt sich die im Vergleich zum Unterkreideszenario erheblich größere mittlere Abstandsgeschwindigkeit von ca. 0,1 m/a. Einige Stromlinien aus dem Lagerbereich verlaufen durch die Dogger-Tonsteine und anschließend durch den "Cornbrash"-Sandstein. Die zugehörigen mittleren Laufzeiten betragen 1,1 Millionen Jahre (vgl. Kap. 3.1.4 dieses Gutachtens).

Die Nachrechnungen des Antragstellers anlässlich des von ihm geringfügig neu bewerteten geologischen Modells /EU 206/ führen für das Oxfordscenario zu geschätzten Partikellaufzeiten von 700 000 bis 900 000 Jahren, im Mittel zu 800 000 Jahren.

Bei den Ergebnissen der Rechnungen des Antragstellers /EU 210/ mit FEM 301 zum Schichtenmodell mit gering durchlässigem Deckgebirge dominieren die Fließwege zum Austrittsgebiet Meine-Calberlah-Gifhorn. Die rechnerischen Fließzeiten der betrachteten Wasserpartikel zwischen Endlager und Quartär liegen zwischen 6,3 Millionen und 111 Millionen Jahren. Diese gegenüber den SWIFT-Ergebnissen längeren Laufzeiten beruhen darauf, daß die Partikel bei den FEM-301-Rechnungen am Ende ihres Weges durch toniges Gestein aufsteigen.

Bewertung

Bei den Rechnungen des Gutachters mit CFEST /54/ zum Oxfordscenario verbleiben die Stromlinien zunächst im Oxford und Kimmeridge und steigen erst ganz im Nordwesten des Untersuchungsgebietes in der Umgebung von Vollbüttel senkrecht durch die Unterkreideschicht zum quartären Grundwasserstockwerk auf. Zum Teil ist der Verlauf dieser Stromlinien dadurch gekennzeichnet, daß sie zwischen Oxford und Kimmeridge hin und her wechseln, bevor sie senkrecht aufsteigen. Die berechneten Transportzeiten (s. Tab. 3-3) liegen zwischen ca. 15 Millionen und ca. 90 Millionen Jahren. Der wesentliche Anteil mit 11,4 Millionen Jahren wird ebenso wie bei der Variante "Unterkreideszenario" für das Durchströmen der Unterkreideschichten benötigt, während die Zeiten zum Durchströmen von Oxford (62 000 a) und Kimmeridge (2,55 Mio. a) deutlich kürzer sind. Dieses Verhalten erklärt sich mit der niedrigeren Durchlässigkeit der Unterkreide. Da keine Stromlinien gefunden wurden, die die Unterkreide umgehen (z.B. beim direkten Kontakt von Oxford und Quartär bei Calberlah), müssen die Transportzeiten um etwa zwei Größenordnungen länger sein als beim Unterkreideszenario. Dies verdeutlicht den dominanten Anteil der Unterkreideschicht am Rückhaltevermögen des geologischen Systems.

Ein Vergleich der rechnerischen Partikellaufzeiten für diese Variante zeigt für die CFEST-Rechnungen Laufzeiten, die um eine bis zwei Größenordnungen länger sind als bei der entsprechenden SWIFT-Rechnung. Ursache hierfür sind die unterschied-

lich ermittelten Strömungswege: Während SWIFT eine Strömung ausschließlich durch das Oxford in den quartären Grundwasserleiter berechnet, erfolgt bei CFEST die Ausbreitung in jedem Fall vom Oxford durch die Unterkreide ins Quartär. Ein Grund für diese Diskrepanz kann sein, daß bei den SWIFT-Rechnungen das in nordöstlicher Richtung abknickende nördliche Untersuchungsgebiet so behandelt wird, als ob es auch in Nord-Süd-Richtung orientiert wäre.

Weiterhin kann die ausgeprägte Modellierung der Wasserleiter im SWIFT-Modell dazu führen, daß die berechneten Stromlinien, anders als bei CFEST, nicht in die Unterkreide eintreten, sondern durchgängig den Weg durch das Oxford bevorzugen. Außerdem unterscheiden sich die eingesetzten Particle-Tracking-Verfahren.

Die mit CFEST im Oxford ermittelten Fließgeschwindigkeiten entsprechen denen, die der Antragsteller mit SWIFT erhalten hat.

Als Fazit der Gutachter-Rechnungen mit CFEST zeigt sich beim Oxfordszenario, daß die Ergebnisse denen vergleichbar sind, die der Antragsteller mit FEM 301 erhalten hat (siehe Tab. 3-4). Im unteren Modellbereich zeigen sich deutliche Unterschiede zu SWIFT-Ergebnissen; jedoch sind die mit CFEST errechneten Laufzeiten den SWIFT-Laufzeiten entweder gleichwertig oder länger. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Oxford wird durch die CFEST-Rechnung bestätigt, so daß sich radioaktive Stoffe im Oxford maximal mit der vom Antragsteller ermittelten Laufzeit bis zum Nordrand des Modellgebietes ausbreiten würden.

Die Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /55/ zum Oxfordszenario mit dem Datensatz des Antragstellers ergeben, daß die Stromlinien, die das Oxford verlassen, Laufzeiten von deutlich mehr als 10 Millionen Jahren aufweisen. Einige Stromlinien verbleiben bis hinter der Überschiebung von Meine im Oxford (Laufweg ca. 20 km) und steigen dann in das Hangende auf. Die Laufzeiten bis zum Austrittspunkt liegen bei ca. 200 000 Jahren. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit im Oxford liegt bei 0,1 m/a, was gut mit dem Wert des Antragstellers übereinstimmt.

Der Austritt der Stromlinien aus dem Oxford ist insbesondere im Nordbereich auf die relativ hohe vertikale Geschwindigkeitskomponente aufgrund des erzwungenen Aufstroms von Grundwässern aus dem Liegenden zurückzuführen. Die Abstandsgeschwindigkeit im Oxford hinter der Überschiebung von Meine nimmt in Richtung Cal-

berlah zu und verläuft nahezu schichtparallel in West-Ost-Richtung. Auf langen Strömungswegen führt die relativ geringe Geschwindigkeitskomponente senkrecht zum Schichtverlauf des Oxford zu Stromlinien, die das Oxford verlassen. Für das Transportverhalten gelöster Radionuklide ist jedoch konservativ vom Verbleib des Hauptanteils der Nuklide im Oxford auszugehen. Daraus folgt für die kürzeste Transportzeit der Nuklidwolke bezogen auf den Schwerpunkt der Wolke eine Zeitspanne von 330 000 Jahren. Der Austrittsbereich liegt im nordöstlichen Modellgebiet bei Calberlah.

Insgesamt bestätigen die Gutachter-Ergebnisse die vom Antragsteller angegeben kürzesten Laufwege und -zeiten, die mit SWIFT zum stratigraphischen Modell ermittelt wurden.

Die Trajektorienberechnungen mit NAMMU /56/ und dem NLfB-Datensatz /16, 17/ (Parametervariation stratigraphisches Modell) zeigen ein Abtauchen der im Endlager gestarteten Partikel im Bereich des Endlagers über die Juratone in den Cornbrash; dann folgen sie schichtparallel dem Grundwasserstrom nach Norden. In der Modellmitte steigen sie über die Juratone wieder in das Oxford und durchlaufen mit Ausnahme einer Trajektorie die Einheiten Oxford, Kimmeridge und Wealden. Die Partikel erreichen im Wealden die Oberfläche. Der Ausstrich der Trajektorien befindet sich aufgrund der Verbindung des Wealden mit dem Quartär-Aquifer im Nordwesten des Modellgebietes. Dieser Fließweg kann damit erklärt werden, daß im Gegensatz zum Antragsteller vom Gutachter das sandige Valangin und Wealden als hydrogeologische Einheit mit hoher Durchlässigkeit gesondert diskretisiert wurde.

Der Hauptpartikelstrom umgeht unter diesen Umständen nicht mehr die Rühme-Störung, um im Nordosten bei Calberlah an die Oberfläche zu gelangen (Ergebnis des Antragstellermodells), sondern er nimmt den kürzeren Weg über die Oberflächenanbindung des Wealden. Die Laufzeiten der Partikel sind aufgrund des vertikalen Durchlaufens der Juratone und des längeren Verbleibs im Oxford bzw. Kimmeridge mit 740 000 bis 3,3 Millionen Jahren entsprechend lang.

3.1.4 Cornbrashszenario

In den Ausbreitungsrechnungen des Antragstellers mit SWIFT /1, EU 76.1/ zum Oxford-szenario des stratigraphischen Modells (vgl. Kap. 3.1.3) ergeben sich zwei bevorzugte Fließwege der Wässer aus dem Endlager: Während der Hauptteil des kontaminierten Wassers im Oxford bis zum Erreichen des Quartärs verbleibt, verlaufen einige Stromlinien nach unten durch die Tonsteine des Dogger in den Sandstein des Unterbathonium ("Combrash"). In ihm wandern sie etwa 28 km nach Norden bis zur Überschiebung von Meine, wo sie wieder in das Oxford eintreten und weiter wie im Oxford-szenario das Quartär erreichen.

Durch die größeren Wegstrecken und die geringe Durchlässigkeit der Doggertone sind die Laufzeiten der Partikel erheblich länger als beim Oxford-szenario: Sie liegen nach den Antragsteller-Rechnungen im Mittel bei 1,1 Millionen Jahren, nach seinen Nachrechnungen in /EU 206/ im Mittel bei 1,5 Millionen Jahren.

Bewertung

Nach unseren Prüfungen wird das Cornbrashszenario durch das Oxford-szenario mit abgedeckt und braucht nicht gesondert betrachtet zu werden.

3.1.5 Zusammenstellung der Ergebnisse

Zur besseren Übersichtlichkeit werden die in den voraufgegangenen Abschnitten des Kap. 3.1 erläuterten, mit den verschiedenen Programmen von Antragsteller und Gutachter errechneten minimalen Partikellaufzeiten sowie die Durchflüsse durch den Endlagerbereich in der Tabelle 3 - 4 zusammengestellt.

Erläuterungen zu den Randbedingungen für die einzelnen Zahlenwerte und zu Bandbreiten sind in den angegebenen zugeordneten Gutachtenskapiteln dargestellt.

Die großen Unterschiede bei den minimalen Partikellaufzeiten, insbesondere beim Oxford-szenario, entstehen durch unterschiedliche Wege am Ende des Modellgebietes: Werden keine Stromlinien gefunden, die die Unterkreide umgehen (z.B. beim direkten Kontakt zwischen Oxford und Quartär bei Calberlah), müssen die Partikel die Un-

terkreide durchwandern, was die Transportzeiten um bis zu zwei Größenordnungen verlängern kann.

Unterstellt man bei allen eingesetzten Programmen ein Verbleiben der Partikel im Oxford bis zu dessen Anbindung ans Quartär, dann sind aufgrund der ähnlichen Potentialverläufe und der daraus folgenden Abstandsgeschwindigkeiten auch durchweg in der Größenordnung gleiche Partikellaufzeiten zu erwarten.

Die mit NAMMU für das Unterkreideszenario ermittelte längere Laufzeit ist darin begründet, daß hier die Stromlinien zunächst weiter als bei den anderen Programmen im Abstrom des Endlagers verlaufen, ehe sie aufsteigen. Bei diesen Ergebnissen ist das Oxford als Hauptausbreitungsweg anzusehen.

3.2 Störzonenmodell

3.2.1 Das Störzonenmodell des Antragstellers

Neben dem stratigraphischen Modell hat der Antragsteller ein weiteres hydrogeologisches Modell erarbeitet, in dem Zonen erhöhter Durchlässigkeit an wichtigen tektonischen Störungen, an Salzstockrändern sowie in einzelnen Horizonten explizit berücksichtigt werden. Mit den Simulationsrechnungen zu diesem Modell soll geklärt werden, inwieweit Änderungen der Durchlässigkeiten entlang von Störungen den regionalen Tiefenwasserstrom beeinflussen und zu kürzeren Laufzeiten vom Endlager zur Biosphäre führen können.

Dieses sogenannte Störzonenmodell des Antragstellers /EU 210/ berücksichtigt:

- Die Immendorfer Störung im Süden des Modellgebietes einschließlich zweier Nebenzonen im Osten und Westen der Hauptstörung,
- die Flanken der Salzstöcke Flachstökheim und Thiede sowie die Ostflanke der Salzstockkette Broistedt, Vechelde, Rolfsbüttel-Wendeburg,
- Vergitterungszonen beiderseits des Konrad-Grabens,
- den Konrad-Graben und zwei geophysikalisch nachgewiesene Störungen südlich des Konrad-Grabens,

- die Überschiebungszone von Meine im Norden des Modellgebietes,
- die lokalen Verkarstungen im Oxford unter der Hauterive-Transgression,
- die Störungen im Bereich des Salzgitter-Höhenzuges.

Im Modell wird zu beiden Seiten der genannten Störungen und entlang der Salzstockflanken ein 500 m breiter Streifen als Störungszone definiert.

Im Schichtenmodell (vgl. Kap. 3.1) werden die nach hydrogeologischer Erfahrung realistischen Parameter für ganze Schichteinheiten in konservativer Weise so abgeändert, daß sie eventuell lokal vorhandene Faziesunterschiede und tektonische Strukturen berücksichtigen.

Im Störzonenmodell werden dagegen realitätsnähere Werte für die großräumige Gebirgsdurchlässigkeit angesetzt, die dann lokal im Bereich von Störungszone verändert werden. Die Durchlässigkeitsbeiwerte des stratigraphischen Modells liegen deshalb meistens eine Größenordnung höher. Besonders signifikant ist beim Störzonenmodell die wesentlich geringere vertikale hydraulische Leitfähigkeit der tiefliegenden Ton- und Mergelsteine (s. Tab. 3-1). Der konservative Charakter des stratigraphischen Modells bezüglich der Durchlässigkeitsbeiwerte wird hier deutlich.

Der Antragsteller führt seine Rechnungen zum Störzonenmodell mit seinem Datensatz und dem Rechenprogramm FEM 301 durch /1, EU 210/; die Gutachter-Rechnungen mit CFEST basieren auf einem fast identischen Datensatz /EU 152, EU 152.1, 57/.

3.2.2 Das Störzonenmodell der Gutachter

Der Gutachter NLFb hat ein eigenes Modell entwickelt /16, 17/, das dem Störzonenmodell des Antragstellers ähnelt (vgl. Tab. 3-1). Das Modellgebiet des NLFb-Datensatzes entspricht in seinen Abmessungen und Begrenzungen dem des Antragstellers. Es erstreckt sich in seiner Süd-Nord-Ausrichtung über ca. 45 km und besitzt eine maximale Tiefe von ca. 3 km. Der südliche Modellrand wird ungefähr durch den Verlauf des Salzgitter-Höhenzuges gebildet. Wegen der muldenförmigen Struktur des nach Norden anschließenden Untersuchungsraumes und der von Süden nach Norden streichenden Salzstrukturen, welche die Grenzen des westlichen und östlichen Randes darstellen,

wird von einem von Süden nach Norden gerichteten Grundwasserstrom ausgegangen. Den nördlichen Modellrand bildet die Aller-Niederung, da der Einlagerungshorizont Oxford dort mit dem oberflächennahen Grundwasserstockwerk in hydraulischer Verbindung steht. In der Vertikalen wird das Liegende des Oberen Muschelkalks (Salinar des Mittleren Muschelkalks) als Modellbasis angenommen. Seine vollständige Verbreitung über die gesamte Modellbasis wird nicht vorausgesetzt. Es wird davon ausgegangen, daß das mögliche Fehlen des Salinars hydraulisch keine Wirkung auf das übrige Modellgebiet ausübt /16, 75/.

Im Modellraum wird entgegen den Modellvorstellungen des Antragstellers (12 Schichten) in der NLfB-Vorgabe /16/ zwischen 19 hydrogeologischen Einheiten differenziert, die zu 18 Modellschicht-Unterteilungen führen; Quartär und Tertiär sowie Mittlerer und Unterer Keuper sind zu je einer Einheit zusammengefaßt, Wealden mit Valangin wegen im Süden und Norden unterschiedlicher Durchlässigkeitsbeiwerte in zwei Einheiten abgebildet (s. Tab. 3-1). Vor allem die zusätzlich in das Modell aufgenommenen Aquifere Wealden und Dogger- β -Sandstein stellen gegenüber den Antragsunterlagen mögliche neue Ausbreitungspfade dar. Hierbei findet insbesondere der Wealden-Aquifer aufgrund seiner Anbindung an das Oxford und seines Ausstreichens in den oberflächennächsten Aquifer (nordwestliches Modellgebiet) Beachtung. Ein weiterer Unterschied gegenüber dem hydrogeologischen Modell des Antragstellers besteht in der Anbindung des Oberen Keupers an das Quartär östlich des Salzstockes Thiede. Die Lage, die Verbreitung und die Mächtigkeiten der Einheiten sind in geologischen und hydrogeologischen Schnitten /16/ sowie hydrogeologischen Tiefenlinienplänen /75/ dargestellt.

In der Umgebung von Störungen und an den Salzstockrändern treten Zonen unterschiedlich starker Zerrüttung auf. In diesen bis zu 500 m beidseitig der Störungen angenommenen Zonen sind die betroffenen hydrogeologischen Einheiten mit größeren Durchlässigkeitsbeiwerten und Porositäten behaftet. Diese Erhöhung der hydraulischen Parameter wurde im Gegensatz zu den Daten des Antragstellers für das Störzonenmodell mit einem einheitlichen Faktor für alle Störungssysteme belegt.

Dieses hydrogeologische Modell wurde mit dem Rechenprogramm NAMMU untersucht /58/.

3.2.3 Aufbau der Störzonenmodelle

3.2.3.1 Das Störzonenmodell des Antragstellers

Der Antragsteller /EU 210/ hat für seine Rechnungen mit FEM 301 einen Referenzfall R01 festgelegt, der neben den Fällen R02 (Unterkreideszenario) und R03 (Oxfordszenario) für das stratigraphische Modell (vgl. Kap. 3.1.1) durch acht weitere Rechenfälle zum Störzonenmodell (R04 bis R07, R09, R11 bis R13) ergänzt wird. Der Referenzfall R01 wurde vom Antragsteller als "plausibler Fall" konzipiert. Er basiert auf der vorgegebenen Geometrie der hydrogeologischen Schichteinheiten, der Störungen und der Störzonen sowie auf mittleren Durchlässigkeitsbeiwerten (siehe Tab. 3-5 und 3-6). Der Grundwasserspiegel im Salzgitter-Höhenzug liegt an der Terrainoberfläche. Durch die seitlichen Ränder fließt kein Wasser dem Modell zu oder aus dem Modell ab. Mit den so vorgegebenen Randbedingungen werden entlang den seitlichen Rändern auch keine Potentiale vorgegeben /EU 210/. Dieses Antragsteller-Modell besteht aus 6056 Elementen und 21040 Knoten /EU 210/.

Da in der SWIFT-Modellierung zum stratigraphischen Modell entlang dem westlichen vertikalen Rand zwischen dem Salzstock Broistedt und dem Salzgitter-Höhenzug, d.h. im Talgrund der Fuhse, Druckrandbedingungen eingegeben worden sind, ist vom Antragsteller für den Referenzfall R01 die Auswirkung dieser Differenz zwischen den beiden Modellierungen mit Zusatzrechnungen abgeschätzt worden. Sie ist unerheblich.

Im Referenzfall wurden die aus dem Grubengebäude 800 m nach Norden führende Erkundungsstrecke ("Nordstrecke") sowie die vom Schacht Konrad 2 durch Dogger-Tonsteine ins Grubengebäude führende Zugangsstrecke ("Doggerstrecke") berücksichtigt. Im Rechenfall R07 wurden die beiden erwähnten Strecken, die als 1D-Elemente modelliert worden sind, ausgeschaltet, um im Vergleich mit dem Fall R01 deren Einfluß abzuschätzen.

Die Fälle R04 bis R06 und R11 bis R13 stellen weitere Variationen des Referenzfalles dar. Mit ihnen wurde der Einfluß der Erhöhungsfaktoren für die Durchlässigkeit im Gebiet der Störzone Konrad-Graben (d.h. also in der engeren Umgebung des Grubengebäudes) und der seitlichen Vergitterungszonen des Konrad-Grabens mit der Störzone entlang der Flanke des Salzstocks Broistedt im Westen einerseits und mit der Störzone der Immendorfer Störung im Osten andererseits untersucht.

Bei den Rechenfällen R11 und R13 wurden entlang des südlichen und östlichen Modellrandes Zuflüsse in den Wasserleitern Oberer Muschelkalk und Rhät vorgegeben, um den Einfluß von eventuellen außerhalb des Modellrandes gelegenen Infiltrationszonen im Süden oder Osten des Modellgebietes abzuschätzen. Im Rechenfall R11 wurden Zuflüsse im Oberen Muschelkalk und im Rhät in folgenden Abschnitten angenommen:

- Salzgitter-Höhenzug bis Salzstock Flachstöckheim,
- Salzstock Flachstöckheim bis Südost-Ecke des Modellgebietes,
- Südost-Ecke des Modellgebietes bis Thiede und
- zwischen Salzstock Bechtsbüttel und Salzstock Calberlah.

Im Rechenfall R13 wurde der zuletzt aufgeführte Zuflußbereich weggelassen.

Im Rechenfall R12 schließlich wurde die Durchlässigkeit des Hilssandsteins von 10^{-5} m/s auf 10^{-6} m/s herabgesetzt, da im Referenzfall die Grundwasserneubildungsrate im Bereich der Hilssandstein-Ausbißfläche am Salzgitter-Höhenzug unrealistisch hohe Werte annimmt.

Mit dem Rechenfall R09 sollen die heutigen hydrologischen Verhältnisse im Grubengebäude (1 bar Innendruck) abgebildet werden, um im Vergleich zum Referenzfall R01 die Auswirkungen dieser Randbedingung aufzuzeigen.

Bewertung

Die Übertragung komplexer geologischer Strukturen, wie sie beim Störzonenmodell Konrad vorliegen, ist mit Finiten Elementen gut zu bewerkstelligen. Durch Verwendung von Basisfunktionen höherer Ordnung können die Elemente gegenüber FD-Verfahren vergrößert werden. Die hydraulisch besonders wirksamen Bereiche, z.B. in Störzonen und Vergitterungszonen, hat der Antragsteller durch Elementverfeinerung in das Modell eingebunden. Die geometrische Übertragung des hydrogeologischen Modells ist nach den uns vorliegenden Unterlagen plausibel.

3.2.3.2 Das Störzonenmodell der Gutachter

Zur vergleichenden Beurteilung der Antragsteller-Rechnungen zum Störzonenmodell wurde CFEST eingesetzt, für das Störzonenmodell auf Basis des NLFB-Datensatzes NAMMU.

Arbeiten mit CFEST:

Das ursprünglich für CFEST entwickelte stratigraphisch geprägte Finite-Elemente-Modell (FEM) des Untersuchungsgebietes (s. Kap. 3.1.1.2) war wegen der grobmaschigen Elementstruktur zur Analyse lokaler Effekte mit CFEST im Bereich tektonischer Störzonen ungeeignet. Aus diesem Grund wurde ein vollständig neues FEM-Modell mit einem wesentlich feineren Netz erstellt, dessen Struktur sich stark an den geometrischen Vorgaben für die Störzonen orientiert (s. Abb. 3-1). Die Störzonenbereiche sind in Abb. 3-1 schraffiert dargestellt, die Vergitterungszonen des Konrad-Grabens mit der Salzstockflanke im Westen und der Immendorfer Störung im Osten sind kreuzschraffiert. Das Modell besitzt 317 Oberflächenknoten. Es besteht aus insgesamt 3343 Knoten und 2790 Elementen und aus 14 unterschiedlichen Schichten mit dem Oberen Muschelkalk als tiefster berücksichtigter geologischer Formation. Prinzipiell bestehen bezüglich Schichtabfolge und Tiefenverlauf keine Unterschiede zu dem stratigraphischen Modell des Antragstellers. Lediglich das Alb wird explizit als geologische Schicht modelliert, es ist nicht mehr wie beim stratigraphischen Modell Bestandteil der Unterkreideschicht. Außerdem wurde in diesem Modell der Bereich östlich der Immendorfer Störung ergänzt, der im stratigraphischen Modell nicht berücksichtigt wurde /57/.

Die Durchlässigkeitsbeiwerte der geologischen Schichten sind in Tab. 3-5 und die der Störzonen in Tab. 3-6 zusammengestellt. Alb, Hilssandstein und Rhät erhalten in diesen Störzonen keine erhöhten Durchlässigkeitsbeiwerte; dasselbe gilt auch für das Quartär.

Die Randbedingungen des Modells unterscheiden sich nicht von den Annahmen beim stratigraphischen Modell: Am Salzgitter-Höhenzug wird eine Druckrandbedingung zur Beschreibung der Infiltration vorgegeben, die übrigen Ränder und die Modellbasis sind undurchlässig.

Die Modelleigenschaften sind den erläuternden Unterlagen /EU 152, EU 152.1/ entnommen. Das mit CFEST realisierte Modell ist fast identisch dem Störzonenmodell des Antragstellers /EU 197/.

Arbeiten mit NAMMU:

Grundlage für die von der GRS durchgeführte Modellierung mit NAMMU bilden die vom NLFb vorgegebenen Modelleingabedaten /16, 17/.

Die Maschennetzgenerierung wird anhand von 30 hydrogeologischen Ost-West-Schnitten /16/ durchgeführt. Insgesamt werden 19 verschiedene hydrogeologische Einheiten in 18 Modellschichtbelegungen überführt, für die Durchlässigkeitsbeiwerte und Porositätswerte angegeben sind. Die hydrogeologischen Einheiten Quartär und Tertiär sowie Mittlerer und Unterer Keuper wurden aufgrund der gleichen Durchlässigkeitsbeiwerte und Porositäten zu jeweils einer Einheit zusammengefaßt (vgl. Tab. 3-1). Die Einheit Wealden wird aufgrund der vorgegebenen Differenzierung zwischen Nord- und Südmodellgebiet durch zwei hydrogeologische Einheiten charakterisiert. Zusätzlich wird Zechsteinsalz als neunzehnte Einheit aufgenommen. Die einzelnen hydrogeologischen Einheiten werden mit unterschiedlich hohen Durchlässigkeiten belegt (s. Tab. 3-1).

Störungen werden nach Vorgabe des NLFb als etwa 500 m breite Zonen beidseitig der Störungen und an den Salzstockrändern betrachtet. Die Durchlässigkeitsbeiwerte in Störzonen werden gegenüber der entsprechenden hydrogeologischen Einheit um den Faktor 10 erhöht.

Zur Erstellung eines Rechenmodells haben wir 2D-Gitternetze anhand der Vertikalschnitte generiert, wobei jede hydrogeologische Einheit vertikal mit einem Element beschrieben wird. Mit der Auswahl von 2D-Elementen mit quadratischen Ansatzfunktionen erhält jedes Element einer Schicht neun Stützpunkte (Knoten). Nach einer Überprüfung wurden die generierten 2D-Modellgitterschnitte zu einem 3D-Maschennetz zusammengefügt. Auskeilende Schichtglieder wurden in Süd-Nord-Richtung durch prismatische, alle anderen durch quaderförmige Elemente modelliert /58/.

Das Endlager ist nicht eigens modelliert worden. Entsprechende Finite Elemente südlich und innerhalb des Konrad-Grabens werden als Endlagerbereich interpretiert.

Das vollständige NAMMU-Rechenmodell besitzt ca. 200 quadratische Oberflächenelemente, 628 prismatische Elemente mit 18 Stützpunkten und 2024 quadratische Elemente mit 27 Stützpunkten. Insgesamt enthält das Modell 21128 Stützstellen (Knoten).

Die vertikalen Randflächen des Modellgebietes sind undurchlässig modelliert. Die Modelloberfläche wurde mit einer zeitlich konstanten Potentialverteilung entsprechend den Grundwassergleichen belegt. Im Wiederergänzungsgebiet der tieferen Aquifere, am Salzgitter-Höhenzug, erfolgt dies über die topographische Geländehöhe. Die Modellbasis haben wir entsprechend der NLFb-Vorgabe /75/ als dicht angesetzt.⁷⁾

3.2.4 Potentialverläufe beim Störzonenmodell

Zunächst werden hier die Ergebnisse der Antragsteller-Rechnungen mit FEM 301 /EU 210/ zum Referenzfall R01 als Vergleichsbasis für alle übrigen Rechenfälle (s. Kap. 3.2.3.1 dieses Gutachtens) zusammengefaßt. Am Salzgitter-Höhenzug treten die höchsten Potentiale in den drei Grundwasserleitern Oberer Muschelkalk, Rhät und Hilssandstein jenseits des Ostendes der dortigen Störungszone auf. In dem von keiner Störung erfaßten Hilssandstein, der damit nirgends unterbrochen ist oder eine Erhöhung seiner Durchlässigkeit erfährt, weist die Potentialverteilung auf eine Grundwasserfließrichtung aus dem Südost-Teil des Salzgitter-Höhenzuges zu den Ausbissen im Süden des Salzstockes Thiede hin.

Auch das Rhät als Porenwasserleiter erfährt in den Störzonen keine Vergrößerung seiner Durchlässigkeit; hingegen wird es von einzelnen Störungen verstellt und kommt mit weniger durchlässigen Schichten in Kontakt, was sich in einem verstärkten Potentialabbau bemerkbar macht.

⁷⁾ In einem heute als überholt geltenden Datensatz des NLFb wurde nicht ausgeschlossen, daß in dem Bereich der Modellbasis, in dem das mittlere Muschelkalksalinar nicht flächendeckend verbreitet ist, ein Zustrom von tiefen Grundwässern möglich ist. Der Einfluß eines Zustroms in der Modellbasis wurde von der GRS /88/ in ersten orientierenden Rechnungen untersucht. Diese Arbeiten wurden nicht fortgeführt, da wegen anderer Erkenntnisse des NLFb der Datensatz revidiert wurde /75/. Dieser Datensatz gibt eine dichte Modellbasis vor.

Der Obere Muschelkalk schließlich wird von mehreren Störungen erfaßt und erfährt überdies als Kluftwasserleiter in den Störzonen eine Erhöhung seiner Durchlässigkeit. Beide Einflüsse können in der Potentialverteilung entlang der Basisfläche des Oberen Muschelkalkes gut nachvollzogen werden: Die Potentiale werden an den Störungen im allgemeinen stark abgebaut.

Der Hilssandstein stellt einen wichtigen Grundwasserleiter mit hohen Potentialen dar. Er speist Wasser sowohl nach oben mit ausgeprägtem Potentialabbau senkrecht zur Schichtung in die sehr gering durchlässigen Mergel des Alb als auch nach unten in die etwas besser durchlässigen Unterkreide-Mergel ein.

Im engeren Standortgebiet herrscht im Bereich der Schichteinheiten, welche eine gegenüber dem Alb und den Unterkreide-Mergeln erhöhte Durchlässigkeit aufweisen, eine ausgesprochen flache Potentialverteilung vor.

Entlang dem Nordrand der Störzone des Konrad-Grabens herrscht eine flache Potentialverteilung zwischen dem Rhät und der Basis der Alb-Tonsteine. Der Cornbrash-Sandstein wird im Bereich des Konrad-Grabens aus dem Hangenden und Liegenden gespeist. Ein ausgeprägter Potentialabbau mit horizontal verlaufenden Isolinien findet in den Alb-Tonsteinen statt. Im Ostabschnitt strömt das Grundwasser im Oberen Muschelkalk und Rhät auf den Salzstock Thiede zu.

In der Unterkreide ist die Grundwasserbewegung von Südwesten nach Nordosten gegen den Modellrand gerichtet. Im sehr gering durchlässigen Alb erfolgt erneut ein starker vertikaler Potentialabbau. In dieser Schicht bewegt sich das Grundwasser vorwiegend entlang dem Rand des Salzstockes Thiede.

Auch im Norden des Modellgebietes infiltriert Wasser in den Cornbrash-Sandstein; jedoch ist die Potentialverteilung oberhalb dieses Wasserleiters infolge der Reduktion der Mächtigkeit und der Verbreitung des Alb flacher geworden.

Im westlichen Ast der Überschiebung von Meine werden die Wasserleiter des Oberen Muschelkalkes und des Rhät gegen Tonsteine versetzt. In den Lias-Tonsteinen im Nordosten des Westastes der Überschiebung von Meine findet ein ausgeprägter Potentialabbau statt. Weitere Details hierzu sind den Modellrechnungen des Antragstellers zur Grundwasserbewegung mit dem Programm FEM 301 zu entnehmen /EU 210/.

Zur Prüfung der Realitätsnähe hat der Antragsteller den obigen Referenzfall in folgender Weise modifiziert:

Im Rechenfall R09 wurde unter Verwendung der Parameter und Randbedingungen des Referenzfalles R01 als zusätzliche Randbedingung das Potential auf dem Rand des Grubengebäudes gleich der entsprechenden Ortshöhe gesetzt, d.h. atmosphärische Bedingungen in der Grube vorgegeben. Damit entspricht dieser spezielle Rechenfall R09 ungefähr den heutigen Verhältnissen.

Mit dem derart definierten Rechenfall kann die Zuflußrate für den stationären Zustand ermittelt und mit den heutigen Verhältnissen verglichen werden. Die Auswertung des Rechenfalles R09 ergibt eine Zustromrate von ungefähr 1000 l/min in das Grubengebäude. Selbst unter Berücksichtigung der Ungenauigkeit der berechneten Zustromrate und der zu groß angesetzten Ausdehnung der Grube kann geschlossen werden, daß der berechnete Wert signifikant über dem Wert von etwa 50 l/min liegt, der für die derzeitigen Verhältnisse in der Grube bilanziert wurde /EU 76.1/. Daraus wird geschlossen, daß die vom Antragsteller /EU 210/ verwendeten Werte für die hydraulischen Durchlässigkeiten höher gewählt werden, als sie in der Umgebung der Grube Konrad sind. Dies führt zu erhöhten Transportgeschwindigkeiten für Partikel im Grundwasser. Die Transportzeit vom Endlager zur Biosphäre wird in der Antragstellerrechnung folglich unterschätzt.

Die anderen Rechenfälle zeigen, daß zwar lokale Veränderungen im Modell bei den Potentialen erkennbar sind; im wesentlichen werden aber die Ergebnisse des Referenzfalles gestützt /EU 210/.

Bewertung

Die mit FEM 301 erzielten Ergebnisse sind bei der vorliegenden Modellvorstellung plausibel. Unsere Rechnungen mit CFEST und NAMMU stellen diese Ergebnisse nicht in Frage. So führt die Berechnung der Potentialverteilung beim Störzonenmodell mit CFEST zu einer ähnlichen Potentialverteilung /57/. Wie beim stratigraphischen Modell ergibt sich ein charakteristischer Druckabfall von den tiefen Schichten am Salzgitter-Höhenzug im Süden zur Modelloberfläche an der Allerniederung im Norden. Die lokale Potentialverteilung innerhalb des Untersuchungsgebietes wird

aber von der Verteilung der Durchlässigkeitsbeiwerte bestimmt und weicht deshalb wegen der unterschiedlichen Schichtdurchlässigkeiten und der modellierten Störzonen erheblich vom stratigraphischen Modell ab.

Eine Betrachtung der errechneten Potentialverteilungen führt zu folgenden Aussagen:

- Der Cornbrash entwässert die tiefliegenden Tongesteine. Diese Charakteristik wurde auch bei den FEM-301-Rechnungen des Antragstellers festgestellt.
- Der größte Teil des Druckabfalles von den tiefen Grundwasserleitern zur Oberfläche erfolgt über das Alb. Dies macht die zentrale Bedeutung des Alb als Barriere gegen die Radionuklidenausbreitung deutlich.
- Wegen der höheren hydraulischen Leitfähigkeit sind die Potentialgradienten an den großräumigen, senkrecht zur Hauptströmungsrichtung orientierten Störzonen im Bereich des Konrad-Grabens und der Überschiebung von Meine geringer als in den ungestörten Modellbereichen; dagegen ist der Einfluß der Störungen an den Salzstockrändern auf die Potentialverteilung gering. Die Unterbrechungen der Wasserleiter an den Verwerfungsbahnen der Immendorfer Störung, des Konrad-Grabens, der Überschiebung von Meine und des Gifhorn-Calberlah-Grabens verursachen steile Potentialgradienten in diesen Bereichen.

Für die Beschreibung der Ergebnisse der Grundwasserströmungsberechnung mit NAMMU /58/ wurde in allen hydrogeologischen Schnitten (Süd-Nord und West-Ost) sowohl die Druckpotentialverteilung als auch die Darcy-Geschwindigkeitsverteilung ausgewertet.

Der Hauptstrom des Grundwassers in den tieferen Aquiferen folgt dem regionalen hydraulischen Gradienten von Süden nach Norden. Dabei zeigt sich, daß die Darcy-Geschwindigkeiten im Oxford für den Südteil des Modellgebietes etwa bis zur Höhe des Mittellandkanals zwischen Woltorf und dem Nordrand von Braunschweig unter den Geschwindigkeiten in Cornbrash und Dogger- β -Sandstein liegen. Erst im Nordteil des Modells gleichen sich die Darcy-Geschwindigkeiten durch die zusätzlich aus dem Liegenden aufsteigenden Wässer an.

Im Bereich um das Endlager verlaufen die Isopotentiallinien im Alb engständig ungefähr parallel zu der horizontalen Schichtlagerung. Sie zeigen über diese gering permeable Schicht einen starken Potentialabbau zur Modelloberfläche. Der vertikale Bereich zwischen dem Hilssandstein und der Modellbasis weist ein schwaches Druckfeld auf. Bedeutend dabei ist, daß in der Endlagerformation Oxford im Bereich des Konrad-Grabens ein niedrigeres Potential vorliegt als im Hilssandstein darüber. Dies erzeugt in diesem Bereich einen aus dem Hilssandstein gerichteten Grundwasserstrom in die Nebengesteine der Unterkreide (Ton). Erst im untersten Aquifer (Oberer Muschelkalk) liegt das Potential in etwa auf gleicher Höhe wie im Oxford. Der Endlagerbereich wird somit vermehrt aus dem Hilssandstein mit Grundwasser gespeist. Dies wiederum hat einen erhöhten abwärts gerichteten Grundwasserstrom aus dem Oxford in das Liegende zur Folge. Auch nach Ausbeissen des Hilssandsteins nördlich des Endlagers verändert sich diese Situation nicht. Es liegt jetzt ein flaches Druckgefälle aus den Einheiten Oxford und Kimmeridge zu den liegenden Einheiten einschließlich des Oberen Keupers vor. Erst der Obere Muschelkalk besitzt ein vergleichbar hohes Potential wie das Oxford. Dies bewirkt einen vermehrten Abstrom von Grundwasser aus der Endlagerformation in die liegenden Einheiten.

Im Abstrom des Endlagers ist das Druckgefälle ab der Linie Liedingen - Timmerlah - Braunschweig-Süd zwischen der Endlagerformation und dem Liegenden sehr flach. Es deutet sich im zentralen Bereich ein Süd-Nord-Strom und am Ostrand eine östlich zum Salzstock Thiede hin gerichtete Strömung an. Im weiteren Abstrom des Endlagers ab dem Mittellandkanal entsteht ein Potentialgefüge mit einem generellen Gradienten zur Oberfläche, wobei das Oxford aus dem Oberen Keuper mit Grundwasser gespeist wird und seinerseits Grundwasser in das Hangende abgibt. Im Ausstrich der für die Ausbreitung aus dem Endlager bedeutenden Aquifere zeigt der Grundwasserstrom die Anbindung des Wealden an den Oberflächenaquifer. Ein Hauptgrundwasserstrom verläuft in der Auflockerungszone des Salzstockes Broistedt-Wendeburg am nordwestlichen Modellrand.

Ein weiterer Hauptstrom verläuft zum Ausstrich bei Calberlah. Er wird durch den Versatz der Schichten in der Rühme-Störung behindert, wodurch das Aufsteigen der Wasser erzwungen wird.

Zur Überprüfung der Qualität der Druck- und Darcy-Geschwindigkeitsberechnung haben wir den Grundwasserstrom, der durch die hydrogeologischen Einheiten Rhät und Oberer Muschelkalk über das Wiederergänzungsgebiet im Süden (Salzgitter-Höhenzug) in das Modell eintritt, abgeschätzt /58/. Das Ergebnis sind Grundwasserzuflüsse in das Liegende des Endlagers von 1,8 l/s für die Einheit Oberer Keuper und 3,8 l/s für die Einheit Oberer Muschelkalk. Diesem Gesamtfluß von 5,6 l/s entspricht die Wiederergänzung über den Salzgitter-Höhenzug. Nach unserer Ansicht wird dadurch die Plausibilität unserer Modellannahmen bestätigt.

3.2.5 Durchfluß durch das Grubengebäude beim Störzonenmodell

Der Antragsteller errechnet mit FEM 301 für seinen Störzonen-Referenzfall R01 als gesamten Durchfluß durch das Grubengebäude $630 \text{ m}^3/\text{a}$ /EU 210/. Für die anderen untersuchten Rechenfälle zum Störzonenmodell liegt dieser Wert zwischen $530 \text{ m}^3/\text{a}$ und $890 \text{ m}^3/\text{a}$ je nach den Randbedingungen. Damit liefert FEM 301 für das Störzonenmodell niedrigere Wasserflüsse als für das Schichtenmodell ($2840 \text{ m}^3/\text{a}$ und $1050 \text{ m}^3/\text{a}$, vgl. Tab. 3-4); diese Werte liegen wiederum niedriger als die Resultate von SWIFT zum stratigraphischen Modell.

Bewertung

Für CFEST liegen keine Aussagen zum Durchfluß durch das Grubengebäude vor (vgl. Kap. 3.1.2.2).

Die Ergebnisse der Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /58/ sind mit den zuvor genannten Werten nur bedingt vergleichbar, weil sie auf dem NLFB-Datensatz /16/ basieren. Das Endlager wird im NAMMU-Modell durch mehrere Finite Elemente charakterisiert. Bei der Abschätzung der Zuflüsse in das Endlager ist die Gesamtfläche der hier betrachteten Elemente größer als die Eintrittsoberfläche des eigentlichen Endlagerbereichs. Dies liegt an der größeren Dimensionierung der das Endlager charakterisierenden Finiten Elemente gegenüber dem Endlager selbst. Das hat zur Folge, daß das Modell den Einstrom in den Endlagerbereich überschätzt. Das Ergebnis der Bilanzierung ist ein Gesamtzustrom in das Endlager von $1810 \text{ m}^3/\text{a}$, wobei der größte Grundwasserzufluß mit $1193 \text{ m}^3/\text{a}$ über eine $5,1 \text{ km}^2$ große Fläche aus dem

Hangenden des Oxford zutritt. Dies steht im Einklang mit den schon beschriebenen vertikalen Darcy-Geschwindigkeitskomponenten im Hangenden des Endlagers und der Einspeisung aus dem Hilssandstein. Der Zustrom von Westen in das Endlager beträgt $310 \text{ m}^3/\text{a}$ und von Süden $267 \text{ m}^3/\text{a}$. Der hier abgeschätzte Wert des Zuflusses in das Endlager steht im Einklang mit berechneten Werten des Antragstellers. Der Gesamt-Abstrom aus dem Endlager wurde konservativ mit $2030 \text{ m}^3/\text{a}$ bilanziert. Der größte Abstrom erfolgt über die Endlagerbasis mit $1447 \text{ m}^3/\text{a}$. Der Bilanzierungsfehler zwischen abgeschätztem Ein- und Ausstrom liegt bei ca. 10 %, ein für FE-Lösungsverfahren akzeptabler Wert.

Die mit FEM 301 ermittelten Werte sind im Vergleich mit den anderen Werten plausibel, da einerseits bei den Abschätzungen im Gutachter-Modell der "Endlagerbereich" größer dimensioniert ist als in der Realität und andererseits in den SWIFT-Rechnungen zum stratigraphischen Modell die Grundwasserleiter überrepräsentiert sind.

3.2.6 Fließwege und Laufzeiten beim Störzonenmodell

Das Vorgehen bei der Fließwegberechnung ist in Kapitel 3.1.2.3 dieses Gutachtens behandelt.

Der Antragsteller betrachtet bei seinen Rechnungen mit FEM 301 zum Störzonenmodell neben dem Referenzfall R01 weitere Variationen (vgl. Kap. 3.2.3.1). Im Plan /1/ wird nur der Referenzfall R01 ausführlich betrachtet, weil dieser als plausibel und charakteristisch für das gesamte Störzonenmodell angesehen wird. Die Ergebnisse der Parametervariationen sind der erläuternden Unterlage /EU 210/ zu entnehmen. Sie zeigen nach Aussage des Antragstellers /1/, daß das Grundwassermodell in R01 in sich widerspruchsfrei ist.

Bei den Rechnungen des Antragstellers zum Referenzfall enden von 19 Fließwegen

- fünf in geringer Entfernung vom Grubengebäude (davon zwei nach nahezu senkrechtem Aufstieg im Quartär),

- zwei in der weiteren nördlichen Umgebung der Grube bis südlich von Meine nach Aufstieg vornehmlich durch die Schichten des Kimmeridge und der Plänerkalke im Quartär,
- zwei im Gebiet des Salzstockrandes Broistedt-Rolfsbüttel am westlichen Modellrand, wobei eine Stromlinie nach ca. 17 km, vornehmlich durch den Kimmeridge, das Quartär erreicht sowie
- zehn im Gebiet Meine-Calberlah-Gifhorn, von denen drei vornehmlich durch Oxford und Cornbrash, ein weiterer durch das Kimmeridge als hauptsächlichlichen Transportweg das Quartär erreichen.

Insgesamt konnten neun der Fließwege bis an die Oberfläche verfolgt werden.

Die nicht weiter verfolgten Fließwege weisen - mit Ausnahme einer Stromlinie, die im "Cornbrash"-Sandstein den Westrand des Modells nördlich des Salzstocks Rolfsbüttel erreicht - Laufzeiten bis zum Abbruchpunkt von über 1 Million Jahren auf. In diesem Fall ergibt sich bis zum Abbruch eine Laufzeit von 380 000 Jahren. So kann angenommen werden, daß sich entlang aller Stromlinien des Referenzfalles Laufzeiten bis in das Quartär von über 1 Million Jahren ergeben.

Auch bei den Parametervariationen betragen die Laufzeiten im allgemeinen über 1 Million Jahre. Zwei kürzere Zeiten treten nur bei jeweils einer Stromlinie mit 0,72 Millionen Jahren und 0,99 Millionen Jahren entlang der Störzone längs des Salzstockes Broistedt-Wendeburg-Rolfsbüttel auf /EU 210/.

Bewertung

Die Ergebnisse des Antragstellers mit FEM 301 zeigen nach unserer Auffassung, daß der Einfluß der Störzonen nicht zu kürzeren Grundwasserlaufzeiten führt, als sie mit dem Schichtenmodell ermittelt werden.

Bei den Rechnungen des Gutachters mit CFEST /57/ läßt sich der Freisetzungsvorgang für den überwiegenden Teil der Stromlinien in der folgenden Weise charakterisieren:

Der größte Teil der betrachteten Stromlinien beginnt im Endlagerbereich im Oxford, einige im Dogger. Die Stromlinien bewegen sich im Süden des Einlagerungsbereichs zunächst in nordöstlicher Richtung. Bei Erreichen des Konrad-Grabens knicken sie in nordwestlicher Richtung ab und bewegen sich fast parallel mit dem Konrad-Graben auf den Salzstock Broistedt zu. Nachdem sie den Nordrand der Konradstörung passiert haben, bewegen sie sich parallel zu den westlichen Salzstockstrukturen in Richtung Norden. Bis hierher laufen sie ausschließlich durch Oxford sowie Kimmeridge und pendeln unter Umständen zwischen diesen beiden Schichten hin und her. Auf der Höhe zwischen Vechelde und Wendeburg treten die Stromlinien in die Doggeronsteine ein. Dabei knicken sie nach Osten ab und bewegen sich dann etwas in diese Richtung. Bei Erreichen des Cornbrash ändern sie wieder ihre Richtung nach Norden parallel zu den westlichen Salzstockstrukturen. Sie verlassen den Cornbrash anschließend nicht mehr bis zum Erreichen der Überschiebung von Meine. Hier durchlaufen sie die gesamten Schichten parallel zur Störungszone in Richtung Nordwesten bis zur Modelloberfläche. Das Quartär erreichen sie in der Gegend von Adenbüttel und Meine. Nur einzelne Stromlinien kommen erst weiter im Nordosten des Untersuchungsgebietes an die Oberfläche. Eine einzige erreicht die Gegend um Calberlah. Die Stromlinien werden nur bis zu ihrem Eintritt in den quartären Grundwasserleiter verfolgt, weil der berechnete Verlauf im Quartär selbst wegen der groben Modellierung dieser Schicht wenig realistisch erscheint. Einige Laufwege und Laufzeiten in den einzelnen Schichten sind Tab. 3-7 zu entnehmen. Die Laufzeiten liegen zwischen minimal ca. 10 Millionen Jahren und maximal ca. 80 Millionen Jahren mit einer deutlichen Häufung im Bereich von ca. 30 Millionen Jahren.

Die längsten Wege werden in den Wasserleitern Kimmeridge, Oxford und Cornbrash zurückgelegt. Die Laufzeiten ergeben sich vorwiegend aus den Zeiten, die zum Durchströmen von Alb, Unterkreide und Dogger notwendig sind. Insbesondere die Laufzeiten in Oxford und Cornbrash sind dagegen vernachlässigbar. Die gegenüber den FEM-301-Ergebnissen ermittelten längeren Laufzeiten sind darin begründet, daß mit CFEST ein früherer senkrechter Aufstieg in Bereichen festgestellt wurde, wo die tonigen Schichten eine größere Mächtigkeit besitzen. Daraus läßt sich ableiten, daß sich wesentlich kürzere Freisetzungzeiten ergeben könnten, wenn es Stromlinien gäbe, die auf dem gesamten Freisetzungspfad in diesen Wasserleitern verblieben. Legt man die mittleren Transportgeschwindigkeiten im Oxford (0,05 m/a) und

Cornbrash (0,25 m/a) zugrunde, so wären in einem solchen Fall bei einem angenommenen Laufweg von 50 km (Aufstieg bei Calberlah) Laufzeiten von 1 Million und von über 200 000 Jahren zu erwarten. Stromlinien, die einen dieser Wege nehmen, konnten mit den bisher durchgeführten Rechnungen nicht gefunden werden. In diesem Zusammenhang verweisen wir auf die Ergebnisse 3-dimensionaler Ausbreitungsrechnungen in Kap. 4.3 dieses Gutachtens.

Bei den Gutachter-Rechnungen mit NAMMU /58/ zum Störzonenmodell - hier mit dem NLFB-Datensatz - zeigen die Ergebnisse der Trajektorienberechnungen je nach Startpunkt im Endlager verschiedene Verläufe der Stromlinien.

Für die im nordöstlichen Bereich des Endlagers gestarteten Partikel ist innerhalb des Konrad-Grabens ein Abtauchen über die Jura-Tone in den Cornbrash oder direkt in den Dogger- β -Sandstein zu erkennen. In der Modellmitte treten die direkt in den Dogger- β -Sandstein abgetauchten Partikel über die hangenden Tone in den Cornbrash ein, laufen schichtparallel um dann über die Einheiten Oxford, Kimmeridge und Wealden die Modelloberfläche im Bereich der Anbindung Wealden-Quartär im Nordosten zu erreichen. Die berechneten Partikel-Laufzeiten liegen zwischen 332 000 und mehreren Millionen Jahren. Dabei durchlaufen die schnellsten Partikel ca. 70 % ihrer Gesamtstrecke in den Dogger- β -Sandsteinen. Andere Laufzeiten sind aufgrund des Durchlaufens der Unterkreide mit 30 bzw. 2,2 Millionen Jahren entsprechend lang.

Drei der im südlichen Endlagerbereich außerhalb des Konrad-Grabens gestarteten Partikel treten innerhalb des Oxford in den Konrad-Graben-Störzonenbereich ein, tauchen senkrecht über die Jura-Tone und den Cornbrash in den Dogger- β -Sandstein ab und verlassen in ihm den Störzonenbereich. Dann nehmen sie einen annähernd gleichen Verlauf und erreichen im Nordosten die Modelloberfläche. Die Laufzeiten liegen zwischen ca. 455 000 und 947 000 Jahren. Ein Partikel aus dem südlichen Teil des Endlagers nimmt einen direkt aufsteigenden Weg über das Deckgebirge. Es erreicht direkt über dem Endlager die Modelloberfläche nach einer durch die Unterkreide geprägten Laufzeit von 12,3 Millionen Jahren.

Die Trajektorien der im nordwestlichen Endlagerbereich gestarteten Partikel zeigen ähnliche Wege wie die im nordöstlichen Endlagerteil gestarteten. Jedoch treten die

Partikel in der Modellmitte über Oxford und Kimmeridge in das Wealden ein und folgen im Wealden dem schichtparallelen Grundwasserstrom entlang des nordwestlichen Modellrandes an die Erdoberfläche. Ihre Laufzeiten liegen je nach Verbleib in einer hydrogeologischen Einheit und der Laufzeit für das Durchlaufen der Tone des Jura zwischen 345 000 und 1,3 Millionen Jahren.

Bei allen Partikeln, die die Einheiten Oxford, Cornbrash und Dogger- β -Sandstein durchlaufen, liegen die durchlaufenen Wegstrecken für die liegenden Aquifere Cornbrash und Dogger- β -Sandstein und für die Endlagerformation Oxford einschließlich Wealden in der gleichen Größenordnung, wobei die Abstandsgeschwindigkeiten im Cornbrash und Dogger- β -Sandstein gegenüber dem ungestörten Bereich im Oxford und Wealden um den Faktor 4 höher liegen. Damit verbunden ist eine um den gleichen Faktor kürzere Laufzeit. Der weitaus höchste Anteil an der Gesamtlaufzeit entfällt auf die vertikal durchlaufenen Tone des Dogger.

3.2.7 Schlußfolgerungen aus den Berechnungen zum stratigraphischen Modell und Störzonenmodell

Der Antragsteller weist in seinen Analysen zum stratigraphischen Modell als kürzeste Wasserlaufzeit die Freisetzung durch das Oxford mit einer Zeitspanne von 338 000 Jahren aus (SWIFT-Rechnung). Diese Laufzeit wird in den Modellen des Antragstellers von keiner anderen Variante unterschritten; auch bei Anwendung des diversitären Codes FEM 301 wird keine kürzere Grundwasserlaufzeit erzielt.

Für die Ermittlung der kürzesten Grundwasserlaufzeit und des Laufweges hat der Antragsteller sich auf die Particle-Tracking-Verfahren abgestützt. Wir sehen im Einsatz dieser Methoden eine Möglichkeit zur Ermittlung potentieller Ausbreitungswege und -zeiten. Sie liefern jedoch nicht alle möglichen Wege und Zeiten und führen damit nicht zwangsläufig zu den kürzesten Laufzeiten.

Für das Schichtenmodell kann das Geschwindigkeitsfeld im Hinblick auf die zu erwartenden Ausbreitungswege relativ leicht interpretiert werden. Beim Störzonenmodell ist das Geschwindigkeitsfeld des Grundwassers erheblich komplexer, so daß die Anwendung von Particle-Tracking-Verfahren zur Ermittlung kürzester Laufzeiten ohne Prüfung der

Ergebnisse über Plausibilitätsbewertungen oder 3-dimensionale Ausbreitungsrechnungen nicht ausreicht.

Wir haben für die Begutachtung der Planaussagen sowohl den Code SWIFT als auch die zu SWIFT diversitären Codes CFEST und NAMMU eingesetzt:

- Nachrechnungen mit dem Code SWIFT lieferten das gleiche Druckfeld wie vom Antragsteller vorgelegt. Auswertungen mit einem eigenen Particle-Tracking-Verfahren führten zu Ausbreitungsverläufen, die denen des Antragstellers vergleichbar sind. Sowohl die kürzeste Ausbreitungszeit als auch die Szenarien der Planunterlagen konnten bestätigt werden.
- Auch unsere Rechnungen mit dem Finite-Elemente-Code CFEST zum stratigraphischen Modell ergeben insgesamt längere Wasserlaufzeiten als vom Antragsteller angegeben. Die mit CFEST ermittelten Laufwege können auch nicht zu höheren Konzentrationen von Radionukliden im Grundwasser führen (vgl. Kap. 2.8).
- Die Anwendung des Finite-Elemente-Codes NAMMU auf das Schichtenmodell liefert mit den SWIFT-Rechnungen vergleichbare Darcy-Geschwindigkeiten in den Grundwasserleitern, insbesondere im Einlagerungshorizont des Oxford. Die kürzeste Laufzeit für das Oxfordscenario läßt sich auf ca. 330 000 Jahren abschätzen. Der Austrittsbereich von Radionukliden in diesem Szenario liegt im nordöstlichen Modellgebiet bei Calberlah.

Für das Unterkreideszenario ergibt die Auswertung der Rechnungen mit dem Particle-Tracking-Verfahren Laufzeiten von mehr als 1,6 Mio. Jahren und damit ähnlich hohe Laufzeiten wie vergleichbare Trajektorien in den Planunterlagen. Vertikal aus dem Endlager aufsteigende Trajektorien wurden mit den in NAMMU gewählten Partikelaufläufpunkten nicht gefunden. Die Laufzeiten sind mit der Mächtigkeit durchlaufener toniger Schichten korreliert, wie auch die CFEST-Rechnungen zeigen.

- Die vom Antragsteller in den Planunterlagen vorgelegten Grundwasserlaufzeiten und ungünstigen potentiellen Freisetzungswegen zum Schichtenmodell werden durch unsere Rechnungen bestätigt.

- Die Rechnungen zum Störzonenmodell des Antragstellers mit FEM 301 und des Gutachters mit CFEST ergaben keine Laufwege, die zu ungünstigeren Auswirkungen führen könnten, als mit dem stratigraphischen Modell ermittelt wurde. Die Ursache hierfür liegt in den relativ undurchlässigen Schichten des Alb und der tonigen Unterkreide. Wenn diese durchlaufen werden, ergeben sich extrem lange Laufzeiten; denkbare Laufwege im Liegenden sind dem Oxfordszenario ähnlich.

Unseren Rechnungen mit NAMMU zum Störzonenmodell lag der hydrogeologische Datensatz des NLFb /16/ zugrunde. Es wurde eine Häufung an Partikellaufwegen vom Endlager über die Einheiten Cornbrash, Dogger- β -Sandstein, Oxford, Kimmeridge und Wealden zur Modelloberfläche ermittelt. Aufgrund der relativ hohen schichtparallelen Abstandsgeschwindigkeiten und zusätzlich modellierter Schichten führt dieser Datensatz zu einem Transportweg, der von Particle-Tracking-Ergebnissen des Antragstellers abweicht. Es lassen sich Partikellaufzeiten abschätzen, die sich nicht wesentlich von denen unterscheiden, die der Antragsteller mit ca. 300 000 Jahren ermittelt hat /EU 76.1/. Gleichzeitig stellt der Ausbreitungsweg über Oxford, Kimmeridge und Wealden bei ähnlichen langen Laufzeiten mit ca. 30 km Laufweg gegenüber den 33 km in den Antragstellerrechnungen /EU 76.1/ einen kürzeren Laufweg dar. Dieser Ausbreitungsweg wird bei nachfolgenden Rechnungen zum Radionuklidtransport berücksichtigt (vgl. Kap. 4.3 dieses Gutachtens).

3.3 Alte Bohrungen und Schachtverschlüsse

Eine vollständige Analyse der Langzeitsicherheit erfordert eine Untersuchung aller möglichen Freisetzungswegen. Im Modellgebiet stehen alte Tiefbohrungen, die als potentielle Freisetzungswegen für Radionuklide aus dem Endlager zur Biosphäre angesehen werden können. Dies gilt auch für die Schächte, wenn die Langzeitfunktionsfähigkeit der Abdichtungen nicht gewährleistet werden kann. Der Antragsteller hat daher den Einfluß der alten Bohrungen und der Schachtverschlüsse auf das Freisetzungsverhalten der Radionuklide untersucht.

Die Interpretation der hydrogeologischen Situation am Standort durch das NLFb weicht von der des Antragstellers ab (vgl. Tab. 3-1) /16/. Daher haben wir zusätzliche Modellrechnungen durchgeführt, um vergleichend den Einfluß der alten Bohrungen und der

Schächte innerhalb des Gutachtermodells festzustellen. Die hydraulischen Kenndaten der alten Bohrungen und der Schächte, die unseren Rechnungen zugrunde liegen, entsprechen den Werten des Antragstellers. Sie wurden vom NLfB bestätigt /59, 60/.

3.3.1 Vorgehensweise des Antragstellers

Der Antragsteller hat nicht alle als relevant bezeichneten alten Bohrungen modelliert /EU 437/. Vielmehr beschränkte er sich auf diejenigen, die sich in der Nähe des Endlagers befinden oder innerhalb der östlichen Störungszone am Salzstockrand liegen. Dies sind die Bohrungen Bleckenstedt 1, Sauingen 1, Vechelde 3 und ein ungünstiger synthetischer Fließweg auf Basis der Bohrungen Üfingen 1 und 2. Es entfallen bei ihm die Bohrungen Sonnenberg 1, 2 und 3 sowie Denstorf 1, Gleidingen 1 und Wedtlenstedt 1. Außerdem wurde die Bohrung Vechelde 4 nicht berücksichtigt. Die restlichen Bohrungen sowie die beiden Schächte hat der Antragsteller im vorhandenen, für den Rechencode FEM 301 erstellten Modell (vgl. Kap. 3.2 dieses Gutachtens) als eindimensionale Elemente mit quadratischer Ansatzfunktion modelliert. Wegen des in FEM 301 verwendeten Elementtyps (Würfelemente mit quadratischer Ansatzfunktion längs der Kanten, d.h. ohne die Knoten für die Seitenmitten und ohne den Zentralknoten) wurden die Elemente, die Bohrungen repräsentieren, in den Ecken der 3D-Elemente angeordnet.

Darüber hinaus hat der Antragsteller noch Veränderungen im benutzten Modell durchgeführt. So wurde die Randbedingung an der Oberfläche dem von der BGR überarbeiteten Grundwassergleichenplan angepaßt. Des weiteren wurden auch in einzelnen Bereichen Schichtmächtigkeiten mit den revidierten Bohrlochprofilen /EU 232/ in Übereinstimmung gebracht. Schließlich sind auch noch hydraulische Eigenschaften wesentlicher Formationen verändert worden. Letzteres trifft insbesondere auf die Durchlässigkeiten der Tone im Hangenden zu, die um einen Faktor 100 reduziert wurden. Weiterhin betrifft es die Unterkreide in den relevanten Störungszone des Konrad-Grabens und der Salzstockränder, in denen die störungsbedingte Erhöhung der Durchlässigkeiten nicht in Ansatz gebracht wurde. Dies wird damit begründet, daß niedrige Durchlässigkeiten in den geologischen Schichten der Unterkreide für den Einfluß der alten Bohrungen als potentielle Ausbreitungswege konservativ sind.

Der Antragsteller hat verschiedene Rechenfälle zum Dichtheitsverhalten der alten Tiefbohrungen und der Schachtverschlüsse betrachtet und in der Unterlage /EU 309/ zusammengefaßt. Als Referenzfälle gelten hier der Fall R34 für alte Bohrungen und R35 für die Schächte.

Später hat er nach weiteren untertägigen Untersuchungen /EU 424, EU 437, EU 438, EU 454/ seine Sicherheitsanalysen zur Dichtigkeit der alten Bohrungen und der Schächte den neuen Erkenntnissen angepaßt. Dem Nachweis für die Schächte liegt dabei die Konzept- und Systembeschreibung Schachtverfüllung /EU 299/ zugrunde.

In Untersuchungen zum Einfluß der alten Tiefbohrungen und der Schächte /EU 455, EU 463/ wird der neue Rechenfall R47 mit dem Referenzfall R34 für die Tiefbohrungen und der neue Rechenfall R49 mit dem Referenzfall R35 für die versiegelten Schächte verglichen. Nach dem Ergebnis dieser Untersuchungen gelten die Rechenfälle R47 und R49 als repräsentativ für den Standort Konrad; wir verwenden sie als Grundlage unserer weiteren Begutachtung.

Durch die Veränderung der Geometrie, der Randbedingungen und anderer Parameter des Gesamtmodells ergeben sich Veränderungen im Potentialfeld. Darüber hinaus zeigt sich um einige Bohrungen deutlich die Bildung von Grundwasser-Absenkungstrichtern. Beim Schacht Konrad 1 wird das Potential vom Top der Unterkreide auf deren Basis heruntergezogen /EU 463/.

Bewertung

Das Rechenprogramm FEM 301 ist geeignet, den möglichen Einfluß alter Tiefbohrungen und Schächte zu untersuchen. Die Bestimmung der Grundwasserströme unter Berücksichtigung der alten Bohrungen und der verfüllten Schächte dient dem Antragsteller als Basis für eine Nuklidtransportrechnung. Allerdings hat der Antragsteller in seinen Rechnungen nicht alle alten Tiefbohrungen berücksichtigt. Ob diese einen Einfluß haben können, haben wir im Gutachtermodell untersucht.

Wir schließen uns der Argumentation des Antragstellers an, daß die von ihm in Ansatz gebrachte geringere hydraulische Leitfähigkeit der Unterkreide konservativ für die Durchströmung der alten Bohrungen und Schächte ist. Jedoch ist diese Durch-

strömung nicht der allein ausschlaggebende Maßstab für die Nuklidkonzentration in der Biosphäre. Die Aussagen hierzu werden in Kap. 4.2.6.2 dieses Gutachtens betrachtet.

3.3.2 Analysen der Gutachter

Ausgangspunkt für die Untersuchungen zu den alten Tiefbohrungen und den Schächten war das für NAMMU erstellte hydrogeologische Modell für das Störzonenmodell (vgl. Kap. 3.2 dieses Gutachtens). Das für dieses Modell erstellte Gitternetz war allerdings für die Darstellung der alten Bohrungen zu grob. Zudem war eine Verfeinerung aus numerischen Gründen notwendig, um eine dreidimensionale Nuklid-Transportrechnung mit physikalisch plausiblen Dispersionslängen im Bereich von einigen hundert Metern durchführen zu können. Da andererseits eine entsprechende Gitterverfeinerung dieses Modells den Speicherplatzbedarf sowie die für die Simulationsrechnungen benötigte Rechenzeit erheblich vergrößert hätten, wurde mit einem Modellausschnitt gearbeitet. Dieser Ausschnitt wird dabei so gewählt und mit Randbedingungen für den Druck versehen, daß hiervon kein Einfluß auf die Ergebnisse zu erwarten ist. Eine Prüfung ergab, daß die so ermittelten Druckverteilungen im Modellausschnitt mit denen im Gesamtmodell nahezu identisch sind /61/.

Dem verfeinerten Modell wurden eindimensionale Elemente hinzugefügt, welche die alten Bohrungen repräsentieren. Dabei war es aus programmtechnischen Gründen erforderlich, die Modellbohrungen etwas aus ihrer tatsächlichen Position, wie sie durch die Ansatzpunkte gegeben sind /EU 232, 59/, zu verschieben, so daß sie entweder mit den Ecken, den Seitenmitten oder dem Zentrum der Elemente des Strömungsmodells zusammenfielen. Die meisten derartigen Verschiebungen bewegen sich im Bereich von 100 Metern mit einer maximalen von etwa 500 Metern für die Bohrung Hüttenberg 1. Analog wurde auch für die Darstellung der beiden Schächte vorgegangen. Auch hier bewegen sich die Abweichungen der Koordinaten im Bereich von 100 m.

Die Verschiebungen der Ansatzpunkte der alten Bohrungen und der Schächte sind angesichts der Modellvereinfachungen hinsichtlich des Verlaufs der einzelnen Schichten und deren Verbreitung tolerabel, da die richtige Anbindung der alten Bohrungen an die wesentlichen Aquifere eine größere Bedeutung hat als eine exakte Darstellung hinsicht-

lich der örtlichen Lage. Hierzu war es in einigen Fällen notwendig, für einzelne Elemente, die mit der Bohrung Bleckenstedt 1 bzw. dem Schacht Konrad 2 in Verbindung standen und denen im Ausgangsmodell als Gesteinstyp der Hilssandstein zugeordnet war, eine Umdefinition in Ton vorzunehmen, weil der Hilssandstein im Bohrungslog nicht vorgefunden wurde.

Insgesamt wurden - anders als vom Antragsteller - alle 25 als relevant bezeichneten alten Bohrungen /EU 437/ sowie die beiden Schächte modelliert.

Die den alten Bohrungen als hydraulische Kennwerte zugewiesenen Transmissivitäten haben wir entsprechend den Ausführungen des Antragstellers /EU 437/, die vom NLFb bestätigt wurden /59/, hinsichtlich der Rechenfälle B (weitgehend intakte Zementbrücken, wahrscheinlichster Fall) und C (vollständig zerstörte Zementbrücken) variiert. An Stelle der vom Antragsteller angegebenen Transmissivitätswerte haben wir aber eine Klasseneinteilung vorgenommen. Dabei unterteilen wir jede Dekade der Transmissivitätswerte in drei logarithmisch gleich große Intervalle, wobei die in dem jeweiligen Intervall enthaltenen Transmissivitäten durch die obere Grenze des Intervalls repräsentiert sind. In den meisten Fällen sind so die Transmissivitäten im Modell etwas größer als vorgegeben und damit auf der konservativen Seite gewählt. Diese Vorgehensweise erleichtert die Handhabung der Eingabe in NAMMU.

Neben den Basisrechnungen auf der Grundlage der oben genannten Daten sind Variationsrechnungen durchgeführt worden, um Einflußfaktoren aufzuzeigen. Diese betreffen einmal drei Variationen entsprechend den vom NLFb gelieferten zusätzlichen Daten /59/ für die Bohrungen Bleckenstedt 1 und Üfingen 1. Zusätzlich haben wir noch eine Variation bezüglich des Schachtes Konrad 2 durchgeführt.

3.3.3 Ergebnisse der Grundwasser-Transportrechnungen

Die Rechnungen R34 und R47 des Antragstellers zu den Tiefbohrungen haben keine Fließwege erbracht, die mit kurzen Laufzeiten zu Bohrungen führen. Da die Bohrung Bleckenstedt 1 nahe dem geplanten Endlager liegt, wird ein Fließweg zu ihr definiert /EU 455/. Wegen der Potentialverläufe in diesem Bereich ist es eher unwahrscheinlich, daß kontaminiertes Wasser zu dieser Bohrung gelangt. Trotzdem nimmt der Antragsteller an, daß ein Fließweg vom Grubengebäude zum unversetzten Abschnitt der Bohrung

führt und eine unverzögerte Freisetzung von radioaktiven Stoffen bis an die Bohrung zur Basis der Unterkreide erfolgt. Daneben betrachtet der Antragsteller weitere, in Kap. 3.3.1 dieses Gutachtens aufgezählte potentielle Fließwege zu anderen Bohrungen /EU 455/.

Für einen möglichen Grundwassertransport über die verfüllten Schächte hat der Antragsteller /EU 309, EU 463/ mit den Rechenfällen R35 und R49 einen kritischen Freisetzungspfad vom verfüllten Grubengebäude direkt in den Schacht Konrad 1 und entlang diesem bis zur Basis der Oberkreide definiert.

Die Ergebnisse der Rechnungen des Antragstellers zeigen insgesamt einen Einfluß der alten Bohrungen und der Schächte auf das Grundwasser-Potentialfeld. Jedoch sind die daraus folgenden Durchflüsse durch diese Strukturen gering; sie bewegen sich im Bereich von Millilitern bis zu wenigen Litern pro Minute /EU 373, EU 455, EU 463/.

Bewertung

Die Vorgehensweise des Antragstellers, Stromlinien für den Stofftransport aus dem Endlager zu dem Schacht und den nahegelegenen Bohrungen anzunehmen, ist sicherheitsgerichtet. Wir haben gegen dieses Verfahren keine Einwände.

Inwieweit Veränderungen des Potentialfeldes bei den Rechnungen mit FEM 301 allein auf die berücksichtigten Bohrungen und die Schächte oder auch auf gegenüber dem Störzonenmodell (s. Kap. 3.2 dieses Gutachtens) veränderte hydrogeologische Parameter zurückzuführen sind, kann nicht exakt nachvollzogen werden.

Bei den Rechnungen der Gutachter zeigt der Vergleich der mit NAMMU ermittelten Potentialverteilungen eines in seiner Ausdehnung reduzierten Referenzmodells mit denen eines Modells, in dem die alten Bohrungen und die Schächte berücksichtigt werden, für alle vom NLFb angegebenen Parametersätze entgegen den Ergebnissen des Antragstellers keine wesentliche Veränderung des Strömungsfeldes /61/. Dieses Ergebnis ist für die alten Bohrungen plausibel, da auch bei wesentlich höherer Durchlässigkeit der Bohrungen im Bereich der Unterkreide deren Querschnitt zu gering ist, um größere Wasserflüsse zu erlauben, wodurch alleine eine wesentliche Veränderung des Strömungsfeldes bewirkt würde. Bei den Schächten sind die Querschnitte einschließlich der Auflockerungszone zwar gegenüber denen der alten Boh-

rungen wesentlich größer; dafür sind jedoch die Durchlässigkeiten der mineralischen Abdichtungen geringer, so daß sich die Transmissivitäten in den gleichen Größenordnungen bewegen wie bei den alten Bohrungen und damit die gleichen geringen Auswirkungen auf das Strömungsfeld zu erwarten sind.

Um zu überprüfen, bei welchen Durchlässigkeiten ein Einfluß der Schächte zu erwarten ist, haben wir für eine Parametervariation die unrealistisch pessimistische Annahme gemacht, daß die gesamte Schachtverfüllung ausschließlich aus der höher durchlässigen Stützsäule besteht, die nur im Bereich des Kimmeridge, Oxford und Dogger eingebracht werden soll. Dadurch wird für die Analyse die Transmissivität der Schachtverfüllung ohne Bezug zur Realität um fünf Größenordnungen erhöht /61/. Erst bei derart unrealistischen Werten zeigen sich Einflüsse auf das Potentialfeld, wie sie der Antragsteller in seinen Analysen ermittelt hat /EU 463/. Die Unterschiede in den Ergebnissen sind nach unserer Ansicht auf die in den Rechenprogrammen verwendeten unterschiedlichen Elementtypen zurückzuführen.

Insgesamt zeigen die Gutachter-Rechnungen zum Potentialfeld keinen wesentlichen Einfluß der alten Bohrungen und der verfüllten Schächte auf das Strömungsverhalten. Außerdem haben sich keine relevanten Transportwege für Radionuklide gezeigt. Wir haben hier deshalb keine zusätzlichen Nuklid-Transportrechnungen durchgeführt. Das Vorgehen des Antragstellers, potentielle Transportwege zu untersuchen, sehen wir aus dem gleichen Grund als pessimistische Hypothese an (s. Kap 4.3.4).

3.4 Gasbildung im Endlager

Durch physikalisch-chemische Vorgänge in und an den Abfallbinden können nach Verschuß des Endlagers und Zutritt von Formationswässern ins Endlagergebäude über eine längere Zeitperiode Gase entstehen. Vorwiegend dürfte es sich um Wasserstoff handeln, der durch die Korrosion von Eisen und seinen Legierungen entsteht, die mit eingelagert oder für den Ausbau des Endlagers verwendet wurden.

Der Druckaufbau durch diese Gase kann die Grundwasserströmung im Bereich des Endlagers und damit den Transport radioaktiver Stoffe zur Biosphäre beeinflussen.

Daher hat der Antragsteller im Rahmen seiner Langzeitsicherheitsanalysen zum Endlager Konrad Modellrechnungen zur Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers Konrad vorgelegt /EU 321/. Diese Rechnungen wurden mit dem Rechenprogramm ECLIPSE 100 erstellt.

Zur Überprüfung dieser Rechnungen haben wir Vergleichsrechnungen zur Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers Konrad mit dem Rechenprogramm TOUGH2 durchgeführt. Die Programme werden in den Kapiteln 2.6 und 2.7 dieses Gutachtens beschrieben.

Ziel der Untersuchungen war, folgende Größen abzuschätzen:

- die sich maximal entwickelnde Gasmenge,
- den Druckanstieg innerhalb und in der Umgebung des Endlagers als Folge der Gasproduktion,
- die Ausbreitung der Gase in der Lagerumgebung (in Lösung und in Gasphase) und
- die daraus folgende Beeinflussung der Grundwasserströmung.

3.4.1 Gasbildungsrate

Zur Darstellung der Gasbildung im Endlager untersuchte der Antragsteller die Gasbildung im Endlager Konrad während der Betriebsphase. In dem Bericht /EU 273/ werden die Gasbildungen durch Korrosion, Radiolyse und Mikroorganismen während der Betriebsphase des Endlagers betrachtet. Der Hauptteil der entstehenden Gase ist Wasserstoff, der durch Korrosion von Eisen und durch Radiolyse entsteht.

Aus Literaturdaten zur Korrosion von Eisen im Wasser leitet der Antragsteller eine maximale Korrosionsgeschwindigkeit von $0,1 \mu\text{m/a}$, bzw. eine Wasserstoffbildungsrate von $0,39 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ab. Hierbei wird die Korrosion unter anaeroben Bedingungen und in einem stark basischen Milieu bei einer Temperatur von 50°C angenommen. Mit Hilfe dieses Wertes wird eine Gasbildung durch äußere und innere Korrosion für Behälter mit fixierten Abfällen bestimmt. Für andere Abfallgebinde wird keine innere Korrosion angenommen, da während der Betriebsphase keine freie Flüssigkeit im Behälter unterstellt wird.

Weiterhin werden die Wasserstoffbildungsraten von Aluminium, Zink und anderen Metallen und Metallegierungen betrachtet. Zusätzlich wird eine Gasbildung aus verpreßten Mischabfällen und Aschen berücksichtigt.

Die Gasbildung durch Radiolyse wird für zementierte Abfallprodukte, Abfälle in organischer Matrix und unfixierte Ionenaustauscherharze betrachtet /EU 273/. Die Gasbildung durch Mikroorganismen ist im Vergleich mit den anderen Gasbildungsmechanismen zu vernachlässigen /EU 273/. Der Antragsteller ermittelt unter diesen Annahmen eine gesamte Gasproduktion von 4030 m³/a im 40. Betriebsjahr. Für die Gasbildung in der Nachbetriebsphase nennt der Antragsteller eine Gasbildungsrate von 42 000 m³/a /EU 321/.

Bewertung

Wir haben die Angaben des Antragstellers zur den Gasbildungsraten durch Korrosion von Metallen in der Betriebsphase überprüft und können sie bestätigen.

Weiterhin haben wir die Gasbildung aus dem Abfallprodukt bei verpreßten Mischabfällen und Verbrennungsrückständen anhand von Meßdaten an realen Abfallprodukten überprüft. Unter der Berücksichtigung von neueren Konditionierungsverfahren, die eine Trocknung der Abfallprodukte vor der Verpackung vorsehen, ermitteln wir geringere Gasbildungsraten aus diesen Abfallproduktarten. Da jedoch ein Zutritt von Feuchte aus der Grubenatmosphäre zum Abfallprodukt durch die Behälter ohne spezifizierte Dichtheit nicht auszuschließen ist, halten wir die Angaben des Antragstellers zu der Gasbildung aus verpreßten Mischabfällen und Verbrennungsrückständen für abdeckend und haben keine Einwände dagegen.

Die Angaben zur Gasbildung durch Radiolyse berücksichtigen die wesentlichen Vorgänge. Die angenommenen Radiolyseraten und die angenommenen mittleren Aktivitätsinventare können wir nachvollziehen. Wir sind der Meinung, daß diese Randbedingungen zur Ermittlung der Gasbildung durch Radiolyse abdeckend gewählt sind und haben keine Einwände gegen die ermittelten Radiolyse-Gasbildungsraten.

Insgesamt bestätigen wir die Angaben des Antragstellers zur Gasbildung in der Betriebsphase.

Die in den Modellrechnungen des Antragstellers zur Gasausbreitung im Gebirge in der Nachbetriebsphase /EU 321/ genannte Gasbildungsrate von 42 000 m³/a können wir nicht bestätigen. Am Ende der Betriebsphase ist unter Berücksichtigung eines vollständigen Ausfüllens der Behälterinnenräume mit Wasser in der anschließenden Nachbetriebsphase aufgrund der Innenkorrosion eine wesentlich höhere Gasentwicklung als 4030 m³/a zu erwarten, die der Antragsteller für die Betriebsphase angibt /EU 273/. Von uns durchgeführte Abschätzungen ergeben, daß für die Nachbetriebsphase wegen des vollständigen Ausfüllens der Behälterinnenräume mit Wasser eine Gasentwicklung von etwa 10 000 m³/a im Endlager Konrad anzunehmen ist.

3.4.2 Potentialveränderungen durch die Gasbildung

In den Rechnungen zum Einfluß der Gasbildungsrate auf die Potentialverteilung wird ein vertikaler Süd-Nord-Schnitt durch das geplante Endlager modelliert, der neben dem Endlager selbst die Schichten Oxford und Kimmeridge umfaßt. Diese drei Einheiten werden als homogene, poröse Medien mit konstanten Eigenschaften und einer stark vereinfachten Geometrie abgebildet /EU 321/.

Das Resthohlraumvolumen des Grubengebäudes beträgt $1,45 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Die Ausdehnung des Modells senkrecht zur Modellebene (1000 m) und die Abmessungen des Grubengebäudes werden so gewählt, daß das resultierende Porenvolumen des Grubengebäudes bei einer Porosität von 10 % dem Resthohlraumvolumen entspricht und die Abmessungen des Grubengebäudes im Modell in der Größenordnung die tatsächlichen Abmessungen wiedergeben. Das Grubengebäude wird als Rechteck mit einer Länge in der Süd-Nord-Ausdehnung von 1500 m und einer Höhe von 9,7 m modelliert /EU 321/.

Das Oxford wird als 150 m mächtige Schicht mit einfacher (Referenzfall) oder dualer Porosität (Rechenfall Sensitivitätsanalyse, es wird je eine Porosität für Klüfte und Poren definiert), das Kimmeridge als 300 m mächtige Schicht mit einfacher Porosität simuliert /EU 321/. Die Basis des Grubengebäudes liegt 1000 m unter N.N. und 50 m über der Basis des Oxford.

Als obere und untere Modellgrenzen werden die Schichtgrenzen zu den sehr gering durchlässigen Schichten im Hangenden (Basis Unterkreide) und im Liegenden

(Obergrenze Dogger) gewählt. Näherungsweise werden diese Grenzen als undurchlässig angenommen.

Die vertikalen Modellgrenzen liegen jeweils 1000 m südlich und nördlich der Grube. Dieser Wert entspricht ungefähr dem Abstand der südlichen Verbreitungsgrenze des Oxford vom Grubengebäude. Der Abstand der Modellgrenzen vom Grubengebäude ist Gegenstand einer Sensitivitätsanalyse, auf die wir weiter unten eingehen.

Der Antragsteller führt Modellrechnungen für einen Referenzfall durch, der sich auf möglichst realistische Schätzungen für die relevanten Parameter abstützt. Der Einfluß wichtiger und unsicherer Parameter, wie z.B. der Permeabilität des Oxfords, des Kapillardrucks im Oxford und der Gasproduktionsrate, wird mit Sensitivitätsanalysen untersucht /EU 321, EU 462/.

Als Rate für die Gasproduktion im Endlager nimmt der Antragsteller einen Wert von 42 000 m³ pro Jahr an. Die Gasproduktion soll zeitlich konstant sein und 5 000 Jahre anhalten. In einem Rechenfall der Sensitivitätsanalyse wird der Wert um den Faktor 3 erhöht.

Die Rechnungen des Antragstellers ergeben die folgenden wichtigen Ergebnisse /EU 321/.

Die Gasfreisetzung aus dem Endlager ins Oxford hängt hauptsächlich von dessen Permeabilität, dem Kapillardruckunterschied zwischen Oxford und Grubengebäude sowie der Gasproduktionsrate ab. Der Freisetzungsprozess kann in vier Zeitperioden unterteilt werden:

- Lösung des Gases im Porenwasser des Endlagers bis zur Sättigung nach ca. 60 Jahren im Referenzfall,
- Bildung einer Gasphase im Endlager durch Verdrängung von Porenwasser und Anstieg der Gassättigung bis zum kritischen Wert (Minimalwert für Mobilität des Gases) innerhalb von weiteren 70 Jahren und
- Bildung einer zusammenhängenden Gasblase unterhalb der Obergrenze des Grubengebäudes, weiterer Anstieg des Druckes. Während dieser dritten Zeitperiode ist das Gas mobil, wandert nach oben und bildet unter der Obergrenze des Grubengebäudes eine zusammenhängende Gasblase. Damit das Gas ins Oxford freigesetzt

werden kann, muß der Gasdruck (Wasserdruck und Kapillardruck) im Endlager jenen im Oxford übersteigen. Bis diese Bedingung erfüllt ist, steigt der Druck im Endlager weiter an. Bei beginnender Gasfreisetzung, am Ende der dritten Zeitperiode, ist der Druckanstieg maximal und beträgt im Referenzfall 0,26 bar. Die Gasblase weist eine Dicke von 0,4 m auf.

Den Betrag des Druckanstiegs in dieser Phase hat der Antragsteller zusätzlich mit einem 3-dimensionalen, stationären 1-Phasenmodell (Störzonenmodell, Programm FEM 301 /EU 210/) ermittelt. Dieses ergibt einen Druckanstieg im Endlager von 0,15 bar /EU 321/.

– Freisetzung des Gases ins Nebengestein

Nach den Rechnungen des Antragstellers setzt die Gasfreisetzung an der oberen Ecke des Endlagers auf der Abstromseite (Nordende) ein, erst verzögert und in untergeordnetem Ausmaß wird auch Gas an der oberen Ecke auf der Zustromseite freigesetzt. Das freigesetzte Gas steigt hier praktisch senkrecht zum oberen Modellrand und baut dort langsam eine ausgedehnte Gasblase auf. Die Gassättigung im Bereich des aufsteigenden Gases erhöht sich nur soweit, daß das Gas mobil ist und abströmen kann. Diese Gasfreisetzung wird durch Kontrollrechnungen des Antragstellers mit dem Programm TOUGH2 qualitativ bestätigt /EU 462/.

Die Grundwasserbewegung in der Endlagerumgebung verändert sich. Durch die Bildung von Gasphasen zunächst im Endlager und später im Oxford und Kimmeridge wird Wasser verdrängt. Zudem bildet der nur teilweise wassergesättigte Bereich im Oxford und Kimmeridge einen Strömungswiderstand, da mit der sinkenden Wassersättigung die Wasserdurchlässigkeit abnimmt. Oberhalb des Endlagers dreht die Strömung während eines ersten Zeitabschnittes nach oben und im südlichen Modellbereich nach Süden dem regionalen, Süd-Nord gerichteten Strömungsfeld entgegen. Sobald die aufsteigenden Gase an der Basis der Unterkreide eine Blase bilden und damit Wasser verdrängen, ändert sich das Bild erneut. Praktisch im gesamten Modell stellt sich ein abwärts gerichtetes Strömungsfeld ein. Aufwärts gerichtete Strömungen treten nur in eng begrenzten Bereichen oberhalb des nördlichen und des südlichen Endlagerrandes auf.

Wegen der verhältnismäßig nahen Grenzen zu den gering durchlässigen Schichten im Hangenden, im Liegenden und im Süden (undurchlässige Modellgrenzen) kann das abgepreßte Wasser in der 2-dimensionalen Modellierung nur nach Norden abfließen. Durch die in Wirklichkeit unregelmäßige und nicht horizontale Obergrenze des Grubengebäudes wird die Gasfreisetzung an einer oder mehreren auch in Ost-West Richtung begrenzten Stellen einsetzen, so daß der regionale Süd-Nord-Fluß im Gegensatz zu den Resultaten des 2D-Modells vorwiegend durch den generellen Druckanstieg im Endlagerbereich und weniger durch die aufsteigenden Gasblasen verändert werden dürfte.

Die Gasblase an der Obergrenze des Kimmeridge wächst, solange die Gasproduktion anhält (5000 Jahre). Der Referenzfall wurde bis 15 000 Jahre gerechnet. Selbst nach dieser Zeit befindet sich die Blase noch ungefähr am selben Ort, sie wird durch den regionalen Wasserfluß nur wenig nach Norden verschoben. Ihr Abbau erfolgt nur durch den Abtransport von Gas in gelöster Form mit dem Tiefengrundwasser.

Mit dem abgepreßten Wasser können Radionuklide aus dem Endlager in die Geosphäre freigesetzt werden. Die abgepreßte Wassermenge erreicht nach etwa 160 Jahren den Maximalwert von etwa $420 \text{ m}^3/\text{a}$ (bezogen auf das ganze Endlager) und ist damit geringer als die berechneten Werte des Endlagerdurchflusses ohne Gasproduktion aufgrund des großräumigen hydraulischen Gradienten von rund $630 \text{ m}^3/\text{a}$ (Störzonenmodell), $1620 \text{ m}^3/\text{a}$ (Oxfordszenario) und $3200 \text{ m}^3/\text{a}$ (Unterkreideszenario). Durch die Gasproduktion wird die Freisetzung der Radionuklide aus dem Endlager damit nur geringfügig erhöht.

Fließwege von freigesetztem Wasser aus dem Endlager können in ausgeprägterem Maße nach oben gegen die Unterkreide führen als ohne Gasproduktion. Dadurch erhöht sich die Möglichkeit, daß Wasser aus dem Endlager zur Bohrung Bleckenstedt 1 gelangt. Die Modellierung zeigt aber auch, daß wegen der undurchlässigen Schicht im Hangenden die induzierten vertikalen Gradienten klein bleiben. Deshalb ändern sich die Fließzeiten zur Bohrung Bleckenstedt 1 nach Ansicht des Antragstellers nicht in sicherheitsrelevantem Ausmaß. Zudem ist die Änderung des Fließsystems von zeitlich beschränkter Dauer und erstreckt sich nicht einmal über die Transportzeit vom Endlager zur Bohrung Bleckenstedt 1 für nichtsorbiierende Nuklide unter ungünstigen hydraulischen Bedingungen. Auf die Freisetzung von Radionukliden entlang anderer Fließwege

hat die Druckerhöhung und die Änderung des Fließsystems in der Endlagerumgebung keinen signifikanten Einfluß.

Auch die Parametervariationen des Antragstellers zur Sensitivität einzelner Parameter zeigen keine nennenswerten Auswirkungen /EU 321/:

- Die Verminderung der Permeabilität des Oxford verstärkt nur die Druckerhöhung im Endlager; die anderen Resultate bleiben unbeeinflusst.
- Der Rechenfall mit dualer Porosität im Oxford zeigt, daß die Modellierung mit einfacher Porosität zulässig ist; die Resultate sind praktisch gleich wie im Referenzfall.
- Die Erhöhung des Kapillardrucks im Oxford hat sowohl einen Einfluß auf die Druckerhöhung (größer), auf den Zeitpunkt der beginnenden Gasfreisetzung (verzögert) als auch auf die Dicke der Gasblase im Endlager (größer).
- Die Erhöhung der Gasproduktionsrate beschleunigt den Beginn der Gasfreisetzung und erhöht den Druckanstieg, hat aber keinen Einfluß auf die Blasendicke.
- Die Gasausbreitung wird am stärksten durch die Durchlässigkeit des Oxford, durch die Kapillardrücke von Oxford und Grubengebäude sowie durch die Gasproduktionsrate beeinflusst. In allen betrachteten Rechenfällen liegt der Druckanstieg im Endlager unter 2,3 bar. Der Druckanstieg hängt sowohl vom großräumigen Abfluß des verdrängten Wassers als auch von kleinräumigen Zweiphasenprozessen ab.

Bewertung

Für unsere Vergleichsrechnungen zur Beurteilung der Antragstellerrechnungen haben wir das Programm TOUGH2 angewandt (vgl. Kap. 2.6). Der Modellaufbau, Material- und Stoffdaten, die Anfangs- und Randbedingungen sind dem NLFb-Datensatz /16, 17/ entnommen. Weiterhin haben wir auf Angaben des Antragstellers zu Stoffdaten zurückgegriffen, soweit ihre Gültigkeit vom NLFb bestätigt wurde /59/. Unterschiede in der Modellierung gibt es zwischen Antragsteller und Gutachter bei der Anzahl der gewählten Volumenelemente für die zweidimensionalen Modellgitter (32/16 zu 40/19, s. Tab. 3-8) sowie beim Anfangsdruck im Grubengebäude, der vom An-

tragsteller zu 1 bar gewählt, vom Gutachter aus einer Abschätzung bestimmt wurde /62/.

Bei den Antragsteller-Rechnungen wird für das Grubengebäude von einem Volumen von $1,455 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ ausgegangen. Dieses Volumen ist angemessen gewählt (s. Kap. 4.2.1 dieses Gutachtens). Es wird eine zeitlich konstante Gasbildungsrate von $2,887 \cdot 10^{-3} \text{ Nm}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{a}) = 8,234 \cdot 10^{-12} \text{ kg}/(\text{m}^3\text{sec})$ unterstellt. Die Dauer der Gasbildung wird in unserem Modell mit 5000 Jahren und über das gesamte Grubengebäude homogen verteilt angenommen. Nach unseren Abschätzungen (vgl. Kap. 3.4.1 dieses Gutachtens) ist diese Annahme als pessimistisch anzusehen. Um einen Vergleich mit den Antragsteller-Rechnungen zu ermöglichen, wird sie auch für unsere Rechnungen beibehalten.

Als zusätzliche Parametervariation haben wir den Einfluß eines durchlässigen südlichen Modellrandes untersucht.

Die Ergebnisse unserer Rechnungen sind in der Tabelle 3-8 zusammengefaßt und den Antragsteller-Rechnungen gegenübergestellt.

Nach unseren Rechnungen wird für den Freisetzungszeitraum von 5000 Jahren eine Druckzunahme von 0,36 bar im Grubengebäude ermittelt. Dieser Wert ist etwas höher als die Druckzunahme von 0,26 bar aus dem Referenzfall des Antragstellers. Unsere Parametervariation mit dem offenen südlichen Rand (Basisfall: südlicher Rand undurchlässig) ergibt eine Druckzunahme von 0,27 bar im Grubengebäude.

Die Parametervariationen des Antragstellers, die eine Druckzunahme zwischen 0,15 und 2,31 bar im Grubengebäude ermittelt haben, zeigen, daß die Gasausbreitung am stärksten durch die Permeabilität des Oxfords, durch die Kapillardrücke von Oxford und Grubengebäude sowie durch die Gasbildungsrate beeinflusst wird. Die von uns ermittelte Druckzunahme liegt im unteren Bereich dieser Bandbreite.

Zwischen den Antragsteller- und den Gutachter-Rechnungen besteht ein gravierender Unterschied in den Ergebnissen bei der Gasausströmung aus dem Endlager. Im Gutachter-Modell strömt das Gas gleichmäßig aus dem gesamten Grubengebäude senkrecht nach oben ("Kolbenströmung"); eine horizontale Abhängigkeit der vertikalen Geschwindigkeit ist bei unserer Rechnung nicht zu erkennen. Bei dem Antragstel-

ler-Modell findet eine Gasausströmung nur aus den horizontalen Enden des Grubengebäudes nach oben statt, wobei das Gas aus dem nördlichen Ende an der Abstromseite deutlich früher und stärker als aus dem südlichen Ende ausströmt. Dieser Unterschied ist aufgrund der verfügbaren Daten und Ergebnisse und auf Basis der eigenen Rechnungen nicht nachvollziehbar.

Da die postulierte Gasbildungsrate nach unseren Abschätzungen um einen Faktor 4 in den Rechnungen zu hoch angenommen wurde, kann anhand unserer Vergleichsrechnungen und anhand der Parametervariationen des Antragstellers davon ausgegangen werden, daß bei einer realistischen Simulation keine höhere Druckzunahme als die oben genannten Werte durch die Gasbildung zu erwarten ist. Hierbei ist zu bedenken, daß konservativ die Diffusion von Wasserstoff in den Rechnungen vernachlässigt wurde. Außerdem ergibt die vorgenommene zweidimensionale Modellierung konservative Ergebnisse, da der Abfluß von Gas aus dem Lager nach Osten und Westen und das mögliche seitliche Umströmen der Grubenumgebung vernachlässigt und damit der resultierende Druckaufbau und die Änderung des Grundwasserfließsystems überschätzt wird. Das bedeutet aber, daß Potentialänderungen auf die Nähe des Grubengebäudes beschränkt bleiben. Potentialänderungen in unmittelbarer Nähe des Grubengebäudes in dieser Größenordnung haben keinen relevanten Einfluß auf das Fließverhalten im Modellgebiet. Sie können zwar Einfluß auf die Vorgänge im Grubengebäude nehmen; sie stellen aber die Ergebnisse der Rechnungen zum Transport radioaktiver Stoffe durch das Deckgebirge nicht in Frage (vgl. Kap. 4.3 dieses Gutachtens).

3.5 Temperaturerhöhung im Grubengebäude

Nach dem Plan /1/ ist vorgesehen, nur schwach wärmeentwickelnde Abfallgebände in das Endlager einzulagern. Die Grenze für Menge und Zusammensetzung des einzulagernden Aktivitätsinventars soll so gewählt werden, daß die Temperaturerhöhung durch die Nachzerfallswärme am Stoß der Einlagerungskammern im Mittel 3 K nicht überschreitet /1/. Nach Verschließen der Schächte und Wiederansteigen des Grundwasserspiegels wird sich dort das natürliche Strömungsprofil mit der Zeit wieder einstellen. Das dann die Einlagerungskammern durchquerende Wasser nimmt Lösungsprodukte aus dem Abfall auf und erwärmt sich ebenso wie das Gestein durch die Nachzerfallswärme.

Die so im Abstrom der Grube entstehende Abwasserfahne hat daher zumindest zu Beginn ihres Weges eine etwas höhere Temperatur als ihre Umgebung. Wasser höherer Temperatur und damit geringerer Dichte erfährt in kälterer Umgebung einen Auftrieb, der zu einem beschleunigten Transport des wärmeren Wassers und damit auch der mitgeführten Nuklide in Richtung zur Erdoberfläche führen kann. Ein derartiger Einfluß ist in der Langzeitsicherheitsanalyse des Antragstellers nicht berücksichtigt.

Bewertung

Wir haben die mögliche Auswirkung einer Wärmezufuhr im Endlager auf das Auftriebsverhalten der Abwasserfahne abgeschätzt. Dazu wurden folgende vereinfachende Annahmen gemacht:

- Das Strömungsfeld im Grubenbereich sei stationär, die horizontale Strömungsgeschwindigkeit betrage überall 0,02 m/a. Dieser Zustand ist erst nach mehreren hundert Jahren nach Einlagerungsende zu erwarten.
- Pro Einlagerungsfeld wird eine Schicht von Einlagerungskammern von 6 m Höhe angenommen. Die Einlagerungsfelder seien gegeneinander horizontal versetzt. So entsteht ein schrägliegender "Tiefenwasserteppich" zwischen 800 und 1300 m Tiefe, ca. 1500 m breit, der sich in Süd-Nord-Richtung ausbreitet.
- Das aus dem Grubengebäude austretende Wasser sei stets um 3 K aufgewärmt. Die zeitabhängige Erwärmung wird für einen Zeitraum bis 100 000 Jahren in Kap. 2.6 von Teil 1 dieses Gutachtens bewertet. Demnach ist zu erwarten, daß eine Aufwärmspanne von 3 K am Gebirgsstoß der verfüllten Einlagerungskammern oder zumindest im unmittelbaren Nahbereich der Grube nicht erreicht wird. Die gewählte Aufwärmspanne ist folglich ein konservativ hoher Wert.
- Das Gebirge, in dessen Poren das Wasser fließt, habe stets dieselbe Temperatur wie das Wasser in den Poren.
- Das natürliche Erdwärmeprofil und die Dichteschichtungen durch die Salinität des Grundwassers bleiben unberücksichtigt.

Der Weg, den das nuklidbeladene Wasser durch den thermischen Auftrieb in Richtung Erdoberfläche zurücklegt, ist wesentlich von zwei Faktoren abhängig:

- von der spezifischen Auftriebskraft als Funktion der Temperaturdifferenz zur Umgebung und
- von der Zeit, in der diese Kraft wirken kann, solange die treibende Temperaturdifferenz besteht. Diese Differenz wird vor allem durch die Wärmeleitung im Gebirge und im Wasser abgebaut.

Über Größe und Zeitdauer des Auftriebs läßt sich der Einfluß der Temperaturerhöhung im Endlager auf den weiteren Weg des Wassers abschätzen.

Die Auftriebskraft beträgt bei 3 K Temperaturdifferenz etwa 1/4 der Kräfte aufgrund des Druckpotentials.

Vergleiche der Wärmeleiteigenschaften von Wasser und Gestein im Abstrombereich des geplanten Endlagers zeigen, daß der Wärmetransport im Gestein der dominierende Temperatenausgleichsprozeß ist.

Unsere Untersuchungen lassen trotz der vereinfachenden Modellannahmen folgende Aussagen zu:

- Der Wärmetransport im Gebirge (Temperatenausgleich) spielt gegenüber dem konvektiven Stoff- und Enthalpietransport die dominierende Rolle.
- Unter den getroffenen Voraussetzungen können sich daher größere Volumina mit Übertemperaturen in einer Größenordnung von 3 K nicht bilden.
- Die noch verbleibenden Temperatur- und Dichtedifferenzen in der Abwasserfahne sind so gering, daß der daraus entstehende Auftrieb klein ist gegenüber dem hydrogeologischen Druckprofil. Der weitere Weg der Abwasserfahne wird dadurch nicht wesentlich beeinflusst.

Demnach würde eine Berücksichtigung der Temperaturerhöhung das Ergebnis der vom Antragsteller vorgelegten Rechnungen nicht beeinflussen.

3.6 Konvergenz des Gebirges

Die Schaffung der unterirdischen Hohlräume durch Auffahren der Schachtanlage seit Beginn des Eisenerzabbaus bis zum Beginn der Nachbetriebsphase des Endlagers nach Verfüllen der Schächte hat eine Konvergenz der verbliebenen Resthohlraumvolumina zur Folge. Diese resultiert aus den Spannungsumlagerungen im Gebirgsgefüge auf dem Wege zu einem neuen Gleichgewichtszustand.

Bei der Beurteilung der Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers ist zu prüfen, ob diese Umformungen im Gebirge Einfluß auf das Potentialfeld des Grundwassers und damit indirekt auf die Ausbreitung von Schadstoffen zur Biosphäre hin haben. Insbesondere kann die Konvergenz die Ursache für ein Auspressen kontaminierter Wässer aus dem Endlagerbereich oder für Änderungen der Durchlässigkeit des Gesteins für das Grundwasser sein /EU 76.1/. Außerdem wird die Konvergenz des Gebirges die Zeitspanne bis zum Wiederherstellen der natürlichen Druckverhältnisse im Bereich des Grubengebäudes verkürzen. Der Antragsteller berücksichtigt konservativ diese Zeitspanne für den Abbau des Aktivitätsinventars durch Zerfall nicht.

Der Antragsteller hat im Plan /1/ und in erläuternden Unterlagen /EU 76.1, EU 268/ Aussagen zur Konvergenzrate gemacht.

Bewertung

Das Oberbergamt hat die Aussagen des Antragstellers zur Konvergenzrate bewertet. In seiner Stellungnahme /63/ zeigt das OBA auf, daß die Senkungsmulde, die zum weitaus überwiegenden Teil als Folge der Konvergenz anzusehen ist, mit Hilfe einer logarithmischen Funktion beschrieben werden kann. Die Aussagen des Antragstellers in der erläuternden Unterlage zu den Konvergenzvolumina und deren Entwicklung sowie Verfüllungsgrad und -menge /EU 268/ bestätigt das OBA in seinem Statusbericht vom August 1992 /64/. Der wesentliche Teil der Konvergenz findet bereits in den Monaten und Jahren nach dem Auffahren der Strecken statt; ca. 75 % der Gesamt-Konvergenz haben bis zu einem angenommenen Ende der Einlagerung im Jahr 2045 bereits stattgefunden. Für weitere 15 % werden dann etwa 10 000 Jahre benötigt. Daraus kann man ableiten, daß die Konvergenz des Gebirges während der Betriebszeit des Endlagers und für das Wiederherstellen der natür-

lichen Druckverhältnisse von Bedeutung ist. Diese Zeitspanne hat der Antragsteller konservativ vernachlässigt. Für die im Rahmen der Langzeitsicherheitsanalysen betrachteten Zeiträume sind die dann noch auftretenden Änderungen der Gebirgseigenschaften aufgrund der Restkonvergenz so gering und langsam, daß sie die berechneten Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe aus dem Endlager und die anschließende Ausbreitung durch das Deckgebirge nicht ungünstig beeinflussen können. Wir haben daher keine Einwände gegen das Vorgehen des Antragstellers, die Gebirgskonvergenz bei seinen Berechnungen zur Langzeitsicherheit nicht gesondert zu berücksichtigen.

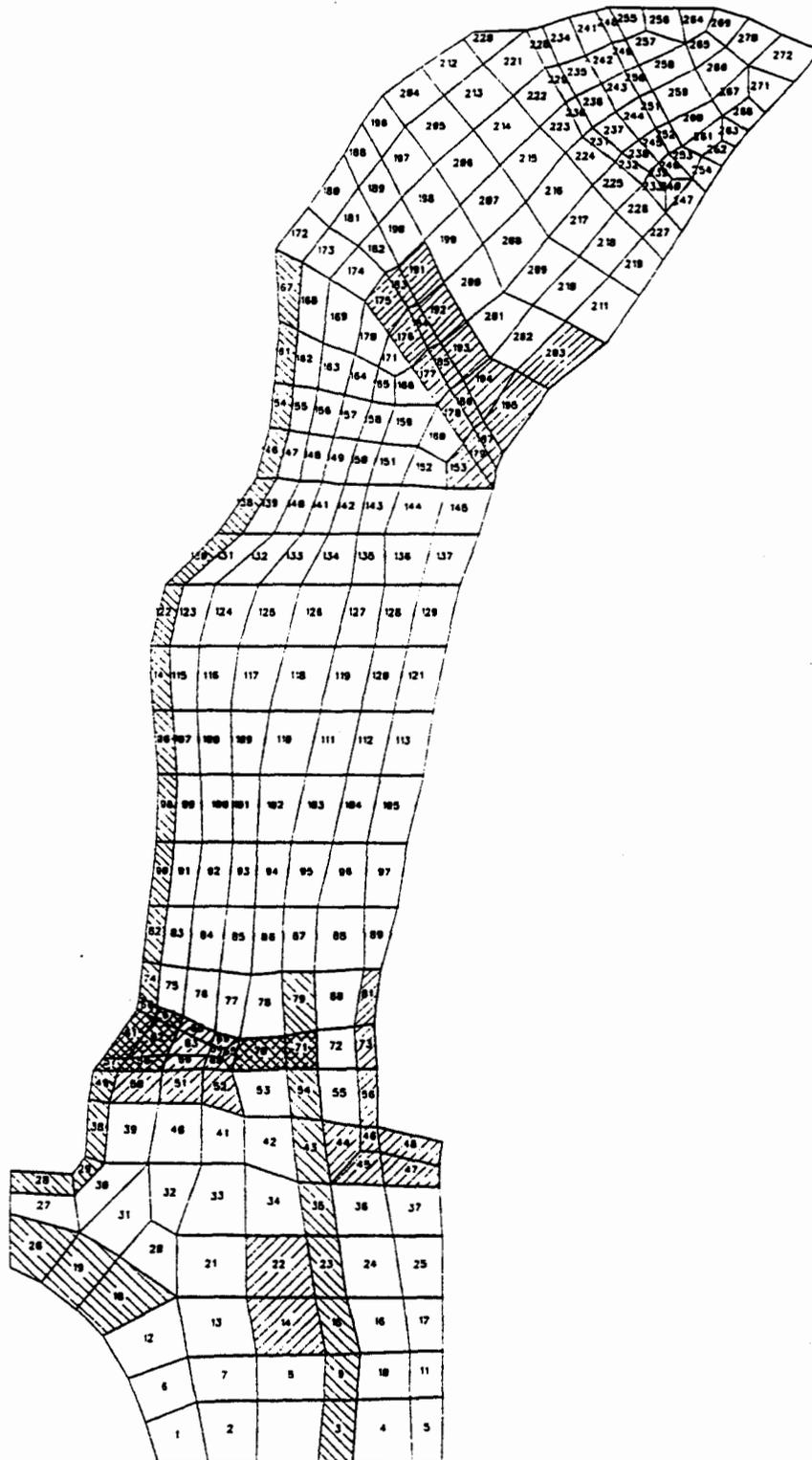


Abb. 3-1: CFEST - Finite-Elemente-Netz, tektonisches Modell (aus: /57/,
Störzonen: schraffiert, Vergitterungszonen: kreuzschraffiert)

Tabelle 3-1: Vergleich der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f als Eingangsdaten für die verschiedenen Rechenmodelle (Werte in m/s)

Hydrologische Einheit	Antragsteller		Gutachter NLfB-Datensatz Rechenwert
	Schichtenmodell	Störzonenmodell	
Quartär	10^{-5}	10^{-5}	$5 \cdot 10^{-5}$
Tertiär	10^{-5}	10^{-7}	$5 \cdot 10^{-5}$
Emscher-Mergel	10^{-8}	10^{-8}	$5 \cdot 10^{-8}$
Plänerkalke bis Flammenmergel	10^{-7}	S: 10^{-7} N: 10^{-6}	$5 \cdot 10^{-7}$
Alb	10^{-10} (bzw. 10^{-12})	10^{-12}	10^{-11}
Hilssandstein	10^{-5}	10^{-5}	10^{-5}
Apt bis Basis Unterkreide	10^{-10} (bzw. 10^{-12})	10^{-12}	10^{-10}
Valangin und Wealden			S: $5 \cdot 10^{-8}$ N: 10^{-7}
Thiton und Kimmeridge	10^{-8}	$5 \cdot 10^{-9}$	10^{-8}
Oxford	10^{-7}	10^{-8}	10^{-8}
Callovium und Bathonium	10^{-10}	10^{-10} // 10^{-12} ⊥	10^{-10}
Cornbrash-Sandstein	10^{-6}	S: 10^{-7} N: 10^{-6}	10^{-7}
Bajocim und Oberes Aalenium			10^{-10}
Dogger-beta-Sandstein	10^{-10}	10^{-10} // 10^{-12} ⊥	10^{-6}
Unteres Aalenium bis Sinemurium			10^{-10}
Hettangium und Oberer Keuper	10^{-6}	10^{-7}	10^{-6} // 10^{-9} ⊥
Mittlerer und Unterer Keuper	10^{-10}	10^{-10} // 10^{-12} ⊥	$5 \cdot 10^{-10}$
Oberer Muschelkalk	10^{-6}	10^{-7}	10^{-6}
Erläuterungen:			
//: k_f - Wert parallel zur Schichtung			
⊥: k_f - Wert senkrecht zur Schichtung			
S: k_f - Wert für den Südteil des Modellgebietes			
N: k_f - Wert für den Nordteil des Modellgebietes			

Tabelle 3-2: Laufzeiten [Jahre] für Stromlinien aus dem Endlagerbereich (CFEST, Unterkreideszenario)

Startelement	80013	80015	80015	80015	80016	80016	80020
Dogger	-	40000	-	90000	-	-	-
Oxford	6600	2800	6100	13000	7900	4700	1600
Kimmeridge	300000	187000	161000	189200	126000	121000	66700
Unterkreide	250000	233000	266000	492000	248000	245000	222000
Plänerkalke	13800	5900	9100	1900	13500	14600	9200
Emscher-Mergel Quartär	- 1000	- 38	- 900	- 800	- 900	- 1100	17800 1100
Gesamtlaufzeit	572000	469000	442000	724000	396000	386000	318000

Zur Numerierung der Startelemente:

- "8" als 1. Ziffer = Basis Oxford,
- Endzahl "13" = südlicher Endlagerbereich,
- Endzahl "15" = westlicher Randbereich des Lagers,
- Endzahl "16" = zentraler u. östlicher Lagerbereich,
- Endzahl "20" = östlicher Lagerbereich.

Startpunkte an verschiedenen Stellen innerhalb desselben Startelementes können zu sehr unterschiedlichen Ausbreitungswegen und -zeiten führen (Beispiel: obige 3 Punkte im Element 80015).

Tabelle 3-3: Laufzeiten [Jahre] für Stromlinien aus dem Endlagerbereich (CFEST, Oxfordszenario)

Startelement	80013	80013	80015	80015	80016	80016	80016	80020
Dogger	-	-	-	1.09E6	-	-	-	-
Oxford	300	5.00E4	2.50E4	6.20E4	2.40E4	2.10E4	7.10E4	2.20E4
Kimmeridge	1.70E6	3.45E6	4.30E6	2.55E6	3.23E6	3.01E6	2.33E6	2.64E6
Unterkreide	1.38E7	1.75E7	1.13E7	1.14E7	8.90E7	1.92E7	1.50E7	8.90E7
Plänerkalke	2.14E4	-	-	-	-	-	-	-
Quartär	700	900	1100	800	1800	900	500	1800
Gesamtlaufzeit	1.55E7	2.1E7	1.56E7	1.51E7	9.23E7	2.22E7	1.74E7	9.17E7

Zur Erläuterung vgl. Tab. 3-2

Tabelle 3-4: Minimale Partikel-Laufzeiten sowie Durchflüsse durch den Endlagerbereich für Varianten des stratigraphischen Modells (kru = Unterkreide)

a) Minimale Laufzeiten:

	Unterkreide-Szenario (s. Kap. 3.1.2.3) $k_f(kru) = 10^{-10}$ m/s	Oxford-Szenario (s. Kap. 3.1.3.3) $k_f(kru) = 10^{-12}$ m/s
SWIFT /EU 76.1/	381 000 a	338 000 a
SWIFT /EU 206/	500 000 a	700 000 a
FEM 301	330 000 a	6,3 Mio. a
CFEST	318 000 a	15,1 Mio. a
NAMMU	1,6 Mio. a	330 000 a
NAMMU/NLfB-Datensatz	—	740 000 a

b) Durchflüsse durch den Endlagerbereich

	Unterkreide-Szenario (s. Kap. 3.1.2.2)	Oxford-Szenario (s. Kap. 3.1.3.2)
SWIFT /EU 76.1/	3 200 m ³ /a	1 620 m ³ /a
SWIFT /EU 206/	2 680 m ³ /a	1 950 m ³ /a
FEM 301 /1/	2 840 m ³ /a	1 050 m ³ /a
NAMMU/NLfB-Datensatz	—	652 m ³ /a

Tabelle 3-5: Gebirgsdurchlässigkeit im Störzonenmodell (k_r -Werte in m/s) /EU 210/

Schichteinheit	Empfohlene Eingangsdaten der groß-räumigen Gebirgsdurchlässigkeiten, die örtlich abweichen können
Quartär	10^{-5}
Tertiär	10^{-7}
Emscher-Mergel	10^{-8}
Plänerkalke	im S 10^{-7} , im N 10^{-6}
Alb	10^{-12}
Hilssandstein	10^{-5}
Unterkreide (Hauterive, Barrême, Apt)	10^{-11}
Kimmeridge, Münder-Mergel und Wealden	$5 \cdot 10^{-9}$
Oxford	10^{-8}
„Cornbrash“-Sandstein	im S 10^{-7} , im N 10^{-6}
Tonsteine des Dogger, Lias und Keuper	horizontal 10^{-10} vertikal 10^{-12}
Rhät	10^{-7}
Oberer Muschelkalk	10^{-7}

Tabelle 3-6: Veränderungen der Gebirgsdurchlässigkeiten in Störungszonen
/EU 210/

Störungszonen	Faktoren	
	Bandbreite	Eingangsdaten für den Referenzfall
Immendorfer Störung	0,1 - 75	50
Salzstockflanken	0,1 - 50	25
Konrad-Graben	0,5 - 10	10
Vergitterungszonen beiderseits des Konrad-Grabens	0,5 - 500	60
Bereich südlich des Konrad-Grabens	0,5 - 15	10
Überschiebungszone von Meine	0,1 - 75	50
lokale Verkarstungen im Oxford	1 - 50	10
Salzgitter-Höhenzug	0,5 - 25	25

Tabelle 3-7: CFEST, Störzonenmodell: Laufwege und -zeiten von Bahnlinien aus dem Lagerbereich
(zur Erläuterung vgl. Tab. 3-2)

Startelement	80040	80040	80040	80040	80041	80051	80051	80052	80052	80053	
Laufweg in Prozent	Emscher Mergel	2.5	3.5	3.5	2.3	2.6	2.6	-	2.4	-	3.8
	Alb	0.5	0.6	0.6	0.4	0.1	0.5	-	3.6	0.02	0.4
	Unterkreide	3.5	1.7	1.8	7.0	1.3	3.8	-	1.6	1.8	1.4
	Kimmeridge	22.6	36.0	36.7	20.4	31.6	31.1	40.4	28.4	25.4	32.0
	Oxford	28.4	31.0	29.4	26.2	42.3	18.5	50.2	42.5	30.0	39.8
	Dogger	10.2	12.8	11.8	9.6	7.8	10.7	9.4	7.9	8.9	8.0
Cornbrash	32.4	14.4	16.1	34.1	14.2	32.9	-	13.7	33.9	14.6	
Laufzeit in Prozent	Emscher Mergel	0.01	0.01	0.02	0.2	0.03	0.01	-	0.01	-	0.1
	Alb	13.9	13.1	20.0	7.1	6.6	13.4	-	63.3	1.7	22.7
	Unterkreide	39.0	7.8	14.1	76.3	14.7	39.6	-	10.7	40.4	12.2
	Kimmeridge	6.5	7.0	10.1	2.3	23.8	7.5	6.2	7.1	10.1	19.5
	Oxford	0.6	0.4	0.6	0.2	1.8	0.4	0.7	0.7	0.8	1.4
	Dogger	39.9	71.4	55.2	13.9	53.0	39.0	93.1	18.2	46.8	43.9
Cornbrash	0.2	0.03	0.05	0.06	0.1	0.14	-	0.03	0.2	0.1	
Laufweg [km]	30.8	28.9	28.9	31.6	28.6	29.4	36.4	28.3	33.6	27.9	
Laufzeit [Mio a]	32.2	39.5	26.0	81.7	11.3	33.2	44.4	33.9	23.3	13.7	

Tabelle 3-7: Fortsetzung

Startelement		80059	80059	80063	80064	80065	80068	90040	90040	90040	90041	90052
Lauf- weg in Pro- zent	Emscher Mergel	2.3	3.7	2.8	2.8	2.6	2.0	2.6	-	3.5	2.6	
	Alb	0.5	0.7	3.9	0.5	0.5	3.8	0.4	-	0.6	0.5	
	Unterkreide	4.0	1.9	1.7	4.0	3.7	2.3	4.0	0.1	1.8	3.4	0.1
	Kimmeridge	30.7	38.9	30.4	0.4	21.2	9.6	20.0	20.5	36.8	21.7	21.2
	Oxford	17.3	31.5	37.7	41.6	25.5	58.8	28.7	28.3	29.4	28.2	25.4
	Dogger	11.0	8.1	8.7	11.4	10.5	8.4	11.1	7.7	10.5	10.9	8.7
	Cornbrash	34.3	25.1	14.8	39.2	36.0	15.2	33.3	43.4	17.3	32.7	44.6
Lauf- zeit in Pro- zent	Emscher Mergel	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.25	-	0.03	0.01	-
	Alb	13.1	29.4	63.9	14.9	14.4	60.8	10.4	-	23.6	13.0	-
	Unterkreide	40.8	20.9	10.5	43.5	40.4	16.0	41.0	2.8	16.3	33.8	3.4
	Kimmeridge	7.1	15.7	6.9	0.01	5.9	2.5	4.6	8.2	11.7	5.7	9.3
	Oxford	0.4	0.9	0.6	1.1	0.6	1.0	0.5	1.6	0.7	0.15	1.7
	Dogger	38.4	33.1	18.1	40.3	38.6	19.7	43.2	87.1	47.7	46.8	85.1
	Cornbrash	0.1	0.07	0.03	0.2	0.2	0.03	0.12	0.4	0.06	0.14	0.46
Laufweg [km]		28.5	27.5	26.3	27.0	29.1	24.8	31.7	39.8	28.9	30.8	39.0
Laufzeit [Mio. a]		33.6	18.0	34.6	29.9	31.2	31.8	40.3	20.2	22.4	35.0	17.9

Tabelle 3-8: Vergleich der Rechenergebnisse mit TOUGH2 und ECLIPSE 100

Rechenmethode	TOUGH2 (Gutachter)	ECLIPSE 100 (Antragsteller /EU 321/)
Anzahl der Volumenelemente für 2-D-Modellgeometrie	Hor. Richtung: 32 Vert. Richtung: 16	Hor. Richtung: 40 Vert. Richtung: 19
Ergebnisse		
Bildung der Gasphase im Grubengebäude	80 Jahre	60 Jahre
Beginn der Gasbewegung im Grubengebäude	130 Jahre	130 Jahre
Beginn des Gastransports aus dem Grubengebäude ins Oxford	350 Jahre	160 Jahre (120 Jahre)*
Beginn des Gastransports aus Oxford ins Kimmeridge	2500 Jahre	300 Jahre
Erreichen des oberen Modellrandes	innerhalb der Problemzeit von 5000 Jahren: nein	ja, innerhalb 1000 Jahren
qualitatives Bild des Gastransports	einheitliche Gasausströmung aus dem gesamten Grubengebäude senkrecht nach oben („Kolbenströmung“)	überwiegend einseitige Gasausströmung aus dem nördlichen Ende des Grubengebäudes nach oben
maximaler Druck im Grubengebäude	0,36 bar (Var.: 0,27 bar)	0,26 bar (0,32 bar)*

* Kontrollrechnungen des Antragstellers mit TOUGH2 /EU 462/

4 Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe

4.1 Inventar radioaktiver und inaktiver Stoffe im Endlager

4.1.1 Bestimmung relevanter Radionuklide

Die Kenntnis des gesamten Aktivitätsinventars im Endlager Konrad ist eine Voraussetzung für die Betrachtungen zur Langzeitsicherheit. Auf der Basis von Angaben der Abfallablieferer wurden vom Antragsteller in Frage kommende Radionuklide mit ihrem jeweiligen Aktivitätsinventar nach Betriebsende des Endlagers zusammengestellt /EU 72.7, EU 76.1/. Dabei wurden die zu erwartenden Abfallmengen mit dem Sicherheitsfaktor zwei multipliziert. Später wurde die Aktivität einzelner Nuklide abhängig von dem Ergebnis der Sicherheitsanalysen begrenzt /EU 327/ (s. Kap. 3.1.4 des Gutachtens, Teil 1: Standort, Bau- und Anlagentechnik).

Bewertung

Unabhängig von der oben genannten Auswahl des Antragstellers haben wir auf der Basis aller Nuklide der Nuklidkarte die für die Ausbreitungsbetrachtungen in der Geo- und der Biosphäre relevanten Radionuklide zusammengestellt und nach den Gruppen Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie Aktiniden sortiert. Dabei wurden für die Ausbreitungsrechnungen in der Geosphäre nur Nuklide mit Halbwertszeiten von mehr als 150 Jahren berücksichtigt. Diese Zeit wurde gewählt, um auch für einen kürzesten Betrachtungszeitraum (1500 Jahre = 10 Halbwertszeiten, siehe unten) noch mindestens 1 Promille der Ausgangsaktivität zu haben. Für die radiologischen Betrachtungen wurden bei Zerfallsketten zusätzlich Tochternuklide berücksichtigt (vgl. Kap. 5 dieses Gutachtens).

Spalt- und Aktivierungsprodukte

Für verschiedene Betrachtungszeiträume haben wir die Radionuklide entsprechend ihrer radiologischen Bedeutung gewichtet. Dabei sind wir folgendermaßen vorgegangen:

- Als Betrachtungszeiträume werden 1 500, 3 000, 10 000, 100 000 und 300 000 Jahre gewählt.
- Die vom Antragsteller /EU 72.7/ angegebenen Anfangsinventare für Nuklide, die nicht durch Antragswerte festgelegt sind, werden von uns übernommen, sofern die Radionuklide Halbwertzeiten von mindestens 150 Jahren haben. Die vom Antragsteller angegebenen Anfangsinventare beinhalten einen Sicherheitsfaktor 2 gegenüber Erwartungswerten. Für die Sicherheitsanalysen besonders wichtige Einzelnuclide, die über Antragswerte begrenzt werden, übernehmen die Funktion von Leitnucliden für das Radionuklidgemisch im Aktivitätsinventar des Endlagers.
- Die Dosisfaktoren für die effektive Äquivalentdosis (Ingestion, Erwachsene) /65/ werden zur radiologischen Bewertung der nuklidspezifischen Aktivität herangezogen.
- In den Tabellen 4-1 bis 4-5 sind die Spalt- und Aktivierungsprodukte für jeden Betrachtungszeitraum nach fallender Dosis geordnet. Die Dosis errechnet sich aus dem zum gewählten Zeitpunkt aktuellen Aktivitätsinventar durch Multiplikation mit dem zugehörigen Dosisfaktor.
- Aus der Summendosis, beginnend mit I 129, kann in den Tabellen die Höhe der Dosiswerte und deren Änderung durch ein weiter hinzukommendes Radionuklid abgelesen werden.
- Ein Radionuklid ist relevant, wenn die Hinzunahme dieses Nuklids eine Vergrößerung der Summendosis um mindestens den Faktor 3×10^{-5} der maximalen Einzeldosis, also der des I 129, ergibt. Dieser Faktor wird errechnet aus der gewählten Begrenzung "Änderung um 1 Promille" und der Annahme, daß das Leitnuclid I 129 wegen der selektiven Schilddrüsenwirkung nur zu 3 % zur effektiven Dosis beiträgt. Der Faktor stellt nach unserer Ansicht das Kriterium für die Relevanz der eingelagerten Spalt- und Aktivierungsprodukte dar. Die Veränderungen bei anderen Organdosen werden durch diese Vorgehensweise ausreichend berücksichtigt.

Folgende Spalt- und Aktivierungsprodukte sind in den Tabellen nicht aufgeführt:

- Ti 44, Sn 121m, Ho 163, Tb 157, Tb 158, Pt 193, Gd 148 und Eu 150 haben Halbwertzeiten von 150 Jahren oder weniger, ihre Anfangsaktivitäten sind in den Unterlagen des Antragstellers nach unserer Einschätzung wegen Geringfügigkeit nicht erfaßt. Eventuell vorhandene Spuren sind nach 1 500 Jahren, dem kürzesten hier betrachteten Zeitintervall, auf weniger als ein Promille des Anfangswertes reduziert.
- Ho 166m, Nd 144, La 137 sind in dem zu erwartenden Einlagerungsinventar in so geringen Mengen vorhanden, daß sie nicht gesondert berücksichtigt werden müssen.
- La 138, Lu 176 und Sm 148 sind wegen ihrer extrem langen Halbwertzeiten als fast stabil anzusehen. Ihr Beitrag zum Aktivitätsinventar oder zur Dosis ist ebenfalls vernachlässigbar.
- Ar 39 wird als Edelgas nicht durch Ingestion aufgenommen.

Aktiniden

Für die Auswahl der relevanten Aktiniden reicht eine Bewertung der Anfangsinventare nicht aus, da einige Nuklide erst durch den radioaktiven Zerfall der Mutternuklide im Laufe der Zeit aufgebaut werden.

Von allen in den vier Zerfallsketten möglichen Nukliden sind bei den Arbeiten zum Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung /66/ Radionuklide ausgewählt worden, die für Langzeitsicherheitsanalysen relevant sind. Diese Auswahl ist auch auf die Betrachtungen zum geplanten Endlager Konrad übertragbar. Zu den ausgewählten Radionukliden gehören wegen der radiologischen Auswirkungen auch kurzlebige Tochter-nuklide, soweit diese nicht mit ihren berücksichtigten Müttern vereinfachend zusammengefaßt werden konnten.

Aufgrund ihres starken Sorptionsverhaltens /73/ sind die Curium-, Americium- und Plutonium-Isotope nicht berücksichtigt worden; ausgenommen sind die Isotope, die wegen ihres hohen Aktivitätsinventars die Aktivität der Zerfallskette bestimmen. Die

Aktivitäten der vernachlässigten Isotope sind dem jeweils ersten berücksichtigten Nuklid der Zerfallskette zugeschlagen worden. Danach sind für die Nuklidausbreitung im Deckgebirge zu berücksichtigen:

- von der Thorium-Zerfallsreihe: Pu 240, U 236 und Th 232,
- von der Neptunium-Zerfallsreihe: Pu 241, Am 241, Np 237, U 233 und Th 229,
- von der Uran-Radium-Zerfallsreihe: Pu 242, Pu 238, U 238, U 234, Th 230 und Ra 226 und
- von der Americium-Zerfallsreihe: Cm 247, Pu 239, U 235 und Pa 231.

Nach unserer Ansicht hat der Antragsteller alle relevanten Radionuklide berücksichtigt.

4.1.2 Inventar inaktiver Stoffe

Neben den radioaktiven Nukliden werden in großem Umfang auch inaktive Nuklide in das Endlager verbracht. Diese sind z.B.:

- stabile Nuklide am Ende einer Zerfallskette,
- inaktive Bestandteile von aktivierten oder kontaminierten Reaktorteilen oder
- Konditionierungsmaterialien, Behältermaterialien und andere Hilfsstoffe /1, EU 76.1/.

Die inaktiven Nuklide können die Mobilisierung und den Transport der radioaktiven Nuklide beeinflussen, wenn die Löslichkeitsgrenze des Elementes erreicht wird.

Der Antragsteller betrachtet nur die Mengen an inaktiven Nukliden, von denen angenommen werden kann, daß sie in der gleichen chemischen Form vorliegen wie die entsprechenden Radionuklide.

Zur Abschätzung der Mengen an inaktiven Nukliden hat er die durch KORIGEN-Abbrandrechnungen ermittelten Zusammensetzungen abgebrannter Brennelemente verwendet, wobei bei Aktivierungsprodukten nur die Werte aus Brennstoffverunreinigungen berücksichtigt wurden. Es wurden im allgemeinen die Zusammensetzungen zum Zeitpunkt der Entnahme aus dem Reaktor verwendet. Beim Niob wurde die Zusammensetzung zu einem sieben Jahre späteren Zeitpunkt gewählt, um eine Verfälschung durch das kurzlebige Nb 95 zu vermeiden.

Aus diesen Zusammensetzungen hat der Antragsteller Nuklidanteile ermittelt, die das Massenverhältnis eines Radionuklids zur Gesamtmenge des dazugehörigen chemischen Elements angeben. Aus den Inventaren der Radionuklide wurden mit Hilfe der angegebenen Anteile die Gesamtmengen der Elemente und die Mengen der inaktiven Nuklide bestimmt (s. Tab. 4-6, 4-7).

Bewertung

Die Vorgehensweise des Antragstellers bei der Ermittlung des Inventars inaktiver Stoffe führt zu einer Unterschätzung der elementspezifischen Konzentrationen von

inaktiven Nukliden im Grundwasser. Damit wird die gelöste Menge von Radionukliden eher zu hoch eingeschätzt.

Wir erwarten unabhängig davon keine Auswirkungen der mit den Radionukliden gemeinsam eingelagerten inaktiven Stoffe auf das Ausbreitungsverhalten des radioaktiven Inventars, da bei Elementen mit stabilen Isotopen Löslichkeitsgrenzen nicht erreicht werden (vgl. Kap. 4.2.6 dieses Gutachtens).

4.2 Ausbreitung im Grubengebäude

4.2.1 Resthohlraumvolumen und Sorbensmasse

In seinen Szenarien zur Ausbreitung radioaktiver Stoffe im Abstrom des Endlagers geht der Antragsteller davon aus, daß nach dem Ende der Einlagerung Tiefenwässer in die Resthohlräume des Grubengebäudes eindringen. Die Wässer können Radionuklide mobilisieren und sie nach erfolgtem Druckaufbau aus dem Endlagerbereich austragen /EU 76.1/.

Das Resthohlraumvolumen wird als Eingabewert für das Rechenprogramm EMOS benötigt, mit dem der Antragsteller die Freisetzungsrates von Radionukliden aus dem Endlager berechnet.

Der Nuklidaustrag wird durch die Sorptionsfähigkeit des die Gebinde umgebenden Materials verzögert. Zur Modellierung der Sorptionsvorgänge im Grubengebäude wird die Masse des wirksamen Sorptionsmaterials benötigt.

Der Antragsteller betrachtet Resthohlraumvolumen und Sorbensmasse in zwei erläuternden Unterlagen /EU 76.1, EU 268/:

Für einen angenommenen Beginn der Nachbetriebsphase im Jahr 2010 wird das Resthohlraumvolumen auf der Planungsgrundlage von Schleuderversatz zu $1\,450\,000\text{ m}^3$ bestimmt /EU 76.1/. Die Sorbensmasse wird abgeschätzt aus der Versatzmasse im Grubengebäude, der Zementmasse in den Abfallgebänden und der Gesteinsmasse in der Auflockerungszone bei einer angenommenen Auflockerungstiefe von 0,5 m /EU 76.1, EU 118/. Der Antragsteller erhält hier $3,425 \cdot 10^9\text{ kg}$.

Unter der Annahme, daß die Hohlräume teils mit Pumpversatz (Einlagerungskammern), teils mit Schleuderversatz (sonstige Grubenbaue) verschlossen werden, hat der Antragsteller mit aktualisierten Eingangsdaten für einen Beginn der Nachbetriebsphase im Jahr 2045 ein Resthohlraumvolumen vom $1\,383\,000\text{ m}^3$ abgeschätzt /EU 268/. Die Sorbensmasse beträgt nach dieser Unterlage $3,227 \cdot 10^9\text{ kg}$, wovon etwa 1/7 auf die besonders schwer abschätzbaren Auflockerungszonen entfällt.

Bewertung

Das Oberbergamt hat in seinem Statusbericht vom August 1992 /64/ zu den Abschätzungen des Antragstellers zum Resthohlraumvolumen und zur Verfüllung des Grubengebäudes Stellung genommen. Es bestätigt, daß die Angaben des Antragstellers zu Verfüllung und Konvergenz in der erläuternden Unterlage /EU 268/ realistisch sind und damit die Volumina und Massen nachvollziehbar ermittelt wurden.

Die Differenzen zwischen den Angaben in den erläuternden Unterlagen /EU 76.1/ und /EU 268/ sind mit etwa 5 % als gering einzuschätzen. Da das Resthohlraumvolumen und die Sorbensmasse auf die Ergebnisse zur Ausbreitung von Radionukliden im Deckgebirge nur geringen Einfluß haben (vgl. Kap. 4.3 dieses Gutachtens), haben wir keine Einwände gegen das Vorgehen des Antragstellers und gehen für unsere Berechnungen zur Langzeitsicherheit ebenfalls von einem Resthohlraumvolumen von $1\,450\,000\text{ m}^3$ und einer Sorbensmasse von $3,425 \cdot 10^9\text{ kg}$ aus.

4.2.2 Chemische Eigenschaften der Grubenwässer

Die Einlagerungsformation Korallenoolith ist ein Kluftwasserleiter mit relativ geringer Durchlässigkeit. Ein Zufluß von Wässern in das Grubengebäude erfolgt in erster Linie aus der Einlagerungsformation selbst /1/. Die Zutrittsmengen sind gering. Die Zuflußraten der Tiefengrundwässer in das Grubengebäude leitet der Antragsteller aus Messungen im Grubengebäude ab. Zur Ermittlung des Wasserhaushalts der Grube wurden die ein- und ausziehenden Wetter und der Hauptpumpensumpf überwacht. Aus der Bilanz der abgepumpten Mengen im Hauptpumpensumpf, aus der Feuchtigkeitsdifferenz der ein- und ausziehenden Wetter und aus den eingebrachten Frischwassermengen ist eine mittlere Zuflußrate aus dem Gebirge von ca. 50 l/min bestimmt worden /EU 76.1/.

Proben für die durchgeführten Analysen an den Grubenwässern entstammen den Träufelrinnen in Schacht Konrad 2, Wasserzutritten aus Bohrungen zur Erkundung des Ausbaus der Schächte Konrad 1 und 2, Pumpensümpfen im Grubengebäude sowie Wasserzutritten und Tropfstellen, die während des Auffahrungs- und Erkundungsprogramms angeschlagen worden waren. Die durchgeführten hydrochemischen Analysen, radiometrischen Altersbestimmungen, umfassenden Analysen auf natürliche Radionuklide sowie Dichte- und Temperaturbestimmungen zahlreicher Wasserproben ermöglichen eine hydrochemische Typisierung der Tiefengrundwässer.

Zusätzlich wurden zur Bestimmung der chemischen Eigenschaften der Grubenwässer Wasserproben aus der Tiefbohrung Konrad 101 berücksichtigt. In Tiefen unterhalb von 100 m (/EU 123/, bzw. 170 m bei Bohrung K 101, /75/) wurden dort nur versalztes Grundwasser angetroffen. Die Mineralisierung der Grundwässer ist von ihrer Teufenlage abhängig. Im Bereich des Grubengebäudes treten die Grundwässer mit einer Temperatur von ca. 40 bis 50°C, die der normalen geothermischen Tiefenstufe entspricht, aus dem Gebirge aus.

Calcium- und Magnesium-Ionen liegen im tiefen Grundwasser überwiegend als Chloride vor. Der Anteil an Karbonat-Ionen im Grundwasser ist sehr gering. Aufgrund der dadurch bedingten Pufferung der Wässer liegt der pH-Wert im schwach sauren Bereich. Die Ionenstärke liegt aufgrund des hohen Salzgehaltes bei ca. 4 (s. Tab. 4-8) /EU 113.4/. Das Wasser ist stark mineralisiert.

In der Nachbetriebsphase wird der sich im Endlagerbereich einstellende pH-Wert stark durch die Auslaugung der zementhaltigen Abfallmatrix bestimmt. Zu seiner Abschätzung sind Experimente durchgeführt worden /EU 137.1/. Aufgrund dieser Experimente geht der Antragsteller bei der Ermittlung von Daten für die Modellierung chemischer Effekte im Endlager von folgenden Voraussetzungen aus:

- Das chemische Milieu ist im gesamten Endlager zeitlich und räumlich konstant.
- Der pH-Wert liegt zwischen 8 und 10.
- Die Komplexbildungskapazität wird aufgrund der Inventare und des verfügbaren Volumens durch eine EDTA-Konzentration von $1,0 \cdot 10^{-3}$ mol/l beschrieben.

Bewertung

Die im Plan gemachten Angaben über die Genese, den Chemismus und die Menge der zutretenden Wässer werden durch verschiedene Untersuchungen gestützt. Sie werden durch das NLFb bewertet.

Die Menge an chemotoxischen organischen Stoffen wird auf ca. $6,8 \cdot 10^2$ Mg abgeschätzt /EU 251/.

Die Annahme, daß ca. 30 % der insgesamt eingelagerten Menge an chemotoxischen organischen Stoffen Komplexbildner wie EDTA, NTA oder Zitronensäure sind, halten wir aufgrund der Abschätzung der Zusammensetzung von radioaktiv kontaminierten Wässern aus Kernkraftwerken nach DIN 25416 /81/ für konservativ.

Mit der so als abdeckend für komplexbildende organische Substanzen angenommenen EDTA-Gesamtmenge von 220 Mg sowie einer dem Resthohlraumvolumen entsprechenden Wassermenge von $1 \cdot 10^6$ m³ erhält man eine resultierende Konzentration an komplexbildenden organischen Stoffen, hier am Beispiel von EDTA, von ca. 10^{-3} mol/l, die aus unserer Sicht als abdeckend zu betrachten ist.

4.2.3 Sorption im Grubengebäude

Durch die Einwirkung der zutretenden Wässer werden die in den Gebinden und in der Abfallmatrix fixierten Nuklide freigesetzt. Sie verteilen sich aufgrund von Sorptionseffekten auf die Wässer und die festen Stoffe im Grubengebäude. Die Verteilung von Nukliden zwischen fester und flüssiger Phase wird im allgemeinen durch elementspezifische Sorptions(R_S)- und Desorptionskoeffizienten (R_D) beschrieben. Im Falle eines Gleichgewichtes, d.h. bei vollständiger Reversibilität der Sorption, stimmen Sorptions- und Desorptionskoeffizient überein. In diesem Fall können sie durch den Verteilungskoeffizienten (K_D) ausgedrückt werden. Der K_D -Wert ist der Quotient aus den Nuklidkonzentrationen am Festgestein und in der Lösung. Das Verhältnis der Konzentrationen auf dem Sorbens und in der Lösung ist in diesem Fall konstant.

Das Sorptionsverhalten von Radionukliden in den natürlichen Systemen aus Gesteinen des Einlagerungshorizontes und der zugehörigen Formationswässer ist experimentell

untersucht worden /EU 113.4/. Weiterhin sind Experimente durchgeführt worden, um die Abhängigkeit von möglichen Einflußparametern wie

- Korngröße der Sedimente,
- Kontaktzeit der Sedimente mit der Nuklidlösung (Schütteldauer),
- Eh-Werte (Redox-Potential),
- pH-Werte,
- Volumen-/Masse-Verhältnis des Sorbens,
- Radionuklidkonzentration,
- Temperatur und
- Salinität des Grundwassers

festzustellen.

Ebenfalls wurde der Einfluß technischer Komplexbildner untersucht, da diese die Mobilität von Radionukliden erhöhen können. Technische Komplexbildner können in den endgelagerten Abfallgebänden enthalten sein und werden zusammen mit den Radionukliden mobilisiert. Die K_D -Werte werden bei den im Grubengebäude unterstellten Komplexbildnerkonzentrationen im überwiegenden Maße von EDTA beeinflusst. Für die Modellierung der Sorption wurde der aus den experimentellen Daten abgeleitete R_S -Wert herangezogen /EU 113.4/.

Das Sorptionsverhalten folgender Elemente ist untersucht worden /EU 113.4/:

Kohlenstoff (C), Nickel (Ni), Selen (Se), Strontium (Sr), Zirkonium (Zr), Niob (Nb), Molybdän (Mo), Technetium (Tc), Jod (I), Caesium (Cs), Blei (Pb), Radium (Ra), Actinium (Ac), Thorium (Th), Protactinium (Pa), Uran (U), Neptunium (Np), Plutonium (Pu) und Americium (Am).

Das Auslaugen der Elemente Chlor (Cl), Calcium (Ca), Rubidium (Rb), Palladium (Pd), Zinn (Sn), Europium (Eu) und Samarium (Sm) ist für das Grubengebäude betrachtet

worden. Die K_D -Werte sind aufgrund chemischer Ähnlichkeiten abgeschätzt worden /EU 76.1/.

Der Einlagerungshorizont ist der eisenerzhaltige Korallenoolith. Daher wird die Sorption der Elemente durch die K_D -Werte dieser zum Oxford gehörenden Formationen beschrieben. Der K_D -Wert für das Grubengebäude wird aus den experimentell bestimmten R_S -Werten der beiden Erzlagen Hangendes und Liegendes Erz und des Oxford-Tonmergelgesteins Fladentonstein entsprechend ihren Mächtigkeiten berechnet /EU 113.4/:

$$K_D = (R_1 + R_2) \times 0,25 + R_3 \times 0,5$$

K_D : Nuklidspezifischer Verteilungskoeffizient für das Grubengebäude

R_1 : Nuklidspezifischer Verteilungskoeffizient Liegendes Erz

R_2 : Nuklidspezifischer Verteilungskoeffizient Hangendes Erz

R_3 : Nuklidspezifischer Verteilungskoeffizient Fladentonstein

Bewertung

Die aus experimentellen Daten ermittelten Sorptionsdaten für die Elemente C, Se, Sr, Zr, Nb, Tc, I, Cs, Am, Pu, Pa, Th, U, Ra und Ac sowie die durch den Vergleich des chemischen Verhaltens festgelegten Sorptionsdaten für Cl, Ca, Co, Rb, Pd, Eu und Sm erscheinen plausibel /67, 68, EU 125.7, EU 125.8, EU 137.1, EU 138, EU 139.1, EU 139.2, EU 139.3, EU 140/. Für zwei Radionuklide nehmen wir aufgrund der vorliegenden Ergebnisse der Experimentatoren andere K_D -Werte als der Antragsteller an: für Nickel 0,8 ml/g anstelle 0,9 ml/g und Neptunium 95 ml/g statt 70 ml/g /EU 76.1/. Die für das Grubengebäude abgeleiteten K_D -Werte sind in Tabelle 4-9 aufgeführt.

Für die Elemente Molybdän, Zinn und Blei muß zwar eine geringe Sorption angenommen werden; sie ist aber nicht durch experimentelle Untersuchungen mit salinen Wässern aus dem Grubengebäude belegt worden. Für Zinn und Blei ist der Einfluß von Komplexbildnern (EDTA) in salinen Wässern nicht untersucht worden. Daher setzen wir die K_D -Werte für die Nuklide Molybdän, Zinn und Blei konservativ gleich 0 ml/g.

4.2.4 Bildung mobiler Nuklide

Während der Betriebsphase ist ein Kontakt von Tiefenwässern mit den eingelagerten Gebinden aufgrund der geringen Zuflußraten praktisch auszuschließen /EU 76.1/. Nach Beendigung des Einlagerungsbetriebes führen die geringen Zuflüsse zu einem langsamen Auffüllen der Resthohlräume mit Tiefenwässern und nach Einstellen der ursprünglichen Druckverhältnisse zu einem Durchströmen des Grubengebäudes. In der Sicherheitsanalyse wird angenommen, daß die eingelagerten Abfallgebände mit den eindringenden Grubenwässern nach Beendigung der Betriebsphase unverzüglich in Kontakt kommen /1/.

Bewertung

Die vom Antragsteller getroffene Annahme eines unverzögerten Kontaktes der in das Grubengebäude eintretenden Wässer mit den Abfallgebinden ist konservativ. In unseren Sicherheitsanalysen gehen wir ebenfalls so vor.

4.2.4.1 Freisetzung von Radionukliden aus Abfallgebinden

Durch die Behälter und die Abfallmatrix wird die Mobilisierung der Nuklide aus den Abfallgebinden verzögert. Die Behälter verhindern den Kontakt der Abfallmatrix mit den zutretenden Wässern bis zum Versagen der Behälter. Ursachen für das Behälterversagen können Korrosion und mechanische Einwirkungen des umgebenden Gebirges durch Konvergenz sein. Die für diese Belastungen ermittelten maximalen Behälterstandzeiten /EU 124.2/ betragen für:

- Gußbehälter und Gußcontainer: vier Jahre,
- andere Behälter: null Jahre.

Nach dem Versagen der Behälter werden diese im Hinblick auf die Mobilisierung der Nuklide als nicht mehr existent angesehen. Somit ist die gesamte Abfallmatrix den Wässern ausgesetzt, und der Transport der Nuklide wird durch den Behälter nicht behindert /EU 76.1/.

Aufgrund der Vernachlässigung der Rückhaltewirkung der Behälter bei der Mobilisierung ist eine Unterscheidung von Abfallbinden mit verschiedenen Behältern nicht erforderlich. Der Zeitverlauf der Mobilisierung der Nuklide wird für die einzelnen chemischen Elemente ausschließlich durch die Fixierungsart bestimmt. Die verschiedenen Fixierungsarten werden zu vier Mobilisierungsgruppen zusammengefaßt:

- Bitumen,
- Zement,
- Metall und
- Sonstige.

Eine Mobilisierungsgruppe umfaßt jeweils diejenigen Abfälle, bei denen die Mobilisierung der Nuklide dem gleichen Zeitablauf unterliegt. Der zeitliche Verlauf der Mobilisierung eines Nuklides ergibt sich aus einer elementspezifisch angenommenen konstanten Mobilisierungsrate, der der radioaktive Zerfall nuklidbezogen überlagert wird. Die elementspezifischen Mobilisierungsdauern sind aus Experimenten abgeleitet und in Tabelle 4-10 aufgeführt /EU 76.1/. Der Antragsteller geht davon aus, daß nach Ablauf der längsten Mobilisierungsdauer von 600 Jahren das gesamte Nuklidinventar aus den Abfallbinden freigesetzt ist.

Bewertung

Die Modellannahmen des Antragstellers zur Ermittlung der Freisetzung von Radionukliden aus den Abfallbinden berücksichtigen die relevanten Einflußgrößen. Sie sind ebenso wie die zugrunde gelegten Zahlenwerte für die das Freisetzungsverhalten bestimmenden Parameter aufgrund der durchgeführten Experimente als konservativ zu bewerten.

4.2.4.2 Löslichkeit von Nukliden

Nach der Mobilisierung der Radionuklide aus den Abfallgebinden kann ihre weitere Mobilität im Grubengebäude unter anderem durch Ausfällung und Sorption eingeschränkt werden. Diese Effekte sind elementspezifisch und bewirken eine Verzögerung der Freisetzung der Nuklide in das Gebirge.

Wenn bei der Freisetzung von Nukliden aus den Abfallgebinden die Löslichkeitsgrenze der betreffenden chemischen Verbindung überschritten wird, setzen Fällungsreaktionen ein. Bei weiterer Freisetzung bildet der die Löslichkeitsgrenze überschreitende Anteil einen Niederschlag, der im Gestein zurückgehalten wird. Die Löslichkeit eines chemischen Elements in wässriger Lösung wird im wesentlichen von den herrschenden physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers (z.B. Zusammensetzung, pH-Wert und Redoxpotential) bestimmt. Diese hat der Antragsteller bei der Ableitung der Löslichkeitsgrenzen für das Milieu des Grubengebäudes berücksichtigt. Die Werte sind auf der Basis von experimentellen Untersuchungen abgeleitet worden /EU 113.4, EU 76.1/ und in Tabelle 4-11 aufgeführt.

Bewertung

Der Antragsteller hat die Lösungsvorgänge der Nuklide beim Zutritt von Wässern zu der Abfallmatrix in geeigneter Weise modelliert. Die bei Erhöhung des pH-Wertes im basischen Bereich einsetzende Bildung schwerlöslicher Hydroxy-Verbindungen und eine damit sich verringemde Löslichkeit ist bei den vom Antragsteller angegebenen Werten nicht berücksichtigt (vgl. Tabelle 4-11). Somit sind diese Werte als konservativ anzusehen.

4.2.5 Wechselwirkungen mit dem Wirtsgestein

Die nach Ende der Betriebsphase in das Grubengebäude eintretenden salinen Tiefenwässer besitzen einen pH-Wert im schwach sauren Bereich. Durch Kontakt mit den eingelagerten Abfällen und deren Zementmatrix erhöht sich der pH-Wert in den basischen Bereich (vgl. Kap. 4.2.2). Aufgrund dieser Änderung des chemischen Milieus im Grubengebäude sind mögliche Wechselwirkungen zu betrachten, welche die Eigenschaften des

umgebenden Gesteins der Einlagerungsformationen verändern und so die Barrierewirkung des Gebirges beeinflussen könnten. Diese Fragestellung hat der Antragsteller nicht untersucht.

Bewertung

Die Einlagerungsformation Korallenoolith besteht überwiegend aus Kalksteinen, Tonmergelsteinen und Eisenerzen, deren chemische Hauptbestandteile Calciumkarbonat, Aluminiumoxide, Eisenoxide und Silikate sind.

Die Erhöhung des pH-Wertes in den basischen Bereich pH 8 bis 10 verringert die Löslichkeit von Calciumkarbonat sowie Eisenoxid und -hydroxid. Aluminiumoxid kann in stark alkalischem wässrigem Milieu im pH-Bereich > 13 lösliche Hydroxokomplexe bilden. Die Komplexbildung nimmt mit steigendem pH-Wert zu, aber mit steigendem Kristallisationsgrad der Alumosilikatstrukturen aufgrund von Alterung ab /69/.

In Anbetracht des basischen pH-Wertbereiches und des hohen Kristallisationsgrades der Alumosilikate des umgebenden Wirtsgesteins ist nicht mit einer nennenswerten Erhöhung der Löslichkeit der Gesteinsbestandteile der Einlagerungsformationen zu rechnen.

4.2.6 Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe aus dem Grubengebäude

4.2.6.1 Freisetzungsraten für Ausbreitungswege über die geologischen Schichten

Zur Berechnung der Freisetzungsraten aus dem Endlager geht der Antragsteller von einem Bilanzraum aus, der den Endlagerbereich homogenisiert umfaßt. Die aus diesem Bilanzraum freigesetzten Radionuklide stellen die Quellterme dar, die für Rechnungen zum Transport von Radionukliden vom Endlager zur Biosphäre benötigt werden.

Die Freisetzungsraten aus diesem Bilanzraum hat der Antragsteller mit Hilfe des Codes EMOS2 ermittelt /EU 76.1/. Die Bilanzierung erfolgte unter Berücksichtigung

– der Durchströmung des Endlagers,

- des Wasservolumens im Endlager und
- der im Endlager zur Verfügung stehenden Sorbensmasse.

Bei der Ermittlung des Aktivitätsstromes aufgrund der Mobilisierung der Radionuklide wurden die Sorption an Feststoffen, der radioaktive Zerfall und die Ausfällung durch Erreichen der Löslichkeitsgrenzen für chemische Elemente im Bilanzraum berücksichtigt. Ergebnis dieser Berechnungen ist der zeitliche Verlauf der Aktivitätsfreisetzung aus dem Bilanzraum in die Geosphäre.

Nach den Rechnungen des Antragsteller wird nur bei Thorium die Löslichkeitsgrenze erreicht, so daß nur die Radionuklide dieses Elementes wegen Ausfällungen verzögert freigesetzt werden können.

Zur Festlegung der Quellterme für die Geosphärenrechnung hat der Antragsteller zwei Radionuklidgruppen unterschieden. Für die Spalt- und Aktivierungsprodukte wurde ein zeitlich konstanter Quellterm über eine Zeitspanne von 10 000 Jahren angesetzt. Die Vorgabe der Quellterme für die Aktiniden und deren Zerfallsprodukte erfolgte abschnittsweise in fünf Zeitbereichen in Form mittlerer Freisetzungsraten, die aus den EMOS-Rechnungen ermittelt wurden.

Den Ansatz eines zeitlich konstanten mittleren Quellterms für die Spalt- und Aktivierungsprodukte begründet der Antragsteller mit den Transportrechnungen, die z.B. für Jod keinen Einfluß der Freisetzungszeit auf die Maximalkonzentration in der Biosphäre aufweisen, weil die Freisetzungszeit klein gegenüber der Transportzeit der Radionuklide ist /EU 121.4/.

Die nuklidspezifischen Gesamtaktivitäten entsprechen in den Rechnungen des Antragstellers den in der erläuternden Unterlage zur Gesamtaktivität /EU 327/ hergeleiteten Antragswerten. Diese wurden noch um einige Radionuklide ergänzt (s. Kap. 4.1.1). Als Durchströmungsraten des Grubengebäudes verwendet er die aus seinem Schichtmodell resultierenden Werte von 3200 m³/a für das Unterkreideszenario und 1620 m³/a für das Oxfordszenario. Für diese beiden potentiellen Ausbreitungswege hat er für jedes relevante Nuklid dessen Freisetzungsrate und den kumulierten freigesetzten Aktivitätsanteil sowie die zugehörige Freisetzungsdauer tabellarisch und graphisch dargestellt /EU 341/. Generell läßt sich feststellen, daß die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude für

die meisten Spalt- und Aktivierungsprodukte innerhalb einiger tausend bis zehntausend Jahre erfolgt, während sie sich für die Aktiniden über einige hunderttausend und Millionen Jahre erstreckt. Dies liegt im wesentlichen an der zeitlichen Streckung der Freisetzungsvorgänge durch die Sorption entsprechend ihren meist erheblich größeren Verteilungskoeffizienten.

Der Vergleich der beiden betrachteten Szenarien zeigt weiterhin, daß die Freisetzungsdauer eines Radionuklids aus dem Grubengebäude sich im allgemeinen mit abnehmender Durchströmungsrate vergrößert. In Einzelfällen ist sie bei den beiden betrachteten Durchströmungsraten von 3200 m³/a und 1620 m³/a jedoch praktisch gleich groß, so z.B. für Co 60, Cm 248, Pu 240, U 232, Pu 242, Am 242m, Th 230, Pu 239, U 235 und Ac 227. Die kürzeste Freisetzungsdauer weist Co 60 mit 100 Jahren und die längste Cm 247 mit 10 Mio. Jahren auf (s. Tab. 4-12).

Bewertung

Wir haben das Vorgehen des Antragstellers für die Gruppe der Spalt- und Aktivierungsprodukte exemplarisch für die Nuklide Jod, Selen und Zirkon anhand analytischer Lösungen der Transportgleichung überprüft /70/. Es zeigt sich, daß die Variation der Freisetzungszeit von 500 Jahren bis 10.000 Jahren keinen wesentlichen Einfluß auf die Maximalkonzentration der Radionuklide in der Biosphäre ausübt. Gegen den Ansatz einer mittleren Freisetzungsrates über den Zeitraum von 10.000 Jahren als Quellterm für die Geosphärenrechnung bestehen somit keine Einwände.

Zur Ermittlung der Freisetzungsrates der Aktiniden hat der Antragsteller das Endlager in einem Bilanzraum modelliert. Die verwendeten Bilanzgleichungen sind in dem Bericht zur Langzeitsicherheitsanalyse /EU 76.1/ aufgeführt. Zur Überprüfung der Freisetzungsrates haben wir die Bilanzgleichungen in ein Rechenprogramm umgesetzt. Die Nachrechnungen mit den Daten des Antragstellers ergeben eine gute Übereinstimmung der Rechenergebnisse zu den zeitlichen Verläufen der Freisetzungsrates, die der Antragsteller mit EMOS2 ermittelt hatte /EU 341/. Die Bewertung der Bilanzgleichungen ergab, daß diese das Freisetzungsverhalten gegenüber einer

Beschreibung unter Berücksichtigung des advektiven Transportes und der Gesamtbilanzierung der Aktivitäten in der Flüssigkeit und im Versatz überschätzen. Eine weitere Konservativität besteht darin, daß der Antragsteller entgegen seinen Annahmen in der Langzeitsicherheitsanalyse /EU 76.1/ beabsichtigt, die Einlagerungskammern mit Pumpversatz anstelle von Schleuderversatz aufzufüllen.

Zu einer weiteren Gegenrechnung haben wir den Rechencode MARNIE /71/, der zur Beschreibung von Nuklidtransportvorgängen in einem laugengefüllten Endlager entwickelt wurde, eingesetzt. MARNIE behandelt neben dem advektiven Transport alle Barriereeffekte eines Endlagers. Folgende Daten haben wir dabei vom Antragsteller übernommen:

- die Sorbensmasse von $3,43 \cdot 10^9$ kg,
- die Durchströmungsrate von $1.620 \text{ m}^3/\text{a}$ (Oxfordszenario),
- eine Mobilisierungszeit der Aktiniden von 600 Jahren für zementierte Abfälle, die Zerfallsketten und Halbwertzeiten der Aktiniden,
- die Verteilungskoeffizienten für die Aktiniden.

Die von uns errechneten Freisetzungsraten lagen unterhalb der Werte, die der Antragsteller ermittelte /70/. Daher haben wir keine Einwände gegen die Vorgehensweise des Antragstellers zur Ermittlung der Freisetzungsraten.

Im Zusammenhang mit der Begutachtung der vom Antragsteller vorgelegten Langzeitsicherheitsanalysen hat das NLFb seine eigene geologische und hydrogeologische Einschätzung des Standortes erarbeitet /16, 17/ (vgl. Kap. 3, Kap. 3.2.2). Dieses Modell haben wir zusätzlich angewandt, um vergleichend Rechnungen zur Freisetzung radioaktiver Stoffe durchzuführen. Die Ergebnisse dienen als Quellterme für Transportrechnungen aus dem Grubengebäude in die umgebenden geologischen Schichten bis in die Biosphäre.

Zur Ermittlung der Freisetzungsraten der Spaltprodukte und Aktivierungsprodukte aus dem Grubengebäude in die Geosphäre sind wir analog zum Vorgehen des Antragstellers von einer konstanten Freisetzung der Radionuklide über einen Zeitraum von 10 000 a ausgegangen. Den Rechnungen wurden die Angaben des Antragstellers

über endgelagerte Aktivitäten /EU 341/ zugrunde gelegt und eine Auswahl relevanter Radionuklide behandelt (vgl. Kap. 4.1.1).

Zur Ermittlung der Quellterme der Radionuklidketten haben wir den Rechencode MARNIE /71/ angewandt. Dabei wurde die aus den NAMMU-Rechnungen /58/ ermittelte Durchströmungsrate für das Endlager von 2030 m³/a eingesetzt. Das freie Hohlräumvolumen des versetzten Grubengebäudes sowie die im Endlager befindliche Sorbensmasse wurden gemäß Angaben in Kap. 4.2.1 als Randbedingung gewählt. Die Rechnungen wurden für die Zerfallsketten

- Cm 248 - Pu 244 - Pu 240 - U 236 - Th 232 - U 232,
- Cm 245 - Am 241 - Np 237 - U 233 - Th 229,
- Cm 246 - Pu 242 - Am 242 - U 238 - Pu 238 - U 234, Th 230 - Ra 226,
- Cm 247 - Am 243 - Pu 239 - U 235 - Pa 231

durchgeführt. Die Aktivitätsinventare der Radionuklide zum Startzeitpunkt der Rechnungen entsprechen den Angaben des Antragstellers, da sie eine geeignete Basis darstellen (s. Kap. 4.1.1). Für die Freisetzungsberechnungen wurde konservativ eine Mobilisierungsdauer der Aktiniden von 200 a unterstellt. Der Rechencode MARNIE berücksichtigt neben dem advektiven Transport der Radionuklide durch das Grubengebäude auch deren radioaktiven Zerfall und die Retardation auf ihrem Transportweg. Das Endlager wird als versetzter Hohlraum behandelt. Zur Ermittlung des Retardationsverhaltens der Aktiniden bei ihrem Transport im Grubengebäude wurden die Verteilungskoeffizienten aus der Tab. 4-9 übernommen. Die K_D -Werte des Antragstellers unterscheiden sich für die Elemente Nickel, Molybdän, Zinn, Neptunium und Blei von denen des Gutachters. Ergebnis unserer Rechnungen auf der Basis des NLFB-Datensatzes sind die zeitabhängigen Freisetzungsraten der oben aufgeführten Aktiniden /70/, die Eingangsgrößen für unsere in Kap. 4.3.3 beschriebenen Rechnungen darstellen.

4.2.6.2 Freisetzungsraten für Ausbreitungswege über die Schächte und alten Bohrungen

Um den Einfluß von alten Bohrungen und den Schächten auf die Ausbreitung von Radionukliden aus dem Endlager zu untersuchen, hat der Antragsteller eindimensionale Nuklidtransportrechnungen mit dem Rechenprogramm RANCHMD durchgeführt /EU 455, EU 463/. Für die Nuklidfreisetzung aus dem Endlager und deren Einflußgrößen im Bereich des Grubengebäudes verwendet er die Ergebnisse seiner Rechnungen zu den hydrologischen Verhältnissen (s. Kap. 3.3 dieses Gutachtens). Den Wasserfluß durch den Endlagerbereich als wichtigen Parameter für den Freisetzungsverlauf der Nuklide hat er für seine Transportrechnungen zu $735 \text{ m}^3/\text{a}$ gewählt /EU 455, EU 463, EU 373/. Dieser liegt wesentlich niedriger als bei dem Unterkreide- und Oxfordszenario. Deshalb hat der Antragsteller für diese Durchströmungsrate nuklidspezifische Freisetzungsraten ermittelt /EU 373/.

Bewertung

Wir haben die Vorgehensweise des Antragstellers in Kap. 3.3 dieses Gutachtens beurteilt und stimmen ihr zu. Der vom Antragsteller für die Nuklidfreisetzungsraten verwendete Zahlenwert für den Durchfluß durch das Endlager von $735 \text{ m}^3/\text{a}$ ist aber um etwa 5 % niedriger als aus seinen Rechnungen zu den Grundwasserverhältnissen folgt /EU 455, EU 463/. Danach beträgt die Durchflußrate durch das Endlager $770 \text{ m}^3/\text{a}$. Aus Tabelle 4-12 ist ersichtlich, daß der Einfluß der Durchströmungsrate auf die Freisetzungsraten für Radionuklide gering ist. Außerdem ist die Dauer der Freisetzung kurz im Vergleich zur gesamten Transportzeit bis zur Biosphäre, so daß sich dieser Unterschied nicht auf das Ergebnis auswirkt.

Wegen der Unterschiede zwischen Antragsteller- und Gutachter-Modell haben wir mit dem Programm NAMMU dreidimensionale Transportrechnungen für ideale Tracer durchgeführt. Für diese Rechnungen mußte der Endlagerbereich nicht gesondert abgebildet werden.

Als Freisetzungsvolumen wird dabei der gesamte Bereich des Endlagers angesetzt, wobei den entsprechenden Knoten eine Konzentrationsrandbedingung zugeordnet wird /61/.

Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind in den Kapiteln 4.3.4 und 4.3.5.3 dieses Gutachtens dargestellt.

4.2.7 Mobilisierung durch mikrobielle Umsetzung

Es ist vorstellbar, daß die Freisetzung von Radionukliden aus den Abfallgebinden neben den in den vorigen Abschnitten beschriebenen Mechanismen zusätzlich auf biologischem Wege beschleunigt werden könnte. Vorhandene oder eingebrachte Bakterien könnten in der Lage sein, unter den im Endlager zu erwartenden Umweltbedingungen Radionuklide durch mikrobielle Umsetzung zu mobilisieren, indem sie Gase wie H_2 , CH_4 , H_2S , N_2 oder CO_2 produzieren, Korrosionsvorgänge (Metall-Oxidation) beschleunigen oder Nuklide durch chemische Reaktionen in leichter lösliche Formen umsetzen.

Der Antragsteller hat mögliche Einwirkungen durch Mikroorganismen auf Abfallgebinde bewertet /EU 254/. Für Vorkommen und Ausbreitung von Mikroorganismen muß der Lebensraum bestimmte Eigenschaften besitzen. Diese lassen sich durch folgende Faktoren beschreiben:

- Luftfeuchtigkeit und Wassergehalt,
- Angebot assimilierbarer chemischer Verbindungen,
- Energiequellen,
- pH- und Eh-Wert des Wassers,
- Salzgehalt des Wassers,
- Anwesenheit von Sauerstoff,
- Temperatur und Druck sowie
- ionisierende Strahlung.

Viele Konditionierungsverfahren für radioaktive Abfälle laufen unter Bedingungen ab, die als äußerst lebensfeindlich für Mikroorganismen einzustufen sind /EU 254/. Hier ist z.B. der hohe pH-Wert beim Zementieren, das Auftreten hoher Temperaturen oder der niedrige Wassergehalt zu nennen. Hauptsächlich bei kompaktierten Abfällen ist dagegen da-

von auszugehen, daß hier bei ausreichend hoher Restfeuchte Mikroorganismen existieren können. Ein Eindringen von Mikroorganismen in verschlossene Behälter wird dadurch erschwert, daß gewisse Dichtheitsanforderungen bestehen. Im Endlager sind die Abfallgebinde nach kurzer Zeit außerdem mit dem Pumpversatz umgeben.

Wichtig für die Existenzmöglichkeiten von Mikroorganismen im Endlagerbereich ist der Übergang von der Betriebsphase zur Nachbetriebsphase, bei dem sich die Lebensbedingungen drastisch ändern. Hier ist insbesondere der Wegfall der Beleuchtung sowie der Wechsel zu anaeroben Bedingungen und hohem pH-Wert im Grundwasser zu nennen.

Insgesamt ist der Antragsteller der Ansicht, daß der mögliche Einfluß der Mikroorganismen auf die Sicherheit des Endlagers durch die Sicherheitsanalysen erfaßt ist. Beispiele hierfür sind die Festlegungen zu Behälterstandzeiten und die Vorgehensweise zur Mobilisierung von Radionukliden.

Bewertung

Im Rahmen der Begutachtung wurde eine Studie zur "Abschätzung und Beurteilung der mikrobiellen Mobilisierung chemischer Elemente im Endlager Konrad" erstellt [72]. Als relevant werden Bakterien angesehen,

- die Gase wie CH₄, H₂S oder CO₂ produzieren und so unter Umständen radioaktive Nuklide freisetzen können,
- die Eisenkorrosion beschleunigen und
- die unter anaeroben Bedingungen leben können und ein Glied in der mikrobiellen Nahrungskette darstellen.

In der Studie werden etwa 270 Bakterienarten erfaßt. Dazu gehören Sulfat- und Schwefel-reduzierende, Schwefel-oxidierende, Eisen- und Mangan-oxidierende oder reduzierende Bakterien, methanogene und andere Archaeobakterien, Halobakterien und halophile anaerobe Eubakterien. Es wurde untersucht, ob diese Mikroorganismen unter den Bedingungen im Endlager hinsichtlich Temperatur, Druck, pH-Wert, radioaktiver Strahlung, Sauerstoffgehalt, Feuchtigkeit, Salzgehalt und Belichtung in

der Betriebsphase oder Nachbetriebsphase existieren können. Die Studie zählt eine Reihe von Bakterienarten auf, die bei einem pH-Wert ≥ 8.0 , sowie andere, die bei einem Salzgehalt von 19 % oder mehr als 10 % wachsen können, sofern Sauerstoff und lösliche organische Stoffe oder in anaerobem Umfeld vergärbare organische Stoffe oder chemische Substanzen als Elektronen-Akzeptoren in ausreichender Menge zur Verfügung stehen. Die meisten Bakterien sind äußerst empfindlich und wachsen nur unter schwierig einzuhaltenden Laborbedingungen. Von den verbleibenden der betrachteten Spezies wären nur ein Desulfovibrio-Stamm der schwefelreduzierenden Bakterien sowie die Halobakterien für die Grube Konrad von großer Bedeutung, weil sie bei dem Salzgehalt des Formationswassers von 19 % NaCl optimal wachsen und zumindest einige Spezies unter den anaeroben Bedingungen der Nachbetriebsphase leben können.

Die Studie ergibt, daß unter den Bedingungen in der Nachbetriebsphase die Entwicklung einer vollständigen mikrobiellen Nahrungskette, die ein Massenwachstum von Mikroorganismen und dadurch eine signifikante Mobilisierung von Radionukliden zur Folge haben könnte, sehr unwahrscheinlich ist.

Die Studie weist wegen der Vielzahl unterschiedlicher Mikroorganismen und der begrenzten Kenntnisse auf Unsicherheiten hin. Andererseits ist von den aufgezählten salztoleranten Bakterien keines an natürlichen Salzstandorten (Totes Meer, Salzärten in Kalifornien) aufgefunden worden. Danach ist es sehr unwahrscheinlich, daß es Lebewesen gibt, die die im Endlager zu erwartenden Salzkonzentrationen aushalten. Ebenso ist es sehr unwahrscheinlich, daß es unter den gegebenen Bedingungen durch Mutation zu besser angepaßten Bakterien kommt. Mit der Auffindung weiterer Arten und Stoffwechselformen von Bakterien ist zu rechnen. Wenn sie vorhanden sind, sind sie aber sehr selten. Für die Langzeitsicherheit kommen wir daher zu dem Schluß, daß die Einflüsse der Mikroorganismen unter anderem bei der Gasbildungsrate, Standzeit der Behälter, Sorption und Mobilität der Radionuklide so gering sind, daß sie durch die bei der Modellierung gewählten Ansätze und Zahlenwerte mit abgedeckt werden.

4.3 Ausbreitung im Deckgebirge

In der Nachbetriebsphase ist davon auszugehen, daß Grundwasser das Endlager durchströmt und aus den eingelagerten Abfallgebänden Radionuklide freigesetzt werden, die zunächst in die das Grubengebäude umgebende Wirtsfornation gelangen. Ihr weiterer Ausbreitungsweg ergibt sich aus dem Geschwindigkeitsfeld der Formationswässer, mit denen sie transportiert werden. Den Strömungsverlauf dieser Wässer haben wir in Kap. 3 dieses Gutachtens betrachtet. Die zu erwartenden Konzentrationen, mit denen die Radionuklide aus dem Endlager im oberflächennahen Grundwasserleiter am Ende der Ausbreitungsvorgänge auftreten, betrachten wir in Kap. 4.3.5.

Der Antragsteller hat aus seinen Rechnungen zu den Grundwasserverhältnissen /EU 341/ mit Hilfe von Trajektorienberechnungen Laufwege von Partikeln identifiziert und diese als Freisetzungswege für Radionuklide interpretiert. Das Verhalten der Radionuklide während des Transportes entlang der isolierten Wege Unterkreideszenario und Oxford Szenario des stratigraphischen Modells (vgl. Kap. 3.1) hat er in eindimensionalen Rechnungen mit dem Code SWIFT simuliert. Die Schichtenfolgen und Lauflängen, die in den Trajektorienrechnungen von den Partikeln durchlaufen wurden, wurden für die Transportrechnungen zu einer eindimensionalen Stromröhre zusammengesetzt. Der eindimensionalen Berechnung des Nuklidtransportes liegt eine in der gesamten Stromröhre konstante Darcy-Geschwindigkeit zugrunde, während entlang der Trajektorien je nach hydrogeologischer Schicht unterschiedliche Darcy-Geschwindigkeiten auftreten. Über eine Korrektur der K_D -Werte hat der Antragsteller die unterschiedlichen Darcy-Geschwindigkeiten beim Übergang zur nächsten geologischen Einheit berücksichtigt /EU 121.1/. Aus der Durchströmungsrates des Endlagers und der Darcy-Geschwindigkeit in der Stromröhre errechnet sich der zu modellierende Querschnitt der Stromröhre. Der Quellterm (vgl. Kap. 4.2.6) wird als Randbedingung der Rechnung vorgegeben. Die Transportrechnungen berücksichtigen die Sorptionsvorgänge, die longitudinale Dispersion, die Diffusion, die Abhängigkeit von den Porositäten der durchströmten Materialien sowie den radioaktiven Zerfall. Die Behandlung der Zerfallsketten erfolgt nur in den Hauptzerfallswegen, die relevante Beiträge zur Strahlenexposition lieferten. Ergebnis der Rechnungen war der zeitliche Verlauf der Radionuklidkonzentration an jedem diskreten Ort des Modelles.

Die Antragsteller-Rechnungen mit SWIFT haben wir auf ihre numerische Richtigkeit geprüft und mehrere Vergleichsrechnungen durchgeführt:

- mit dem Finite-Elemente-Programm CFEST und den Eingabedatensätzen des Antragstellers für das Unterkreide- und das Oxfordszenario (vgl. Kap. 4.3.2),
- mit CFEST und dem Eingabedatensatz des Antragstellers für das Störzonenmodell (vgl. Kap. 4.3.3) und
- mit dem Programm SWIFT und dem Eingabedatensatz nach dem Modell des geologischen Gutachters, aufbauend auf den Grundwassertransportrechnungen mit NAMMU (vgl. Kap. 4.3.3).

Weitere mögliche Wege zur Nuklidausbreitung bilden die in Kap. 3.3 dieses Gutachtens betrachteten alten Bohrungen und Schachtverschlüsse. Hierauf gehen wir in Kap. 4.3.4 ein.

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Rechnungen sind schließlich die in Kap. 4.3.5 dargestellten Konzentrationen radioaktiver Stoffe im nutzbaren Grundwasserleiter. Sie dienen zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Biosphäre (vgl. Kap. 5 dieses Gutachtens).

4.3.1 Effekte im Deckgebirge

Wesentliche physikalische Effekte, die den Transport von Radionukliden mit dem Grundwasser aus dem Endlager in die Biosphäre beeinflussen können, sind die Sorption der Nuklide in den durchlaufenen Gesteinen und die Dispersion sowie die Diffusion der Nuklide während des advektiven Transportes mit dem Grundwasser. Eine weitere wichtige Einflußgröße auf die Nuklidkonzentrationsverläufe ist die Zumischung fremder Wässer längs der Transportwege.

4.3.1.1 Sorption im Deckgebirge

Durch die Sorption im Gebirge kann der Transport der Radionuklide mit dem Grundwasser verzögert werden. Eine Berücksichtigung dieses Effektes ist nur für solche Radionuklide erforderlich, die mit merklichen Konzentrationen die Biosphäre erreichen können.

Dies trifft bei den zu betrachtenden Grundwassertransportzeiten als der Untergrenze für Nuklidtransportzeiten nur für sehr langlebige Radionuklide und gegebenenfalls deren Töchter zu; die Radionuklide müssen zusätzlich in genügend hoher Anfangskonzentration vorliegen, um trotz radioaktiven Zerfalls und Verdünnung durch Dispersion, Diffusion und Zumischung von Wässern auch am Ende ihres Laufweges noch in meßbarer Konzentration vorhanden zu sein.

Der Antragsteller berücksichtigt für eine Reihe von chemischen Elementen deren Verzögerung durch Sorption. Für die Sorptionseigenschaften der Gesteine werden Laborexperimente durchgeführt, aus denen Verteilungskoeffizienten (K_D -Werte) abgeleitet wurden.

Bewertung

Die Sorption im Deckgebirge wird vom NLFb begutachtet /73/. Für unsere Arbeiten haben wir die Aussagen des NLFb /73/ übernommen.

4.3.1.2 Dispersion und Diffusion im Deckgebirge

Die Dispersion beschreibt die Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen (z.B. Radionukliden) aufgrund der Porenstruktur des durchströmten Wirtsgesteins. Dem advektiven Transport der Nuklide überlagert sich der diffusive Transport aufgrund der Konzentrationsgradienten.

Dispersion und Diffusion führen zu einem Konzentrationsausgleich der Radionuklide im Wasser. Dieser Ausgleich kann sowohl in Strömungsrichtung als auch quer dazu erfolgen. In seinen eindimensionalen Modellen hat der Antragsteller Diffusion und Dispersion in Ausbreitungsrichtung berücksichtigt.

Die longitudinale Dispersion wird durch eine Dispersionslänge charakterisiert. Für diese ergibt sich aus Feldversuchen eine deutliche Abhängigkeit von der Weglänge. Für die Ausbreitung durch die Unterkreidetonsteine hat der Antragsteller eine Dispersionslänge von 30 m angenommen. Für die Ausbreitung durch Oxford und "Combrash"-Sandstein

verwendet er aufgrund des längeren Weges eine Dispersionslänge von 200 m /EU 76.1/.

Die Diffusion wird durch den Diffusionskoeffizienten charakterisiert. Dieser wurde aus Laborversuchen an Festgesteinsproben aus der Schachtanlage Konrad abgeleitet. Als Mittelwert aus verschiedenen Versuchen gibt der Antragsteller einen Wert von 10^{-11} m²/s an /EU 76.1/. In den Aquiferen des Modellgebietes Konrad spielt die Diffusion eine untergeordnete Rolle, da in diesen Bereichen die Dispersion dominiert. Lediglich in den Aquitarden, insbesondere in den Doggersteinen, ist der Diffusionseinfluß spürbar vorhanden. In den eindimensionalen Transportrechnungen mit dem Programm SWIFT /EU 76.1/ wird die Diffusion mit der Dispersion zur hydrodynamischen Dispersion zusammengefaßt.

Bewertung

Die Behandlung der Dispersion bei den Transportvorgängen im Programm SWIFT entspricht dem derzeitigen Stand von Wissenschaft und Technik. Die in SWIFT implementierte Transportgleichung basiert auf der Diffusionsgleichung, die den Transport gelöster Wasserinhaltsstoffe dann richtig beschreibt, wenn der Dispersionstensor zeitunabhängig ist /26/. Die in SWIFT implementierte Transportgleichung erfordert daher konstante Dispersionskoeffizienten. Allerdings wurde der Dispersionstensor in SWIFT nicht vollständig implementiert (vgl. Kap. 2.1). Dies hat aber bei der vorgenommenen eindimensionalen Modellierung keine Bedeutung, da die Dispersion quer zur Ausbreitungsrichtung konservativ vernachlässigt wurde.

Weiterhin ist auf das Ausbreitungsverhalten von Wasserinhaltsstoffen durch Dispersion auch der Einfluß von Porositäten, Korn- und Gefügeheterogenitäten, Mehrschichtungen des Grundwasserleiters sowie Horizontal- und Querschichtungen von Bedeutung. Die Beschreibung des Transportverhaltens von Radionukliden in der Geosphäre mit konstanten Dispersivitätswerten geht jedoch von einer Homogenität des betrachteten Strömungsgebietes aus. Diese Situation ist näherungsweise um so eher gegeben, je größer das Modellgebiet ist.

Bei den am Standort Konrad vorliegenden Abmessungen des Modellgebietes sowie der diskreten Bereiche des Rechenmodells kann davon ausgegangen werden, daß

die oben genannten Bedingungen für die Gültigkeit des vom Antragsteller gewählten Modells ausreichend erfüllt sind, so daß die Beschreibung der Transportvorgänge mit dem Fick'schen Ansatz und konstanter Dispersion erfolgen kann. Gegen die vom Antragsteller gewählte Vorgehensweise haben wir daher keine Einwände. Das NLfB /73/ hat aus Literaturdaten eine Dispersionslänge von 100 m ermittelt. Diese wurde für das Gutachter-Modell verwendet.

4.3.2 Ausbreitung im stratigraphischen Modell

Der Antragsteller /1, EU 76.1/ hat für seine Rechnungen zur Nuklidausbreitung im Oxford- und im Unterkreideszenario ein eindimensionales Modell mit dem Programm SWIFT gebildet. Darin werden die Ausbreitungswege in Form von aneinandergereihten Blöcken mit unterschiedlichen Eigenschaften entsprechend den von ihnen abgebildeten hydrogeologischen Schichten dargestellt. Aus den Modellrechnungen ergeben sich Konzentrationsverläufe entlang des Ausbreitungsweges als Funktion der Zeit. Für das Ende des Ausbreitungsweges werden ihre Maximalwerte und die zugehörigen Zeitpunkte ermittelt.

In die Berechnung der Maximalkonzentrationen werden advektiver Transport, diffusive und dispersive Ausbreitung, radioaktiver Zerfall und Rückhaltung durch Sorption einbezogen. Zur Berücksichtigung von Verdünnungseffekten entlang des Weges und beim Übergang in das Quartär werden die so vom Antragsteller ermittelten Konzentrationen am Ende des Ausbreitungsweges durch Verdünnungsfaktoren reduziert (vgl. Kap. 4.3.5).

Der Antragsteller hat numerische Ausbreitungsrechnungen für solche Radionuklide durchgeführt, die aufgrund ihres Verhältnisses von Halbwertszeit zu Transportzeit im Gebirge die Biosphäre in merklichen Konzentrationen erreichen können. Hierfür hat er die Spalt- und Aktivierungsprodukte Cl 36, Ca 41, Se 79, Tc 99 und I 129 sowie die Aktiniden Th 232, U 234, U 235, U 236, U 238 und Np 237 mit deren Folgeprodukten ausgewählt. Bei den Zerfallsreihen werden die langlebigen Töchter der genannten Radionuklide in den numerischen Rechnungen berücksichtigt. Die Konzentrationen der kurzlebigen Töchter sind aus den Aktivitätskonzentrationen der Mütter unter Verwendung der Zerfalls- und Sorptionsgleichgewichte berechnet worden. Das Verhältnis von Maximalkonzentration im Grubengebäude zur Maximalkonzentration am Ende des Ausbrei-

tungsweges kann als Maß für die Barrierenwirkung des Deckgebirges betrachtet werden /1, EU 396/.

Bei der Ausbreitung durch die Unterkreide beträgt die Konzentrationsabnahme ohne Berücksichtigung von Sorption, radioaktivem Zerfall und Verdünnung im Quartär nach den Rechnungen des Antragstellers drei Größenordnungen. Eine Veränderung der Konzentrationsverläufe ergibt sich bei der Ausbreitung durch eine Folge geologischer Formationen mit unterschiedlichen Sorptionseigenschaften. Insgesamt beträgt die Konzentrationsabnahme z.B. für das Uran etwa fünf Größenordnungen. Weitere Konzentrationsabnahmen ergeben sich bei einigen Radionukliden wie Se 79 durch den radioaktiven Zerfall während des Transports /1/.

Beim Ausbreitungsweg Oxford beträgt die dispersive Konzentrationsabnahme ohne Zerfallseffekte und ohne die Verdünnungseffekte bei der Zumischung von Wässern aus dem Dogger und beim Übergang in das Quartär etwa zwei Größenordnungen /1/.

Bewertung

Gegen die Vorgehensweise des Antragstellers bei den numerischen Transportrechnungen mit dem Code SWIFT und gegen das Herausstellen von Hauptausbreitungsszenarien im Schichtenmodell haben wir keine Einwände. Die eindimensionalen Transportrechnungen stellen im Vergleich zu mehrdimensionalen Rechnungen eine konservative Behandlung dar, weil die transversalen advektiven und dispersiven Transportkomponenten in der Rechnung vernachlässigt werden. Diese Vorgehensweise führt zu einer Überschätzung der Radionuklidkonzentration am Aufpunkt in der Biosphäre.

Der Code SWIFT wurde in Benchmark-Rechnungen für eindimensionalen Radionuklidtransport verifiziert (vgl. Kap. 2.1.2 dieses Gutachtens). Gegen eine Anwendung auf den Standort Konrad in einem eindimensionalen Modell bestehen keine Einwände. Diese Transportrechnungen haben wir mit dem Rechencode SWIFT für die Thorium- und die Uran-Radium-Zerfallsreihe für die beiden repräsentativen Szenarien - das Oxford- und das Unterkreideszenario - nachvollzogen. Unsere Ergebnisse entsprechen denen des Antragstellers /70/.

Das Transportverhalten der Spaltprodukte im Oxfordszenario haben wir exemplarisch für die Radionuklide Jod, Technetium und Selen mit Hilfe analytischer Methoden auf der Basis der Unterlagen /EU 76.1, EU 396/ überprüft /70/. Dazu wurde von einer mittleren Darcy-Geschwindigkeit entlang der Trajektorie ausgegangen. Die errechneten Maximalkonzentrationen am Aufpunkt im Quartär entsprechen den vorgelegten Werten. Das gleiche gilt für die Transportzeiten dieser Maxima im oberflächennahen Grundwasserleiter (vgl. Kap. 4.3.5.1).

Wir haben die zuvor beschriebenen Antragsteller-Rechnungen auch durch vergleichende Rechnungen zur Nuklidausbreitung mit dem Programm CFEST (vgl. Kap. 2.3 dieses Gutachtens) geprüft /74/.

Die CFEST-Rechnungen zur Radionuklidausbreitung unterscheiden sich im Gegensatz zu den hydrologischen Analysen ganz prinzipiell bezüglich der verwendeten Methoden von den SWIFT-Rechnungen des Antragstellers. Die SWIFT-Rechnungen zur Radionuklidausbreitung basieren auf eindimensionalen Stromröhrenmodellen, die aus den durchgeführten hydrologischen Modellrechnungen für die unterschiedlichen Ausbreitungspfade aus dem Endlagerbereich abgeleitet wurden. Das bedeutet, daß die Ausbreitungswege der Radionuklide vorgegeben werden. Im Gegensatz hierzu wird bei den CFEST-Rechnungen das zugrunde liegende dreidimensionale Stofftransportproblem für die Radionuklidausbreitung explizit analysiert, d. h. die relevanten Ausbreitungspfade ergeben sich als Ergebnis der Transportrechnungen aus dem dreidimensionalen Konzentrationsfeld. Diese Rechnungen mit CFEST sollen dazu dienen, die vom Antragsteller angegebenen Laufwege und Transportzeiten von Radionukliden vergleichend zu prüfen; die in der Biosphäre zu erwartenden Konzentrationen radioaktiver Stoffe werden bei den Rechnungen mit CFEST aufgrund

- der großskaligen hydrodynamischen Dispersion, die wegen der dreidimensionalen Modellierung durch CFEST realitätsnah dargestellt wird, sowie
- der numerischen Dispersion, die mit der räumlichen und zeitlichen Diskretisierung und dem Rechenverfahren verbunden ist,

erheblich niedriger sein als mit der Methode des Antragstellers errechnet und nur sehr eingeschränkt vergleichbar.

Mit CFEST können die Nuklidenausbreitungs-Rechnungen jeweils nur für eine Substanz durchgeführt werden. Die Behandlung von ganzen radioaktiven Zerfallsketten wie bei den eindimensionalen SWIFT-Rechnungen ist nicht möglich, aber auch im Sinne einer stichprobenartigen Überprüfung der SWIFT-Ergebnisse nicht notwendig.

Die prinzipiell unterschiedliche Vorgehensweise bei beiden Rechenverfahren bietet eine Möglichkeit, die vom Antragsteller eingebrachten Analysen zur Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers im Vergleich zu überprüfen. Deshalb sind wir bei dieser CFEST-Rechnung ausschließlich von Angaben des Antragstellers ausgegangen. Dabei wurden Daten zum Aktivitätsinventar im Endlager aus der erläuternden Unterlage /EU 76.1/ zugrunde gelegt. Diese entsprechen nicht mehr genau den Antragswerten /1/; dadurch wird aber der Vergleich nicht beeinträchtigt.

Für die Ausbreitungsrechnungen haben wir dasselbe Finite-Elemente-Modell verwendet, das für die Berechnung der Grundwasserbewegung in der Umgebung des geplanten Endlagers erstellt wurde (vgl. Kap. 3.1.1.2). Zusätzliche Daten zur Beschreibung des Stofftransportes im Grundwasser sind wie bei SWIFT die Quellterme für die Radionuklide nach Größe und zeitlichem Verlauf, Sorptionsfaktoren für die einzelnen Nuklide und die geologischen Schichten, Dispersionslängen und Diffusionskoeffizienten, Zerfallskonstanten sowie Randbedingungen für die Stoffkonzentration /74/.

Wir haben Rechnungen für jeweils zwei Radionuklide und die beiden in der Durchlässigkeit der Unterkreideschicht unterschiedlichen hydrogeologischen Modelle durchgeführt. Aus der Reihe der eingelagerten Radionuklide haben wir das Jodisotop I 129 und das Uranisotop U 238 für die Rechnungen als typische Vertreter des Spaltprodukt- und Aktinideninventars im Endlager ausgewählt. I 129 wird relativ rasch aus dem Endlager in die Grundwasserströmung freigesetzt. Es wird lediglich in der Oberkreideschicht durch Sorption zurückgehalten, ansonsten erfolgt der Transport direkt mit der Grundwassergeschwindigkeit. U 238 dagegen wird sehr viel langsamer, d.h. über einen längeren Zeitraum verteilt, aus dem Endlager freigesetzt, und es erfährt in allen geologischen Formationen zum Teil starke Sorption, so daß wesentlich längere Zeiten bis zur Freisetzung in die Biosphäre im Quartär benötigt werden.

Die angenommenen Nuklidinventare wurden aus Antragstellerrechnungen /EU 76.1/ übernommen; sie betragen für I 129 $1,54 \cdot 10^{11}$ Bq und für U 238 $8,95 \cdot 10^{12}$ Bq. Bei U 238 ist der Aktivitätsaufbau durch den Zerfall der Mutternuklide berücksichtigt. Die Freisetzung der beiden Nuklide aus dem Endlager wurde entsprechend den Annahmen des Antragstellers vorgegeben.

Die Rechnung mit CFEST liefert den instationären Konzentrationsverlauf einer gelösten Substanz in allen Knoten des Modells.

Für das Unterkreideszenario zeigen die Rechnungen mit CFEST für I 129 einen Freisetzungsweg entsprechend der bei der hydrologischen Rechnung gefundenen Grundwasserbewegung aus dem Endlagerbereich durch das Deckgebirge direkt an die Oberfläche. Mit Ausnahme der Oberkreideschicht erfährt das Jod keinerlei Sorption. In der Spätphase der Freisetzung treten nennenswerte Konzentrationen nur noch im Deckgebirge auf, weil das Jod wegen der dort sehr geringen Grundwassergeschwindigkeit eine relativ lange Zeit zum Transport durch die Unterkreideschicht benötigt /74/.

Im Gegensatz zum Jodisotop I 129, das lediglich in der Oberkreide und im Dogger eine Sorption erfährt, wird das Uranisotop U 238 in allen geologischen Schichten durch Sorption zurückgehalten. Ein besonders hohes Rückhaltevermögen besitzt die Unterkreide. Wegen dieser Sorption ist mit einer Freisetzung des U 238 in die Biosphäre erst zu sehr viel späteren Zeiten als bei I 129 zu rechnen.

Die Ausbreitung des U 238 erfolgt im Unterkreideszenario ähnlich wie bei Jod, nur über einen wesentlich längeren Zeitraum. Dabei fällt auf, daß sich die Konzentrationsfahne zu Beginn mehr horizontal in Richtung Norden als vertikal zur Oberfläche hin ausbreitet, weil die Unterkreideschicht ein sehr hohes Sorptionsvermögen für Uran besitzt. Bemerkenswert ist ein lokales Konzentrationsmaximum, das sich ab etwa 1 Million Jahren am nördlichen Modellrand in der Tiefe aufbaut. Ursache für dieses Phänomen ist, daß das Uran in tiefen Grundwasserleitern mit relativ geringer Sorption nach Norden wandert und sich dort infolge der hohen Sorption der anderen geologischen Formationen aufkonzentriert /74/.

Die maximalen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser für I 129 und U 238 treten bei Thiede auf. Auf der Basis der hydrologischen Untersuchungen wäre

zu erwarten, daß die Maximalwerte in der Gegend von Groß-Gleidingen auftreten, weil dort die Tiefenwässer aus dem Endlagerbereich an die Oberfläche aufsteigen. Dies wird aber durch das Sorptionsvermögen der Oberkreideschicht, die dort relativ mächtig ist, verhindert. Vielmehr steigt das Uran an den Salzstockrändern nach oben, weil dort die Oberkreideschicht sehr dünn ist und damit kein nennenswertes Rückhaltevermögen besitzt. Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes treten keine nennenswerten Konzentrationen auf /74/.

Das Oxfordszenario unterscheidet sich vom Unterkreideszenario durch die um zwei Größenordnungen niedrigere hydraulische Leitfähigkeit der Unterkreideschicht. Wie die Rechnungen zu den hydrologischen Verhältnissen gezeigt haben, steigt deshalb ein Teil des durch das Endlager strömenden Grundwassers erst ganz im Norden des Untersuchungsgebietes an die Oberfläche auf. Dieses veränderte Strömungsverhalten führt auch zu einem im Vergleich mit dem Unterkreideszenario vollkommen unterschiedlichen Konzentrationsfeld im Modellgebiet.

Die Konzentrationsfahne des I 129 breitet sich großräumig in Richtung Norden in den tiefen Schichten des Untersuchungsgebietes aus. Auffallend ist dabei der vorseilende Konzentrationsanstieg aufgrund der Dispersion in der Anfangsphase der Ausbreitung /74/.

Der Vergleich mit dem Unterkreideszenario zeigt, daß die Jod-Konzentration im Endlagerbereich wegen der geringeren Durchströmungsrate der Unterkreide langsamer abfällt, weil das Jod nicht so schnell aus dem Endlager ausgespült wird und nicht durch die Unterkreide entweichen kann. Entsprechend ergibt sich auch eine andere Konzentrationsverteilung an der Oberfläche /74/.

Auffallend ist, daß die Konzentration des I 129 zum Norden hin an der Oberfläche noch einmal ansteigt. Dieser Effekt beruht wahrscheinlich darauf, daß sich die gelösten Substanzen am nördlichen Modellrand aufkonzentrieren, weil kein Stoffaustausch über die Modellränder möglich ist.

Für das U 238 gibt es im Oxfordszenario wegen der geringen hydraulischen Durchlässigkeit der Unterkreide und des hohen Sorptionsvermögens dieser Schicht nahezu keine Freisetzung durch das Deckgebirge in Endlagernähe. Diese erfolgt vorwie-

gend durch den Transport in den Grundwasserleitern nach Norden. Dort gelangt das Uran in Kontakt mit dem quartären Grundwasserstockwerk /74/.

Die maximalen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser für I 129 und U 238 treten bei Calberlah auf.

In Tabelle 4.13 haben wir Ergebnisse aus den Rechnungen mit SWIFT (Antragsteller) und mit CFEST (Gutachter) zusammengestellt.

Bei der vergleichenden Bewertung der Ergebnisse aus SWIFT- und CFEST-Rechnungen muß berücksichtigt werden, daß sich die Verfahren beider Rechenprogramme ganz erheblich unterscheiden. CFEST liefert mit dem räumlichen Konzentrationsfeld ein sehr aussagekräftiges Bild über die Transportpfade in die Biosphäre. Es bietet daher die Möglichkeit, die bei SWIFT postulierten Ausbreitungswege und -zeiten zu überprüfen. Bei den Nuklidkonzentrationen in der Biosphäre muß der Vergleich insbesondere wegen der numerischen Dispersion qualitativ bleiben. Deshalb wurden Dosisberechnungen mit diesen Zahlenwerten nicht durchgeführt.

CFEST berechnet die Maximalkonzentration an der Oberfläche beim Unterkreide-Szenario nicht für den Bereich, wo die Tiefenwässer aus dem Lagerbereich aufsteigen, sondern an den Salzstockflanken, wo die geringsten Überdeckungen auftreten. Dies macht deutlich, daß die Nuklidausbreitung auf anderen Wegen als die Grundwasserströmung erfolgen kann, wenn die Grundwasserströmung durch Schichten mit hoher Sorption erfolgt. Für das Oxfordszenario konnte das vom Antragsteller gezeigte Auftreten des Konzentrationsmaximums im Nordosten des Modellgebietes durch die Rechnungen mit CFEST bestätigt werden /74/.

Generell sind die mit CFEST berechneten Konzentrationen um eine bis zwei Größenordnungen niedriger als bei SWIFT, und die Ausbreitung erfolgt über wesentlich längere Zeiträume verteilt. Ursache hierfür sind die oben beschriebenen hydrodynamischen und numerischen Dispersionen. Die größten Differenzen bei den Maximalkonzentrationen treten bei langen Ausbreitungszeiten und insbesondere beim Oxfordszenario auf. Dies legt nahe, daß die numerische Dispersion bei CFEST Ursache für die Unterschiede ist, weil sie mit zunehmender Ausbreitungsdauer und Länge des Ausbreitungsweges das Radionuklidinventar im System "verschmiert" /74/. Da die mit CFEST berechneten maximalen Radionuklid-Konzentrationen nicht

frei von numerischen Effekten sind, haben wir diese Ergebnisse im folgenden nicht weiter verwertet und insbesondere auf dieser Basis keine Strahlenexpositionen berechnet. Die dreidimensionalen Ausbreitungsrechnungen dienen hauptsächlich der Überprüfung der Ausbreitungsszenarien.

4.3.3 Ausbreitung im Störzonenmodell

Der Antragsteller hat für sein Störzonenmodell (vgl. Kap. 3.2) keine Rechnungen zur Radionuklid-Ausbreitung vorgelegt; er sieht seine Aussagen zu den Rechenfällen des stratigraphischen Modells (vgl. Kap. 4.3.2) als abdeckend für das Störzonenmodell an.

Bewertung

Unsere Analyse der Grundwasserbewegung mit dem Programm CFEST hat für das Störzonen-Modell des Antragsteller einen ähnlichen Stromlinienverlauf ergeben wie beim Oxfordszenario des stratigraphischen Modells mit Erreichen des Quartärs im Norden des Modellgebietes. Die modellierten Störzonen wirken sich nur lokal auf die Potentialverteilung aus. Dies legt die Vermutung nahe, daß die Radionuklidausbreitung in ähnlicher Weise erfolgt wie beim Oxfordszenario.

Wie bei unseren vergleichenden Rechnungen mit CFEST zum stratigraphischen Modell haben wir auch hier die Nuklide I 129 und U 238 ausgewählt.

Das Radionuklid I 129 breitet sich vorwiegend in Richtung Norden aus; der Transport erfolgt überwiegend in Oxford und Kimmeridge sowie in den tiefen Grundwasserleitern. Es gelangt dabei kaum in das Unterkreidedeckgebirge. Im Bereich des Konrad-Grabens fällt eine charakteristische zahnförmige Ausbuchtung der Isolinie in Richtung auf die Modelloberfläche auf. Dies ist eine Folge der höheren Durchlässigkeit der geologischen Schichten in der Konrad-Störzone. Offensichtlich wird das Grundwasser in dieser Störzone nach oben gepreßt, es transportiert hierbei das Radionuklid aus dem Lager in das aufliegende Deckgebirge. Nachdem das Radionuklid aus dem Lagerbereich ausgespült ist, treten höhere Konzentrationen nur noch im Norden des Untersuchungsgebietes auf /57/.

Der Konzentrationsverlauf des Nuklids I 129 im Quartär zeigt zuerst ein lokales Konzentrationsmaximum im Osten am Salzstock Thiede. Später entsteht auch am Salzstock im Westen bei Vechelde ein lokales Maximum, die Konzentrationen im Osten am Salzstock Thiede nehmen wieder ab. Im weiteren Verlauf entstehen Konzentrationsmaxima in der Gegend von Calberlah, wo die tiefen geologischen Schichten an das Quartär reichen, und am Nordrand des Untersuchungsgebietes am Salzstock Gifhorn. Hier sind die Maximalkonzentrationen wesentlich höher als bei Thiede oder Vechelde. Das absolute Maximum tritt am Salzstock Gifhorn nach $3,9 \cdot 10^6$ Jahren auf (s. Tab. 4-13), allerdings ist dieses Maximum nicht sonderlich ausgeprägt. Konzentrationen derselben Größenordnung treten auch im Bereich Calberlah, hier jedoch etwas früher auf /57/.

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für das Nuklid I 129 sind mit den Berechnungen für das stratigraphische Modell (Oxfordszenario) qualitativ vergleichbar. Dies bedeutet, daß die lokal erhöhten Durchlässigkeiten an den tektonischen Störzonen zu keiner signifikanten Änderung des Ausbreitungsverhaltens führen.

Die Ausbreitung des Radionuklids U 238 unterscheidet sich von derjenigen des I 129 vor allem dadurch, daß die Freisetzung aus dem Endlager über deutlich längere Zeiträume erfolgt und U 238 in allen geologischen Formationen eine starke Sorption erfährt. Dies äußert sich vor allem in wesentlich längeren Zeiten, die bis zur Freisetzung von U 238 in die Biosphäre vergehen. Hinsichtlich des Ausbreitungsverhaltens bestehen keine großen Unterschiede. Es fällt auf, daß in dem untersuchten Zeitrahmen das bei I 129 beobachtete lokale Konzentrationsmaximum am nördlichen Modellrand noch nicht auftritt, weil das U 238 wegen der starken Sorption wesentlich langsamer durch das System transportiert wird und sich deshalb am Rand noch nicht aufkonzentrieren kann /57/.

Aus dem gleichen Grund ist die Radionuklidfreisetzung in die Biosphäre im Vergleich zu I 129 über längere Zeiten gestreckt, so daß die Maxima flacher verlaufen. Die größten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser werden für den Bereich bei Calberlah im Norden ermittelt /57/.

Insgesamt zeigen unsere Rechnungen mit CFEST, daß die explizite Berücksichtigung der tektonischen Störzonen im hydrogeologischen Rechenmodell sich in im

Detail unterschiedlichen Potentialverläufen und Freisetzungswegen äußert. Insgesamt ergeben sich aber ähnliche Resultate wie beim Oxfordszenario. Allerdings treten die Maximalkonzentrationen beim Störzonenmodell zu späteren Zeitpunkten auf.

Die Freisetzung erfolgt vorwiegend im Norden des Untersuchungsgebietes, wo das Alb ausstreicht. Die Untersuchungen haben die zentrale Bedeutung des Alb als Barriereformation, die auch in den Störzonen keine erhöhte Durchlässigkeit aufweist, verdeutlicht.

Eine weitere Vergleichsrechnung haben wir auf der Basis des NLFb-Datensatzes /16, 17/ mit NAMMU-Ergebnissen (vgl. Kap. 3.2.2 und Kap. 4.2.6.1 dieses Gutachtens) durchgeführt. Dazu haben wir aus den Trajektorienberechnungen im 3D-Modell den Freisetzungsweg mit der kürzesten Laufzeit vom Endlager zur Biosphäre ermittelt. Es ergibt sich ein Transportweg, der die Schichten des Oxford, Dogger, Dogger- β -Sandstein, Dogger, Cornbrash, Dogger, Oxford, Kimmeridge und Wealden durchläuft. Für die Radionuklidtransportrechnungen wurde daraus eine repräsentative eindimensionale Stromröhre entwickelt, die zur Berechnung des eindimensionalen Nuklidtransportes mit SWIFT Verwendung findet. Größe und Breite der Stromröhre wurden aus der Durchströmungsrate und der Darcy-Geschwindigkeit im Teilabschnitt Oxford ermittelt. Für die Stromröhre wurde die Gesamtlauflänge der Partikel von 28 066 m in 386 Blöcke unterschiedlicher Länge diskretisiert. Laufzeiten und Laufwege haben wir im Einklang mit der in NAMMU berechneten Durchströmungsrate (2 030 m³/a) durch das Endlager und mit den Darcy-Geschwindigkeiten in den einzelnen durchlaufenen Formationen konservativ dem 1D-Modell angepaßt /70/.

In die Radionuklid-Transport-Rechnungen gehen die absoluten Porositäten der einzelnen Formationen bei der Behandlung der Sorption mit ein. Daher müssen zur Einstellung der Retardation Umrechnungsfaktoren für den Modell- K_D -Wert aus den absoluten und den effektiven Gebirgsporositäten der Formationen ermittelt werden /70/. Die Daten zu den Gebirgsporositäten sind den Unterlagen des geologischen Gutachters /16, 73/ entnommen.

Als relevante Einzelnuklide haben wir mit diesem Modell die Ausbreitung von C 14, Cl 36, Ca 41, Ni 59, Se 79, Zr 93, Tc 99, Sn 126, I 129 und Cs 135 betrachtet, dazu die vier in Kap. 4.2.6.1 dieses Gutachtens beschriebenen Zerfallsreihen /70/.

Konzentrationsverdünnungen auf dem Transportweg durch zutretende Grundwässer und beim Übertritt in die einzelnen Schichten (Cornbrash, Dogger- β -Sandstein, Cornbrash, Oxford, Wealden) wurden nicht berücksichtigt; insofern werden die Konzentrationen überschätzt. Es wurde mit konstanten K_D -Werten entlang des Strömungsweges gerechnet. Diese Vorgehensweise weicht von der des Antragstellers ab, der eine Zunahme der K_D -Werte mit zunehmender Verdünnung und damit eine zunehmende Retardation der Radionuklide in Ansatz gebracht hat /70/ und somit niedrigere Konzentrationen ermittelt.

Die Nuklidkonzentrationen im Quartär als Ergebnis dieser Rechnungen werden in Kap. 4.3.5 dargestellt.

4.3.4 Alte Bohrungen und Schächte

Bei der Modellierung einer möglichen Radionuklid-Ausbreitung über alte Bohrungen /EU 339, EU 455/ oder die verfüllten Schächte /EU 463/ greift der Antragsteller auf seine in Kap. 3.3 dieses Gutachtens beschriebenen Grundwassertransport-Rechnungen zurück. Die Freisetzungsraten der Radionuklide aus dem Grubengebäude haben wir im Kap. 4.2.6.2 dieses Gutachtens betrachtet.

Die hydrogeologischen Modellrechnungen zeigen bei den repräsentativen Rechenfällen mögliche Transportwege längs der Bohrungen Bleckenstedt 1, Sauingen 1, Üfingen 1 und 2 und Vechelde 3 /EU 455/ sowie längs des Schachtes Konrad 1 /EU 463/ auf. Insgesamt behandelt der Antragsteller sechs Varianten. Er verwendet zur numerischen Simulation der Nuklidausbreitung den Rechencode RANCHMD /EU 340/. Mit diesem führt er eindimensionale Transportrechnungen längs zuvor definierter Grundwasser-Transportwege durch. Da die hydrogeologischen Modellrechnungen keine direkten Stromlinien in die Bohrungen oder Schächte ergeben, wurden diese Ausbreitungswege so definiert, daß sie die möglichen kürzesten Fließwege zu einer Bohrung oder einem Schacht enthalten sowie die entsprechende Struktur selbst. Modelliert wird der advective Transport unter Berücksichtigung der Dispersion sowie der Matrixdiffusion in die Bereiche der Unterkreide um die Bohrung oder den Schacht. Weiterhin werden aus den Grundwasserrechnungen entsprechende Verdünnungsfaktoren für Zuflüsse aus den Formationen angesetzt.

Der Antragsteller wählt für seine Nuklid-Ausbreitungsrechnungen zwei repräsentative Nuklide aus, die einen zuverlässigen Hinweis auf die möglichen Auswirkungen geben können. Als typisch für die nicht-sorbierenden Nuklide wird I 129 genommen. Dieses Nuklid weist eine der höchsten molaren Konzentrationen im Abfluß des Endlagers auf und ist auch radioökologisch signifikant. Das langlebige Uran-Isotop U 238 bestimmt den Freisetzungsverlauf seiner radioökologisch signifikanten Tochternuklide, insbesondere des Ra 226, und wird deshalb als repräsentativ für alle sorbierenden Nuklide betrachtet.

Für die Nuklidausbreitung durch alte Bohrungen stellt der Antragsteller sechs alternative Fließwege vor /EU 455/. Die berechneten Wege und Zeiten ins Quartär und die maximalen Aktivitätskonzentrationen für die beiden repräsentativen Nuklide sind beispielhaft für die Bohrungen Bleckenstedt 1 und Vechelde 3 in Tabelle 4-15 aufgeführt. Mit diesen Bohrungen sind die höchsten ermittelten Konzentrationen verbunden.

Für die Nuklidausbreitung durch die verfüllten Schächte errechnet der Antragsteller Wege, Zeiten und maximale Aktivitätskonzentrationen für einen Fließweg durch den Schacht Konrad 1 /EU 463/. Sie sind in Tabelle 4-14 aufgeführt. Angegeben sind dort die maximalen Konzentrationen in verschiedenen Schichten und deren Zeitpunkte.

Bewertung

Die Ergebnisse der hydrogeologischen Rechnungen des Antragstellers /EU 455, EU 463/ zeigen einen Einfluß der alten Bohrungen und der Schächte auf das Grundwasserpotentialfeld. Die Durchflüsse durch diese Strukturen sind jedoch gering. Die Radionuklidtransportrechnungen des Antragstellers mit dem Rechenprogramm RANCHMD zeigen, daß die Maximalkonzentrationen für die repräsentativen Radionuklide I 129 und U 238 bei den Bohrungen Bleckenstedt 1 bzw. Vechelde 3 zwar wesentlich früher auftreten, aber um mehrere Größenordnungen geringer sind als im Referenzfall ohne Modellierung der Bohrungen und Schächte (vgl. Kap. 4.3.5). Das NLfB /59, 60/ hat die wesentlichen Eingangsdaten für die Retardation bei diesen Rechnungen bestätigt.

Unsere Ergebnisse zeigen, daß sowohl durch die alten Bohrungen als auch durch die verfüllten Schächte keine relevanten Ausbreitungspfade gegenüber dem Referenzmodell ohne Bohrungen und Schächte auffindbar sind. Daher erachten wir die

Durchführung zusätzlicher eigener Nuklidtransportrechnungen über alte Bohrungen und Schächte nicht für notwendig /61/. Wir haben keine Einwände gegen das Vorgehen des Antragstellers.

Das von uns eingesetzte Rechenprogramm NAMMU liefert die Möglichkeit, dreidimensionale Transportrechnungen durchzuführen. Wir haben damit Rechnungen zur Ausbreitung eines idealen Tracers (keine Sorption) aus dem Endlager auf der Basis des NLFB-Datensatzes mit Berücksichtigung der Schächte und alten Bohrungen durchgeführt.

Durch die Diskretisierung des Modellgebiets ergaben sich allerdings gewisse Einschränkungen hinsichtlich der Größe der Dispersionslänge. Aus Gründen der numerischen Stabilität ist diese so zu wählen, daß sie den halben Knotenabstand nicht unterschreitet. Bei maximaler Elementgröße von eintausend Metern sowie quadratischer Interpolation ergab das eine longitudinale Dispersionslänge von 250 m, ein Wert, der im oberen Bereich der in der Literatur berichteten experimentell ermittelten Werte liegt. Im allgemein wäre eine so große Dispersionslänge nicht notwendigerweise konservativ. Im vorliegenden Fall erscheint dieser Wert aber als tragbar, da das Hauptuntersuchungsziel die Ausbreitung des Tracers längs der in Grubennähe befindlichen alten Bohrungen und Schächte ist. Hier ist die durch Dispersion bewirkte Verdünnung von untergeordneter Bedeutung /61/.

4.3.5 Konzentration radioaktiver Stoffe im nutzbaren Grundwasserleiter

Antragsteller und Gutachter sehen das Quartär als nutzbaren Grundwasserleiter an. Der Antragsteller führt die Konzentration ausgewählter radioaktiver Stoffe im Quartär als Ergebnis seiner in den vorangegangenen Unterkapiteln betrachteten Rechnungen im Plan /1/ und in den erläuternden Unterlagen /EU 353, EU 396/ für Unterkreide- und Oxford-szenario seines stratigraphischen Modells auf. Für den hypothetischen Ausbreitungsweg Cornbrashszenario hat er keine numerischen Berechnungen durchgeführt; stattdessen zeigt er mit einer Abschätzung, daß dieses Szenario durch sein Oxfordszenario mit abgedeckt wird /EU 76.1, EU 396/. Aus dem gleichen Grund ermittelt er keine Rechenergebnisse zur Nuklidkonzentration im Quartär für sein tektonisches Modell.

4.3.5.1 Konzentration auf Basis des stratigraphischen Modells

Die vom Antragsteller errechneten Maximalwerte für Radionuklid-Konzentrationen im Quartär für Unterkreide- und Oxfordszenario des stratigraphischen Modells haben wir in Tab. 4-16 zusammengetragen und den eigenen Rechnungen gegenübergestellt. Für das Oxfordszenario sind die Antragsteller-Ergebnisse in Abb. 4-1 graphisch dargestellt. Bei den Nukliden Th 232, Ra 228, Th 228, Ra 224, Np 237, U 233 und Th 229 werden nach den Antragsteller-Rechnungen die Maximalkonzentrationen im Quartär noch nicht innerhalb der angegebenen Simulationszeit von 10^8 Jahren erreicht /EU 121.3, EU 396/; hierfür sind die jeweiligen Maximalkonzentrationen an deren aktuellem Ort zum Ende der Simulationszeit unter Berücksichtigung der Verdünnung längs des gesamten Ausbreitungsweges angegeben.

Eine Verdünnung der Radionuklidkonzentrationen entlang des Ausbreitungsweges findet für den Ausbreitungsweg Oxford statt. Hier strömt von unten aus den Doggertonen unkontaminiertes Tiefenwasser in das Oxford. Eine weitere Verdünnung der Radionuklidkonzentrationen geschieht in beiden Ausbreitungswegen, wenn sich das aufströmende kontaminierte tiefe Grundwasser mit dem oberflächennahen quartären Grundwasser mischt. Für den Ausbreitungsweg Unterkreide ergibt sich insgesamt eine Verdünnung um den Faktor 10 /1, 87/. Für den Ausbreitungsweg Oxford ergibt sich insgesamt eine Verdünnung um den Faktor 70 /EU 76.1, EU 326, EU 396/.

Bewertung

Gegen die Verwendung eines Verdünnungsfaktors bei eindimensionalen Transportrechnungen haben wir keine Einwände. Der Verdünnungsfaktor 70 für das Oxfordszenario wie auch der Faktor 10 für das Unterkreideszenario werden vom NLFb als konservativ eingeschätzt /17, 87/.

Die eindimensionalen Transportrechnungen des Antragstellers haben wir für beide Szenarien und zwei Zerfallsketten nachvollzogen und identische Ergebnisse erhalten (vgl. Kap. 4.3.2) /70/.

Das Transportverhalten der Spaltprodukte im Oxfordszenario des Antragstellers haben wir exemplarisch mit Hilfe analytischer Methoden auf der Basis der Unterlagen

/EU 76.1, EU 396/ überprüft /70/. Unsere Ergebnisse haben wir in Tab. 4-16 mit aufgenommen. Die errechneten Maximalkonzentrationen am Aufpunkt im Quartär sind in der gleichen Größenordnung wie die Daten des Antragstellers. Die Transportzeiten dieser Maxima im oberflächennahen Grundwasserleiter entsprechen denen des Antragstellers.

Insgesamt geben unsere Prüfungen, auch mit dem Programm CFEST (vgl. Kap. 4.3.2), keine Hinweise, daß bei den radiologisch relevanten Radionukliden höhere Nuklidkonzentrationen auftreten können, als der Antragsteller in Plan /1/ ausgewiesen hat.

4.3.5.2 Konzentration auf Basis des Störzonenmodells

Der Antragsteller hat zum Störzonenmodell keine Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, da seiner Ansicht nach die Ergebnisse des stratigraphischen Modells die möglichen Auswirkungen abdecken.

Bewertung

Nach unseren Vergleichsrechnungen mit NAMMU/SWIFT und dem NLFb-Datensatz (vgl. Kap. 4.3.3) zeigt von den ausgewählten Radionukliden das I 129 sowohl die höchste Nuklidkonzentration am Aufpunkt im Quartär als auch aufgrund der fehlenden Sorption eine Transportzeit für das Konzentrationsmaximum entsprechend der Wasserlaufzeit. Das Maximum wird mit etwa $2.6 \cdot 10^{-2}$ Bq/l unter Berücksichtigung der Verdünnungswassermenge bei einer Transportzeit von 300 000 Jahren erreicht (s. Tab. 4-16, Abb. 4-2). Die Nuklide Cl 36, Ca 41 und Sn 126 weisen eine um etwa eine Größenordnung niedrigere Maximalkonzentration auf. In der Größenordnung ähnliche Konzentrationen wie Ca 41 und Cl 36 - jedoch zu späteren Zeiten verschoben - erreicht das Nuklid Ni 59. Tc 99 weist wiederum eine geringere maximale Konzentration auf und ist zu späteren Zeiten hin verschoben. Aufgrund ihrer niedrigen Konzentration wurden das kurzlebige Radionuklid C 14 und die retardierten Nuklide Zr 93 und Cs 135 nicht dargestellt /70/ (vgl. Kap. 4.3.3).

Die nichtretardierenden Radionuklide mit langen Halbwertszeiten sollten Transportzeiten ihrer Maxima aufweisen wie die Wasserlaufzeiten (ca. 330 000 a). Aufgrund des heterogenen Stromröhrenaufbaues des Rechenmodells und der daraus resultierenden numerischen Dispersion eilt das Maximum der Konzentrationsverteilung - unter Abschwächung - der Wasserbewegung vor.

Für die Nuklidketten zeigen unsere Rechnungen /70/, daß die Tochternuklide U 238, U 236, U 234 und Ra 226 nach mehreren Millionen Jahren ihr Konzentrationsmaximum von etwa $1.6 \cdot 10^{-3}$ Bq/l nach der Verdünnung im Quartär erreichen (s. Tab. 4-16, Abb. 4-3). Die Konzentrationen der Nuklide U 235 und Th 230 liegen bei vergleichbaren Transportzeiten um etwa eine Größenordnung niedriger. Die Konzentration von Th 232 liegt um weitere 4 Größenordnungen niedriger, die von Pa 231 um zwei Größenordnungen. Alle anderen betrachteten Mutter- und Tochternuklide sind nicht relevant und haben am Aufpunkt Werte unterhalb einer Konzentrationsschwelle von 10^{-8} Bq/l, oder ihr Maximum tritt nach mehr als 10 000 000 Jahren auf.

Insgesamt erhalten wir für das Gutachter-Modell nuklidspezifische Konzentrationen, die bei fast allen Nukliden in der gleichen Größenordnung sind wie die Ergebnisse des Antragstellers zum stratigraphischen Modell.

4.3.5.3 Ausbreitung über Schächte und alte Bohrungen

Die mögliche Ausbreitung radioaktiver Nuklide aus dem Endlager über Schächte und alte Bohrungen ins Quartär haben wir in Kap. 4.3.4 dieses Gutachtens betrachtet. Die vom Antragsteller errechneten maximalen Aktivitätskonzentrationen im Quartär sind dort in den Tabellen 4-14 und 4-15 mit aufgeführt. Der Vergleich mit den Zahlenwerten in Tab. 4-16 zeigt, daß die Maximalkonzentration für die repräsentativen Radionuklide I 129 und U 238 bei den Bohrungen Bleckenstedt 1 und Vechelde 3 zwar wesentlich früher auftreten, aber um mehrere Größenordnungen geringer sind als bei den Modellen ohne Bohrungen und Schächte.

Bewertung

Der Antragsteller hat trotz konservativer Annahmen zum Einfluß der alten Bohrungen und Schächte festgestellt, daß sowohl die alten Bohrungen als auch die Schächte keine relevanten Pfade für eine Freisetzung von Radionukliden in die Biosphäre darstellen. Aufgrund unserer eigenen Analysen, denen die oben erläuterten anderen Ansätze und Annahmen zugrunde liegen, können wir diese Aussage auch auf der Grundlage des Gutachtermodells bestätigen.

4.3.5.4 Bewertung der Aktivitätskonzentration im nutzbaren Grundwasserleiter

Die nuklidspezifischen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser, die wir für das Gutachter-Modell errechnet haben, sind bei fast allen Nukliden in der gleichen Größenordnung wie die Ergebnisse des Antragstellers zum stratigraphischen Modell (vgl. Tab. 4-16).

In Tabelle 4-17 haben wir zum Vergleich Werte für heute vorhandene natürliche radioaktive Stoffe im Grundwasser und im Auslauf des Regenrückhaltebeckens Üfingen unseren Ergebnissen des Gutachtermodells gegenübergestellt. Die Werte zum Grundwasser geben die Bandbreite natürlicher Konzentrationen in der Bundesrepublik Deutschland wieder /89/. Hiervon ausgenommen ist der Wert für I 129, der eine obere Grenze von mehreren Meßwerten darstellt /90/, wobei nicht geklärt ist, ob er durch Spaltprodukte aus Atombombentests verfälscht ist. Dieser Wert wird von dem von uns errechneten Wert für I 129 im Quartär in 300 000 Jahren um mehrere Größenordnungen überschritten. Dieser große Unterschied ist darin begründet, daß I 129 in der Natur nur in geringsten Spuren auftritt, da Bildungsmechanismen, wie Spontanspaltungen des Urans oder Wechselwirkungen kosmischer Strahlung mit der Atmosphäre, mit sehr geringen Wahrscheinlichkeiten verbunden sind.

Die anderen Konzentrationen des Gutachtermodells für Isotope aus den Zerfallsreihen liegen im unteren Bereich der aufgezeigten Bandbreite heute in der Natur vorhandener Werte. In der Standortregion wurde die Konzentration von Ra 226 im quartären Grundwasser bestimmt /EU 50/. Zwei Meßwerte von 0,1 und 0,2 Bq/l liegen im oberen Bereich

der in der Tab. 4-17 angegebenen Bandbreite. Die Konzentrationen anderer Proben überschritten nicht die angegebenen Nachweisgrenzen von ca. 0,02 Bq/l.

Bei der Behandlung der Chemotoxizität (vgl. Kap. 5.4) hat der Antragsteller einen Verdünnungsfaktor von 1000 verwendet, der das Konzentrationsverhältnis von Schadstoffen im Grubengebäude und im nutzbaren Grundwasser beschreibt. Nach unseren Ausbreitungsrechnungen ist dieser Faktor für das nicht sorbierende Radionuklid I 129 größer als 10^4 .

Die aus den Konzentrationen radioaktiver Stoffe resultierenden Strahlenexpositionen für die Radionuklide der Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie der Zerfallsreihen behandeln wir in Kapitel 5 dieses Gutachtens.

4.4 Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase

Zur Endlagerung sind auch Abfallgebinde vorgesehen, die Restmengen an spaltbaren Stoffen in fester Form enthalten können. Mit dem Zutreten von Tiefenwässern in den Endlagerbereich können diese Restmengen aus dem Abfallprodukt ausgelaugt werden. Deshalb hat der Antragsteller untersucht, ob in der Nachbetriebsphase die Kritikalitätssicherheit im Grubengebäude und in der Geosphäre sichergestellt ist /EU 342/.

Stellvertretend für andere Nuklide hat der Antragsteller für den Bereich des Grubengebäudes Pu 239 betrachtet. Das Pu 241 ist zwar reaktiver, kann aber für die Betrachtungen zur Nachbetriebsphase wegen der kurzen Halbwertszeit von 14,4 a hier vernachlässigt werden.

Das einlagerbare Aktivitätsinventar ist nach den Endlagerungsbedingungen /EU 117/ begrenzt. Der Antragsteller geht davon aus, daß sich diese Aktivität homogen in einer Einlagerungskammer oder dem Endlagerbereich verteilt, und stellt fest, daß diese Konzentrationen um Größenordnungen unter den kleinsten Werten der kritischen Konzentrationen liegen werden. Auch bei Sorption des Plutoniums an Zement oder Gestein oder bei Lösung des Plutoniums in der Wassermenge, die im Resthohlraumvolumen zur Verfügung steht, können kritische Pu-Konzentrationen nicht erreicht werden.

Nach der erläuternden Unterlage /EU 341/ werden höchstens 6,3 % des Pu 239-Inventars aus dem Endlagerbereich in das umgebende Wirtsgestein freigesetzt. Deshalb ist Pu 239 für Kritikalitätsbetrachtungen in der Geosphäre nicht relevant. Vom Antragsteller wird hierzu U 235 mit seiner langen Halbwertszeit herangezogen.

Nach den Ausbreitungsrechnungen des Antragstellers für verschiedene Radionuklide ergibt sich entlang des Weges durch die Geosphäre eine weitere Verdünnung der Konzentration um etwa einen Faktor 10^4 . Somit besteht hier ein großer Abstand zu kritischen Konzentrationen.

Bewertung

Der Antragsteller hat in seinen Untersuchungen die homogene Verteilung der Radioaktivität in der Einlagerungskammer oder im Endlagerbereich betrachtet. Inhomogenitäten, d.h. lokal auf kleinste Bereiche beschränkte Anreicherungen, haben nach unserer Einschätzung wegen der Langsamkeit der ablaufenden Prozesse keine sicherheitstechnische Bedeutung. Insgesamt erscheint uns die vom Antragsteller gewählte Vorgehensweise, exemplarisch für Einzelnuklide die Kritikalitätssicherheit für die Nachbetriebsphase zu belegen, angemessen. Die vom Antragsteller ermittelten Massen an Pu 239 sind aber bei den Betrachtungen zu hoch abgeschätzt, da für dieses Nuklid ein Antragswert für die Gesamtaktivität festgelegt wurde (s. Kap. 3.1.4 unseres Gutachtens, Teil 1, zu Standort, Bau und Anlagentechnik). Das bedeutet, daß die zu erwartenden Nuklidkonzentrationen niedriger sein werden und sich der Abstand zu kritischen Konzentrationen weiter erhöht.

Die vom Antragsteller der Bewertung zugrunde gelegten kleinsten kritischen Konzentrationen haben wir überprüft und können sie bestätigen (s. Kap. 2.7 unseres Gutachtens, Teil 1). Die vom Antragsteller abgeschätzten Pu-Konzentrationen, z.B. für eine Einlagerungskammer oder im Tiefenwasser, haben wir nachvollzogen. Auch wenn einige Randbedingungen wie z.B. die Sorbensmasse oder das Resthohlraumvolumen nicht genau bestimmt werden können, so werden doch die Aussagen zur Kritikalitätssicherheit dadurch nicht in Frage gestellt, da der Abstand der Pu-Konzentration zu kritischen Konzentrationen mehrere Größenordnungen beträgt.

Den vom Antragsteller angegebenen Verdünnungsfaktor für den Transport vom Endlagerbereich bis zur Geosphäre von etwa 10^4 können wir auf der Grundlage unserer Ausbreitungsrechnungen bestätigen. Auch die vom NLFB /73/ angegebenen Bandbreiten der K_D -Werte für Plutonium oder Uran, welche die Sorptionseigenschaften der geologischen Schichten entlang des Ausbreitungsweges beschreiben, liegen in einem Bereich, der nur zu Konzentrationen führen kann, die deutlich unter kritischen Konzentrationen liegen.

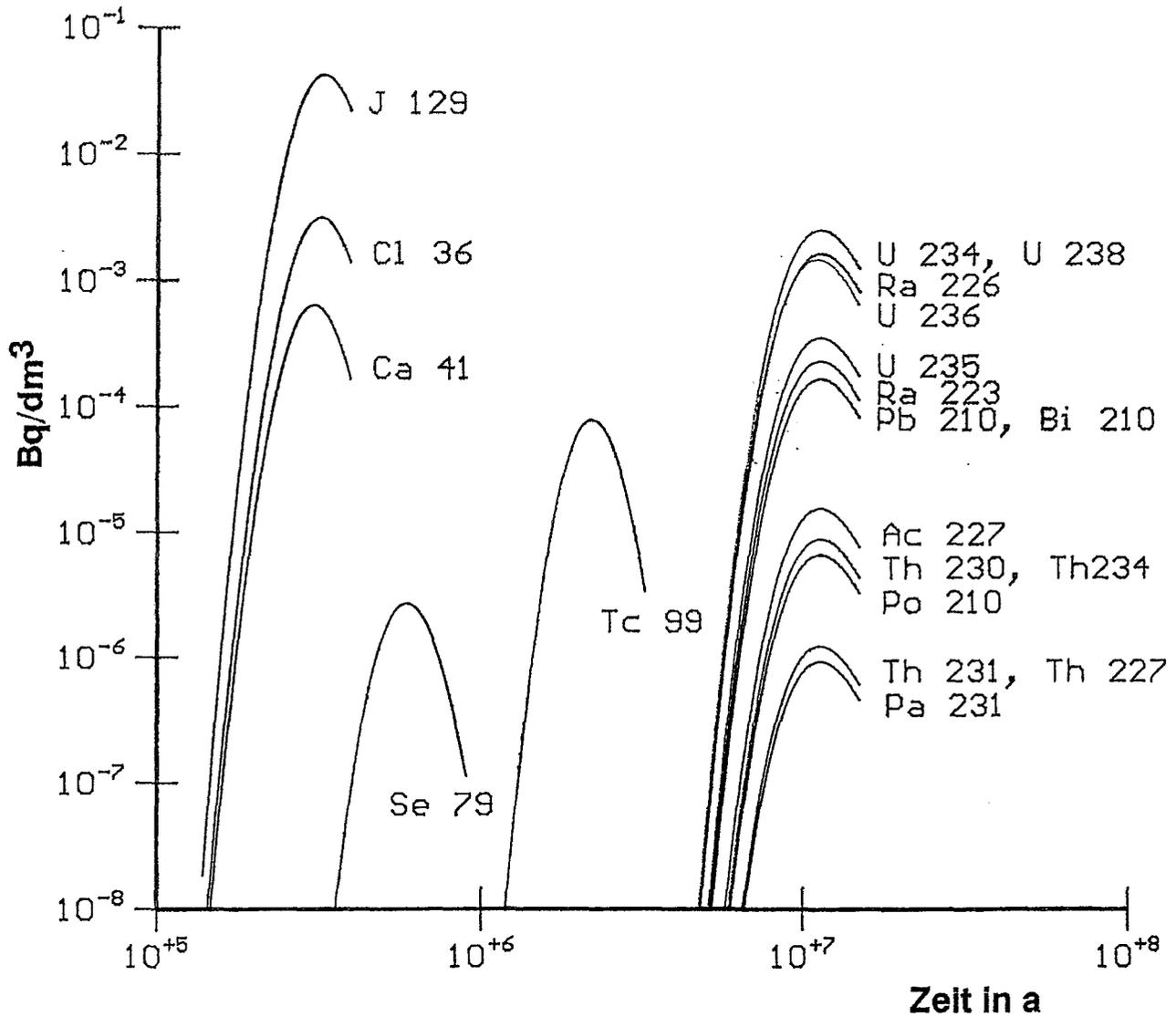


Abb. 4-1: Zeitlicher Verlauf der Radionuklid-Konzentrationen [Bq/l] im Quartär bei Ausbreitung über das Oxford (Antragsteller-Angaben, entnommen aus /1/)
 Blau: Uran-Radium-Zerfallsreihe
 Rot: Actinium-Zerfallsreihe

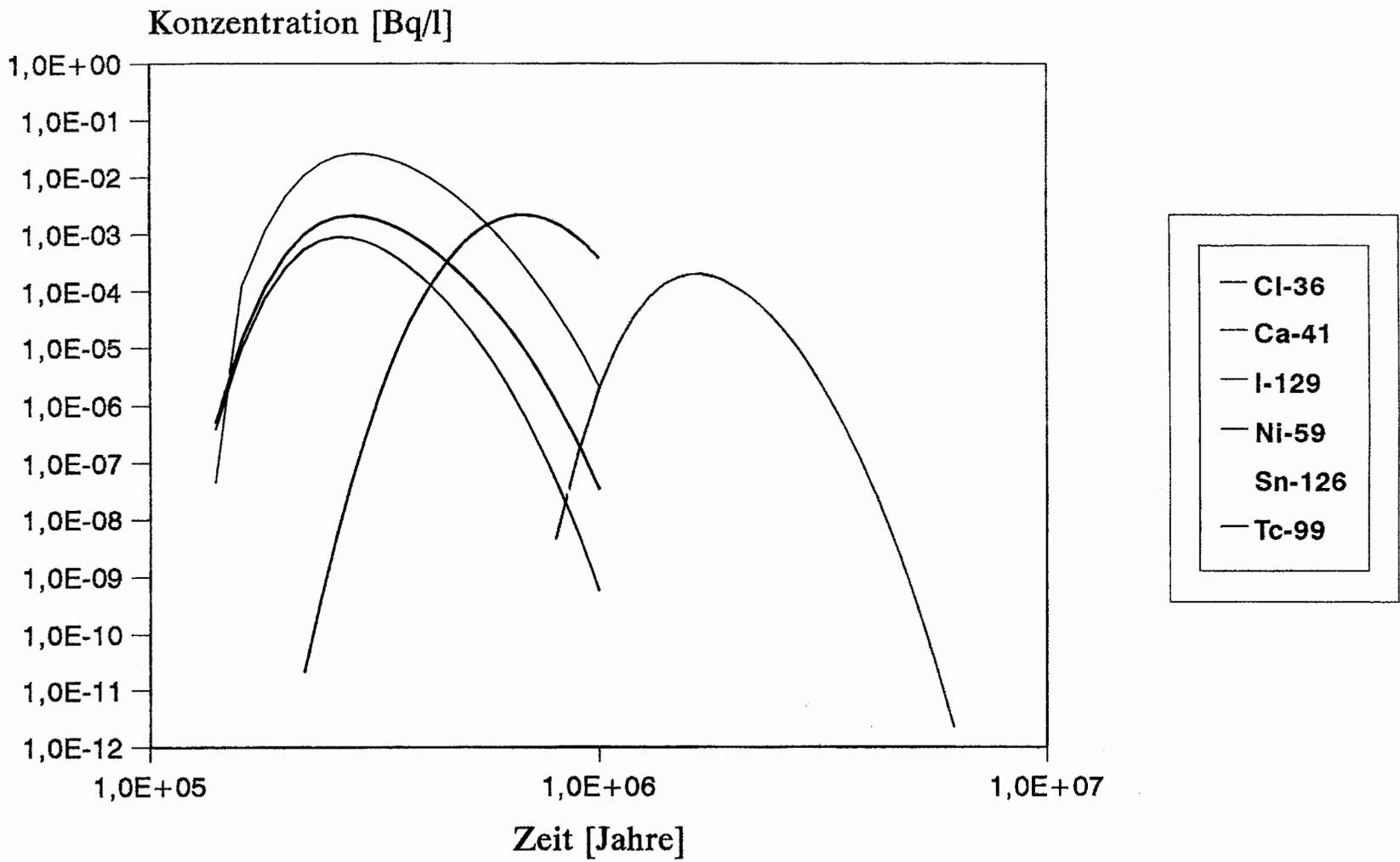


Abb. 4-2: Zeitlicher Verlauf der Radionuklidkonzentration im Quartär (Gutachtermodell, nach Verdünnung um Faktor 70)

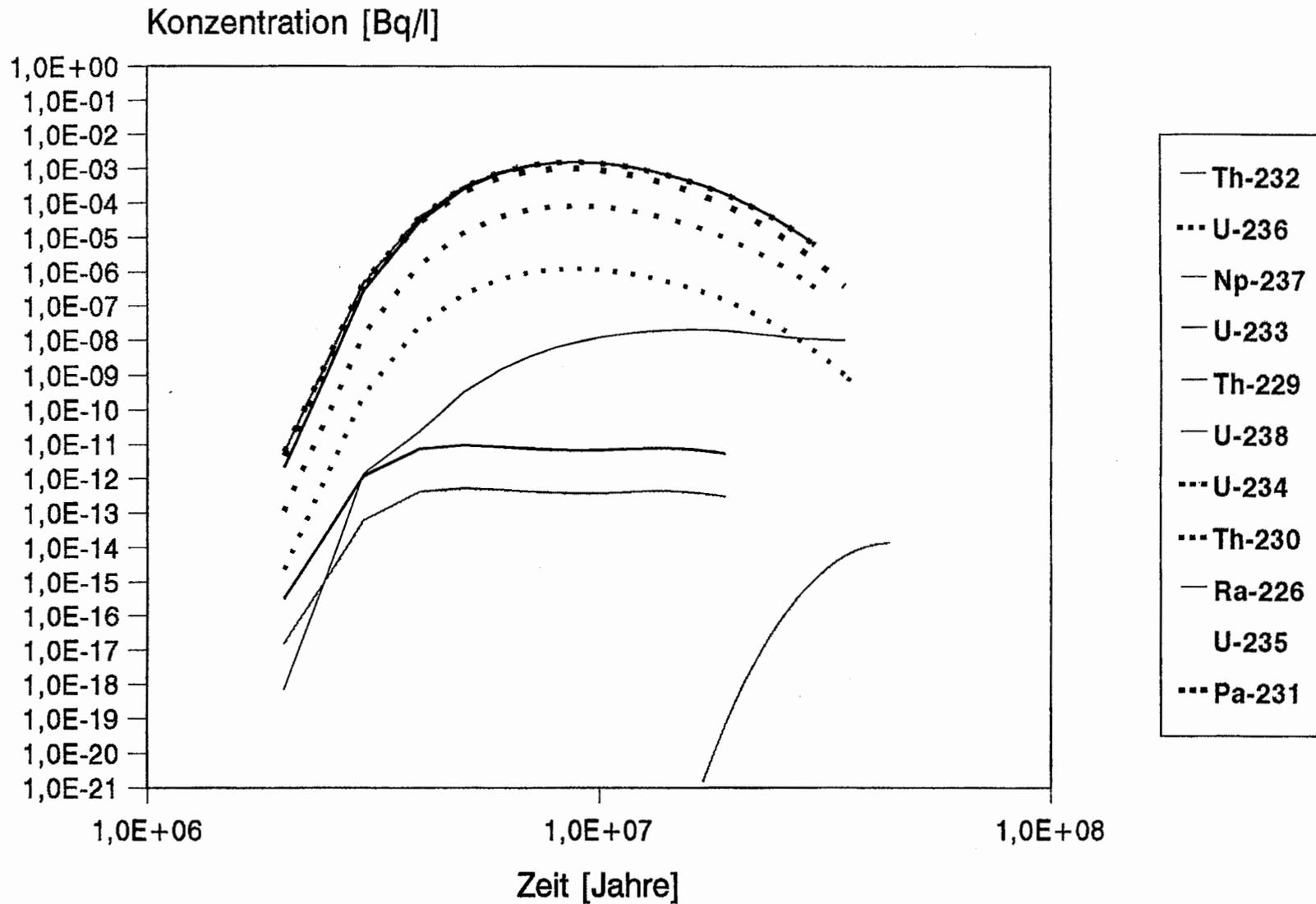


Abb. 4-3: Zeitlicher Verlauf der Radionuklidkonzentration im Quartär
(Gutachtermodell, nach Verdünnung um Faktor 70)

Tabelle 4-1: Aktivitätsinventar nach 1500 Jahren
(Nur Nuklide mit mehr als 150 Jahren Halbwertszeit)

Nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Dosisfaktor (Sv/Bq)	Anfangsinv. (Bq)	Akt-Inventar (Bq)	Dosis (Sv)	Summe (Sv)	Relevanz ($>3E-5/I/$)
I 129	0.157E+08	0.670E-07	0.250E+14	0.250E+14	1674888.75	0.16749E+07	JA
C 14	0.573E+04	0.57UE-09	0.830E+14	0.692E+14	39459.30	0.17143E+07	JA
Ni 59	0.750E+05	0.570E-10	0.450E+15	0.444E+15	25296.87	0.17396E+07	JA
Tc 99	0.213E+06	0.390E-09	0.260E+14	0.259E+14	10090.62	0.17497E+07	JA
Sn 126	0.100E+06	0.530E-08	0.360E+12	0.356E+12	1888.26	0.17516E+07	JA
Cs 135	0.230E+07	0.190E-08	0.380E+12	0.380E+12	721.67	0.17523E+07	JA
Zr 93	0.153E+07	0.450E-09	0.100E+13	0.999E+12	449.69	0.17528E+07	JA
Se 79	0.650E+05	0.240E-08	0.120E+12	0.118E+12	283.43	0.17531E+07	JA
Cl 36	0.301E+U6	0.82UE-09	0.110E+12	0.110E+12	89.89	0.17532E+07	JA
Ca 41	0.103E+06	0.350E-09	0.150E+12	0.148E+12	51.97	0.17532E+07	JA
Nb 94	0.203E+05	0.190E-08	0.450E+10	0.428E+10	8.12	0.17532E+07	
Gd 152	0.110E+15	0.430E-07	0.820E+00	0.820E+00	0.00	0.17532E+07	
Sm 147	0.106E+12	0.500E-07	0.190E+05	0.190E+05	0.00	0.17532E+07	
Pd 107	0.650E+07	0.400E-10	0.130E+08	0.130E+08	0.00	0.17532E+07	
Mo 93	0.350E+04	0.330E-09	0.440E+08	0.327E+08	0.01	0.17532E+07	
Rb 87	0.470E+11	0.130E-08	0.700E+05	0.700E+05	0.00	0.17532E+07	
Be 10	0.160E+07	0.120E-08	0.110E+04	0.110E+04	0.00	0.17532E+07	

Tabelle 4-2: Aktivitätsinventar nach 3000 Jahren
(Nur Nuklide mit mehr als 150 Jahren Halbwertszeit)

Nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Dosisfaktor (Sv/Bq)	Anfangsinv. (Bq)	Akt. Inventar (Bq)	Dosis (Sv)	Summe (Sv)	Relevanz ($>3E-5/I/$)
I 129	0.157E+08	0.670E-07	0.250E+14	0.250E+14	1674777.75	0.16748E+07	JA
C 14	0.573E+04	0.570E-09	0.830E+14	0.577E+14	32911.34	0.17077E+07	JA
Ni 59	0.750E+05	0.570E-10	0.450E+15	0.438E+15	2494B.60	0.17326E+07	JA
Tc 99	0.213E+06	0.390E-09	0.260E+14	0.257E+14	10041.49	0.17427E+07	JA
Sn 126	0.100E+06	0.530E-08	0.360E+12	0.353E+12	1868.73	0.17445E+07	JA
Cs 135	0.230E+07	0.190E-08	0.380E+12	0.380E+12	721.35	0.17453E+07	JA
Zr 93	0.153E+07	0.450E-09	0.100E+13	0.999E+12	449.39	0.17457E+07	JA
Se 79	0.650E+05	0.240E-08	0.120E+12	0.116E+12	278.93	0.17460E+07	JA
Cl 36	0.301E+06	0.820E-09	0.110E+12	0.109E+12	89.58	0.17461E+07	JA
Ca 41	0.103E+06	0.350E-09	0.150E+12	0.147E+12	51.45	0.17461E+07	JA
Nb 94	0.203E+05	0.190E-08	0.450E+10	0.406E+10	7.72	0.17461E+07	
Gd 152	0.110E+15	0.430E-07	0.820E+00	0.820E+00	0.00	0.17461E+07	
Sm 147	0.106E+12	0.500E-07	0.190E+05	0.190E+05	0.00	0.17461E+07	
Pd 107	0.650E+07	0.400E-10	0.130E+08	0.130E+08	0.00	0.17461E+07	
Mo 93	0.350E+04	0.330E-09	0.440E+08	0.243E+08	0.01	0.17461E+07	
Rb 87	0.470E+11	0.130E-08	0.700E+05	0.700E+05	0.00	0.17461E+07	
Be 10	0.160E+07	0.120E-08	0.110E+04	0.110E+04	0.00	0.17461E+07	

Tabelle 4-3: Aktivitätsinventar nach 10.000 Jahren
(Nur Nuklide mit mehr als 150 Jahren Halbwertszeit)

Nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Dosistaktor (Sv/Bq)	Anfangsinv. (Bq)	Akt-Inventar (Bq)	Dosis (Sv)	Summe (Sv)	Relevanz (>3E-5/I/)
I 129	0.157E+08	0.670E-07	0.250E+14	0.250E+14	1674260.50	0.16743E+07	JA
Ni 59	0.150E+05	0.570E-10	0.450E+15	0.410E+15	23385.68	0.16976E+07	JA
C 19	0.573E+04	0.570E-09	0.830E+14	0.248E+14	14112.22	0.17118E+07	JA
Tc 99	0.213E+06	0.390E-09	0.260E+14	0.252E+14	9815.33	0.17216E+07	JA
Sn 126	0.100E+06	0.530E-08	0.360E+12	0.336E+12	1780.23	0.17234E+07	JA
Cs 135	0.230E+07	0.190E-08	0.380E+12	0.379E+12	719.83	0.17241E+07	JA
Zr 93	0.153E+07	0.450E-09	0.100E+13	0.995E+12	447.97	0.17245E+07	JA
Se 79	0.650E+05	0.240E-08	0.120E+12	0.108E+12	258.87	0.17248E+07	JA
Cl 36	0.301E+06	0.820E-09	0.110E+12	0.107E+12	88.15	0.17249E+07	JA
Ca 41	0.103E+06	0.350E-09	0.150E+12	0.140E+12	49.08	0.17249E+07	
Nb 94	0.203E+05	0.190E-08	0.450E+10	0.320E+10	6.08	0.17249E+07	
Gd 152	0.110E+15	0.430E-07	0.820E+00	0.820E+00	0.00	0.17249E+07	
Sm 147	0.106E+12	0.500E-07	0.190E+05	0.190E+05	0.00	0.17249E+07	
Pd 107	0.650E+07	0.400E-10	0.130E+08	0.130E+08	0.00	0.17249E+07	
Mo 93	0.350E+04	0.330E-09	0.440E+08	0.607E+07	0.00	0.17249E+07	
Rb 87	0.470E+11	0.130E-08	0.700E+05	0.700E+05	0.00	0.17249E+07	
Be 10	0.160E+07	0.120E-08	0.110E+04	0.110E+04	0.00	0.17249E+07	

Tabelle 4-4: Aktivitätsinventar nach 100.000 Jahren
(Nur Nuklide mit mehr als 150 Jahren Halbwertszeit)

Nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Dosisfaktor (Sv/Bq)	Anfangsinv- (Bq)	Akt-Inventar (Bq)	Dosis (Sv)	Summe (Sv)	Relevanz (>3E-S/I/)
I 129	0.157E+08	0.670E-07	0.250E+14	0.249E+14	1667620.75	0.16676E+07	JA
Ni 59	0.750E+05	0.570E-10	0.450E+15	0.179E+15	10179.21	0.16778E+07	JA
Tc 99	0.213E+06	0.390E-09	0.260E+14	0.188E+14	7323.34	0.16851E+07	JA
Sn 126	0.100E+06	0.530E-08	0.360E+12	0.180E+12	954.00	0.16861E+07	JA
Cs 135	0.230E+07	0.190E-08	0.380E+12	0.369E+12	700.57	0.16868E+07	JA
Zr 93	0.153E+07	0.450E-09	0.100E+13	0.956E+12	430.07	0.16872E+07	JA
Se 79	0.650E+05	0.240E-08	0.120E+12	0.413E+11	99.14	0.16873E+07	JA
Cl 36	0.301E+06	0.820E-09	0.110E+12	0.874E+11	71.65	0.16874E+07	JA
Ca 41	0.103E+06	0.350E-09	0.150E+12	0.765E+11	26.79	0.16874E+07	
Nb 94	0.203E+05	0.190E-08	0.450E+10	0.148E+09	0.28	0.16874E+07	
C 14	0.573E+04	0.570E-09	0.830E+14	0.463E+09	0.26	0.16874E+07	
Gd 152	0.110E+15	0.430E-07	0.820E+00	0.820E+00	0.00	0.16874E+07	
Sm 147	0.106E+12	0.500E-07	0.190E+05	0.190E+05	0.00	0.16874E+07	
Pd 107	0.650E+07	0.400E-10	0.130E+08	0.129E+08	0.00	0.16874E+07	
Mo 93	0.350E+04	0.330E-09	0.440E+08	0.110E+00	0.00	0.16874E+07	
Rb 87	0.470E+11	0.130E-08	0.700E+05	0.700E+05	0.00	0.16874E+07	
Be 10	0.160E+07	0.120E-08	0.110E+04	0.105E+04	0.00	0.16874E+07	

Tabelle 4-5: Aktivitätsinventar nach 300.000 Jahren
(Nur Nuklide mit mehr als 150 Jahren Halbwertszeit)

Nuklid	Halbwertszeit (Jahre)	Dosisfaktor (Sv/Bq)	Anfangsinv- (Bq)	Akt-Inventar (Bq)	Dosis (Sv)	Summe (Sv)	Relevanz ($>3E-5/I/$)
I 129	0.157E+08	0.670E-07	0.250E+14	0.247E+14	1652961.00	0.16530E+07	JA
Tc 99	0.213E+06	0.390E-09	0.260E+14	0.979E+13	3819.90	0.16568E+07	JA
Ni 59	0.750E+05	0.570E-10	0.450E+15	0.281E+14	1603.13	0.16584E+07	JA
Cs 135	0.230E+07	0.190E-08	0.380E+12	0.347E+12	659.59	0.16590E+07	JA
Zr 93	0.153E+07	0.450E-09	0.100E+13	0.873E+12	392.81	0.16594E+07	JA
Sn 126	0.100E+06	0.530E-08	0.360E+12	0.450E+11	238.50	0.16597E+07	JA
Cl 36	0.301E+06	0.820E-09	0.110E+12	0.551E+11	45.20	0.16597E+07	
Se 79	0.650E+05	0.240E-08	0.120E+12	0.490E+10	11.75	0.16597E+07	
Ca 41	0.103E+06	0.350E-09	0.150E+12	0.199E+11	6.97	0.16597E+07	
Gd 152	0.110E+15	0.430E-07	0.820E+00	0.820E+00	0.00	0.16597E+07	
Sm 147	0.106E+12	0.500E-07	0.190E+05	0.190E+05	0.00	0.16597E+07	
Pd 107	0.650E+07	0.400E-10	0.130E+08	0.126E+08	0.00	0.16597E+07	
Nb 94	0.203E+05	0.190E-08	0.450E+10	0.160E+06	0.00	0.16597E+07	
Mo 93	0.350E+04	0.330E-09	0.440E+08	0.693E+18	0.00	0.16597E+07	
Rb 87	0.470E+11	0.130E-08	0.700E+05	0.700E+05	0.00	0.16597E+07	
C 14	0.573E+04	0.570E-09	0.830E+14	0.144E+01	0.00	0.16597E+07	
Be 10	0.160E+07	0.120E-08	0.110E+04	0.966E+03	0.00	0.16597E+07	

Tabelle 4-6: Anteile zur Berechnung der Mengen an inaktiven Nukliden /EU 76.1/

	Nuklid in g/t _{SM}	Element in g/t _{SM}	Massenanteil
Aktivierungsprodukte			
Cl 36	1.20E-03	1.98E-03	6.06E-01
Ca 41	1.08E-02	1.00E+01	1.08E-03
Co 60	1.74E+00	9.64E+00	1.80E-01
Ni 63	2.83E-03	2.87E+00	9.86E-04
Mo 93	1.57E-04	9.98E-01	1.57E-04
Aktiniden			
Pb 210	5.69E-12	8.28E-07	6.87E-06
Spaltprodukte			
Se 79	6.41E+00	6.65E+01	9.64E-02
Rb 87	2.88E+02	4.07E+02	7.08E-01
Sr 90	6.59E+02	1.11E+03	5.94E-01
Zr 93	8.57E+02	4.30E+03	1.99E-01
Nb 94	1.05E-03	4.36E-03	2.41E-01
Pd 107	2.43E+02	1.48E+03	1.64E-01
Sn 126	2.34E+01	5.79E+01	4.04E-01
I 129	2.12E+02	2.76E+02	7.68E-01
Cs 135	3.31E+02	3.30E+03	1.00E-01
Sm 151	1.41E+01	8.21E+02	1.72E-02
Eu 154	5.98E+01	2.00E+02	2.99E-01

Tabelle 4-7: Inventare inaktiver Nuklide in kg /EU 76.1/

	Zement	Bitumen	Metalle	Sonstige	Gesamt
Cl	4.1E-03	2.7E-02	0.0E+00	2.6E-02	5.7E-02
Ca	4.1E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.1E+01	5.5E+01
Co	2.4E-01	3.6E-01	2.0E+01	8.0E+00	2.9E+01
Ni	8.1E+01	1.8E+02	8.6E+03	4.4E+03	1.3E+04
Se	4.4E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.4E-01
Rb	9.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.0E-03
Sr	6.1E+00	3.3E-01	1.2E-06	6.6E-01	7.1E+00
Zr	4.3E+01	3.4E-02	0.0E+00	8.3E-02	4.3E+01
Nb	8.1E-05	1.4E-04	1.7E-03	1.3E-04	2.0E-03
Mo	6.9E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	6.9E-03
Pd	3.7E-04	2.7E-03	0.0E+00	3.3E-04	3.4E-03
Sn	5.0E-01	7.2E-03	0.0E+00	9.1E-04	5.0E-01
I	3.7E-01	6.7E+00	0.0E+00	5.9E-02	7.1E+00
Cs	5.4E+01	2.0E+01	9.7E-05	5.9E+00	8.0E+01
Sm	4.3E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.3E-01
Eu	8.6E-01	1.7E-03	1.5E-07	1.1E-01	9.7E-01
Pb	2.4E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E+00	3.5E+00

Tabelle 4-8: Analysenergebnisse der salinen Tiefenwässer (Konzentration in mg/l) aus dem Grubengebäude /EU 113.4/

Wasser	Hilssandstein	Strecke 670	Ort 300
Teufe [m]	480	1244	1000
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	162000	192000	168000
pH	6,1	6,0	5,99
Eh [mV]	95	195	-
CO ₂ , frei	120	265	130
Li ⁺	1,1	1,2	3,37
Na ⁺	54100	62000	61778
K ⁺	118	214	286
Cs ⁺	0,01	0,005	-
Mg ²⁺	1356	2720	2280
Ca ²⁺	5050	13200	11349
Sr ²⁺	568	438	487
Ba ²⁺	0,88	0,053	0,8
Fe ^{2+/3+}	21,7	57	74
Al ³⁺	0,038	0,021	3,2
NH ₄ ⁺	51	62	51,2
Mn ²⁺	4,3	1,7	-
F ⁻	50,5	353	331
Cl ⁻	95970	125000	117327
Br ⁻	206	840	653
I ⁻	9	25,3	63,5
HCO ₃ ⁻	100	70	60,4
SO ₄ ²⁻	316	767	600
PO ₄ ³⁻	-	0,13	-
BO ₃ ³⁻	10	100	53,4
NO ₃ ⁻	-	-	-
SiO ₂	4,5	12,8	5,5

Tabelle 4-9: K_D -Werte im Grubengebäude [ml/g] /EU 76.1/

Element	K_D -Wert	Element	K_D -Wert
C	2	I	0
Cl	0	Cs	30
Ca	0	Sm	0,6
Co	0,2	Eu	0,6
Ni	0,8	Cm	500
Se	0,1	Am	500
Rb	1	Pu	500
Sr	0	Np	95
Zr	200	Pa	1000
Mo	0	Th	200
Nb	1000	U	8
Tc	0,4	Ra	1,7
Pd	0,2	Pb	0
Sn	0	Ac	30

Tabelle 4-10: Elementspezifische Mobilisierungszeiten /EU 76.1/

Mobilisierungsgruppe	Mobilisierungszeiten	Elemente
Bitumen	10 a	Cl, I, Sr, Ra, Ca
	20 a	Cs, C, Se, Sn, Zr, Nb, Tc, Ni, Pd, Mo, Sm, Rb, Co, Eu, Pb
	200 a	Aktinide
Zement	0 a	Cs, Rb, Cl
	15 a	Sr, Ra, Ca
	40 a	C, Se, Sn, Zr, Nb, Tc, Ni, Pd, Mo, Sm, Co, Eu, Pb
	600 a	Aktinide
Metall	50 a	alle Elemente
Sonstige	0 a	alle Elemente

Tabelle 4-11: Löslichkeitsgrenzen /EU 76.1/

Element	Löslichkeitsgrenze [mol/l]	Element	Löslichkeitsgrenze [mol/l]
C	10^{-4}	I	10^{-2}
Cl	10^{-2}	Cs	10^{-2}
Ca	10^{-2}	Sm	10^{-4}
Co	10^{-3}	Eu	10^{-4}
Ni	10^{-3}	Cm	10^{-7}
Se	10^{-2}	Am	10^{-7}
Rb	10^{-2}	Pu	10^{-7}
Sr	10^{-2}	Np	10^{-5}
Zr	10^{-7}	Pa	10^{-5}
Mo	10^{-4}	Th	10^{-7}
Nb	10^{-7}	U	10^{-4}
Tc	10^{-4}	Ra	10^{-3}
Pd	10^{-4}	Pb	10^{-4}
Sn	10^{-4}	Ac	10^{-5}

Radio-nuklid	Eingelagerte Aktivität	Kumulierter freigesetzter Aktivitätsanteil in % 3200 m ³ /a	Freisetzungsdauer a	Kumulierter freigesetzter Aktivitätsanteil in % 1620 m ³ /a	Freisetzungsdauer a	Kumulierter freigesetzter Aktivitätsanteil in % 735 m ³ /a	Freisetzungsdauer a
C 14	4.00E+14	7.90E+01	2.0E+04	6.52E+01	3.0E+04	4.57E+01	3.0E+04
Cl 36	1.09E+11	9.99E+01	2.0E+03	1.00E+02	3.0E+03	1.01E+02	7.0E+03
Ca 41	1.52E+11	9.96E+01	2.0E+03	9.98E+01	5.0E+03	1.00E+02	7.0E+03
Co 60	2.65E+17	5.55E-01	1.0E+02	2.84E-01	1.0E+02	1.29E-01	5.0E+01
Ni 59	4.45E+14	1.00E+02	1.0E+04	9.95E+01	2.0E+04	9.78E+01	5.0E+04
Ni 63	4.01E+16	8.95E+00	1.0E+03	4.77E+00	2.0E+03	2.23E+00	1.0E+03
Se 79	1.20E+11	1.00E+02	3.0E+03	1.00E+02	5.0E+03	9.98E+01	2.0E+04
Rb 87	7.00E+04	1.01E+02	7.0E+03	1.02E+02	2.0E+04	1.02E+02	3.0E+04
Sr 90	5.23E+16	1.36E+01	2.0E+02	7.46E+00	3.0E+02	3.55E+00	5.0E+02
Zr 93	1.00E+12	9.28E+01	2.0E+06	8.61E+01	5.0E+06	7.31E+01	5.0E+06
Nb 94	4.50E+09	2.77E+00	3.0E+05	1.41E+00	2.0E+05	6.59E-01	5.0E+05
Mo 93	4.40E+07	9.20E+01	5.0E+03	8.57E+01	7.0E+03	7.32E+01	1.0E+04
Tc 99	2.64E+13	1.00E+02	5.0E+03	1.01E+02	1.0E+04	1.01E+02	2.0E+04
Pd 107	1.27E+07	1.00E+02	3.0E+03	1.01E+02	7.0E+03	1.01E+02	1.0E+04
Sn 126	3.56E+11	1.00E+02	5.0E+03	1.00E+02	2.0E+04	9.94E+01	3.0E+04
I 129	7.00E+11	1.00E+02	2.0E+03	1.00E+02	3.0E+03	1.01E+02	7.0E+03
Cs 135	3.75E+11	1.02E+02	3.0E+03	1.01E+02	5.0E+03	1.02E+02	1.0E+06
Cs 137	1.09E+17	1.26E-01	3.0E+02	6.37E-02	5.0E+02	2.89E-02	3.0E+02
Sm 151	7.40E+12	1.13E+01	7.0E+02	6.10E+00	1.0E+03	2.88E+00	1.0E+03
Eu 154	4.20E+15	5.13E-01	1.0E+02	2.62E-01	2.0E+02	1.19E-01	1.0E+02
Cm 248	4.80E+05	4.85E+01	3.0E+06	3.25E+01	3.0E+06	1.83E+01	3.0E+06
Pu 244	2.50E+01	4.20E+03	5.0E+06	5.45E+03	7.0E+06	6.38E+03	7.0E+06
Cm 244	2.20E+15	2.20E-04	3.0E+02	1.11E-04	2.0E+02	5.06E-05	3.0E+02
Pu 240	2.08E+15	1.78E+00	7.0E+04	8.95E-01	7.0E+04	4.08E-01	7.0E+04
U 236	1.00E+12	1.62E+02	7.0E+04	1.61E+02	2.0E+05	1.64E+02	3.0E+05
Th 232	5.00E+11	9.99E+01	3.0E+06	1.01E+02	5.0E+06	1.00E+02	7.0E+06
U 232	2.40E+07	7.65E-01	1.0E+03	3.90E-01	1.0E+03	1.77E-01	7.0E+02
Cm 245	7.00E+10	2.30E+00	1.0E+05	1.16E+00	7.0E+04	5.32E-01	2.0E+05
Pu 241	2.00E+17	2.50E-04	5.0E+04	1.26E-04	2.0E+02	5.71E-05	2.0E+02
Am 241	6.96E+14	8.58E-01	7.0E+03	4.35E-01	5.0E+03	1.98E-01	5.0E+03
Np 237	1.76E+11	9.50E+02	7.0E+05	9.36E+02	2.0E+06	9.03E+02	3.0E+06
U 233	4.40E+07	1.20E+06	7.0E+05	2.25E+06	1.0E+06	4.42E+06	3.0E+06
Th 229	0.0	2.94E+09 ¹⁾	7.0E+05	5.52E+09 ¹⁾	2.0E+06	1.08E+10 ¹⁾	2.0E+06
Cm 246	2.60E+10	1.28E+00	5.0E+04	6.39E-01	7.0E+04	2.91E-01	7.0E+04
Pu 242	4.41E+12	5.18E+01	3.0E+06	3.55E+01	3.0E+06	2.04E+01	5.0E+06
Am 242m	1.73E+08	3.01E-02	2.0E+03	1.52E-02	2.0E+03	6.91E-03	2.0E+03
U 238	1.90E+12	1.04E+02	5.0E+04	1.02E+02	1.0E+05	1.04E+02	2.0E+05
Pu 238	1.33E+16	5.76E-03	2.0E+03	2.92E-03	2.0E+03	1.32E-03	1.0E+03
U 234	8.44E+11	6.82E+02	1.0E+05	6.60E+02	2.0E+05	6.50E+02	5.0E+05
Th 230	6.06E+10	5.72E+01	1.0E+06	5.38E+01	1.0E+06	5.26E+01	1.0E+06
Ra 226	4.00E+12	3.60E+02	2.0E+06	4.40E+02	1.0E+06	5.22E+02	1.0E+06
Pb 210	7.00E+10	4.66E+04	1.0E+06	5.81E+04	2.0E+06	6.81E+04	1.0E+06
Cm 247	1.10E+05	9.83E+01	5.0E+06	9.64E+01	1.0E+07	9.06E+01	7.0E+06
Am 243	9.58E+08	2.05E+00	2.0E+06	1.04E+00	3.0E+06	4.68E-01	1.0E+05
Pu 239	2.00E+15	6.28E+00	3.0E+05	3.26E+00	3.0E+05	1.54E+00	3.0E+05
U 235	2.00E+11	1.37E+02	2.0E+05	1.36E+02	2.0E+05	1.40E+02	3.0E+05
Pa 231	1.69E+10	1.72E+01	3.0E+05	1.57E+01	5.0E+05	1.43E+01	3.0E+05
Ac 227	1.69E+10	5.71E+02	5.0E+05	5.19E+02	5.0E+05	4.76E+02	5.0E+05

Tabelle 4-12: Kumulierte freigesetzte Aktivitätsanteile und Dauer der Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude für die Durchströmungsraten
 3200 m³/a (Ausbreitungsgebiet "Unterkreidetone", Schichtenmodell Konrad)
 1620 m³/a (Ausbreitungsgebiet "Oxford", Schichtenmodell Konrad)
 735 m³/a (Ausbreitungspfade "bestehende Tiefbohrungen" und "Schachtverschlüsse", Störzonenmodell)
 (Auszug aus /EU 373/) ¹⁾ = kumulierte freigesetzte Aktivität

Tabelle 4-13: Maximale Radionuklid-Konzentrationen zweier Nuklide im Quartär (Cmax, [Bq/l]) und der Zeitpunkt ihres Auftretens (Tmax [a])

	Antragsteller UK.-Sz.	Antragsteller Oxf.-Sz.	CFEST UK.-Sz.	CFEST Oxf.-Sz.	CFEST tekt. M.
I 129					
Cmax	1.9 E-3	9.3 E-3	4.0 E-4	5.0 E-5	1.9 E-4
Tmax	3.7 E 6	3.3 E 5	4.0 E 5	1.0 E 6	3.9 E 6
U 238					
Cmax	3.8 E-3	8.9 E-3	6.0 E-5	9.0 E-5	6.3 E-5
Tmax	5.7 E 7	1.1 E 7	2.0 E 7	8.0 E 6	7.4 E 7

Bemerkung:

Bei den Rechnungen für diese Ergebnisse wurde von Aktivitäten für das Gesamtinventar ausgegangen, wie sie vom Antragsteller in seiner Langzeitsicherheitsanalyse /EU 76.1/ verwendet wurden: für I 129 $1,54 \cdot 10^{11}$ Bq, für U 238 $8,95 \cdot 10^{12}$ Bq. Die Antragswerte für das Endlager für diese Radionuklide betragen dagegen: für I 129 $7 \cdot 10^{11}$ Bq, für U 238 $1,9 \cdot 10^{12}$ Bq. Das jeweilige Verhältnis ergibt den Korrekturfaktor für die Konzentrationswerte in dem betrachteten Modell.

Tabelle 4-14: Maximale Aktivitätskonzentrationen und deren Zeitpunkt an ausgewählten Punkten des Fließweges durch den Schacht Konrad 1 (Antragsteller, Rechenfall R 49 /EU 463/)

	I 129		U 238	
	Konzentration [Bq/m³]	Zeit [a]	Konzentration [Bq/m³]	Zeit [a]
Grube	8.7 E+5	3.6 E+1	6.4 E+4	6.5 E+2
Top Alb	7.2 E-3	1.5 E+6	5.2 E-5	4.5 E+8
Top Oberkreide	3.3 E-3	1.5 E-6	2.4 E-5	4.5 E+8
Quartär	5.6 E-5	1.5 E+6	4.1 E-7	4.5 E+8

Tabelle 4-15: Maximale Aktivitätskonzentrationen entlang den Bohrungen Bleckenstedt 1 und Vechede 3 (Antragsteller, R 47 /EU 455/)

		Bleckenstedt 1		Vechede 3	
		Konzentration [Bq/m ³]	Zeit [a]	Konzentration [Bq/m ³]	Zeit [a]
Oxford	I 129	—	—	1.4 E+5	6.3 E+3
	U 238	—	—	5.7 E+3	4.0 E+5
Kimmeridge	I 129	—	—	6.2 E+2	2.5 E+5
	U 238	—	—	2.7 E+1	1.5 E+7
Unterkreide/Alb	I 129	2,6 E-3	2.0 E+4	3.2 E-2	3.3 E+5
	U 238	2.4 E-5	5.3 E+6	8.3 E-4	2.3 E+7
Oberkreide	I 129	2.6 E-5	2.0 E+4	—	—
	U 238	2.4 E-7	5.3 E+6	—	—
Quartär	I 129	3.3 E-8	2.0 E+4	2.4 E-3	3.3 E+5
	U 238	3.0 E-10	5.3 E+6	6.4 E-5	2.3 E+7

Tabelle 4-16: Maximale Radionuklid-Konzentrationen im Quartär

Nuklid	Antragsteller /EU 353/, Rev. 1				Gutachter		Gutachtermodell	
	Unterkreide-Sz.		Oxford-Sz.		analyt. Nachr.		Referenzfall	
	Tmax [a]	Cmax [Bq/l]	Tmax [a]	Cmax [Bq/l]	Tmax [a]	Cmax [Bq/l]	Tmax [a]	Cmax [Bq/l]
Cl 36	3.0 E5	6.3 E-3	3.2 E5	3.2 E-3	3.3 E5	4.8 E-3	2.8 E5	2.1 E-3
Ca 41	7.1 E5	1.1 E-5	3.1 E5	6.4 E-4	3.3 E5	8.7 E-4	2.6 E5	9.1 E-4
Ni 59							6.8 E5	2.1 E-3
Se 79	1.0 E6	1.5 E-9	6.0 E5	2.7 E-6	6.3 E5	5.4 E-6	1.0 E7	≈ 0
Zr 93								≈ 0
Tc 99	1.1 E6	6.5 E-3	2.2 E6	7.8 E-5			1.7 E6	2.0 E-4
Sn 126							2.6 E5	2.0 E-3
I 129	3.7 E6	8.5 E-3	3.3 E5	4.2 E-2	3.4 E5	1.5 E-2	3.0 E5	2.6 E-2
U 236	4.8 E7	2.0 E-4	1.1 E7	1.5 E-3			8.0 E6	1.0 E-3
Th 232	> 5.0 E8	< 1.4 E-5	> 4.0 E8	< 1.2 E-5			> 1.6 E7	2.0 E-8
Ra 228	"	< 7.6 E-5	"	< 2.2 E-3			"	3.7 E-7
Th 228	"	< 1.4 E-5	"	< 1.2 E-5			"	2.0 E-8
Ra 224	"	< 7.6 E-5	"	< 2.2 E-3			"	3.7 E-7
Np 237	> 5.0 E7	< 5.8 E-11	> 5.0 E7	< 5.3 E-11			> 4.4 E7	1.4 E-14
U 233	> 5.0 E7	< 3.8 E-9	> 5.0 E7	< 6.0 E-10			1.3 E7	7.7 E-12
Th 229	> 5.0 E7	< 3.8 E-11	> 5.0 E7	< 2.1 E-12			1.3 E7	4.3 E-13
U 238	5.7 E7	1.1 E-3	1.1 E7	2.5 E-3			9.0 E6	1.6 E-3
Th 234	"	1.1 E-5	"	8.8 E-6			"	8.6 E-5
U 234	"	1.1 E-3	"	2.5 E-3			"	1.6 E-3
Th 230	"	1.1 E-5	"	8.8 E-6			"	8.6 E-5
Ra 226	"	6.1 E-5	"	1.6 E-3			"	1.6 E-3
Pb 210	"	5.5 E-4	"	1.7 E-4			"	1.6 E-3
Bi 210	"	5.5 E-4	"	1.7 E-4			"	1.9 E-2
Po 210	"	6.7 E-6	"	6.6 E-6			"	1.7 E-4
U 235	5.7 E7	1.5 E-4	1.1 E7	3.5 E-4			9.0 E6	2.3 E-4
Th 231	"	1.5 E-6	"	1.2 E-6			"	1.2 E-9
Pa 231	"	9.1 E-7	"	9.3 E-7			"	1.2 E-6
Ac 227	"	3.0 E-6	"	1.5 E-5			"	8.1 E-5
Th 227	"	1.5 E-6	"	1.2 E-6			"	1.2 E-5
Ra 223	"	8.3 E-6	"	2.3 E-4			"	2.3 E-4

Tabelle 4-17: Radionuklidkonzentration im Grundwasser

Nuklid	Konzentration in Bq/l		
	Grundwasser /89, 90/	Rückhaltebecken Üfingen /91/	Gutachtermodell
I 129	$< 1,4 \cdot 10^{-7}$		0,026
Ra 226	$< 0,004 - 0,4$	$< 0,0063$	0,0016
Th 232	$0,0004 - 0,07$		$2 \cdot 10^{-8}$
U 128	$0,001 - 0,2$	0,016	0,0016
Th 228		0,004	$2 \cdot 10^{-8}$

5 Auswirkungen auf die Biosphäre

5.1 Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition

Der Antragsteller hat im Plan /1/ Angaben zu den radiologischen Auswirkungen der Nutzung von kontaminiertem Grundwasser in der Nachbetriebsphase gemacht. Die Rechenmodelle und Modellannahmen sowie seine Rechenergebnisse hat er in einer erläuternden Unterlage /EU 353/ ausführlich beschrieben.

Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Grundwasser kann nach Ansicht des Antragstellers durch folgende Expositionspfade erfolgen:

- Ingestion von radioaktiv kontaminiertem Trinkwasser,
- Ingestion von Milch und Fleisch von Tieren, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser getränkt wurden,
- Ingestion von Pflanzen, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurden,
- Ingestion von Milch und Fleisch von Tieren, deren Futter mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurde,
- Ingestion von Fisch, der aus grundwassergespeisten Gewässern stammt,
- externe Exposition durch Aufenthalt auf mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregneten Flächen.

Dabei wird unterstellt, daß den exponierten Personen ausschließlich radioaktiv kontaminiertes Grundwasser zur Verfügung steht und die gesamten Nahrungs- und Futtermittel unter dessen Verwendung erzeugt werden.

Die Berechnung der Strahlenexposition hat der Antragsteller mit den Rechenmodellen und Modellparametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 45 StrlSchV /12/ und den im Bundesanzeiger /65/ veröffentlichten Dosisfaktoren durchgeführt.

Für die Referenzpersonen Erwachsener und Kleinkind werden die in der Anlage XI StrlSchV /4/ festgelegten Lebensgewohnheiten zugrunde gelegt.

Die Aufnahme von Radionukliden in pflanzliche Nahrungs- und Futtermittel erfolgt durch Beregnung mit kontaminiertem Grundwasser sowohl direkt über das Blattwerk als auch über die Wurzeln aus dem Boden. Die Aktivität im Boden ergibt sich aus der Aktivitätszufuhr mit dem Beregnungswasser einerseits und der Abnahme durch den radioaktiven Zerfall und die Verlagerung der Radionuklide in tiefere Bodenschichten andererseits. Die Verlagerung in tiefere Bodenschichten wird in den Rechenmodellen der AVV /12/ durch elementspezifische Verweilkonstanten berücksichtigt. Der Antragsteller hat die Strahlenexposition jeweils für den Zeitpunkt berechnet, an dem sich ein Gleichgewicht zwischen Aktivitätszufuhr und -abnahme eingestellt hat. Zusätzlich wird die Bildung von radioaktiven Tochternukliden im Boden berücksichtigt.

Bewertung

Obwohl eine Kontamination des oberflächennahen Grundwassers mit Radionukliden aus dem Endlager erst in ferner Zukunft auftreten kann, hat der Antragsteller seiner Modellierung der möglichen Auswirkungen auf die Biosphäre die heutigen Verhältnisse in der Standortregion und die derzeitigen Lebensgewohnheiten der Menschen zugrunde gelegt. Wir haben bereits im Kapitel 1.3 dieses Gutachtens dargelegt, daß wir mit dieser Vorgehensweise einverstanden sind. Die Annahmen des Antragstellers entsprechen der Vorstellung, daß ein in der Vergangenheit eingerichtetes Endlager zu der errechneten Kontamination des Grundwassers im Modellgebiet geführt hätte und in der Gegenwart zu beurteilen wäre, ob eine Nutzung dieses Wassers mit den Vorgaben unserer Strahlenschutzverordnung vereinbar ist. In Verbindung mit den Annahmen des Antragstellers sind die Rechenmodelle der AVV /12/ ohne Einschränkung zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endlagers geeignet. Mit der vom Antragsteller getroffenen Wahl der Expositionspfade sind wir grundsätzlich einverstanden. Sie entspricht den Vorgaben der Anlage XI StrlSchV /4/ und der AVV /12/. Wir haben aber zusätzlich die Möglichkeit einer Strahlenexposition bei Aufenthalt auf berechneten Flächen betrachtet. Wir verweisen dazu auf Kap. 5.2 dieses Gutachtens.

In der AVV /12/ wird eine Beregnungsdauer von 50 Jahren angenommen. Dieser Zeitraum entspricht der angenommenen maximalen Betriebszeit einer kerntechnischen Anlage. Kontaminiertes Grundwasser aus dem Endlager würde dagegen über

viele Jahrtausende zur Verfügung stehen. Diesem Unterschied hat der Antragsteller korrekt durch die Annahme von Gleichgewichtszuständen zwischen Aktivitätszufuhr und -abnahme im Boden Rechnung getragen. Bei I 129 ist der Gleichgewichtszustand bereits nach einer Berechnungsdauer von ca. 200 Jahren erreicht, nach 20 000 Jahren hat er sich bei allen betrachteten Nukliden eingestellt.

5.2 Strahlenexposition

Die Radionuklidkonzentration im oberflächennahen Grundwasser ist die Ausgangsgröße für die Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase. Die Kontamination des Grundwassers ergibt sich aus den Rechnungen des Antragstellers zur Ausbreitung von radioaktiven Stoffen im Deckgebirge für das Unterkreide- und Oxfordszenario des stratigraphischen Modells (vgl. Kap. 4.3 dieses Gutachtens). Für diese beiden Szenarien hat der Antragsteller Berechnungen der Strahlenexposition durchgeführt /EU 353/. Dabei wird für die einzelnen Radionuklide die jeweils maximal zu erwartende Aktivitätskonzentration im Grundwasser unterstellt. Die maximalen Nuklidkonzentrationen und den Zeitpunkt ihres Auftretens haben wir in Kap. 4.3.5 dieses Gutachtens in Tab. 4-16 angegeben. Konzentrationen von Radionukliden mit einer Halbwertszeit von weniger als einem Tag innerhalb der Zerfallsreihen hat der Antragsteller nicht berücksichtigt, da sie nicht merklich zur Strahlenexposition beitragen /1/.

Als Ergebnis seiner Berechnungen stellt der Antragsteller im Plan /1/ fest, daß sich nennenswerte potentielle Strahlenexpositionen wegen der langen Laufzeiten des Transportmediums Wasser vom Endlager bis zur Biosphäre nur für langlebige Radionuklide und deren Zerfallsprodukte und dies erst nach hunderttausenden von Jahren ergeben. Der zeitliche Verlauf der vom Antragsteller berechneten effektiven Äquivalentdosen für die betrachteten Radionuklide bei Ausbreitung über das Oxford ist in den Abbildungen 5-1 und 5-2 für die Referenzpersonen Erwachsene und Kleinkinder dargestellt.

Jährliche effektive Äquivalentdosen im Bereich von 10^{-5} Sv errechnen sich für eine eingelagerte Aktivität von $7 \cdot 10^{11}$ Bq durch I 129 in einem Zeitraum von ca. 300 000 Jahren bis ca. 360 000 Jahren. Zwei bis fünf Zehnerpotenzen geringere effektive Äquivalentdosen, die ohne Bedeutung für eine Strahlenexposition sind, resultieren für die Radionuklide Cl 36, Ca 41, Se 79 und Tc 99 zwischen ca. 300 000 Jahren und ca.

2 Mio. Jahren. Erst nach deutlich längeren Zeiten, d.h. mehreren Millionen Jahren, können weitere Strahlenexpositionen durch langlebige Aktiniden und deren Folgeprodukte auftreten. Als relevantes Aktinid erweist sich insbesondere U 238 wegen seiner Folgeprodukte U 234, Ra 226 und Pb 210. Den Sicherheitsanalysen wurde für U 238 eine Aktivität von $1,9 \cdot 10^{12}$ Bq zugrunde gelegt. Jährliche effektive Äquivalentdosen im Bereich von 10^{-5} Sv durch Ra 226 errechnen sich für den Zeitraum von 8,7 Millionen Jahren bis etwa 16 Millionen Jahren. Die errechneten Strahlenexpositionen liegen in allen Fällen unter den Grenzwerten, die in § 45 StrlSchV angegeben sind.

Auf die Berechnung von potentiellen Strahlenexpositionen für den Ausbreitungsweg Cornbrash hat der Antragsteller verzichtet, weil die berechneten Aktivitätskonzentrationen deutlich kleiner als bei der Ausbreitung über das Oxford sind.

Bewertung

Wir haben die Dosisberechnungen des Antragstellers mit den in Tab. 4-16, Kap. 4.3.5, dieses Gutachtens angegebenen Aktivitätskonzentrationen nachgerechnet und erhalten bei gleichen Modellannahmen nahezu die gleichen Dosiswerte wie der Antragsteller. Die von uns für den Ausbreitungsweg Oxford berechneten Strahlenexpositionen haben wir in den Tabellen 5.2-1 und 5.2-2 angegeben. Die Beiträge zur Strahlenexposition durch die im Boden nachgebildeten Tochternuklide sind in den Dosiswerten der einzelnen Nuklide enthalten. Zusätzlich haben wir die Summendosis berechnet, obwohl nicht alle Nuklide gleichzeitig zur Strahlenexposition beitragen können.

In den Tabellen 5-3 und 5-4 haben wir die Anteile der einzelnen Nuklide an der jeweiligen Summendosis angegeben. Die Prozentzahlen zeigen, daß für den Ausbreitungsweg Oxford nur U 238 und seine Tochternuklide sowie I 129 relevant zur Strahlenexposition beitragen. Die Schilddrüsendosis wird fast vollständig durch I 129 hervorgerufen. Bei den anderen Organen und Geweben sowie bei der effektiven Dosis liefert Ra 226 den wesentlichen Beitrag. Aus den Abbildungen 5-1 und 5-2 ist zu entnehmen, daß die Strahlenexposition durch I 129 und die Nuklide der Uranreihe nicht gleichzeitig auftreten. Dies ist bei der Bewertung der Summe der effektiven Do-

sen zu berücksichtigen. Bei den übrigen Dosiswerten ist die Überschätzung durch die Summenbildung gering.

In den Tabellen 5-5 und 5-6 haben wir die Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zu den Summendosen zusammengestellt. Die Tabellen 5-7 und 5-8 zeigen die Anteile der Expositionspfade in Prozent an den Summendosen, wobei wir nach Art der Wassernutzung unterschieden und den Verzehr landwirtschaftlicher Produkte zusammengefaßt haben. Es wird deutlich, daß bei allen Summendosen der wesentliche Anteil aus der Berechnung landwirtschaftlicher Flächen stammt.

Auf die Darstellung der Rechenergebnisse für den Ausbreitungsweg Unterkreide haben wir verzichtet, da sich für die radiologisch relevanten Nuklide I 129 und U 238 mit Folgenukliden geringere Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und damit geringere Strahlenexpositionen ergeben. Insgesamt können wir bestätigen, daß für die vom Antragsteller betrachteten Ausbreitungswege die potentiellen Strahlenexpositionen, summiert über alle berücksichtigten Radionuklide, unter den Grenzwerten nach § 45 StrlSchV liegen. Die berechnete Strahlenexposition für die Schilddrüse erreicht maximal 50 Prozent, für die Knochenoberfläche maximal 40 Prozent und für die effektive Dosis maximal 18 Prozent des jeweiligen Grenzwertes.

Jährliche effektive Dosen im Bereich von 10^{-5} Sv errechnen sich für Zeitspannen, die um mehrere Zehnerpotenzen größer sind als die Wirkdauer von Strahlenexpositionen während des Betriebes des geplanten Endlagers oder von anderen kerntechnischen Anlagen. Vergleichbare Verhältnisse ergeben sich nur bei der natürlichen Strahlenexposition oder bei den Rückständen der Uranerzgewinnung und -aufbereitung.

Für die in Tab. 4-16 dieses Gutachtens angegebenen Aktivitätskonzentrationen, die mit dem Gutachtermodell und NLFB-Daten /16, 17, 73, 86/ ermittelt wurden, haben wir ebenfalls Dosisberechnungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 5-9 bis 5-16 zusammengestellt. Wegen der gegenüber den Antragstellerdaten höheren Aktivitätskonzentration von Po 210 erhalten wir mit unseren Daten für einige Organdosen geringfügig höhere Dosiswerte. Die berechnete Strahlenexposition erreicht für die Knochenoberfläche 45 Prozent und für die effektive Dosis 21 Prozent

des jeweiligen Grenzwertes nach § 45 StrlSchV. Die Schilddrüsendosis reduziert sich wegen der geringeren Konzentration von I 129 auf maximal 32 Prozent des Grenzwertes. In den Abbildungen 5-3 bis 5-6 sind die Zeitverläufe der effektiven Dosis dargestellt, die sich aus den Rechnungen mit dem Gutachtermodell ergeben. Der Vergleich mit den Abbildungen 5-1 und 5-2 zeigt außer bei dem Nuklid Sn 126 keine für die Bewertung der Strahlenexposition wesentlichen Unterschiede zwischen den Rechnungen des Antragstellers und den Ergebnissen des Gutachtermodells.

Aus den Abbildungen 5-3 und 5-4 ist zu ersehen, daß nach den Rechnungen mit dem Gutachtermodell das Nuklid Sn 126 gleichzeitig mit I 129 relevant zur Strahlenexposition beiträgt. Der Antragsteller hat dagegen Sn 126 bereits bei der Auswahl der Nuklide /EU 76.1/ als nicht relevant eingestuft und in den Transportrechnungen nicht berücksichtigt. Die Ursache für diese erheblich voneinander abweichenden Ergebnisse sind unterschiedliche Annahmen zur Sorption in Verbindung mit der Halbwertszeit des Sn 126 von $1 \cdot 10^5$ Jahren. Im Gutachtermodell ist für Zinn konservativ wegen fehlender experimenteller Daten keine Sorption berücksichtigt worden. Dadurch erreicht Sn 126 gleichzeitig mit I 129 das quartäre Grundwasser. Der Antragsteller hat dagegen für den gesamten Transportweg einen K_D -Wert von 0,6 mg/l angenommen /EU 76.1/. Durch die damit verbundene Verzögerung benötigt das Sn 126 bis zum Quartär etwa 21 Halbwertszeiten und hat sich um mehr als sechs Zehnerpotenzen auf unbedeutende Konzentrationswerte reduziert. Realistisch ist für Zinn mit einer wenn auch geringen Sorption zu rechnen, so daß mit den Annahmen des Gutachtermodells die mögliche Strahlenexposition vermutlich erheblich überschätzt wird.

Nach § 45 Abs. 2 StrlSchV /4/ ist die Strahlenexposition für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen unter Berücksichtigung der in Anlage XI genannten Lebensgewohnheiten der Referenzperson und übrigen Annahmen zu ermitteln. Diese Anforderungen sind in der AVV zu § 45 StrlSchV /12/ nach heutigen Kenntnissen und Verhältnissen berücksichtigt. Es ist nicht zu erwarten, daß die Strahlenexposition des Menschen unterschätzt wird, wenn sie unter Zugrundelegung der AVV zu § 45 StrlSchV /12/ und Berücksichtigung von Besonderheiten durch die zu betrachtenden langen Zeiträume berechnet wird. Konservativitäten liegen unter anderem in den in Anlage XI StrlSchV /4/ festgelegten Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen. Allerdings läßt sich keine zuverlässige Prognose treffen, ob sich

einzelne Einflußgrößen in den zu betrachtenden langen Zeiträumen wesentlich ändern werden. In diesem Zusammenhang verweisen wir auf unsere Aussagen in Kap. 1.1 und 1.3 dieses Gutachtens.

Die Konzentration des Edelgases Rn 222 in der Umgebungsluft hat ihren Ursprung im Ra-226-Gehalt des Bodens. Die kurzlebigen Tochterprodukte von Rn 222 bewirken über den Expositionspfad Inhalation einen wesentlichen Anteil der natürlichen Strahlenexposition des Menschen. Durch die Beregnung von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit dem durch den Einfluß des Endlagers kontaminierten Grundwasser kann sich nach unseren Rechnungen der Radiumgehalt der oberflächennahen Bodenschicht lokal gegenüber den heutigen Verhältnissen, wie sie z.B. im Plan /1/ angegeben sind, um etwa fünf bis zehn Prozent erhöhen. Dies bedeutet, daß dadurch lokal über dauernd beregneten landwirtschaftlich genutzten Flächen eine etwas erhöhte Radonkonzentration zu erwarten wäre. Das Radongas wird mit dem Wind vom Ort der Freisetzung wegtransportiert und mit der Umgebungsluft vermischt. Unmittelbar nach der Freisetzung von Rn 222 aus dem Boden sind praktisch keine Tochternuklide vorhanden. Bis sich Tochternuklide in relevanten Mengen nachgebildet haben, hat sich eine radonhaltige Luftmasse auch bei geringen Windgeschwindigkeiten mehrere hundert Meter fortbewegt. Berücksichtigt man wechselnde Windrichtungen, Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen wie bei der Berechnung von Ausbreitungsfaktoren z.B. nach AVV /12/, so ergibt sich im Jahresmittel auf diesem Transportweg eine Verringerung der Radonkonzentration um mehr als den Faktor 10 000. Das bedeutet aber, daß die betrachtete Freisetzung von Radon nicht relevant zur Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endlagers beiträgt.

Im Rahmen des Projektes Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) wurde die Möglichkeit untersucht, daß bei der Beregnung mit radioaktiv kontaminiertem Wasser Personen während der Bedienung von Beregnungsanlagen durch Inhalation von mit dem Wasser in der Luft verteilten Radionukliden exponiert werden /78/. Dabei wurden folgende Randbedingungen angenommen:

- Die Lufttemperatur während der Beregnung beträgt 20 °C (die Beregnungsbedürftigkeit ist bei warmer, trockener Witterung besonders gegeben).

- Die relative Luftfeuchtigkeit der bodennahen Luft beträgt während der Beregnung 100 %. Bei einer Lufttemperatur von 20 °C entspricht dies einem absoluten Wasserdampfgehalt der Luft von 17,4 g/m³.
- Die Atemluft der exponierten Person enthält die Aktivität pro m³, die in 17,4 g des Beregnungswassers gelöst ist. Dem liegt zugrunde, daß der gesamte in der bodennahen Luft enthaltene Wasserdampf aus der Verdunstung des Beregnungswassers herrührt und die darin gelösten Radionuklide als Aerosole in die bodennahe Luft freigesetzt werden und eingeatmet werden können. Die übrigen Tröpfchen setzen sich wegen ihrer Größe rasch am Boden ab.
- Die exponierte Person bedient an 200 Stunden im Jahr eine Beregnungsanlage.
- Die Atemrate der exponierten Person beträgt 1,2 m³/h.

Wir haben mit den gleichen Randbedingungen Dosisrechnungen durchgeführt und erhalten sowohl für das Oxfordszenario des Antragstellers als auch für das Gutachtermodell summiert über alle Nuklide Dosiswerte, die deutlich unter einem Prozent der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV liegen. Die Annahme, daß Beregnungswasser verdunstet und 100 % Luftfeuchte bewirkt, bevor es den Boden erreicht, ist nach unserer Ansicht wegen der kurzen Fallzeit der Wassertropfen und der geringen Temperatur des Beregnungswassers physikalisch unrealistisch. Wir gehen davon aus, daß eine merkliche Verdunstung erst vom Boden und Bewuchs aus erfolgt. Dabei bleiben die im Wasser vorhandenen Radionuklide am Boden zurück. Die angegebenen Modellannahmen führen deshalb zu einer erheblichen Überschätzung der Strahlenexposition. Insgesamt ergibt sich, daß auch dieser Expositionspfad nicht relevant zur Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endlagers beiträgt.

Die Internationale Strahlenschutzkommission hat sich in ihrer Publikation 60 /76/ auch kurz zum Einfluß von ionisierenden Strahlen und radioaktiven Stoffen auf nicht-menschliche Lebewesen geäußert. Dort heißt es in Abschnitt 16:

"Die Kommission ist der Meinung, daß durch das zum Schutz des Menschen notwendige Ausmaß an Kontrolle der Umwelt, soweit es derzeit als wünschenswert erachtet wird, auch gewährleistet ist, daß keine anderen biologischen Arten einem Risiko ausgesetzt werden. Gelegentlich kann es vorkommen, daß einzelne

nicht-menschliche Lebewesen geschädigt werden, jedoch nicht in einem Ausmaß, daß ganze biologische Arten gefährdet werden, oder daß ein Ungleichgewicht zwischen den Arten geschaffen wird."

Eine Arbeitsgruppe der IAEA hat sich ausführlich mit dem Einfluß ionisierender Strahlung auf Pflanzen und Tiere bei Strahlenpegeln, die von heutigen Strahlenschutzstandards vorgegeben werden, befaßt. Die Ergebnisse sind in einem Technischen Report /77/ veröffentlicht. Die Arbeitsgruppe hat in der wissenschaftlichen Literatur keine überzeugenden Beweise dafür gefunden, daß eine langfristige Bestrahlung bei Dosisraten unter 1 mGy/d Tier- oder Pflanzenpopulationen schädigen wird. Es sei äußerst wahrscheinlich, daß eine Begrenzung der Strahlenexposition der am höchsten strahlenexponierten Menschen (der kritischen Bevölkerungsgruppe), die am betrachteten Ort leben und alle Lebensmittel von dort beziehen, auf 1 mSv/a nur zu Dosisraten unter 1 mGy/d für Pflanzen und Tiere am gleichen Ort führen werden. Spezielle Strahlenschutzstandards für nicht-menschliche biologische Arten seien daher nicht erforderlich.

Die vom Antragsteller und von uns berechneten Strahlenexpositionen durch Nutzung des mit Radionukliden aus dem Endlager kontaminierten Grundwassers liegen unter dem von der ICRP empfohlenen Grenzwert von 1 mSv/a, so daß auch für Tier- und Pflanzenpopulationen im Hinblick auf die Langzeitsicherheit ein ausreichender Schutz anzunehmen ist.

5.3 Einfluß von neuen Dosisfaktoren der ICRP

In der Strahlenschutzverordnung /4/ sind die Dosisfaktoren und Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen Erwachsener und Kleinkind festgelegt, die bei der Berechnung von Strahlenexpositionen in der Umgebung anzuwenden sind. Die Dosisfaktoren für die Referenzperson Kleinkind sind mit der Altersangabe 1 Jahr versehen /65/. Der Lebensmittelverbrauch der Referenzperson Kleinkind berücksichtigt Kleinkinder im ersten Lebensjahr und einjährige Kinder /83/. Der Antragsteller hat die Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endlagers nach den Vorgaben der geltenden Strahlenschutzverordnung berechnet, und wir haben unsere Begutachtung auf der gleichen Grundlage durchgeführt (siehe Kap. 5.1 dieses Gutachtens).

Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) hat in ihrer Publikation 56 /79/ erstmals altersabhängige Dosisfaktoren für Mitglieder der allgemeinen Bevölkerung veröffentlicht. Von 1994 bis 1996 folgten die Publikationen 67, 69, 71 und 72 /80, 92, 93, 94/, die auch Daten zu den Nukliden enthalten, die für die Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Bedeutung sind. Durch die Verwendung neuer Stoffwechseldaten ergeben sich z.B. bei Ra 226 und seinem Tochternuklid Po 210 zum Teil deutlich höhere Dosisfaktoren, als sie von der Strahlenschutzverordnung vorgeschrieben sind. Die Gewebewichtungsfaktoren der ICRP 60 /76/ ergeben dagegen für viele Nuklide gegenüber der Strahlenschutzverordnung geringere Dosisfaktoren für die effektive Dosis.

Die Empfehlungen der ICRP sind international anerkannt und werden von uns als Stand von Wissenschaft und Technik angesehen. Die altersabhängigen Dosisfaktoren für die effektive Dosis aus ICRP 72 /94/ sind Bestandteil der Neufassung der Euratom-Grundnormen von 1996 /95/ und werden in nationales Recht übernommen. Wir haben deshalb auch Dosisberechnungen mit den neuen Dosisfaktoren der ICRP /80, 92, 93, 94/ durchgeführt. Dabei war zu entscheiden, welche Dosisfaktoren für die Referenzperson Kleinkind anwendbar sind. Die ICRP bezieht sich bei der Berechnung der Dosisfaktoren auf das Alter zum Zeitpunkt der Aktivitätsaufnahme. Sie gibt Dosisfaktoren für sechs Altersstufen von 3 Monaten über 1 Jahr bis zu Erwachsenen an. Die Anwendung der Dosisfaktoren für das 3 Monate alte Kind wird für den Altersbereich von 0 bis 12 Monaten empfohlen. Die Daten für das 1 Jahr alte Kind sollen für den Bereich 1 Jahr bis 2 Jahre gelten. Wir sind der Ansicht, daß unter Berücksichtigung der in der Strahlenschutzverordnung /4/ festgelegten Lebensmittelmengen und der Altersangabe 1 Jahr bei den Dosisfaktoren /65/ für die Referenzperson Kleinkind die Dosisfaktoren der ICRP für das 1 Jahr alte Kind anzuwenden sind.

Sowohl für die vom Antragsteller bei Nuklidausbreitung über das Oxford als auch für die mit dem Gutachtermodell ermittelten Nuklidkonzentrationen errechnen wir mit den Dosisfaktoren der ICRP /80, 92, 93, 94/ für einige Organe höhere Strahlenexpositionen als mit den Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung /4/. Die mit dem Gutachtermodell berechnete Strahlenexposition erhöht sich bei Erwachsenen für die Knochenoberfläche von 45 Prozent auf 75 Prozent und für das rote Knochenmark von 24 Prozent auf 35 Prozent des jeweiligen Grenzwertes der Strahlenschutzverordnung. Die effektive Dosis verringert sich nur unwesentlich von 21 Prozent auf 19 Prozent des Grenzwertes, da

in den neuen Dosisfaktoren der ICRP /80, 92, 93, 94/ bereits die geänderten Gewebewichtungsfaktoren aus ICRP 60 /76/ berücksichtigt sind. Bei den übrigen Organdosen für Erwachsene sowie bei allen Dosiswerten für Kleinkinder ist der Einfluß der Dosisfaktoren nach ICRP /80, 92, 93, 94/ entweder nicht relevant, weil die berechneten Dosiswerte nur wenige Prozent der Grenzwerte erreichen, oder es ergeben sich geringere Dosiswerte.

Insgesamt stellen wir fest, daß auch bei Anwendung der Dosisfaktoren der ICRP /80, 92, 93, 94/ und der Euratom-Grundnormen von 1996 /95/ die Forderung der Sicherheitskriterien /3/ nach Unterschreitung der Grenzwerte des § 45 StrlSchV in der Nachbetriebsphase des Endlagers erfüllt ist.

5.4 Chemotoxizität

Zur Abschätzung des chemotoxischen Gefahrenpotentials in radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeleistung, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen, legte der Antragsteller die erläuternde Unterlage "Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung" /EU 251/ vor. In der Unterlage wird die Masse an organischen und anorganischen chemotoxischen Stoffen abgeschätzt und deren Gefahrenpotential bei einer Freisetzung in das Grubenwasser und beim Eintritt in die Biosphäre untersucht. Bei der Abschätzung des Schadstoffinventars wurde von einem Abfallgebinderolumen von 500 000 m³ mit einer Gesamtabfallmasse von etwa $1,3 \times 10^6$ Mg ausgegangen. Der Massenanteil anorganischer Stoffe wird mit 98 %, der der organischen Stoffe mit 2 % abgeschätzt. Zum Ende der Betriebsphase wird die eingelagerte anorganische chemotoxische Masse mit 33 000 Mg, die organische chemotoxische Masse mit 680 Mg beziffert.

5.4.1 Anorganische chemotoxische Stoffe

Die verursacherspezifisch zusammengefaßten Abfallgebinder- und Abfalleigenschaften bilden die Basis für die Massenabschätzung /EU 251/. Das eingebrachte anorganische chemotoxische Schadstoffinventar zu Beginn der Nachbetriebsphase ist in der erläuternden Unterlage zur Chemotoxizität der radioaktiven Abfälle /EU 251/ dargestellt und bilanziert. Die Massen der aufgeführten Elemente liegen zwischen 15 kg für Beryllium und 21 720 Mg für Blei.

Die Abschätzung des Gefahrenpotentials des in die Schachanlage Konrad verbrachten anorganischen Schadstoffinventars hat der Antragsteller auf zwei voneinander unabhängigen Wegen durchgeführt. Das eingebrachte anorganische Schadstoffinventar wird mit dem Gefahrenpotential eines Uranerzlagers vergleichbarer Größe und mit dem Gefahrenpotential natürlich vorkommender Minerale im Endlagerhorizont der Grube Konrad verglichen. Die Abschätzung der unterschiedlichen Gefahrenpotentiale erfolgt über Toxizitätsindizes. Dazu wird die Masse eines jeden anorganischen chemotoxischen Stoffes durch das Produkt aus dessen Schadstoffkonzentration im Trinkwasser und der unterstellten durch den Menschen aufgenommenen Trinkwassermenge pro Zeiteinheit dividiert. Durch Summation über alle im Endlagerhorizont der Grube Konrad bzw. in einem Uranerzlager vorkommenden Minerale erhält man den Toxizitätsindex dieses Systems; entsprechend seiner Definition hat er die Dimension einer Zeit. Bei der Berechnung der Toxizitätsindizes unterstellt der Antragsteller eine Trinkwasseraufnahme von 500 l/a. Bei den Elementen Silber, Cadmium, Quecksilber und Thallium, die im Gestein der Grube Konrad nicht nachgewiesen werden konnten, aber bei der Abschätzung berücksichtigt werden, sind für die weiteren Berechnungen die jeweiligen Nachweisgrenzen zugrunde gelegt.

Eine weitere Abschätzung des Gefahrenpotentials erfolgt anhand eines Vergleiches des in der Grube Konrad endgelagerten Schadstoffinventars mit den zulässigen Konzentrationsgrenzwerten im Trinkwasser /84, 85/. Bei diesem Vergleich wird unterstellt, daß das gesamte anorganische chemotoxische Schadstoffinventar in 10^6 m^3 Grubenwasser gelöst vorliegt. Beim Transport des Grubenwassers in oberflächennahe Grundwässer wird ein Verdünnungsfaktor von 1000 zugrundegelegt. Dieser Faktor ergibt sich aus der gemessenen Salzkonzentration des tiefen Grundwassers von 180 g/l und einem nach der Trinkwasserverordnung zulässigen Kochsalzgehalt von 0,165 g/l im Trinkwasser.

Eine Schadstoffreduktion, etwa durch Sorptionseffekte an geologischen Barrieren, wird ebensowenig in Betracht gezogen wie die Erhöhung der Löslichkeit einzelner Elemente durch Komplexbildung.

Falls die errechnete Konzentration eines Elements im betrachteten oberflächennahen Grundwasser oberhalb dessen Löslichkeitsgrenzwert liegt, wird dieser zur weiteren Abschätzung verwendet. Für die Elemente Tellur und Thallium wird der gleiche Konzentrationsgrenzwert wie für das Element Selen angenommen.

Eine vergleichende Übersicht der auf verschiedenen Wegen ermittelten Gefahrenpotentiale ist in der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität /EU 251/ wiedergegeben. Der direkte Vergleich zeigt, daß der Toxizitätsindex für ein unterstelltes Abfallgebindevolumen von $500\,000\text{ m}^3$ zwischen den jeweils für $3 \cdot 10^6\text{ Mg}$ und $2,7 \cdot 10^8\text{ Mg}$ Haufwerk aus der Schachanlage Konrad ermittelten Toxizitätsindizes liegt und unterhalb des Toxizitätsindex für eine Uranerzlagerstätte vergleichbarer Größe mit einem Massenanteil von 3 % Natururan. Ein Vergleich der Konzentrationen anorganischer Kationen im Biosphärenwasser entsprechend dem Modell des Antragstellers mit Konzentrationsgrenzwerten für Trinkwasser nach der Trinkwasser-Verordnung /84/ bzw. den Technischen Regeln /85/ ergibt nur für die Elemente Silber, Kobalt, Chrom, Kupfer und Nickel eine Grenzwertüberschreitung.

Bewertung

Der Antragsteller hat nach unserer Ansicht die wesentlichen anorganischen chemotoxischen Elemente erfaßt und ihre Menge hinreichend abgeschätzt. Den in der erläuternden Unterlage vorgenommenen Modellbetrachtungen und Vergleichen liegen vereinfachende abdeckende Abschätzungen zugrunde. So wird zum einen das gesamte anorganische chemotoxische Schadstoffinventar als im Grubenwasser der Schachanlage Konrad gelöst angesehen, zum anderen wird beim unterstellten Transport dieses belasteten Grubenwassers eine Rückhaltung durch geologische Barrieren vernachlässigt. Bereits ein Sorptionskoeffizient $K_D = 1\text{ ml/g}$ würde nach unserer Abschätzung das Konzentrationsmaximum um etwa eine Größenordnung herabsetzen. Für Silber werden in der Literatur K_D -Werte im Bereich von 10 bis 1000 ml/g angegeben, für Kobalt 0,2 bis 3800 ml/g, für Chrom 1,2 bis 150 000 ml/g, für Kupfer 1,4 bis 333 ml/g, für Nickel 300 bis 650 ml/g. Bei der Vorgehensweise zur Abschätzung des Gefahrenpotentials unterstellt der Antragsteller bei der modellhaften Ermittlung der Toxizitätsindizes für den Einlagerungshohlraum bzw. die Einlagerungshorizonte, daß die Elemente Silber, Cadmium, Quecksilber und Thallium in Konzentration ihrer jeweiligen Nachweisgrenzen in der Grube Konrad vorliegen, ein höheres Schadstoffinventar als in Wirklichkeit vorhanden.

Bei Berücksichtigung der o.g. Elemente errechnen sich Toxizitätsindizes von $1,37 \times 10^{11}\text{ a}$ bzw. $1,24 \times 10^{13}\text{ a}$. Legt man hingegen die o.g. Elemente zur Berech-

nung des Toxizitätsindizes nicht zugrunde, errechnen sich Indizes von $1,34 \cdot 10^{11}$ a bzw. $1,21 \cdot 10^{13}$ a. Bei der Abschätzung des Gefährdungspotentials spielen die Elemente Silber, Cadmium, Quecksilber und Thallium nach unserer Ansicht daher keine gravierende Rolle. Unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge und aufgrund der abdeckend abgeschätzten Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser halten wir trotz der geringfügigen Überschreitung der Konzentrationsgrenzwerte durch die Elemente Silber, Kupfer, Chrom, Kobalt und Nickel eine Beschränkung und Kontrolle der Abfallgebundeeigenschaften, die über den durch die Endlagerungsbedingungen /EU 117/ vorgegebenen Umfang hinausgeht, nicht für erforderlich.

5.4.2 Organische chemotoxische Stoffe

Zur Abschätzung des organischen chemotoxischen Gefahrenpotentials legte der Antragsteller zusätzlich zu der Studie "Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung" /EU 251/ Studien zum strahlenchemischen Aufbau oder Abbau chemotoxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen /EU 317/ und zum chemischen Abbau toxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen vor /EU 318/.

In diesen Unterlagen wird das Langzeitverhalten von persistenten, ökotoxischen Stoffen unter Endlagerbedingungen dargestellt. Der Antragsteller unterstellt die Endlagerung von ökologisch bedenklichen chemischen Verbindungen zusammen mit radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung. Zu diesen organischen Verbindungen gehören neben Insektiziden und Akariziden auch polychlorierte Biphenyle, polykondensierte aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte aromatische Benzole, polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane, sowie Komplexbildner wie EDTA und organische Säuren. Der Antragsteller faßt die Substanzen in Gruppen zusammen, wobei er die folgenden Stoffarten unterscheidet: alicyclische und aliphatische Verbindungen, halogenierte Benzol- und Phenyllderivate, halogenierte Derivate des Diphenylmethans, anellierte Aromaten, halogenierte Phenol- und Phenoxyverbindungen, heterocyclische Verbindungen, Komplexbildner und Tenside. Unter Berücksichtigung der im Endlager nach Beendigung der Betriebsphase vorherrschenden Bedingungen, nämlich dem Einstellen der ursprünglichen hydraulischen Druckverhältnisse nach etwa 2000 Jahren nach

Beginn der Nachbetriebsphase und Temperaturen gemäß der geothermischen Tiefenstufe im Bereich von 50 bis 60 °C, wird der hydrolytische Abbau ausgewählter Vertreter der o. g. Verbindungsklassen untersucht.

Die der Literatur entnommenen physikalischen Daten, wie die Aktivierungsenergie und die Abbaugeschwindigkeit der hydrolytischen Zersetzung, werden anhand der Arrheniusbeziehung auf Endlagerbedingungen umgerechnet. Dabei wird berücksichtigt, daß sich eine Erhöhung der Protonen- bzw. Hydroxidionenkonzentration auf die Hydrolysegeschwindigkeit und somit Abbaugeschwindigkeit der organisch chemotoxischen Verbindungen auswirkt. Mikrobiologische Abbaureaktionen werden aufgrund der im Endlager Konrad herrschenden Bedingungen und Abfallzusammensetzung nicht betrachtet. Die ermittelten Halbwertzeiten des Abbaus infolge Hydrolyse liegen ein Vielfaches unter der geforderten sicheren Einschlußdauer von mindestens 10 000 Jahren. Der Antragsteller hat die oben genannten Verbindungsgruppen nach ihrer Abbaugeschwindigkeit klassifiziert. Diese Eingruppierung erfolgte unter konservativen Gesichtspunkten, d. h. für die Hydrolysegeschwindigkeit wurde eine Protonenkonzentration von 10^{-7} mol/l zugrundegelegt.

Die anhand der Arrheniusbeziehung ermittelten Hydrolysegeschwindigkeiten dienen zur Abschätzung des organischen Schadstoffinventars nach einem sicheren Einschluß von 10 000 Jahren. Dabei wird das Modell eines ideal durchmischten Reaktors mit Zu- und Ablauf und eine Reaktion 1. Ordnung unterstellt. Die mittlere Aufenthaltsdauer des Tiefenwassers im Modellreaktor wird mit 300 Jahren angenommen. Die errechnete Konzentration der organischen chemotoxischen Substanzen unter Berücksichtigung der Löslichkeit bei einer Temperatur von 25 °C werden mit aus der Literatur entnommenen letalen Konzentrationen (LC_{50} -Werte) verglichen. Diese Werte geben die Konzentration eines Schadstoffs an, bei der 50 % der Versuchstiere innerhalb eines bestimmten Zeitraums sterben. Es werden LC_{50} -Werte für verschiedene Fischarten wie Regenbogenforellen, Bluegill, Goldfisch und Goldorfe sowie für Kleinkrebse herangezogen. Zum Vergleich wird der LC_{50} -Wert des für die betrachtete Substanz empfindlichsten Lebewesens angegeben. Die Ergebnisse der durchgeführten Rechnungen und Vergleiche sind in der Studie zum chemischen Abbau toxischer Stoffe /EU 318/ zusammengefaßt. Die Übersicht zeigt, daß für ökotoxische Substanzen, wie Chlordan, Tetrachlor-, Trichlor-, p-Chlor-Phenol und EDTA, die errechneten zulässigen Mengen oberhalb der geschätzten Gesamtmasse an ökotoxischen organischen Substanzen von 680 Mg /EU 251/ liegen.

Auch für andere persistente ökotoxische Verbindungen läßt sich nicht das Erfordernis einer Mengenbegrenzung ableiten. Lediglich chlorierte Diphenylether und das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin sind nach diesem Modell nur in analytischen Mengen oder als Spurenverunreinigung zuzulassen. Der Antragsteller weist darauf hin, daß beim Transport der Tiefenwässer ins erdoberflächennahe Grundwasser mit einer Verdünnung zu rechnen ist und daß Sorptionseffekte an geologischen Barrieren auftreten werden. Diese Effekte zur Konzentrationsverringerng werden nicht betrachtet. Insgesamt läßt sich aus der Untersuchung keine Mengenbegrenzung für organische persistente Stoffe ableiten.

Weiterhin wird die Möglichkeit weiterer Reaktionen diskutiert, wie die durch Metalle initiierte Radikalbildung. Eine Reduktion der chlorierten organischen Verbindungen wird jedoch aufgrund der recherchierten Reduktionspotentiale und der Abfalleigenschaften nicht erwartet.

Des weiteren wird der strahlenchemisch initiierte Auf- und Abbau dieser Stoffe in radioaktiven Abfällen behandelt. Zur Ermittlung der Abbaurate und der möglichen Radiolyseprodukte wird zunächst unterschieden, ob die Radiolyse in wässriger oder organischer Lösung oder in der festen Phase stattfindet. Anhand der Literatur entnommener "G-Werte", Maßzahlen für die Anzahl der homolytisch gespaltenen und gebildeten Verbindungen pro absorbierter Strahlungsenergieeinheit, wird die Einwirkung von ionisierender Strahlung auf ökologische Problemstoffe untersucht. Weiterhin wird unterschieden zwischen Strahlung mit hohem und niedrigem linearem Energietransfer (erzeugte reaktive Spezies pro Längeneinheit). In der Studie zum strahlenchemischen Aufbau oder Abbau chemotoxischer Stoffe /EU 317/ sind die Abbauraten der typischen Vertreter zusammengefaßt, und soweit Radiolyseprodukte analysiert wurden, sind diese aufgeführt.

Bewertung

Der Antragsteller weist in der Studie zum strahlenchemischen Aufbau oder Abbau chemotoxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen /EU 317/ und zum chemischen Abbau toxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen /EU 318/ darauf hin, daß bei der Auswahl der zu untersuchenden organischen Verbindungen das Augenmerk entweder auf

Persistenz und ökotoxische Bedenklichkeit gelegt wurde, oder auf die Tatsache, daß einige organische Verbindungen, wie z.B. die Komplexbildner Zitronensäure, Weinsäure oder EDTA, in größeren Mengen im radioaktiven Abfall präsent sein können. Des weiteren ist der Antragsteller der Ansicht, daß ein Großteil der untersuchten chemischen Verbindungen nicht in realen radioaktiven Abfällen zu finden sein wird, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen /EU 318/.

Nach unserer Auffassung werden in den vom Antragsteller vorgelegten Untersuchungen die wesentlichen chemischen Reaktionen zum Aufbau und Abbau chemotoxischer Stoffe berücksichtigt. Den vorgenommenen Modellbetrachtungen liegen vereinfachende abdeckende Annahmen zugrunde. Aufgrund unserer Erfahrungen mit radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die beim Betrieb kerntechnischer Anlagen anfallen und in bundesdeutschen Zwischenlagern aufbewahrt werden, ist nicht damit zu rechnen, daß größere Mengen der in den erläuternden Unterlagen unterstellten persistenten ökotoxischen Stoffe zur Endlagerung in die Schachanlage Konrad anstehen.

Anders als bei der Beurteilung der Chemotoxizität anorganischer Stoffe hat der Antragsteller für die organischen Stoffe nicht die Trinkwasserverordnung sondern die letale Konzentration nach dem LC_{50} -Wert zugrunde gelegt. Die Trinkwasserverordnung sieht für organische Substanzen zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung einschließlich deren toxischer Hauptabbauprodukte sowie für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, wie z.B. Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen oder Benzo-(a)-pyren, Grenzwerte sowohl für die Schadstoffgruppe als auch für die Einzelsubstanzen vor. Ein Vergleich des modellhaft unterstellten persistenten ökotoxischen Schadstoffinventars im Grubenwasser der Schachanlage Konrad mit den hier aufgeführten Grenzwerten ist aus unserer Sicht nicht sinnvoll, da zum einen der Antragsteller nicht beabsichtigt, derartige Schadstoffe in der Schachanlage Konrad endzulagern, zum anderen derartige persistente ökotoxische Schadstoffe aufgrund unserer Erfahrung mit radioaktiven Abfällen weder in Abfällen aus deutschen Kernkraftwerken oder aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstäben noch in Abfällen aus den übrigen Anlagen der Industrie des Kernbrennstoffkreislaufes vorkommen. Hinzu kommt, daß eine Einlagerung von Stoffen, die unter das Abfallgesetz fallen, nach den Vorgaben der Endlagerungsbedingungen /EU 117/ untersagt ist.

Radioaktive Abfälle aus der chemischen und pharmazeutischen Industrie, die an Landessammelstellen abgeliefert werden und nach einer Konditionierung im Endlager Konrad endgelagert werden sollen, können zwar andere als den Untersuchungen des Antragstellers zugrundegelegte organische Schadstoffe enthalten. Wir sind jedoch der Ansicht, daß aufgrund des zu erwartenden geringen Abfallaufkommens dieser Abfallarten die in den erläuternden Unterlagen durchgeführten Abschätzungen der Toxizität organischer Stoffe abdeckend sind. Eine Beschränkung der Masse, Kontrolle oder Deklarationspflicht der persistenten, ökotoxisch bedenklichen organischen Substanzen in radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die in dem Endlager Konrad eingelagert werden sollen, über die Endlagerungsbedingungen /EU 117/ hinaus halten wir aus diesen Gründen nicht für erforderlich.

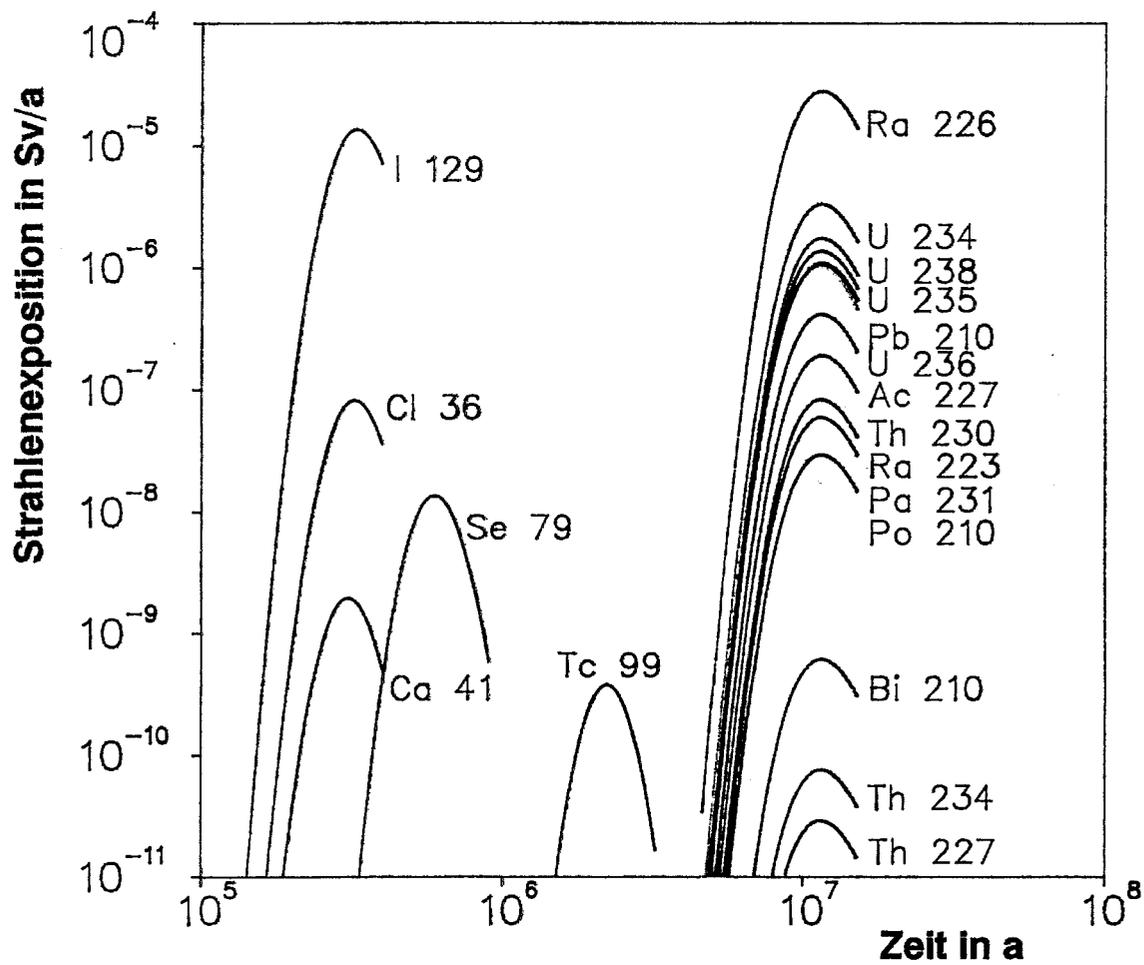


Abbildung 5-1: Zeitverläufe der effektiven Äquivalentdosen für Erwachsene bei Radionuklidenausbreitung über das Oxford, entnommen aus /1/

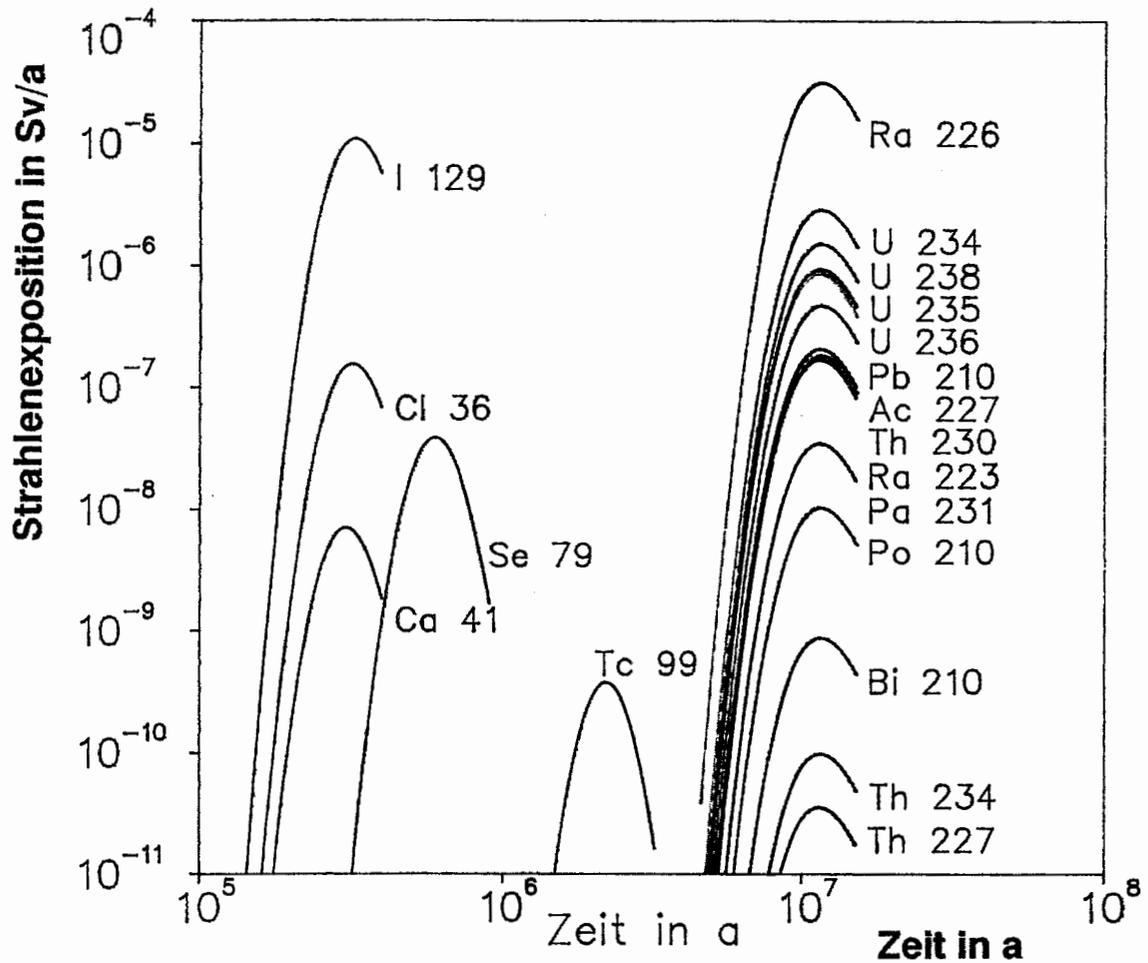


Abbildung 5-2: Zeitverläufe der effektiven Äquivalentdosen für Kleinkinder bei Radionuklidausbreitung über das Oxford, entnommen aus /1/

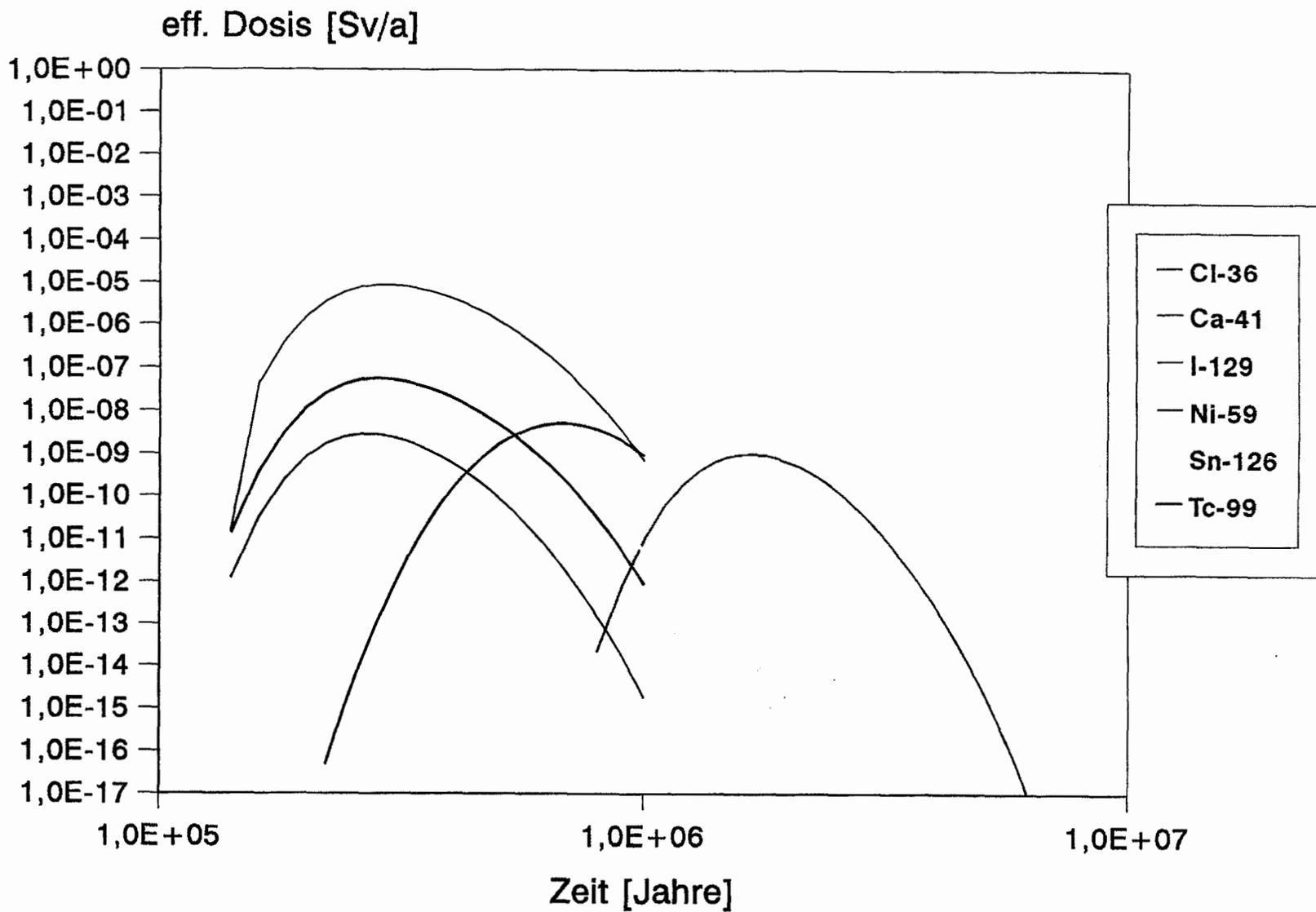


Abb. 5-3: Zeitverläufe der effektiven Dosis für Erwachsene (Gutachtermodell)

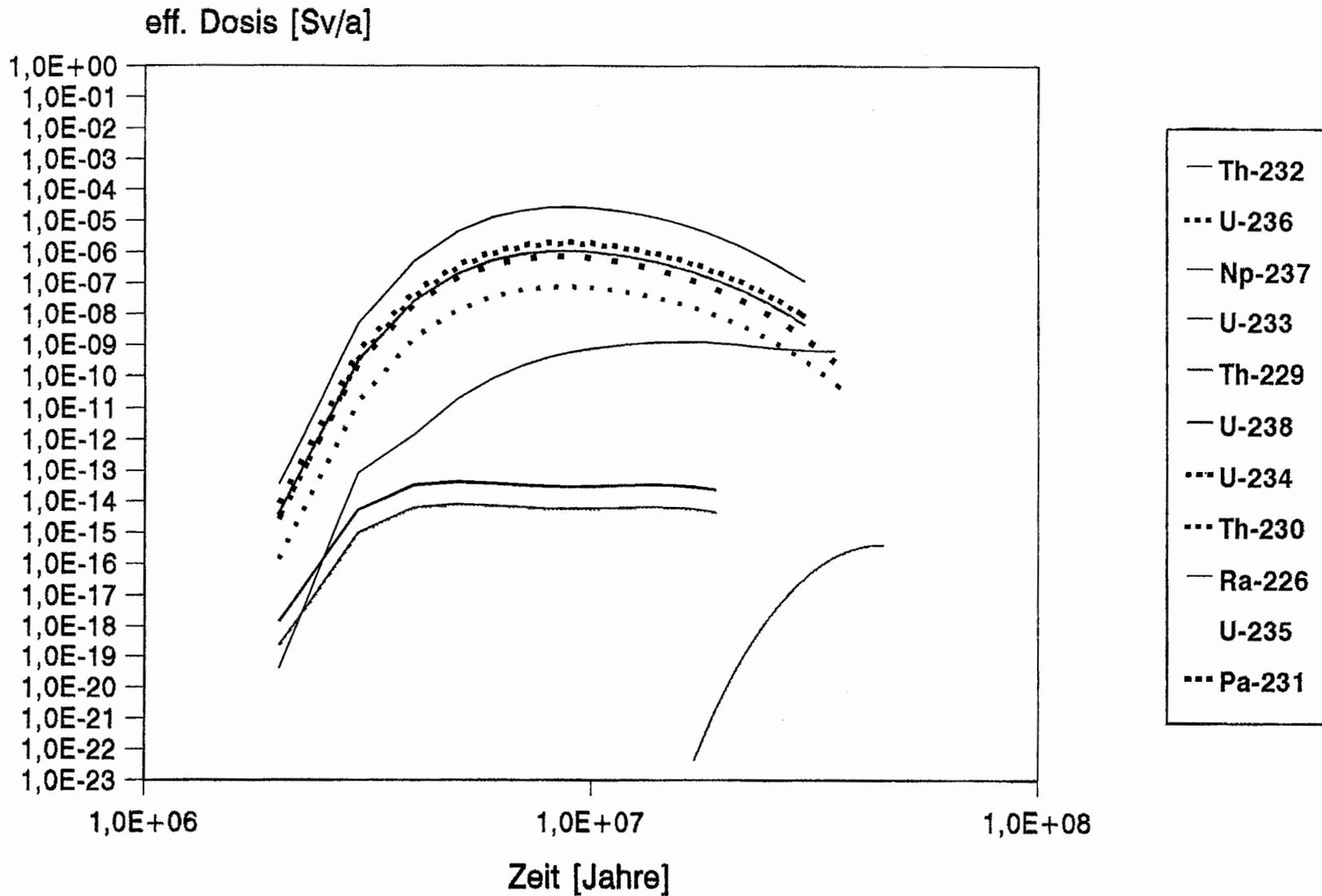


Abb. 5-4: Zeitverläufe der effektiven Dosis für Erwachsene (Gutachtermodell)

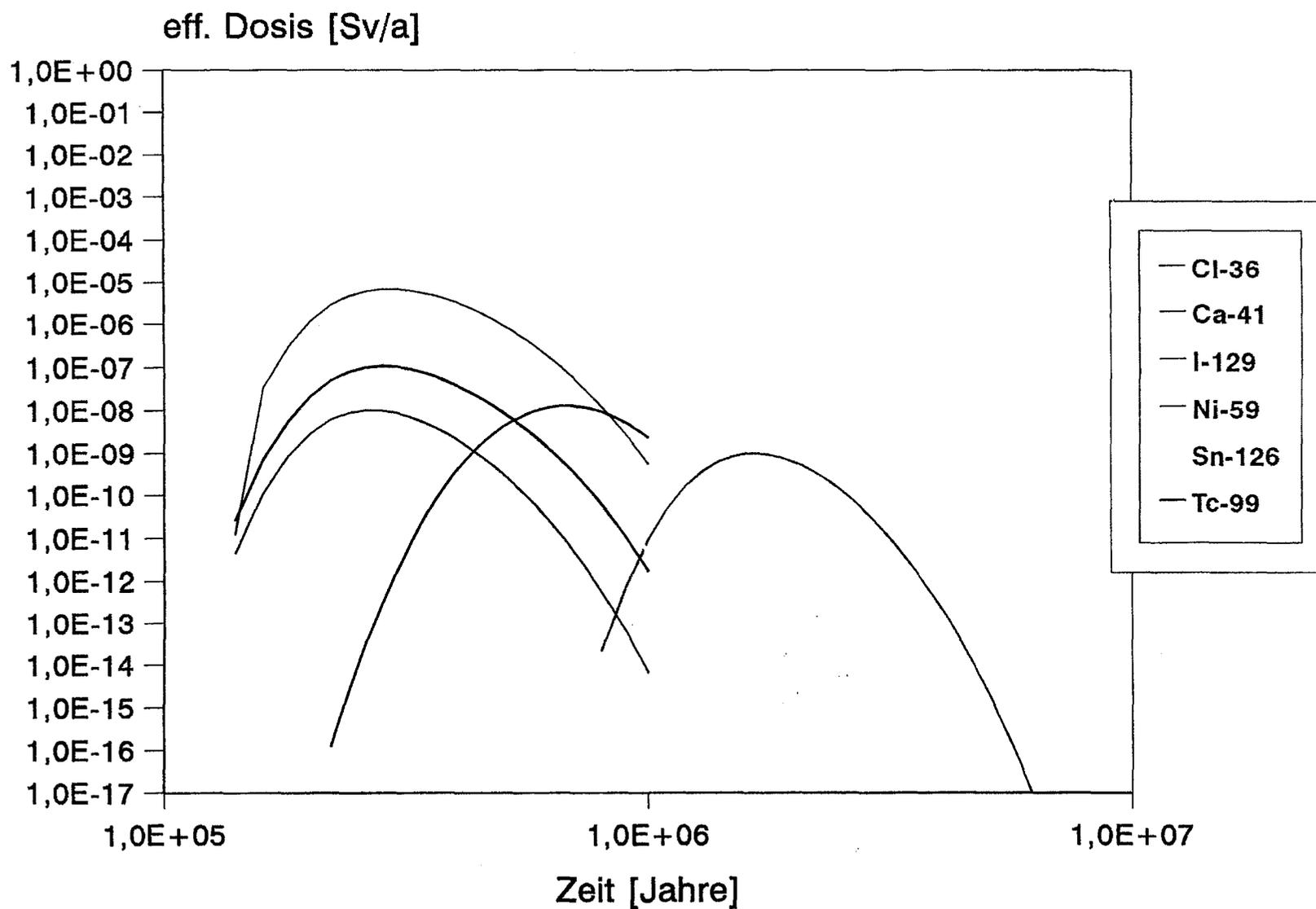


Abb. 5-5: Zeitverläufe der effektiven Dosis für Kleinkinder (Gutachtermodell)

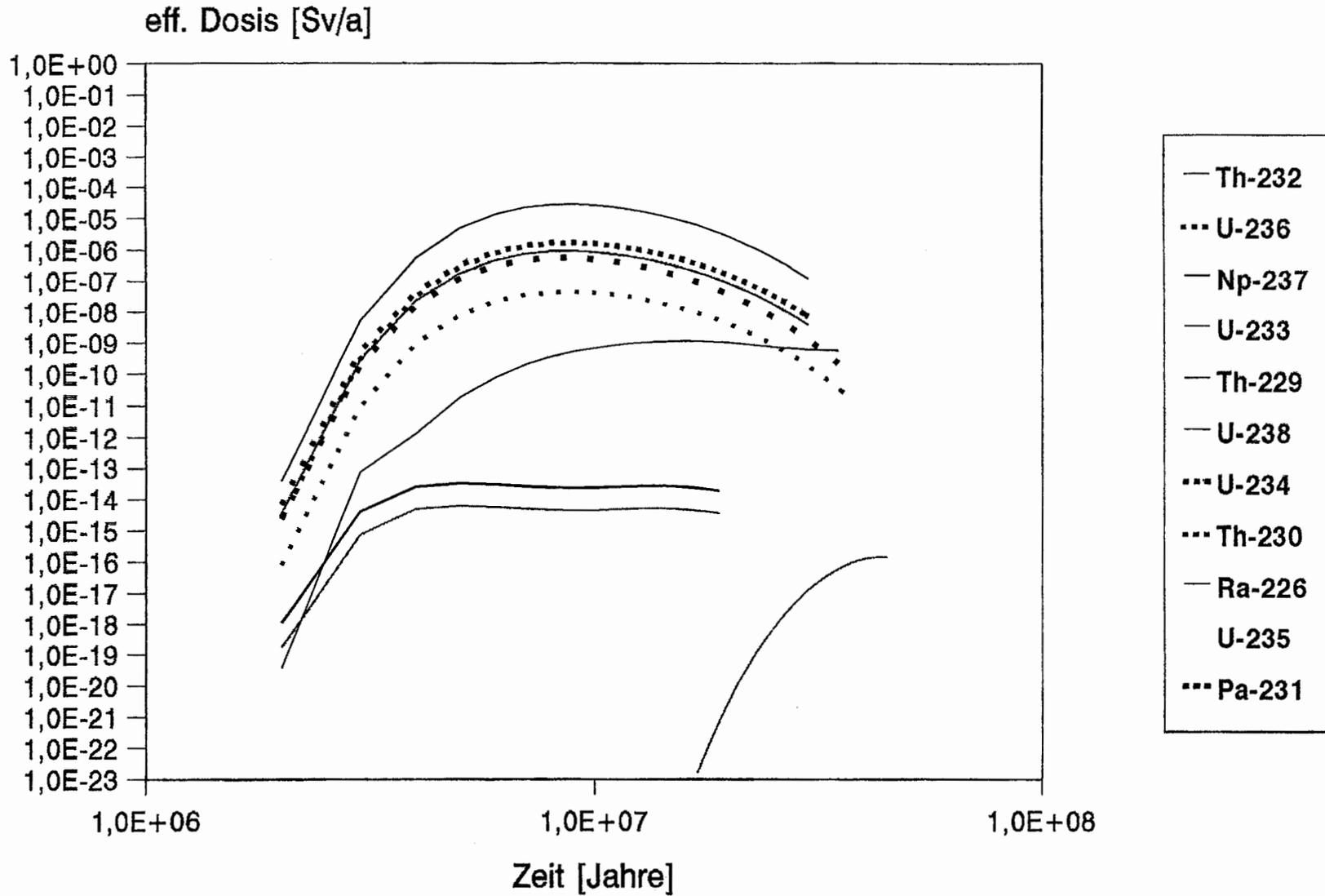


Abb. 5-6: Zeitverläufe der effektiven Dosis für Kleinkinder
(Gutachtermodell)

Tabelle 5-1: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	8.1E-02										
Ca 41	2.9E-05	3.3E-05	1.9E-04	5.1E-04	5.6E-05	3.6E-05	4.4E-05	3.0E-05	2.2E-02	3.1E-05	3.1E-05
Se 79	5.0E-03	5.0E-03	6.1E-03	1.6E-02	5.2E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	3.6E-02	5.0E-03
Tc 99	5.8E-05	5.8E-05	3.9E-04	1.1E-03	1.2E-04	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	8.0E-05	5.8E-05
I 129	2.7E-02	7.0E-02	2.8E-02	2.8E-02	2.8E-02	2.8E-02	5.1E-02	3.3E-02	5.1E-02	2.9E-02	3.4E-02
U 236	3.4E-02	3.5E-02	2.4E-01	6.6E-01	6.9E-02	3.4E-02	3.8E-02	3.5E-02	1.5E+01	3.4E-02	3.4E-02
Th 232	2.1E-01	2.1E-01	3.1E-01	4.8E-01	2.3E-01	2.1E-01	2.1E-01	2.1E-01	1.1E+01	2.3E-01	2.1E-01
Ra 228	9.7E-01	9.7E-01	1.1E+00	1.2E+00	9.8E-01	9.7E-01	9.7E-01	9.7E-01	4.2E+01	9.8E-01	9.7E-01
Th 228	1.2E-04	1.1E-04	1.1E-03	4.5E-03	2.5E-04	1.1E-04	1.1E-04	1.1E-04	8.0E-02	7.0E-04	1.1E-04
Ra 224	6.5E-02	6.5E-02	2.6E-01	6.5E-01	9.7E-02	6.5E-02	6.5E-02	6.5E-02	5.2E+00	6.5E-02	6.5E-02
Np 237	6.0E-09	7.7E-09	2.8E-08	7.5E-08	9.9E-09	6.7E-09	9.3E-09	3.1E-07	3.4E-05	1.2E-06	6.7E-09
U 233	4.6E-07	4.6E-07	7.0E-07	1.4E-06	4.9E-07	4.6E-07	4.7E-07	4.7E-07	4.8E-05	5.1E-07	4.6E-07
Th 229	5.6E-09	5.6E-09	7.9E-09	1.5E-08	5.8E-09	5.6E-09	5.6E-09	5.6E-09	6.4E-07	6.4E-09	5.6E-09
U 238	7.9E-02	8.6E-02	6.0E-01	1.7E+00	1.7E-01	8.0E-02	9.9E-02	8.4E-02	2.4E+01	7.9E-02	8.1E-02
Th 234	1.9E-07	7.8E-08	3.0E-04	8.6E-04	5.2E-05	1.0E-08	3.4E-08	5.6E-08	4.7E-07	8.9E-08	1.9E-08
U 234	4.1E-01	4.1E-01	8.1E-01	1.7E+00	4.8E-01	4.1E-01	4.2E-01	4.1E-01	5.3E+01	4.1E-01	4.1E-01
Th 230	4.4E-02	4.4E-02	5.0E-02	6.7E-02	4.5E-02	4.4E-02	4.4E-02	4.4E-02	3.6E+00	4.4E-02	4.4E-02
Ra 226	6.6E+00	6.6E+00	7.4E+00	9.6E+00	6.8E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	5.0E+02	6.6E+00	6.6E+00
Pb 210	8.8E-02	8.9E-02	1.0E-01	1.1E-01	8.9E-02	8.8E-02	8.9E-02	8.9E-02	1.6E+01	4.4E+00	8.8E-02
Bi 210	8.2E-06	8.2E-06	2.1E-03	5.4E-03	3.9E-04	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	1.3E-05	8.2E-06
Po 210	4.5E-03	4.5E-03	5.4E-03	7.2E-03	4.7E-03	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	2.4E-02	4.5E-03
U 235	1.2E-01	1.3E-01	3.5E-01	8.0E-01	1.6E-01	1.3E-01	1.4E-01	2.3E-01	2.3E+01	1.9E+00	1.3E-01
Th 231	5.7E-09	3.0E-09	3.4E-06	6.1E-06	8.1E-07	4.5E-10	1.1E-09	2.0E-09	1.1E-07	1.4E-08	7.0E-10
Pa 231	3.7E-03	3.7E-03	1.1E-02	2.4E-02	5.0E-03	3.7E-03	3.8E-03	9.2E-03	1.1E+00	1.0E-01	3.7E-03
Ac 227	6.9E-04	7.1E-04	2.1E-03	5.1E-03	9.4E-04	7.0E-04	7.1E-04	8.5E-02	6.8E+00	1.5E+00	7.1E-04
Th 227	5.8E-07	5.0E-07	6.6E-05	2.4E-04	1.1E-05	4.5E-07	4.7E-07	5.0E-07	1.9E-04	3.0E-06	4.5E-07
Ra 223	1.8E-02	1.8E-02	5.3E-02	1.2E-01	2.4E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.3E+00	1.8E-02	1.8E-02
Summe=	8.8E+00	8.9E+00	1.1E+01	1.7E+01	9.3E+00	8.8E+00	8.9E+00	9.0E+00	7.0E+02	1.7E+01	8.8E+00

Tabelle 5-1: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert (Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	1.1E-01	8.1E-02	8.3E-02								
Ca 41	4.6E-05	3.5E-05	3.3E-05	3.2E-05	3.0E-05	3.3E-05	1.0E-02	3.1E-05	3.2E-05	3.0E-05	2.0E-03
Se 79	5.4E-03	2.4E-02	5.0E-03	6.7E-02	5.0E-03	2.2E-02	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	5.0E-03	1.3E-02
Tc 99	3.3E-03	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	5.8E-05	1.6E-03	5.8E-05	5.8E-05	3.8E-04
I 129	4.6E-02	2.9E-02	2.6E-02	2.9E-02	2.7E-02	2.7E-02	4.2E-02	4.5E+02	6.9E-02	2.8E-02	1.4E+01
U 236	4.9E-02	3.4E-02	3.4E-02	6.2E+00	3.4E-02	3.4E-02	9.5E-01	3.4E-02	3.4E-02	3.4E-02	1.0E+00
Th 232	2.2E-01	2.1E-01	2.1E-01	2.2E-01	2.1E-01	2.1E-01	1.2E+00	2.1E-01	2.1E-01	2.1E-01	6.8E-01
Ra 228	9.8E-01	9.7E-01	9.7E-01	9.8E-01	9.7E-01	9.7E-01	4.6E+00	9.7E-01	9.7E-01	9.7E-01	2.7E+00
Th 228	1.7E-04	1.1E-04	1.1E-04	1.3E-04	1.2E-04	1.1E-04	6.3E-03	1.1E-04	1.1E-04	1.1E-04	3.7E-03
Ra 224	7.8E-02	6.5E-02	6.5E-02	6.5E-02	6.8E-02	6.5E-02	4.9E-01	6.5E-02	6.5E-02	6.5E-02	3.2E-01
Np 237	7.9E-09	6.4E-09	5.8E-09	8.5E-09	3.2E-07	5.8E-09	2.8E-06	7.6E-09	6.4E-09	5.7E-09	1.5E-06
U 233	4.7E-07	4.6E-07	4.6E-07	3.1E-06	4.6E-07	4.6E-07	4.1E-06	4.6E-07	4.6E-07	4.6E-07	2.5E-06
Th 229	5.6E-09	5.6E-09	5.5E-09	5.6E-09	5.6E-09	5.5E-09	5.5E-08	5.6E-09	5.6E-09	5.5E-09	3.0E-08
U 238	1.2E-01	7.9E-02	7.7E-02	9.6E+00	7.8E-02	7.7E-02	1.6E+00	8.4E-02	8.0E-02	7.7E-02	1.7E+00
Th 234	2.0E-05	6.3E-08	3.7E-08	8.7E-08	6.2E-07	7.4E-08	3.7E-07	1.2E-08	1.3E-08	2.6E-07	7.4E-05
U 234	4.4E-01	4.1E-01	4.1E-01	1.1E+01	4.1E-01	4.1E-01	4.1E+00	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	3.2E+00
Th 230	4.5E-02	4.4E-02	4.4E-02	4.4E-02	4.4E-02	4.4E-02	3.1E-01	4.4E-02	4.4E-02	4.4E-02	1.9E-01
Ra 226	6.7E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	4.4E+01	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	2.7E+01
Pb 210	8.9E-02	1.8E-01	8.8E-02	2.1E+00	8.8E-02	8.8E-02	1.1E+00	8.8E-02	8.8E-02	8.8E-02	1.1E+00
Bi 210	1.7E-04	6.3E-05	8.2E-06	2.1E-03	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	8.2E-06	6.1E-04
Po 210	4.6E-03	2.4E-01	4.5E-03	1.4E-01	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	4.5E-03	2.8E-02
U 235	1.4E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.5E+00	2.2E-01	1.2E-01	1.9E+00	1.3E-01	1.3E-01	1.2E-01	1.3E+00
Th 231	3.4E-07	2.2E-09	1.1E-09	2.8E-09	3.9E-08	3.5E-09	1.8E-08	4.7E-10	5.1E-10	9.1E-09	6.5E-07
Pa 231	4.4E-03	3.7E-03	3.7E-03	3.8E-03	9.1E-03	3.7E-03	9.2E-02	3.8E-03	3.7E-03	3.7E-03	5.7E-02
Ac 227	8.3E-04	7.0E-04	7.2E-04	7.1E-04	8.5E-02	7.1E-04	5.5E-01	7.0E-04	7.0E-04	6.9E-04	3.9E-01
Th 227	4.4E-06	5.0E-07	4.7E-07	5.0E-07	8.9E-07	5.0E-07	1.6E-05	4.5E-07	4.5E-07	6.3E-07	2.7E-05
Ra 223	2.1E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.2E-01	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	8.0E-02
Summe=	9.1E+00	9.2E+00	8.8E+00	3.9E+01	9.0E+00	8.8E+00	6.1E+01	4.5E+02	8.9E+00	8.8E+00	5.3E+01

Tabelle 5-2: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	1.5E-01										
Ca 41	5.6E-10	1.0E-05	5.7E-06	1.8E-05	4.1E-06	5.0E-06	1.5E-05	2.3E-07	6.9E-02	2.7E-06	4.1E-06
Se 79	1.6E-02	1.6E-02	2.0E-02	5.5E-02	1.7E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.0E-01	1.6E-02
Tc 99	5.4E-05	5.4E-05	3.8E-04	1.1E-03	1.1E-04	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	6.4E-05	5.4E-05
I 129	7.4E-02	1.3E-01	7.7E-02	7.6E-02	7.6E-02	6.5E-02	8.1E-02	1.0E-01	2.1E-01	7.8E-02	9.8E-02
U 236	4.7E-02	4.9E-02	3.8E-01	1.1E+00	1.1E-01	1.3E-04	5.4E-02	4.9E-02	1.0E+01	4.7E-02	4.7E-02
Th 232	2.4E-01	2.4E-01	2.6E-01	5.2E-01	2.5E-01	2.3E-02	2.4E-01	2.4E-01	9.5E+00	2.5E-01	2.4E-01
Ra 228	1.8E+00	1.8E+00	1.8E+00	2.0E+00	1.8E+00	3.0E-02	1.8E+00	1.8E+00	6.4E+01	1.8E+00	1.8E+00
Th 228	1.3E-04	1.3E-04	1.3E-03	5.3E-03	2.9E-04	2.3E-05	1.4E-04	1.3E-04	7.2E-02	7.1E-04	1.3E-04
Ra 224	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.4E+00	1.3E-01	2.5E-04	1.2E-01	1.2E-01	1.0E+01	1.2E-01	1.2E-01
Np 237	8.6E-09	1.1E-08	3.1E-08	7.5E-08	1.2E-08	8.9E-09	1.4E-08	3.4E-07	1.0E-05	4.2E-07	9.5E-09
U 233	4.4E-07	4.4E-07	6.7E-07	1.1E-06	4.8E-07	2.6E-08	4.5E-07	4.4E-07	3.7E-05	4.7E-07	4.4E-07
Th 229	5.7E-09	5.7E-09	7.3E-09	1.0E-08	5.9E-09	1.4E-10	5.8E-09	5.8E-09	4.8E-07	6.4E-09	5.7E-09
U 238	1.1E-01	1.2E-01	8.2E-01	2.5E+00	2.3E-01	3.6E-02	1.4E-01	1.2E-01	1.7E+01	1.1E-01	1.1E-01
Th 234	1.6E-07	5.6E-08	3.8E-04	1.1E-03	6.3E-05	1.3E-08	1.6E-08	2.2E-07	4.9E-07	1.1E-07	2.8E-08
U 234	3.9E-01	3.9E-01	1.0E+00	2.3E+00	4.9E-01	1.2E-03	4.1E-01	4.0E-01	4.1E+01	4.0E-01	4.0E-01
Th 230	4.2E-02	4.2E-02	4.3E-02	4.6E-02	4.2E-02	1.4E-04	4.2E-02	4.2E-02	3.2E+00	4.2E-02	4.2E-02
Ra 226	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	1.9E-02	7.3E+00	7.3E+00	5.3E+02	7.3E+00	7.3E+00
Pb 210	4.9E-02	4.9E-02	5.4E-02	6.7E-02	5.0E-02	4.8E-02	4.9E-02	4.9E-02	6.4E+00	2.1E+00	4.9E-02
Bi 210	1.1E-05	1.1E-05	3.1E-03	8.8E-03	5.7E-04	1.1E-06	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.5E-05	1.1E-05
Po 210	1.9E-03	1.9E-03	2.3E-03	3.1E-03	2.0E-03	9.9E-12	1.9E-03	1.9E-03	1.9E-03	8.6E-03	1.9E-03
U 235	1.4E-01	1.5E-01	2.3E-01	9.5E-01	1.5E-01	5.6E-02	1.6E-01	3.1E-01	1.3E+01	7.8E-01	1.4E-01
Th 231	9.6E-09	2.6E-09	4.7E-06	8.5E-06	1.1E-06	8.4E-11	6.3E-10	4.6E-08	6.1E-08	1.0E-08	1.2E-09
Pa 231	3.8E-03	3.9E-03	4.1E-03	2.7E-02	3.9E-03	2.5E-04	4.0E-03	1.3E-02	5.5E-01	4.1E-02	3.9E-03
Ac 227	8.1E-04	8.2E-04	9.8E-04	6.3E-03	8.4E-04	7.6E-05	8.3E-04	1.6E-01	2.7E+00	6.4E-01	8.2E-04
Th 227	6.6E-07	5.7E-07	8.0E-05	2.9E-04	1.3E-05	4.0E-07	5.4E-07	6.6E-07	2.0E-04	3.0E-06	5.5E-07
Ra 223	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	2.4E-01	3.3E-02	6.3E-05	3.3E-02	3.3E-02	2.7E+00	3.3E-02	3.3E-02
Summe=	1.1E+01	1.1E+01	1.2E+01	1.9E+01	1.1E+01	4.5E-01	1.1E+01	1.1E+01	7.2E+02	1.4E+01	1.1E+01

Tabelle 5-2: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert (Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	2.1E-01	1.5E-01	1.6E-01								
Ca 41	3.7E-06	1.6E-05	6.6E-06	5.0E-06	9.0E-07	8.3E-06	4.1E-02	5.3E-06	1.2E-06	2.2E-08	7.1E-03
Se 79	1.7E-02	7.4E-02	1.6E-02	1.4E-01	1.6E-02	9.6E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.6E-02	3.8E-02
Tc 99	3.0E-03	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	5.4E-05	2.3E-03	5.4E-05	5.4E-05	3.7E-04
I 129	1.0E-01	7.8E-02	7.3E-02	7.6E-02	7.9E-02	7.5E-02	2.6E-01	3.3E+02	7.8E-01	1.2E-01	1.1E+01
U 236	7.1E-02	4.7E-02	4.7E-02	5.3E+00	4.7E-02	4.7E-02	8.5E-01	4.7E-02	4.7E-02	4.7E-02	8.5E-01
Th 232	2.4E-01	2.4E-01	4.5E-01	2.4E-01	2.4E-01	2.3E-01	1.4E+00	2.4E-01	2.4E-01	2.3E-01	6.8E-01
Ra 228	1.8E+00	1.8E+00	1.9E+00	1.8E+00	1.8E+00	1.8E+00	9.9E+00	1.8E+00	1.8E+00	1.8E+00	4.6E+00
Th 228	1.9E-04	1.3E-04	3.6E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.3E-04	8.7E-03	1.4E-04	1.3E-04	1.3E-04	3.8E-03
Ra 224	1.2E-01	1.2E-01	1.2E+00	1.2E-01	1.3E-01	1.2E-01	1.3E+00	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	6.8E-01
Np 237	1.0E-08	9.0E-09	8.1E-09	1.1E-08	1.5E-07	8.1E-09	1.0E-06	1.1E-08	9.1E-09	8.0E-09	5.6E-07
U 233	4.5E-07	4.4E-07	4.4E-07	2.6E-06	4.4E-07	4.4E-07	4.0E-06	4.4E-07	4.4E-07	4.4E-07	2.1E-06
Th 229	5.8E-09	5.7E-09	5.7E-09	5.7E-09	5.7E-09	5.7E-09	5.3E-08	5.7E-09	5.7E-09	5.7E-09	2.6E-08
U 238	1.6E-01	1.1E-01	1.1E-01	8.4E+00	1.3E-01	1.1E-01	1.5E+00	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.5E+00
Th 234	2.3E-05	6.4E-08	4.2E-08	6.8E-08	5.4E-07	7.6E-08	4.5E-07	1.8E-08	1.8E-08	2.3E-07	9.5E-05
U 234	4.3E-01	4.0E-01	4.0E-01	9.6E+00	4.2E-01	3.9E-01	4.4E+00	3.9E-01	3.9E-01	3.9E-01	2.8E+00
Th 230	4.2E-02	4.2E-02	4.2E-02	4.2E-02	4.2E-02	4.2E-02	3.8E-01	4.2E-02	4.2E-02	4.2E-02	1.8E-01
Ra 226	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	6.5E+01	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	3.0E+01
Pb 210	5.0E-02	1.3E-01	4.9E-02	7.8E-01	4.9E-02	4.9E-02	5.7E-01	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	4.8E-01
Bi 210	2.3E-04	6.3E-05	1.1E-05	1.9E-03	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	8.8E-04
Po 210	1.9E-03	9.6E-02	1.9E-03	3.7E-02	1.9E-03	1.9E-03	1.9E-03	1.9E-03	1.9E-03	1.9E-03	1.0E-02
U 235	1.5E-01	1.4E-01	1.4E-01	1.4E+00	2.1E-01	1.3E-01	1.4E+00	1.5E-01	1.4E-01	1.3E-01	9.0E-01
Th 231	4.4E-07	3.0E-09	1.7E-09	3.0E-09	7.0E-08	4.9E-09	1.6E-08	6.0E-10	6.4E-10	1.6E-08	9.2E-07
Pa 231	4.0E-03	3.9E-03	3.8E-03	3.9E-03	7.3E-03	3.8E-03	6.2E-02	3.9E-03	3.9E-03	3.8E-03	3.3E-02
Ac 227	8.5E-04	8.1E-04	8.1E-04	8.1E-04	6.0E-02	8.1E-04	2.8E-01	8.2E-04	8.1E-04	8.0E-04	1.9E-01
Th 227	4.8E-06	5.7E-07	5.6E-07	5.7E-07	9.1E-07	5.7E-07	2.5E-05	5.5E-07	5.4E-07	7.0E-07	3.3E-05
Ra 223	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.2E-01	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	1.6E-01
Summe=	1.1E+01	1.1E+01	1.2E+01	3.5E+01	1.1E+01	1.1E+01	8.8E+01	3.4E+02	1.1E+01	1.1E+01	5.4E+01

Tabelle 5-3: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford
- Anteil der Nuklide in Prozent der Summendosis

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	0.92	0.91	0.71	0.47	0.87	0.92	0.91	0.90	0.01	0.49	0.92
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Se 79	0.06	0.06	0.05	0.09	0.06	0.06	0.06	0.06	0.00	0.22	0.06
Tc 99	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
I 129	0.31	0.79	0.25	0.16	0.30	0.32	0.57	0.37	0.01	0.18	0.38
U 236	0.38	0.39	2.09	3.82	0.74	0.38	0.43	0.39	2.19	0.20	0.38
Th 232	2.36	2.36	2.75	2.79	2.47	2.37	2.37	2.31	1.59	1.39	2.37
Ra 228	11.03	10.96	9.54	7.14	10.60	11.03	10.95	10.78	5.92	5.92	11.02
Th 228	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Ra 224	0.74	0.73	2.28	3.77	1.05	0.74	0.73	0.72	0.74	0.39	0.74
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	0.90	0.97	5.27	9.73	1.80	0.91	1.11	0.94	3.37	0.48	0.92
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	4.63	4.61	7.10	9.61	5.14	4.62	4.68	4.54	7.52	2.46	4.62
Th 230	0.50	0.50	0.44	0.39	0.49	0.50	0.50	0.49	0.51	0.27	0.50
Ra 226	75.46	74.90	64.89	55.78	73.37	75.41	74.79	73.70	71.33	40.02	75.35
Pb 210	1.00	1.00	0.88	0.62	0.96	1.00	1.00	0.98	2.26	26.62	1.00
Bi 210	0.00	0.00	0.02	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Po 210	0.05	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.05	0.05	0.00	0.15	0.05
U 235	1.41	1.50	3.08	4.63	1.76	1.43	1.60	2.53	3.22	11.35	1.43
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.04	0.04	0.09	0.14	0.05	0.04	0.04	0.10	0.16	0.61	0.04
Ac 227	0.01	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.94	0.97	9.14	0.01
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.21	0.21	0.47	0.70	0.26	0.21	0.21	0.20	0.18	0.11	0.21

Tabelle 5-3: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford
- Anteil der Nuklide in Prozent der Summendosis
(Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	1.23	0.88	0.92	0.21	0.90	0.92	0.13	0.02	0.91	0.92	0.16
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Se 79	0.06	0.26	0.06	0.17	0.06	0.25	0.01	0.00	0.06	0.06	0.03
Tc 99	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
I 129	0.50	0.32	0.30	0.07	0.30	0.31	0.07	98.06	0.78	0.31	25.62
U 236	0.54	0.37	0.38	15.80	0.37	0.38	1.55	0.01	0.38	0.38	1.93
Th 232	2.43	2.28	2.36	0.57	2.32	2.35	1.89	0.05	2.35	2.35	1.29
Ra 228	10.78	10.61	11.03	2.51	10.80	11.01	7.45	0.21	10.98	11.03	5.00
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
Ra 224	0.86	0.71	0.74	0.17	0.76	0.74	0.79	0.01	0.73	0.74	0.61
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	1.28	0.87	0.88	24.78	0.87	0.88	2.67	0.02	0.90	0.87	3.22
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	4.82	4.45	4.63	28.86	4.53	4.62	6.65	0.09	4.60	4.63	6.08
Th 230	0.49	0.48	0.50	0.11	0.49	0.50	0.51	0.01	0.50	0.50	0.35
Ra 226	74.06	72.59	75.51	17.07	73.88	75.37	72.13	1.46	75.08	75.52	50.13
Pb 210	0.98	1.93	1.01	5.34	0.98	1.00	1.77	0.02	1.00	1.01	2.07
Bi 210	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Po 210	0.05	2.65	0.05	0.35	0.05	0.05	0.01	0.00	0.05	0.05	0.05
U 235	1.59	1.35	1.38	3.90	2.44	1.38	3.11	0.03	1.42	1.38	2.48
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.05	0.04	0.04	0.01	0.10	0.04	0.15	0.00	0.04	0.04	0.11
Ac 227	0.01	0.01	0.01	0.00	0.94	0.01	0.90	0.00	0.01	0.01	0.73
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.23	0.20	0.21	0.05	0.20	0.21	0.20	0.00	0.21	0.21	0.15

Tabelle 5-4: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase
bei Radionuklidausbreitung über das Oxford
- Anteil der Nuklide in Prozent der Summendosis

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	1.46	1.45	1.25	0.83	1.42	34.45	1.45	1.41	0.02	1.10	1.46
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Se 79	0.15	0.15	0.16	0.30	0.15	3.63	0.15	0.15	0.00	0.71	0.15
Tc 99	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
I 129	0.70	1.27	0.62	0.41	0.70	14.49	0.76	0.94	0.03	0.56	0.93
U 236	0.45	0.46	3.10	5.68	0.97	0.03	0.51	0.45	1.40	0.34	0.45
Th 232	2.23	2.23	2.08	2.78	2.25	5.03	2.25	2.16	1.33	1.80	2.24
Ra 228	17.13	16.99	14.72	10.55	16.66	6.69	17.00	16.52	8.97	12.92	17.08
Th 228	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00
Ra 224	1.15	1.13	0.98	7.41	1.19	0.06	1.13	1.10	1.45	0.86	1.14
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	1.04	1.13	6.62	13.22	2.14	7.93	1.30	1.07	2.31	0.78	1.07
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	3.70	3.70	8.10	12.23	4.54	0.26	3.83	3.64	5.76	2.82	3.73
Th 230	0.40	0.40	0.35	0.24	0.39	0.03	0.40	0.39	0.44	0.30	0.40
Ra 226	69.46	68.85	59.37	39.32	67.37	4.13	68.84	66.98	74.76	52.12	69.21
Pb 210	0.47	0.46	0.44	0.36	0.46	10.65	0.46	0.45	0.89	14.98	0.47
Bi 210	0.00	0.00	0.03	0.05	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Po 210	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00	0.02	0.02	0.00	0.06	0.02
U 235	1.28	1.40	1.84	5.11	1.36	12.51	1.53	2.82	1.80	5.57	1.31
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.04	0.04	0.03	0.15	0.04	0.06	0.04	0.12	0.08	0.29	0.04
Ac 227	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.02	0.01	1.46	0.37	4.54	0.01
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.32	0.31	0.27	1.30	0.31	0.01	0.31	0.31	0.37	0.24	0.32

Tabelle 5-4: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid- ausbreitung über das Oxford
 - Anteil der Nuklide in Prozent der Summendosis
 (Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff. Äqu
Cl 36	1.98	1.43	1.29	0.44	1.44	1.45	0.18	0.05	1.37	1.46	0.29
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01
Se 79	0.16	0.69	0.14	0.41	0.15	0.90	0.02	0.00	0.14	0.15	0.07
Tc 99	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
I 129	0.94	0.72	0.61	0.22	0.74	0.71	0.29	96.91	6.94	1.12	20.00
U 236	0.66	0.44	0.39	14.94	0.44	0.44	0.97	0.01	0.42	0.45	1.57
Th 232	2.25	2.18	3.76	0.69	2.20	2.20	1.57	0.07	2.10	2.21	1.24
Ra 228	16.80	16.74	16.12	5.12	16.81	17.00	11.20	0.53	16.05	17.06	8.50
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
Ra 224	1.12	1.12	10.08	0.34	1.20	1.14	1.47	0.04	1.07	1.14	1.25
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	1.45	1.02	0.93	23.75	1.19	1.01	1.69	0.03	0.98	1.00	2.72
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	4.03	3.66	3.30	27.04	3.90	3.68	5.03	0.11	3.47	3.69	5.18
Th 230	0.39	0.39	0.35	0.12	0.39	0.40	0.44	0.01	0.37	0.40	0.33
Ra 226	67.98	67.89	61.15	20.69	68.17	68.99	74.03	2.15	65.06	69.24	55.58
Pb 210	0.46	1.22	0.41	2.20	0.46	0.47	0.65	0.01	0.44	0.47	0.88
Bi 210	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Po 210	0.02	0.89	0.02	0.10	0.02	0.02	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02
U 235	1.36	1.25	1.13	3.84	1.95	1.24	1.64	0.04	1.23	1.24	1.65
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.04	0.04	0.03	0.01	0.07	0.04	0.07	0.00	0.03	0.04	0.06
Ac 227	0.01	0.01	0.01	0.00	0.56	0.01	0.32	0.00	0.01	0.01	0.35
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.31	0.31	0.28	0.09	0.31	0.32	0.37	0.01	0.30	0.32	0.30

Tabelle 5-5: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert Beitrag der Expositionspfade zur Summendosis

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	4.4E-01	4.5E-01	6.7E-01	1.1E+00	4.8E-01	4.4E-01	4.4E-01	4.5E-01	3.2E+01	1.4E+00	4.4E-01
Fischverzehr	1.4E-01	1.4E-01	1.8E-01	2.7E-01	1.4E-01	1.4E-01	1.4E-01	1.4E-01	1.1E+01	1.5E+00	1.4E-01
Milchverzehr	7.0E-01	7.0E-01	9.4E-01	1.5E+00	7.4E-01	7.0E-01	7.0E-01	7.0E-01	5.4E+01	7.9E-01	7.0E-01
Fleischverzehr	1.4E-01	1.5E-01	2.1E-01	3.6E-01	1.6E-01	1.4E-01	1.4E-01	2.4E-01	1.8E+01	1.9E+00	1.4E-01
Blattgemüse	6.1E-01	6.1E-01	7.7E-01	1.2E+00	6.4E-01	6.1E-01	6.1E-01	6.1E-01	4.9E+01	9.5E-01	6.1E-01
Pflanz. Prod. o. Bl.	6.7E+00	6.7E+00	8.5E+00	1.3E+01	7.0E+00	6.7E+00	6.7E+00	6.8E+00	5.4E+02	1.0E+01	6.7E+00
Gammabodenstr.	8.3E-02	1.1E-01	8.0E-02	7.8E-02	7.7E-02	8.7E-02	1.5E-01	1.1E-01	1.3E-01	8.4E-02	9.0E-02
Summe=	8.8E+00	8.9E+00	1.1E+01	1.7E+01	9.3E+00	8.8E+00	8.9E+00	9.0E+00	7.0E+02	1.7E+01	8.8E+00
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	1.8E+03	3.0E+02	1.8E+03	9.0E+02	9.0E+02

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff. Äqu
Trinkwasser	4.6E-01	4.6E-01	4.4E-01	3.2E+00	4.5E-01	4.4E-01	2.9E+00	7.4E+01	4.5E-01	4.4E-01	4.3E+00
Fischverzehr	1.5E-01	3.1E-01	1.4E-01	9.0E-01	1.4E-01	1.4E-01	9.6E-01	9.3E+01	1.5E-01	1.4E-01	3.5E+00
Milchverzehr	7.3E-01	7.1E-01	7.0E-01	5.0E+00	7.0E-01	7.1E-01	4.7E+00	5.6E+01	7.0E-01	7.0E-01	4.8E+00
Fleischverzehr	1.7E-01	1.7E-01	1.4E-01	1.7E+00	2.4E-01	1.4E-01	1.5E+00	8.4E+01	1.5E-01	1.4E-01	3.7E+00
Blattgemüse	6.2E-01	6.2E-01	6.1E-01	2.4E+00	6.2E-01	6.1E-01	4.3E+00	1.6E+01	6.1E-01	6.1E-01	3.2E+00
Pflanz. Prod. o. Bl.	6.9E+00	6.8E+00	6.7E+00	2.6E+01	6.8E+00	6.7E+00	4.7E+01	1.3E+02	6.7E+00	6.7E+00	3.3E+01
Gammabodenstr.	8.4E-02	8.4E-02	7.7E-02	8.5E-02	7.6E-02	7.5E-02	8.0E-02	1.0E-01	8.8E-02	7.3E-02	9.9E-02
Summe=	9.1E+00	9.2E+00	8.8E+00	3.9E+01	9.0E+00	8.8E+00	6.1E+01	4.5E+02	8.9E+00	8.8E+00	5.3E+01
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	3.0E+02

Tabelle 5-6: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung über das Oxford - Jahresdosen in Mikrosievert
Beitrag der Expositionspfade zur Summendosis

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	1.0E+00	1.0E+00	1.2E+00	2.6E+00	1.1E+00	4.8E-02	1.0E+00	1.1E+00	5.8E+01	2.1E+00	1.0E+00
Fischverzehr	0.0E+00										
Milchverzehr	3.0E+00	3.1E+00	3.7E+00	5.8E+00	3.2E+00	1.5E-01	3.0E+00	3.1E+00	2.0E+02	3.3E+00	3.1E+00
Fleischverzehr	1.4E-01	1.5E-01	2.0E-01	3.4E-01	1.5E-01	4.8E-02	1.4E-01	3.1E-01	9.9E+00	8.3E-01	1.4E-01
Blattgemüse	1.1E+00	1.1E+00	1.2E+00	1.7E+00	1.1E+00	1.4E-02	1.1E+00	1.1E+00	7.7E+01	1.4E+00	1.1E+00
Pflanz. Prod.o.Bl.	5.1E+00	5.1E+00	5.9E+00	8.1E+00	5.3E+00	5.6E-02	5.1E+00	5.2E+00	3.7E+02	6.3E+00	5.1E+00
Gammabodenstr.	1.2E-01	1.7E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.3E-01	2.2E-01	1.6E-01	1.9E-01	1.3E-01	1.4E-01
Summe=	1.1E+01	1.1E+01	1.2E+01	1.9E+01	1.1E+01	4.5E-01	1.1E+01	1.1E+01	7.2E+02	1.4E+01	1.1E+01
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	1.8E+03	3.0E+02	1.8E+03	9.0E+02	9.0E+02

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	1.0E+00	1.1E+00	1.7E+00	4.4E+00	1.1E+00	1.0E+00	7.5E+00	9.0E+01	1.2E+00	1.0E+00	6.8E+00
Fischverzehr	0.0E+00										
Milchverzehr	3.1E+00	3.1E+00	3.4E+00	1.4E+01	3.1E+00	3.1E+00	2.5E+01	1.3E+02	3.3E+00	3.1E+00	1.7E+01
Fleischverzehr	1.7E-01	1.7E-01	1.5E-01	9.9E-01	2.1E-01	1.4E-01	1.2E+00	4.4E+01	2.3E-01	1.5E-01	2.1E+00
Blattgemüse	1.1E+00	1.1E+00	1.1E+00	2.9E+00	1.1E+00	1.1E+00	9.4E+00	1.6E+01	1.1E+00	1.1E+00	5.0E+00
Pflanz. Prod.o.Bl.	5.2E+00	5.2E+00	5.4E+00	1.3E+01	5.2E+00	5.1E+00	4.5E+01	5.7E+01	5.3E+00	5.1E+00	2.4E+01
Gammabodenstr.	1.3E-01	1.3E-01	1.1E-01	1.3E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.2E-01	1.5E-01	1.3E-01	1.1E-01	1.5E-01
Summe=	1.1E+01	1.1E+01	1.2E+01	3.5E+01	1.1E+01	1.1E+01	8.8E+01	3.4E+02	1.1E+01	1.1E+01	5.4E+01
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	3.0E+02

Tabelle 5-7: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung über das Oxford - Anteil der Expositionspfade in Prozent zur
Summendosis für Erwachsene

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	5.0	5.0	5.9	6.6	5.2	5.0	5.0	5.0	4.6	8.6	5.0
Fischverzehr	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	8.9	1.6
Viehtränke	0.5	0.6	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.6	0.5	1.3	0.5
Beregnung	92.0	91.5	91.2	90.8	91.9	91.9	91.2	91.6	93.3	80.6	91.9
Gammabodenstr.	0.9	1.3	0.7	0.5	0.8	1.0	1.7	1.2	0.0	0.5	1.0

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	5.1	5.1	5.0	8.3	5.0	5.0	4.8	16.4	5.1	5.0	8.0
Fischverzehr	1.6	3.4	1.6	2.3	1.6	1.6	1.6	20.4	1.6	1.6	6.7
Viehtränke	0.6	0.5	0.5	0.3	0.6	0.5	0.5	3.8	0.6	0.5	1.4
Beregnung	91.8	90.1	92.0	88.9	91.9	92.0	93.0	59.5	91.7	92.0	83.8
Gammabodenstr.	0.9	0.9	0.9	0.2	0.8	0.8	0.1	0.0	1.0	0.8	0.2

Tabelle 5-8: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung über das Oxford - Anteil der Expositionspfade in Prozent zur
Summendosis für Kleinkinder

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	9.7	9.7	9.9	13.8	9.8	10.7	9.6	9.8	8.0	15.0	9.7
Fischverzehr	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Viehtränke	1.8	1.8	1.6	2.0	1.8	3.0	1.8	1.9	1.3	1.9	1.8
Beregnung	87.3	86.9	87.5	83.5	87.4	57.2	86.5	86.9	90.6	82.2	87.2
Gammabodenstr.	1.2	1.6	1.0	0.6	1.1	29.1	2.1	1.5	0.0	0.9	1.3

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	9.7	10.0	14.3	12.4	9.8	9.6	8.5	26.5	10.8	9.8	12.5
Fischverzehr	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Viehtränke	1.8	1.8	2.7	0.8	1.8	1.8	1.5	6.3	2.1	1.8	2.4
Beregnung	87.3	87.1	82.0	86.4	87.3	87.5	89.9	67.1	85.9	87.3	84.8
Gammabodenstr.	1.2	1.2	1.0	0.4	1.1	1.1	0.1	0.0	1.2	1.0	0.3

Tabelle 5-9: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	5.3E-02										
Ca 41	4.1E-05	4.7E-05	2.7E-04	7.2E-04	7.9E-05	5.2E-05	6.2E-05	4.2E-05	3.2E-02	4.4E-05	4.4E-05
Ni 59	2.7E-03	3.5E-03	9.5E-03	2.1E-02	4.0E-03	2.8E-03	1.7E-02	3.7E-03	2.9E-03	2.8E-03	2.8E-03
Se 79	0.0E+00										
Tc 99	1.5E-04	1.5E-04	1.0E-03	2.7E-03	3.0E-04	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	2.0E-04	1.5E-04
Sn 126	1.4E+00	1.2E+00	2.2E+01	6.0E+01	6.2E+00	1.1E+00	8.5E-01	1.0E+00	7.2E+00	1.0E+00	8.8E-01
I 129	1.7E-02	4.4E-02	1.7E-02	1.7E-02	1.7E-02	1.7E-02	3.2E-02	2.1E-02	3.2E-02	1.8E-02	2.1E-02
U 236	2.2E-02	2.3E-02	1.6E-01	4.4E-01	4.6E-02	2.2E-02	2.6E-02	2.3E-02	1.0E+01	2.2E-02	2.2E-02
Th 232	3.5E-04	3.5E-04	5.2E-04	8.0E-04	3.8E-04	3.5E-04	3.5E-04	3.5E-04	1.9E-02	3.9E-04	3.5E-04
Ra 228	1.6E-04	1.6E-04	1.8E-04	2.1E-04	1.7E-04	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	7.0E-03	1.7E-04	1.6E-04
Th 228	1.9E-07	1.9E-07	1.9E-06	7.4E-06	4.2E-07	1.9E-07	1.9E-07	1.9E-07	1.3E-04	1.2E-06	1.9E-07
Ra 224	1.1E-05	1.1E-05	4.4E-05	1.1E-04	1.6E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	8.7E-04	1.1E-05	1.1E-05
Np 237	1.6E-12	2.0E-12	7.4E-12	2.0E-11	2.6E-12	1.8E-12	2.5E-12	8.1E-11	8.9E-09	3.2E-10	1.8E-12
U 233	5.9E-09	6.0E-09	9.0E-09	1.8E-08	6.3E-09	5.9E-09	6.0E-09	6.0E-09	6.2E-07	6.5E-09	5.9E-09
Th 229	1.1E-09	1.1E-09	1.6E-09	3.0E-09	1.2E-09	1.1E-09	1.2E-09	1.1E-09	1.3E-07	1.3E-09	1.1E-09
U 238	5.1E-02	5.5E-02	3.8E-01	1.1E+00	1.1E-01	5.2E-02	6.3E-02	5.4E-02	1.5E+01	5.1E-02	5.2E-02
Th 234	1.8E-06	7.6E-07	2.9E-03	8.4E-03	5.1E-04	1.0E-07	3.3E-07	5.4E-07	4.6E-06	8.7E-07	1.9E-07
U 234	2.6E-01	2.6E-01	5.2E-01	1.1E+00	3.0E-01	2.6E-01	2.7E-01	2.6E-01	3.4E+01	2.6E-01	2.6E-01
Th 230	4.3E-01	4.3E-01	4.9E-01	6.6E-01	4.4E-01	4.3E-01	4.3E-01	4.3E-01	3.5E+01	4.3E-01	4.3E-01
Ra 226	6.6E+00	6.6E+00	7.4E+00	9.6E+00	6.8E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	5.0E+02	6.6E+00	6.6E+00
Pb 210	8.3E-01	8.3E-01	9.4E-01	1.0E+00	8.4E-01	8.3E-01	8.3E-01	8.3E-01	1.5E+02	4.2E+01	8.3E-01
Bi 210	9.1E-04	9.1E-04	2.3E-01	6.0E-01	4.4E-02	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	1.4E-03	9.1E-04
Po 210	1.2E-01	1.2E-01	1.4E-01	1.8E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	6.3E-01	1.2E-01
U 235	8.1E-02	8.8E-02	2.3E-01	5.2E-01	1.1E-01	8.3E-02	9.3E-02	1.5E-01	1.5E+01	1.2E+00	8.3E-02
Th 231	5.7E-08	3.0E-08	3.4E-05	6.1E-05	8.1E-06	4.5E-09	1.1E-08	2.0E-08	1.1E-06	1.4E-07	7.0E-09
Pa 231	4.8E-03	4.8E-03	1.4E-02	3.1E-02	6.5E-03	4.8E-03	4.9E-03	1.2E-02	1.4E+00	1.3E-01	4.8E-03
Ac 227	3.7E-03	3.8E-03	1.1E-02	2.7E-02	5.1E-03	3.8E-03	3.8E-03	4.6E-01	3.7E+01	8.2E+00	3.8E-03
Th 227	5.8E-06	5.0E-06	6.6E-04	2.4E-03	1.1E-04	4.5E-06	4.7E-06	5.0E-06	1.9E-03	3.0E-05	4.5E-06
Ra 223	1.8E-02	1.8E-02	5.3E-02	1.2E-01	2.4E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.3E+00	1.8E-02	1.8E-02
Summe=	1.0E+01	9.8E+00	3.3E+01	7.5E+01	1.5E+01	9.6E+00	9.5E+00	1.0E+01	8.1E+02	6.0E+01	9.4E+00

Tabelle 5-9: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase
bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert
(Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	7.3E-02	5.3E-02	5.4E-02								
Ca 41	6.5E-05	5.0E-05	4.7E-05	4.5E-05	4.3E-05	4.7E-05	1.4E-02	4.4E-05	4.5E-05	4.2E-05	2.8E-03
Ni 59	3.2E-03	2.9E-03	2.9E-03	2.8E-03	3.1E-03	2.9E-03	2.8E-03	3.1E-03	2.8E-03	2.9E-03	4.8E-03
Se 79	0.0E+00										
Tc 99	8.5E-03	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	1.5E-04	4.0E-03	1.5E-04	1.5E-04	9.7E-04
Sn 126	2.3E+00	1.1E+00	1.3E+00	1.2E+00	3.4E+00	1.1E+00	3.8E+00	8.2E-01	7.9E-01	1.8E+00	7.4E+00
I 129	2.8E-02	1.8E-02	1.6E-02	1.8E-02	1.7E-02	1.7E-02	2.6E-02	2.8E+02	4.3E-02	1.7E-02	8.4E+00
U 236	3.3E-02	2.2E-02	2.2E-02	4.1E+00	2.2E-02	2.2E-02	6.3E-01	2.3E-02	2.2E-02	2.2E-02	6.8E-01
Th 232	3.7E-04	3.5E-04	3.5E-04	3.7E-04	3.5E-04	3.5E-04	1.9E-03	3.5E-04	3.5E-04	3.4E-04	1.1E-03
Ra 228	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	7.7E-04	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	4.5E-04
Th 228	2.8E-07	1.9E-07	1.9E-07	2.1E-07	2.0E-07	1.9E-07	1.1E-05	1.9E-07	1.9E-07	1.9E-07	6.2E-06
Ra 224	1.3E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	8.2E-05	1.1E-05	1.1E-05	1.1E-05	5.4E-05
Np 237	2.1E-12	1.7E-12	1.5E-12	2.3E-12	8.4E-11	1.5E-12	7.3E-10	2.0E-12	1.7E-12	1.5E-12	4.0E-10
U 233	6.1E-09	5.9E-09	5.9E-09	3.9E-08	6.0E-09	5.9E-09	5.2E-08	6.0E-09	5.9E-09	5.9E-09	3.2E-08
Th 229	1.2E-09	1.1E-09	1.1E-09	1.1E-09	1.1E-09	1.1E-09	1.1E-08	1.1E-09	1.1E-09	1.1E-09	6.2E-09
U 238	7.5E-02	5.1E-02	5.0E-02	6.2E+00	5.0E-02	4.9E-02	1.0E+00	5.4E-02	5.1E-02	4.9E-02	1.1E+00
Th 234	2.0E-04	6.2E-07	3.6E-07	8.5E-07	6.1E-06	7.3E-07	3.6E-06	1.2E-07	1.3E-07	2.6E-06	7.2E-04
U 234	2.8E-01	2.6E-01	2.6E-01	7.2E+00	2.6E-01	2.6E-01	2.6E+00	2.6E-01	2.6E-01	2.6E-01	2.1E+00
Th 230	4.4E-01	4.3E-01	4.3E-01	4.3E-01	4.3E-01	4.3E-01	3.1E+00	4.3E-01	4.3E-01	4.3E-01	1.8E+00
Ra 226	6.7E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	4.4E+01	6.6E+00	6.6E+00	6.6E+00	2.7E+01
Pb 210	8.4E-01	1.7E+00	8.3E-01	2.0E+01	8.3E-01	8.3E-01	1.0E+01	8.3E-01	8.3E-01	8.3E-01	1.0E+01
Bi 210	1.8E-02	7.0E-03	9.1E-04	2.4E-01	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	9.1E-04	6.9E-02
Po 210	1.2E-01	6.3E+00	1.2E-01	3.6E+00	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	7.2E-01
U 235	9.5E-02	8.1E-02	8.0E-02	1.0E+00	1.4E-01	8.0E-02	1.3E+00	8.6E-02	8.3E-02	8.0E-02	8.6E-01
Th 231	3.4E-06	2.2E-08	1.1E-08	2.8E-08	3.9E-07	3.5E-08	1.8E-07	4.7E-09	5.1E-09	9.1E-08	6.5E-06
Pa 231	5.7E-03	4.8E-03	4.8E-03	4.8E-03	1.2E-02	4.8E-03	1.2E-01	4.8E-03	4.8E-03	4.8E-03	7.3E-02
Ac 227	4.5E-03	3.8E-03	3.9E-03	3.9E-03	4.6E-01	3.8E-03	3.0E+00	3.8E-03	3.8E-03	3.7E-03	2.1E+00
Th 227	4.4E-05	5.0E-06	4.7E-06	5.0E-06	8.9E-06	5.0E-06	1.6E-04	4.5E-06	4.5E-06	6.3E-06	2.7E-04
Ra 223	2.1E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	1.2E-01	1.8E-02	1.8E-02	1.8E-02	8.0E-02
Summe=	1.1E+01	1.7E+01	9.8E+00	5.0E+01	1.2E+01	9.7E+00	7.0E+01	2.9E+02	9.4E+00	1.0E+01	6.2E+01

Tabelle 5-10: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	1.0E-01										
Ca 41	7.9E-10	1.5E-05	8.1E-06	2.6E-05	5.9E-06	7.2E-06	2.2E-05	3.2E-07	9.8E-02	3.9E-06	5.9E-06
Ni 59	4.1E-03	1.1E-02	1.8E-02	4.5E-02	6.9E-03	3.7E-03	2.5E-02	1.0E-02	1.2E-02	4.3E-03	4.1E-03
Se 79	0.0E+00										
Tc 99	1.4E-04	1.4E-04	9.8E-04	2.7E-03	2.8E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.6E-04	1.4E-04
Sn 126	1.1E+00	1.2E+00	2.1E+01	6.4E+01	5.3E+00	4.7E-01	3.8E-01	1.3E+00	7.2E+00	7.9E-01	6.6E-01
I 129	4.6E-02	8.3E-02	4.7E-02	4.7E-02	4.7E-02	4.0E-02	5.0E-02	6.4E-02	1.3E-01	4.8E-02	6.1E-02
U 236	3.1E-02	3.3E-02	2.5E-01	7.1E-01	7.1E-02	8.5E-05	3.6E-02	3.3E-02	6.7E+00	3.1E-02	3.1E-02
Th 232	3.9E-04	4.0E-04	4.3E-04	8.6E-04	4.1E-04	3.8E-05	4.0E-04	3.9E-04	1.6E-02	4.2E-04	3.9E-04
Ra 228	3.0E-04	3.0E-04	3.1E-04	3.3E-04	3.0E-04	5.0E-06	3.0E-04	3.0E-04	1.1E-02	3.1E-04	3.0E-04
Th 228	2.2E-07	2.2E-07	2.2E-06	8.8E-06	4.8E-07	3.8E-08	2.3E-07	2.2E-07	1.2E-04	1.2E-06	2.2E-07
Ra 224	2.0E-05	2.0E-05	2.0E-05	2.3E-04	2.2E-05	4.3E-08	2.0E-05	2.0E-05	1.7E-03	2.0E-05	2.0E-05
Np 237	2.3E-12	2.9E-12	8.3E-12	2.0E-11	3.3E-12	2.4E-12	3.6E-12	9.0E-11	2.7E-09	1.1E-10	2.5E-12
U 233	5.6E-09	5.7E-09	8.6E-09	1.5E-08	6.1E-09	3.4E-10	5.7E-09	5.7E-09	4.7E-07	6.1E-09	5.6E-09
Th 229	1.2E-09	1.2E-09	1.5E-09	2.1E-09	1.2E-09	3.0E-11	1.2E-09	1.2E-09	9.8E-08	1.3E-09	1.2E-09
U 238	7.0E-02	7.7E-02	5.2E-01	1.6E+00	1.5E-01	2.3E-02	8.9E-02	7.5E-02	1.1E+01	7.1E-02	7.2E-02
Th 234	1.6E-06	5.5E-07	3.7E-03	1.1E-02	6.2E-04	1.3E-07	1.6E-07	2.1E-06	4.8E-06	1.0E-06	2.7E-07
U 234	2.5E-01	2.5E-01	6.4E-01	1.5E+00	3.2E-01	7.5E-04	2.6E-01	2.6E-01	2.6E+01	2.5E-01	2.5E-01
Th 230	4.1E-01	4.1E-01	4.2E-01	4.5E-01	4.1E-01	1.4E-03	4.1E-01	4.1E-01	3.1E+01	4.2E-01	4.1E-01
Ra 226	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	1.9E-02	7.3E+00	7.3E+00	5.3E+02	7.3E+00	7.3E+00
Pb 210	4.7E-01	4.7E-01	5.1E-01	6.3E-01	4.7E-01	4.5E-01	4.7E-01	4.7E-01	6.0E+01	2.0E+01	4.7E-01
Bi 210	1.2E-03	1.2E-03	3.5E-01	9.8E-01	6.3E-02	1.2E-04	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	1.7E-03	1.2E-03
Po 210	4.9E-02	4.9E-02	5.9E-02	8.0E-02	5.1E-02	2.5E-10	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	2.2E-01	4.9E-02
U 235	8.9E-02	9.8E-02	1.5E-01	6.3E-01	9.8E-02	3.7E-02	1.1E-01	2.0E-01	8.5E+00	5.2E-01	9.1E-02
Th 231	9.6E-08	2.6E-08	4.7E-05	8.5E-05	1.1E-05	8.4E-10	6.3E-09	4.6E-07	6.1E-07	1.0E-07	1.2E-08
Pa 231	5.0E-03	5.0E-03	5.3E-03	3.5E-02	5.1E-03	3.2E-04	5.1E-03	1.7E-02	7.1E-01	5.3E-02	5.0E-03
Ac 227	4.4E-03	4.4E-03	5.3E-03	3.4E-02	4.5E-03	4.1E-04	4.5E-03	8.7E-01	1.4E+01	3.4E+00	4.4E-03
Th 227	6.6E-06	5.7E-06	8.0E-04	2.9E-03	1.3E-04	4.0E-06	5.4E-06	6.6E-06	2.0E-03	3.0E-05	5.5E-06
Ra 223	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	2.4E-01	3.3E-02	6.3E-05	3.3E-02	3.3E-02	2.7E+00	3.3E-02	3.3E-02
Summe=	1.0E+01	1.0E+01	3.2E+01	7.9E+01	1.4E+01	1.1E+00	9.4E+00	1.1E+01	7.0E+02	3.3E+01	9.6E+00

Tabelle 5-10: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase
bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert
(Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	1.4E-01	1.0E-01									
Ca 41	5.2E-06	2.3E-05	9.4E-06	7.2E-06	1.3E-06	1.2E-05	5.9E-02	7.5E-06	1.7E-06	3.1E-08	1.0E-02
Ni 59	5.2E-03	4.5E-03	4.1E-03	3.2E-03	5.9E-03	4.1E-03	1.5E-02	5.4E-03	3.4E-03	1.0E-02	1.2E-02
Se 79	0.0E+00										
Tc 99	7.7E-03	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	1.4E-04	5.8E-03	1.4E-04	1.4E-04	9.5E-04
Sn 126	2.0E+00	7.9E-01	7.8E-01	7.5E-01	2.4E+00	8.2E-01	4.5E+00	7.5E-01	4.2E-01	2.2E+00	7.3E+00
I 129	6.3E-02	4.8E-02	4.5E-02	4.7E-02	4.9E-02	4.7E-02	1.6E-01	2.0E+02	4.8E-01	7.3E-02	6.7E+00
U 236	4.7E-02	3.1E-02	3.1E-02	3.5E+00	3.1E-02	3.1E-02	5.7E-01	3.2E-02	3.1E-02	3.1E-02	5.7E-01
Th 232	4.0E-04	3.9E-04	7.5E-04	4.1E-04	4.0E-04	3.9E-04	2.3E-03	4.0E-04	3.9E-04	3.9E-04	1.1E-03
Ra 228	3.0E-04	3.0E-04	3.2E-04	3.0E-04	3.0E-04	3.0E-04	1.7E-03	3.0E-04	3.0E-04	3.0E-04	7.8E-04
Th 228	3.2E-07	2.2E-07	6.0E-07	2.4E-07	2.3E-07	2.2E-07	1.5E-05	2.3E-07	2.2E-07	2.2E-07	6.3E-06
Ra 224	2.0E-05	2.0E-05	2.0E-04	2.0E-05	2.2E-05	2.0E-05	2.2E-04	2.0E-05	2.0E-05	2.0E-05	1.1E-04
Np 237	2.8E-12	2.4E-12	2.1E-12	2.8E-12	3.9E-11	2.1E-12	2.7E-10	2.9E-12	2.4E-12	2.1E-12	1.5E-10
U 233	5.8E-09	5.6E-09	5.6E-09	3.4E-08	5.7E-09	5.6E-09	5.1E-08	5.7E-09	5.6E-09	5.6E-09	2.7E-08
Th 229	1.2E-09	1.2E-09	1.2E-09	1.2E-09	1.2E-09	1.2E-09	1.1E-08	1.2E-09	1.2E-09	1.2E-09	5.3E-09
U 238	1.0E-01	7.0E-02	7.2E-02	5.4E+00	8.2E-02	6.8E-02	9.5E-01	7.5E-02	7.1E-02	6.8E-02	9.5E-01
Th 234	2.2E-04	6.3E-07	4.1E-07	6.6E-07	5.3E-06	7.4E-07	4.4E-06	1.8E-07	1.8E-07	2.3E-06	9.3E-04
U 234	2.8E-01	2.5E-01	2.5E-01	6.1E+00	2.7E-01	2.5E-01	2.8E+00	2.5E-01	2.5E-01	2.5E-01	1.8E+00
Th 230	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	3.7E+00	4.1E-01	4.1E-01	4.1E-01	1.7E+00
Ra 226	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	6.5E+01	7.3E+00	7.3E+00	7.3E+00	3.0E+01
Pb 210	4.7E-01	1.2E+00	4.7E-01	7.3E+00	4.7E-01	4.7E-01	5.4E+00	4.7E-01	4.7E-01	4.7E-01	4.5E+00
Bi 210	2.6E-02	7.0E-03	1.2E-03	2.1E-01	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	1.2E-03	9.8E-02
Po 210	5.0E-02	2.5E+00	4.9E-02	9.5E-01	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	4.9E-02	2.6E-01
U 235	9.6E-02	8.9E-02	8.9E-02	8.9E-01	1.4E-01	8.6E-02	9.5E-01	9.5E-02	9.1E-02	8.6E-02	5.9E-01
Th 231	4.4E-06	3.0E-08	1.7E-08	3.0E-08	7.0E-07	4.9E-08	1.6E-07	6.0E-09	6.4E-09	1.6E-07	9.2E-06
Pa 231	5.2E-03	5.0E-03	4.9E-03	5.0E-03	9.4E-03	4.9E-03	7.9E-02	5.0E-03	5.0E-03	4.9E-03	4.3E-02
Ac 227	4.6E-03	4.4E-03	4.4E-03	4.4E-03	3.3E-01	4.4E-03	1.5E+00	4.5E-03	4.4E-03	4.3E-03	1.0E+00
Th 227	4.8E-05	5.7E-06	5.6E-06	5.7E-06	9.1E-06	5.7E-06	2.5E-04	5.5E-06	5.4E-06	7.0E-06	3.3E-04
Ra 223	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	3.2E-01	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02	1.6E-01
Summe=	1.1E+01	1.3E+01	9.7E+00	3.3E+01	1.2E+01	9.7E+00	8.6E+01	2.1E+02	9.8E+00	1.1E+01	5.6E+01

Tabelle 5-11: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Nuklide in Prozent der
Summendosis für Erwachsene

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	0.53	0.54	0.16	0.07	0.35	0.55	0.56	0.53	0.01	0.09	0.56
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ni 59	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.18	0.04	0.00	0.00	0.03
Se 79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tc 99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sn 126	14.37	12.09	67.67	79.49	40.82	11.00	8.96	10.02	0.89	1.67	9.37
I 129	0.17	0.45	0.05	0.02	0.11	0.18	0.33	0.21	0.00	0.03	0.22
U 236	0.22	0.24	0.48	0.58	0.30	0.23	0.27	0.23	1.27	0.04	0.24
Th 232	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 224	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	0.51	0.56	1.17	1.43	0.71	0.54	0.67	0.54	1.88	0.08	0.55
Th 234	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	2.61	2.68	1.57	1.41	2.02	2.71	2.81	2.60	4.19	0.43	2.76
Th 230	4.32	4.41	1.49	0.87	2.94	4.49	4.56	4.27	4.32	0.72	4.57
Ra 226	66.62	68.07	22.44	12.76	45.09	69.22	70.31	65.84	62.13	11.02	70.45
Pb 210	8.35	8.53	2.86	1.34	5.58	8.67	8.81	8.25	18.54	68.99	8.83
Bi 210	0.01	0.01	0.70	0.80	0.29	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01
Po 210	1.17	1.19	0.42	0.25	0.80	1.21	1.23	1.15	0.01	1.04	1.24
U 235	0.82	0.90	0.70	0.70	0.71	0.86	0.99	1.49	1.84	2.05	0.88
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.05	0.05	0.04	0.04	0.04	0.05	0.05	0.12	0.17	0.22	0.05
Ac 227	0.04	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	4.53	4.56	13.59	0.04
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.18	0.19	0.16	0.16	0.16	0.19	0.19	0.18	0.16	0.03	0.19

Tabelle 5-11: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
 ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Nuklide in Prozent der
 Summendosis für Erwachsene
 (Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Cl 36	0.66	0.32	0.54	0.11	0.43	0.55	0.08	0.02	0.57	0.51	0.09
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Ni 59	0.03	0.02	0.03	0.01	0.02	0.03	0.00	0.00	0.03	0.03	0.01
Se 79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tc 99	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sn 126	20.59	6.40	12.99	2.36	27.10	11.61	5.39	0.29	8.40	17.74	11.90
I 129	0.26	0.11	0.17	0.04	0.14	0.18	0.04	96.72	0.46	0.16	13.48
U 236	0.30	0.14	0.23	8.17	0.18	0.23	0.90	0.01	0.24	0.22	1.09
Th 232	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 224	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	0.68	0.31	0.50	12.30	0.40	0.51	1.49	0.02	0.55	0.47	1.75
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	2.54	1.57	2.66	14.33	2.10	2.70	3.71	0.09	2.79	2.51	3.31
Th 230	3.96	2.60	4.39	0.86	3.47	4.46	4.35	0.15	4.61	4.15	2.91
Ra 226	60.95	40.10	67.72	13.24	53.44	68.78	62.96	2.33	71.03	64.02	42.63
Pb 210	7.58	10.01	8.49	39.00	6.70	8.62	14.54	0.29	8.90	8.02	16.55
Bi 210	0.17	0.04	0.01	0.48	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.11
Po 210	1.07	37.72	1.19	7.08	0.94	1.21	0.17	0.04	1.25	1.12	1.16
U 235	0.86	0.49	0.81	1.99	1.16	0.83	1.78	0.03	0.88	0.77	1.39
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.05	0.03	0.05	0.01	0.09	0.05	0.17	0.00	0.05	0.05	0.12
Ac 227	0.04	0.02	0.04	0.01	3.68	0.04	4.23	0.00	0.04	0.04	3.35
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.19	0.11	0.19	0.04	0.15	0.19	0.18	0.01	0.19	0.18	0.13

Tabelle 5-12: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Nuklide in Prozent der
Summendosis für Kleinkinder

Nuklid	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Cl 36	1.01	1.00	0.32	0.13	0.70	8.83	1.08	0.90	0.01	0.31	1.06
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Ni 59	0.04	0.11	0.06	0.06	0.05	0.32	0.26	0.09	0.00	0.01	0.04
Se 79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tc 99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sn 126	10.98	11.91	67.21	81.72	36.65	41.11	4.03	11.93	1.02	2.38	6.87
I 129	0.46	0.82	0.15	0.06	0.33	3.50	0.54	0.57	0.02	0.15	0.63
U 236	0.31	0.32	0.80	0.90	0.49	0.01	0.39	0.29	0.95	0.09	0.33
Th 232	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 224	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	0.70	0.76	1.64	2.01	1.03	1.98	0.95	0.67	1.50	0.21	0.76
Th 234	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	2.50	2.48	2.01	1.86	2.18	0.07	2.79	2.27	3.75	0.77	2.64
Th 230	4.13	4.06	1.33	0.57	2.86	0.12	4.42	3.66	4.39	1.25	4.31
Ra 226	73.37	72.09	22.99	9.33	50.66	1.61	78.40	65.10	76.04	22.11	76.56
Pb 210	4.66	4.58	1.60	0.80	3.27	39.14	4.98	4.13	8.56	59.83	4.86
Bi 210	0.01	0.01	1.09	1.25	0.44	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
Po 210	0.49	0.49	0.18	0.10	0.35	0.00	0.53	0.44	0.01	0.67	0.52
U 235	0.89	0.97	0.47	0.80	0.67	3.21	1.15	1.80	1.20	1.55	0.95
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.05	0.05	0.02	0.04	0.03	0.03	0.05	0.15	0.10	0.16	0.05
Ac 227	0.04	0.04	0.02	0.04	0.03	0.04	0.05	7.68	2.05	10.40	0.05
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.34	0.33	0.11	0.31	0.23	0.01	0.36	0.30	0.38	0.10	0.35

Tabelle 5-12: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Nuklide in Prozent der
Summendosis für Kleinkinder
(Fortsetzung)

Nuklid	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff. Äqu
Cl 36	1.27	0.79	1.05	0.31	0.87	1.04	0.12	0.05	1.04	0.91	0.18
Ca 41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.02
Ni 59	0.05	0.04	0.04	0.01	0.05	0.04	0.02	0.00	0.04	0.09	0.02
Se 79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tc 99	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sn 126	17.73	6.11	8.02	2.27	20.41	8.40	5.24	0.35	4.35	19.72	12.96
I 129	0.57	0.37	0.47	0.14	0.42	0.48	0.19	95.51	4.96	0.66	12.00
U 236	0.43	0.24	0.33	10.65	0.27	0.32	0.66	0.01	0.32	0.28	1.01
Th 232	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 228	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 224	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Np 237	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 233	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Th 229	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 238	0.91	0.55	0.74	16.25	0.70	0.70	1.10	0.03	0.72	0.61	1.69
Th 234	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
U 234	2.52	1.96	2.62	18.50	2.30	2.58	3.28	0.12	2.56	2.25	3.22
Th 230	3.75	3.20	4.26	1.25	3.53	4.25	4.34	0.19	4.23	3.71	3.10
Ra 226	66.49	56.87	75.76	22.12	62.71	75.52	75.36	3.43	75.11	65.96	53.88
Pb 210	4.25	9.65	4.81	22.16	3.98	4.79	6.26	0.22	4.77	4.19	8.02
Bi 210	0.23	0.05	0.01	0.64	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.18
Po 210	0.45	19.13	0.51	2.88	0.42	0.51	0.06	0.02	0.51	0.44	0.47
U 235	0.87	0.69	0.92	2.70	1.18	0.89	1.10	0.04	0.93	0.78	1.05
Th 231	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pa 231	0.05	0.04	0.05	0.02	0.08	0.05	0.09	0.00	0.05	0.04	0.08
Ac 227	0.04	0.03	0.05	0.01	2.78	0.05	1.77	0.00	0.04	0.04	1.85
Th 227	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ra 223	0.30	0.26	0.35	0.10	0.29	0.34	0.37	0.02	0.34	0.30	0.29

Tabelle 5-13: Potentielle Strahlenexposition für Erwachsene in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert - Beitrag der Expositionspfade zur Summendosis

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	3.0E-01	3.1E-01	5.1E-01	8.8E-01	3.4E-01	3.0E-01	3.0E-01	3.6E-01	4.6E+01	9.0E+00	3.0E-01
Fischverzehr	4.7E-01	4.5E-01	2.4E+00	5.7E+00	8.9E-01	4.4E-01	4.2E-01	4.7E-01	4.8E+01	1.3E+01	4.2E-01
Milchverzehr	6.0E-01	5.9E-01	1.7E+00	3.8E+00	8.5E-01	5.9E-01	5.8E-01	5.8E-01	4.7E+01	1.3E+00	5.8E-01
Fleischverzehr	9.0E-01	7.4E-01	1.3E+01	3.4E+01	3.6E+00	6.9E-01	5.5E-01	9.5E-01	3.8E+01	6.6E+00	5.9E-01
Blattgemüse	6.3E-01	6.2E-01	1.3E+00	2.5E+00	7.7E-01	6.2E-01	6.1E-01	6.3E-01	5.3E+01	3.0E+00	6.1E-01
Pflanz. Prod.o.Bl.	7.0E+00	6.9E+00	1.4E+01	2.8E+01	8.6E+00	6.9E+00	6.8E+00	7.0E+00	5.8E+02	2.8E+01	6.8E+00
Gammabodenstr.	8.3E-02	1.3E-01	7.7E-02	7.4E-02	7.3E-02	8.2E-02	1.8E-01	1.2E-01	1.7E-01	8.4E-02	9.2E-02
Summe=	1.0E+01	9.8E+00	3.3E+01	7.5E+01	1.5E+01	9.6E+00	9.5E+00	1.0E+01	8.1E+02	6.0E+01	9.4E+00

Grenzwert Par.45 StrlSchV 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 1.8E+03 3.0E+02 1.8E+03 9.0E+02 9.0E+02

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	3.2E-01	8.9E-01	3.0E-01	5.7E+00	3.6E-01	3.0E-01	3.4E+00	4.6E+01	3.1E-01	3.0E-01	4.4E+00
Fischverzehr	5.5E-01	4.8E+00	4.6E-01	8.2E+00	6.7E-01	4.4E-01	3.7E+00	5.8E+01	4.2E-01	5.1E-01	6.1E+00
Milchverzehr	6.6E-01	6.4E-01	6.0E-01	3.6E+00	6.9E-01	5.9E-01	4.1E+00	3.5E+01	5.8E-01	6.2E-01	4.0E+00
Fleischverzehr	1.4E+00	1.1E+00	8.1E-01	2.2E+00	2.3E+00	7.2E-01	4.9E+00	5.3E+01	5.3E-01	1.1E+00	7.8E+00
Blattgemüse	6.6E-01	7.7E-01	6.2E-01	2.8E+00	6.9E-01	6.2E-01	4.5E+00	1.0E+01	6.1E-01	6.4E-01	3.4E+00
Pflanz. Prod.o.Bl.	7.4E+00	8.3E+00	7.0E+00	2.8E+01	7.7E+00	6.9E+00	5.0E+01	8.4E+01	6.8E+00	7.1E+00	3.7E+01
Gammabodenstr.	8.6E-02	8.4E-02	7.3E-02	8.7E-02	7.0E-02	7.2E-02	7.6E-02	1.0E-01	9.1E-02	7.0E-02	1.1E-01
Summe=	1.1E+01	1.7E+01	9.8E+00	5.0E+01	1.2E+01	9.7E+00	7.0E+01	2.9E+02	9.4E+00	1.0E+01	6.2E+01

Grenzwert Par.45 StrlSchV 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 3.0E+02 9.0E+02 3.0E+02 9.0E+02 9.0E+02 3.0E+02 3.0E+02

Tabelle 5-14: Potentielle Strahlenexposition für Kleinkinder in der Nachbetriebsphase bei Radionuklidausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Jahresdosen in Mikrosievert Beitrag der Expositionspfade zur Summendosis

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	5.3E-01	5.4E-01	9.4E-01	1.9E+00	6.1E-01	2.2E-01	5.3E-01	7.6E-01	5.4E+01	1.0E+01	5.3E-01
Fischverzehr	0.0E+00										
Milchverzehr	2.5E+00	2.5E+00	7.0E+00	1.7E+01	3.4E+00	2.0E-01	2.3E+00	2.5E+00	1.7E+02	3.9E+00	2.4E+00
Fleischverzehr	6.6E-01	7.1E-01	1.2E+01	3.5E+01	2.9E+00	2.5E-01	2.5E-01	1.3E+00	1.9E+01	2.9E+00	4.2E-01
Blattgemüse	1.1E+00	1.1E+00	2.1E+00	4.2E+00	1.3E+00	6.7E-02	1.0E+00	1.1E+00	7.8E+01	3.1E+00	1.0E+00
Pflanz. Prod.o. Bl.	5.1E+00	5.2E+00	1.0E+01	2.1E+01	6.1E+00	2.8E-01	5.0E+00	5.4E+00	3.8E+02	1.3E+01	5.0E+00
Gammabodenstr.	1.2E-01	1.9E-01	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.2E-01	2.6E-01	1.8E-01	2.6E-01	1.3E-01	1.4E-01
Summe=	1.0E+01	1.0E+01	3.2E+01	7.9E+01	1.4E+01	1.1E+00	9.4E+00	1.1E+01	7.0E+02	3.3E+01	9.6E+00
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	1.8E+03	3.0E+02	1.8E+03	9.0E+02	9.0E+02

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	5.7E-01	1.8E+00	5.3E-01	6.0E+00	6.2E-01	5.3E-01	5.6E+00	5.6E+01	6.5E-01	5.4E-01	5.7E+00
Fischverzehr	0.0E+00										
Milchverzehr	2.7E+00	2.6E+00	2.4E+00	9.7E+00	2.8E+00	2.4E+00	2.1E+01	8.3E+01	2.5E+00	2.7E+00	1.4E+01
Fleischverzehr	1.1E+00	8.6E-01	5.0E-01	1.3E+00	1.6E+00	5.2E-01	4.1E+00	2.7E+01	3.6E-01	1.3E+00	5.9E+00
Blattgemüse	1.1E+00	1.3E+00	1.0E+00	2.9E+00	1.1E+00	1.0E+00	9.4E+00	1.0E+01	1.0E+00	1.1E+00	5.2E+00
Pflanz. Prod.o. Bl.	5.4E+00	6.1E+00	5.1E+00	1.3E+01	5.5E+00	5.1E+00	4.6E+01	3.7E+01	5.1E+00	5.4E+00	2.5E+01
Gammabodenstr.	1.3E-01	1.3E-01	1.1E-01	1.3E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.6E-01	1.4E-01	1.0E-01	1.6E-01
Summe=	1.1E+01	1.3E+01	9.7E+00	3.3E+01	1.2E+01	9.7E+00	8.6E+01	2.1E+02	9.8E+00	1.1E+01	5.6E+01
Grenzwert Par.45 StrlSchV	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	9.0E+02	9.0E+02	3.0E+02	3.0E+02

Tabelle 5-15: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Expositionspfade in Prozent
der Summendosis für Erwachsene

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	3.0%	3.1%	1.6%	1.2%	2.2%	3.1%	3.2%	3.5%	5.7%	14.9%	3.2%
Fischverzehr	4.7%	4.6%	7.1%	7.6%	5.9%	4.6%	4.4%	4.6%	6.0%	21.4%	4.5%
Viehtränke	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.7%	0.6%	1.6%	0.2%
Beregnung	91.2%	90.7%	90.8%	90.9%	91.1%	91.2%	90.3%	90.0%	87.7%	62.0%	91.1%
Gammabodenstr.	0.8%	1.3%	0.2%	0.1%	0.5%	0.9%	1.9%	1.2%	0.0%	0.1%	1.0%
	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	2.9%	5.4%	3.1%	11.4%	2.9%	3.1%	4.8%	16.1%	3.3%	2.9%	7.1%
Fischverzehr	5.0%	29.2%	4.7%	16.3%	5.4%	4.6%	5.3%	20.2%	4.5%	4.9%	9.8%
Viehtränke	0.2%	0.4%	0.2%	0.3%	0.6%	0.2%	0.6%	3.8%	0.2%	0.2%	1.0%
Beregnung	91.1%	64.5%	91.3%	71.9%	90.6%	91.3%	89.2%	59.9%	91.1%	91.3%	81.9%
Gammabodenstr.	0.8%	0.5%	0.7%	0.2%	0.6%	0.7%	0.1%	0.0%	1.0%	0.7%	0.2%

Tabelle 5-16: Potentielle Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bei Radionuklid-
ausbreitung mit dem Gutachter-Modell - Anteil der Expositionspfade in Prozent
der Summendosis für Kleinkinder

	Blase	Brust	o.Dickd	u.Dickd	Dünnd	Gehirn	Haut	Hoden	K.oberf	Leber	Lunge
Trinkwasser	5.3%	5.3%	2.9%	2.4%	4.2%	18.8%	5.6%	6.7%	7.7%	30.5%	5.6%
Fischverzehr	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Viehtränke	0.7%	0.7%	0.4%	0.4%	0.6%	1.1%	0.7%	1.3%	0.8%	1.7%	0.7%
Beregnung	92.8%	92.2%	96.3%	97.1%	94.5%	69.3%	90.8%	90.4%	91.4%	67.4%	92.3%
Gammabodenstr.	1.2%	1.9%	0.4%	0.1%	0.8%	10.8%	2.8%	1.6%	0.0%	0.4%	1.4%

	Magen	Milz	N.Nier.	Nieren	Ovarien	Pankr.	Kn.Mark	Schildd	Thymus	Uterus	eff.Äqu
Trinkwasser	5.1%	14.1%	5.5%	18.2%	5.3%	5.5%	6.5%	26.1%	6.6%	4.9%	10.2%
Fischverzehr	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Viehtränke	0.7%	1.0%	0.7%	0.7%	0.8%	0.7%	0.8%	6.2%	1.0%	0.6%	1.5%
Beregnung	93.0%	83.9%	92.7%	80.7%	92.9%	92.7%	92.6%	67.6%	91.0%	93.6%	88.0%
Gammabodenstr.	1.2%	1.0%	1.1%	0.4%	0.9%	1.1%	0.1%	0.1%	1.4%	0.9%	0.3%

6 Zusammenfassende Bewertung der Langzeitsicherheitsanalyse

Mit dem Plan und den erläuternden Unterlagen hat der Antragsteller dargelegt, daß seine Berechnung der Strahlenexposition, basierend auf dem stratigraphischen Modell, geeignet ist, die Langzeitsicherheit des Endlagers zu belegen, wobei er seiner Bewertung die Grenzwerte des § 45 StrlSchV zugrunde legt.

Mit den Sicherheitsanalysen, die vom Gutachter durchgeführt wurden, sollte die Aussage des Antragstellers geprüft werden, ob die angegebenen Körperdosen obere Abschätzungen für alle Strahlenexpositionen aus relevanten Szenarien für eine Ausbreitung radioaktiver Stoffe aus dem Endlager in die Biosphäre darstellen. So haben wir die Rechnungen des Antragstellers mit SWIFT (Finite-Differenzen-Verfahren) für das stratigraphische Modell auf ihre numerische Richtigkeit geprüft und können die rechnerische Richtigkeit der vorgelegten Ergebnisse bestätigen. Unsere Vergleichsrechnungen mit anderen numerischen Verfahren (Finite-Elemente-Verfahren) führen zu einer Bestätigung der Angaben des Antragstellers. Die vom Antragsteller näher untersuchten möglichen Ausbreitungswege über Oxford und Unterkreide im stratigraphischen Modell sind nach unseren Untersuchungen die Fälle, die mit den höchsten Strahlenexpositionen verbunden sind, wenn die Modellannahmen des Antragstellers zugrunde gelegt werden. Bei einem etwas anderen Ausbreitungsweg im Gutachtermodell erhalten wir für die effektive Dosis etwas höhere Werte. Die Unterschiede sind im wesentlichen auf die unterschiedlichen Festlegungen der Sorptionsdaten zurückzuführen.

Die im Gutachtermodell ermittelten Werte für Konzentrationen radioaktiver Stoffe im oberflächennahen Grundwasser, die nach etwa einer Million Jahren auftreten könnten, liegen bei Radionukliden aus den Zerfallsreihen im unteren Bereich heute vorhandener Konzentrationen in der Bundesrepublik Deutschland. Dagegen werden Meßwerte für I 129 um mehrere Größenordnungen überschritten, da I 129 in der Natur nur in Spuren, u.a. durch Spontanspaltung, vorkommt.

Sicherheitsanalysen, in denen besondere Einflüsse, z.B. die Gasbildung im Endlager, untersucht wurden, geben keine Hinweise auf ungünstigere Laufwege. Eine Ausbreitung von Radionukliden über die Schachtbereiche oder die alten Tiefbohrungen mit ungünstigeren Freisetzungsraten als die vom Antragsteller ermittelten schließen wir wegen der Ergebnisse unserer Analysen aus.

Die Sicherheitsanalysen sind so durchgeführt worden, daß die ermittelten Laufzeiten auf der sicheren Seite liegen: Die Rechenprogramme, die das vorliegende dreidimensionale Modellgebiet behandeln können, können den mit der Tiefe variierenden Salzgehalt der Tiefenwässer nicht berücksichtigen. Eine Berücksichtigung des Salzgehaltes würde gegenüber den Süßwasserrechnungen zu langsameren Fließgeschwindigkeiten führen. Die hydrochemischen Verhältnisse im Grundwasser deuten ebenfalls auf in langen Zeiträumen ablaufende Prozesse hin /75/; die in den Rechnungen aus den Fließgeschwindigkeiten ermittelten Alter der Grundwässer im Endlager sind deutlich geringer.

Antragsteller und Gutachter haben in ihren Rechnungen die Zeitspanne nicht berücksichtigt, in der sich die natürlichen Grundwasserverhältnisse im Endlagerbereich wieder einstellen. Auch diese Annahme führt zu Ergebnissen, die die Radionuklidkonzentration am Ende der Ausbreitungswege eher überschätzen. Außerdem werden die Aquifere im SWIFT-Modell überrepräsentiert, was dazu beiträgt, daß die Durchströmungsrate durch das Endlager überschätzt wird. Belegt wird dies auch durch eine Variante in den Antragsteller-Rechnungen /EU 210/, die den heutigen Zustand der Grube Konrad beschreibt und um Größenordnungen zu hohe Wasserzutritte ausweist. Insgesamt wurden die Daten für die Behälterstandzeiten, Sorption und Löslichkeit so gewählt, daß die Freisetzung radioaktiver Stoffe aus dem Grubengebäude überschätzt wird. Es zeigt sich aber, daß dies bei Spalt- und Aktivierungsprodukten auf die maximale Konzentration im Wasser am Ende des Ausbreitungsweges wegen der langen Laufzeiten keinen großen Einfluß hat.

Den Transport radioaktiver Stoffe aus dem Endlager in die Biosphäre hat der Antragsteller in seinen Rechnungen mit eindimensionalen Stromröhren für die identifizierten Laufwege modelliert. Diese Vorgehensweise ist konservativ, da entlang des Transportweges die transversale Dispersion vernachlässigt wird. Außerdem wurde bei dem Oxfordszenario davon ausgegangen, daß die Ausbreitung ausschließlich in einem begrenzten Ausschnitt des Aquifers stattfindet; dies stellt die ungünstigste Annahme dar.

Die maximale Konzentration radioaktiver Stoffe im nutzbaren Grundwasser und die Zeitpunkte ihres Auftretens wurden ebenfalls konservativ ermittelt, da die Sorption für Radionuklide durch die gewählte Festlegung der K_D -Werte unterschätzt wird /73, 75/. Die vom Antragsteller gewählten Verdünnungsfaktoren für das Zufließen von Wässern sind nach Ansicht des NLFb ebenfalls untere und damit konservative Werte /17, 87/.

Nach § 45 Abs. 2 StrlSchV /4/ ist die Strahlenexposition für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen unter Berücksichtigung der in Anlage XI genannten Lebensgewohnheiten der Referenzperson und übrigen Annahmen zu ermitteln. Diese Anforderungen sind in der AVV zu § 45 StrlSchV /12/ nach heutigen Kenntnissen und Verhältnissen berücksichtigt. Es ist nicht zu erwarten, daß die Strahlenexposition des Menschen unterschätzt wird, wenn sie unter Zugrundelegung der AVV zu § 45 StrlSchV /12/ und Berücksichtigung von Besonderheiten durch die zu betrachtenden langen Zeiträume berechnet wird. Konservativitäten liegen unter anderem in den in Anlage XI StrlSchV /4/ festgelegten Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen. Allerdings läßt sich keine zuverlässige Prognose treffen, ob sich einzelne Einflußgrößen in den zu betrachtenden langen Zeiträumen wesentlich ändern werden.

Durch die Summenbildung über die maximalen Dosiswerte aller Nuklide bei der Ermittlung der Körperdosen erfolgt grundsätzlich eine Überschätzung der Strahlenexposition, da die maximalen Konzentrationen der Nuklide im Grundwasser nicht zeitgleich auftreten. Dieser Effekt ist jedoch von untergeordneter Bedeutung, da je nach betrachteter Körperdosis die maximale Strahlenexposition zeitgleich entweder von I 129 und Sn 126 (im Gutachtermodell) oder durch die Radiumisotope und ihre Zerfallstöchter bestimmt wird. Lediglich die maximale effektive Dosis durch den Beitrag von I 129 und Sn 126 wird überschätzt.

Nach unserer Auffassung wurden die Sicherheitsanalysen zum Nachweis der Langzeitsicherheit bei jedem Teilschritt so durchgeführt, daß nach heutigen Kenntnissen die zu erwartenden Auswirkungen in der Biosphäre nicht unterschätzt werden. Nach unseren Einschätzungen werden deshalb die Grenzwerte des § 45 StrlSchV /4/ deutlich unterschritten, auch wenn wir dies nicht exakt quantifiziert angeben können.

Sofern über die langen zu betrachtenden Zeiträume einzelne Annahmen oder Parameter, die heute in der AVV festgelegt sind oder bei der Berechnung von Dosisfaktoren verwendet wurden, sich ändern werden, so ist zu bedenken, daß derartige Veränderungen dann in gleicher Weise für Teilbeiträge der natürlichen Strahlenexposition auftreten können. Somit ist zu erwarten, daß die Ergebnisse weiterhin in der Bandbreite der natürlichen Strahlenexposition liegen.

7 Unterlagen, Literatur

7.1 Abkürzungen:

AtG	Atomgesetz
AVV	Allgem. Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
BMI	Bundesministerium des Inneren, Bonn
BMU	Bundesumweltministerium, Bonn
DBE	Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH, Peine
DOE	Department of Energy
EDTA	Ethylen-Diamin-Tetra-Acetat, Komplexbildner
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
GRS	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Köln
GSF	Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH
HAW	High Active Waste, hochradioaktiver Abfall
HSK	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (Schweiz)
HYDROCOIN	Hydrologic Code Intercomparison Project, OECD 1984-1987
IAEA	International Atomic Energy Agency, Wien
IAEO	(deutsche Bezeichnung der -> IAEA)
ICRP	International Commission of Radiological Protection
INTRACOIN	International Nuclide Transport Intercomparison Study
INTRAVAL	International Project to study Validation of Geosphere Transport Models
LBL	Lawrence Berkeley Laboratory
NAGRA	Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Baden (Schweiz)
NEA	Nuclear Energy Agency
NIREX	Nuclear Industry Radioactive Waste Executive, Harwell, GB
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
NMU	Niedersächsisches Umweltministerium, Hannover
NRPB	National Radiological Protection Board
NTA	Nitrilotriessigsäure, Komplexbildner
OBA	Oberbergamt, Clausthal-Zellerfeld
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development

ONWI	Office of Nuclear Waste Isolation
PSE	Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung
PTB	Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig
RSK	Reaktor-Sicherheitskommission
SFR	The Swedish Final Repository for Reactor Waste
SKB	Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm
SKI	Schwedische staatl. Kernenergie-Überwachung, Stockholm
SSK	Strahlenschutzkommission
StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
WIPP	Waste Isolation Pilot Plant, New Mexico

7.2 Erläuternde Unterlagen

- /EU 36.15/ PTB/GSF
SWIFT
Simulator for Waste Injection, Flow and Transport
Version 3.82 vom März 1986
9K/21224/ED/Rev. 0
- /EU 36.24/ PTB
User's Manual für STLINE, Version 4.80
632A - 03G -01
The Intera Particle Tracking Streamline Model
9K/21224/ED/-/3000/Rev. 0
April 1980
- /EU 50/ PTB
Analyse quartären Grundwassers
Radionuklidbestimmungen an Wasserproben
9K/212235/-/3000/Rev. D
21.04.1986
- /EU 52.6/ PTB/BGR
Parameterstudien zur Grundwasserbewegung auf einem Modellschnitt
vom Salzgitter Höhenzug zum Salzstock Calberlah
- Hydraulische Höhen, Fließwege, Fließzeiten -
Archiv-Nr. 98994
9K/21224/ED/Rev.0
Februar 1986
- /EU 55/ PTB
Hydrogeologie im Gebiet der Grube Konrad
Grundlagen der Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit
Archiv-Nr. 99 131
9K/21223/ED/-/3000/-/Rev. 0
04/86

- /EU 72.7/ PTB
Zeitliche Entwicklung der Radionuklidzusammensetzung und Aktivität im
Endlager Konrad während der Betriebszeit und der Nachbetriebsphase
PTB-SE-IB-4
9K/21285/-/-/-/ED/-/Rev. 0
11/85
- /EU 76.1/ PTB/GSF
Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad
Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase
9K/21285/-/-/-/ED/-/Rev. 0
03.12.1986
- /EU 86/ PTB/GSF
Testrechnungen zur Übertragung der geologischen Verhältnisse im Unter-
suchungsgebiet Konrad in das Modell
9K/21285/-/-/-/DA/ED/Rev. 0
16.12.1986
- /EU 113.4/ PTB
Ableitung von Sorptionsdaten aus experimentellen Untersuchungen -
Schachanlage Konrad
PTB-SE-IB-7
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
03/87
- /EU 117/ BfS
Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle
(Endlagerungsbedingungen, Stand: September 1994)
-Schachanlage Konrad-
BfS-3/90-REV-3
9K/212621/-/O/ED/0235/Rev. 9
15.10.1993

- /EU 118/ PTB/GSF
Allgemeine Abfalldaten
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
25.03.1987
- /EU 121.1/ PTB/GSF
Erläuterungen zur Anwendung von Retardationsfaktoren zur Beschreibung
von 1-dimensionalen Ausbreitungsrechnungen bei veränderlicher
Darcy-Geschwindigkeit
9K/21284/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
13.04.1987
- /EU 121.3/ PTB/GSF
Erläuterungen der Th-232-Konzentration aus der Wanderung von U-236
und Th-232
9K/21284/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
13.04.1987
- /EU 121.4/ PTB/GSF
Erläuterung der Variationsrechnungen zur Freisetzungsdauer von J 129
9K/21284/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
13.04.1987
- /EU 123/ PTB/GSF
Chemismus tiefer Grundwässer
AP7: Hydrochemische Untersuchungen und Altersdatierungen an tiefen
Grundwässern aus dem Nahbereich der Schachtanlage Konrad
9K/212235/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
21.04.1987
- /EU 124.2/ PTB
Aktivitätsfreisetzung aus Abfallgebinden als Funktion der Zeit
Abschlußbericht
September 1985

- /EU 125.7/ PTB/GSF
Experimentelle Untersuchungen zur Radionuklidmigration in der Umgebung des geplanten Endlagers für radioaktive Abfälle in der Schachtanlage Konrad
GSF-Bericht 34/85
9K/2126/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
08.05.1987
- /EU 125.8/ PTB/GSF
Experimentelle Untersuchungen zur Radionuklidmigration in der Umgebung des geplanten Endlagers für radioaktive Abfälle in der Schachtanlage Konrad
GSF-Bericht 35/86
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987
- /EU 137.1/ PTB
Eh/pH-Messungen und Sorptionsuntersuchungen von Np, Pu und Tc an zementhaltigen geologischen Proben im Grubengebäude Konrad
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
01.07.1987
- /EU 138/ PTB
Nuklidmigration (Np, Pu, Am, Tc) im Deckgebirge des Endlagerortes Konrad
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987
- /EU 139.1/ PTB
Bestimmung des Sorptions-/Desorptionsverhaltens ausgewählter Radionuklide (U, Th, Ra u. a.) an repräsentativen Gesteinen für den Standort Schachtanlage Konrad
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987

- /EU 139.2/ PTB
Bestimmung des Sorptions-/Desorptionsverhaltens ausgewählter Radionuklide (U, Th, Ra u. a.) an repräsentativen Gesteinen für den Standort Schachanlage Konrad
Untersuchungsprogramm II
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987
- /EU 139.3/ PTB
Anlage zu den Konrad-Berichten vom Dezember 1984 und Dezember 1985 mit dem Thema "Bestimmung des Sorptions-/Desorptionsverhaltens ausgewählter Radionuklide (U, Th, Ra u. a.) an repräsentativen Gesteinen für den Standort Schachanlage Konrad
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987
- /EU 140/ PTB
Probenahme von repräsentativen Gesteinen und Wässern für den Standort Schachanlage Konrad
Experimentelle Untersuchungen zum Sorptions-/Desorptionsverhalten der Gesteine für die Radionuklide Se, Zr/Nb und Tc
9K/21285/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
06.07.1987
- /EU 152/ PTB
Langzeitsicherheit Konrad
Alternativen zu dem im Plan Konrad beschriebenen Modell
9K/2122423/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
08/87
- /EU 152.1/ PTB
Langzeitsicherheit Konrad
Ergänzende Unterlagen zu den Alternativen zu dem in Plan Konrad beschriebenen Modell
9K/2122423/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
09/87

- /EU 163/ PTB/GSF
Stellungnahme der GSF zu Fragen der GRS zur Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad: Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase
9K/21285/-/-/-/D/ED/Rev. 0
14.12.1987
- /EU 197/ PTB/BGR
Hydrogeologie im Gebiet der Grube Konrad
Grundlagen der Modellrechnungen für ein alternatives hydrogeologisches Modell zur Langzeitsicherheit
Archiv-Nr. 103265
9K/21224/-/-/-/D/ED/-/Rev. 0
9/88
- /EU 203/ PTB/GSF
Beschreibung des Programmes SAPT zur Stromlinienberechnung
9K/352126.38/-/-/-/EGA/RB/0001/Rev. 0
08/88
- /EU 206/ PTB/GSF
Grundwasserrechnung mit veränderter Geologie für das Gebiet Konrad
9K/35217.30/-/-/-/EGC/BZ/0001/Rev. 0
November 1988
- /EU 210/ PTB/Motor Columbus
Modellrechnung zur Grundwasserbewegung mit dem Programm FEM 301 für ein alternatives geologisches/hydrologisches Modell, Band I - IV
9K/352126.39/-/-/-/EAG/Rb/0001/Rev. 0
Nov./88

- /EU 232/ BfS/BGR
Revision von Tiefbohrungen
Band 1 bis 7, 1 Anlagenband
Archiv-Nr. 100547
9K/-/-/-/GE/RB/0002/Rev. 0
12/1988

Nachträge zum Bericht - Revision von Tiefbohrungen
Ergänzungen und Korrekturen
Archiv-Nr. 100547/8
9K/-/-/-/GE/RB/0009/Rev. 0
Juni 1989
- /EU 237/ PTB/Nagra
FEM 301 - A Three Dimensional Model für Groundwater Flow Simulation
Technical Report 84-49
9K/352126.39/-/-/-/EGA/RB/0003/Rev.0
Januar 1985
- /EU 251/ BfS
Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit
vernachlässigbarer Wärmeentwicklung
9K/21312.45/-/MZZ/RE/0001/Rev. 1
03/90
- /EU 254/ PTB
Bewertung des möglichen Einflusses mikrobiologischer Vorgänge im ge-
planten Endlager Schachtanlage Konrad auf die Freisetzung und Ausbrei-
tung von Radionukliden
PTB-SE-IB-47
9K/21312.54/-/-/-/MRD/RE/0001/Rev. 0
02/89
- /EU 268/ BfS
Der Versatz und das Resthohlraumvolumen im Endlager Konrad
9K/3322/-/GHR/RB/0002/Rev. 3
06. Nov. 1991

- /EU 269/ PTB/GSF
Stellungnahme zu den offenen Fragen der GRS zum Problemkreis
Geosphärentransport
9K/352127.32/-/-/-/EG/ED/0001/Rev. 0
April 1989
- /EU 273/ BfS/GRS
Gasbildung im Endlager Konrad während der Betriebsphase
GRS-A-1528
9K/33219/-/E/RB/0006/Rev. 2
Mai 1990
- /EU 285/ PTB/Nagra
Particle Tracking
Advektiver Transport im Grundwasser
Theorie und Code-Beschreibung des Programmes TRACK
9K/352126.39/-/-/-/EGA/RE/0001/Rev. 0
März 89
- /EU 299/ BfS
Konzept- und Systembeschreibung Schachtverfüllung
9K/33192/-/GHS/RB/0002/Rev. 1
13.01.1992
- /EU 301/ PTB
Herkunft der Tiefgrundwässer in der Schachtanlage Konrad/Salzgitter
aufgrund hydrochemischer und isotopehydrologischer Untersuchungen
9K/352132/-/HG/RB/0045/Rev. 0
14.09.1989
- /EU 309/ BfS/COLENCO
Modellrechnungen mit dem Programm FEM 301 für ein alternatives
geologisches/hydrogeologisches Modell
Auswirkungen der bestehenden Tiefbohrungen
(Alte Bohrungen - 2 Bände, Schachtverschluß - 1 Band)
9K/352126.39/-/EGA/ED/0002/Rev. 0
August 1989

- /EU 317/ BfS
Strahlenchemischer Aufbau oder Abbau chemotoxischer Stoffe in
radioaktiven Abfällen
9K/21312.45/-/MZZ/RB/0001/Rev. 0
02/89
- /EU 318/ BfS
Chemischer Abbau toxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen
9K/21312.45/-/MZZ/RB/0002/Rev. 0
02/89
- /EU 321/ BfS/COLENCO
Schachtanlage Konrad, Salzgitter
Modellrechnungen zur Gasausbreitung im Gebirge
9K/352126.44/-/EG/ED/0006/Rev. 0
29.11.1989
- /EU 326/ BfS/GSF
Verdünnungsfaktor für die 1-dimensionale Modellierung des Ausbrei-
tungsweges über das Oxford im Schichtenmodell
9K/352127.32/-/EGA/ED/0003/Rev. 0
Januar 1990
- /EU 327/ BfS
Aktivität sicherheitstechnisch relevanter Radionuklide am Ende der Be-
triebsphase des Endlagers Konrad und zeitliche Entwicklung der Aktivität
und der Masse von Radionukliden in der Nachbetriebsphase
ET-IB-18
9K/-/-/EEB/RB/0003/Rev. 1
April 1991
- /EU 333/ BfS/GSF
Stellungnahme der GSF zu den Fragen der GRS (lt. Schreiben PTB/
18.05.1988) zur Langzeitsicherheitsanalyse des Endlagers Konrad:
Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase
07. Juli 1988

- /EU 339/ BfS/COLENCO
Einfluß der bestehenden Tiefbohrungen und des Schachtverschlusses
Modellierung der Radionuklidausbreitung
Bd. I: Textteil, Bd. II: Tabellen und Abbildungen
9K/352126.39/-/EGC/RB/0006/Rev. 1
April 1991
- /EU 340/ BfS/Nagra
Radionuclide Chain Transport in Inhomogeneous Crystalline Rocks
Limited Matrix Diffusion an Effective Surface Sorption
Technical Report 85-40
Feb. 1985
- /EU 341/ BfS
Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude -Schichtenmodell
Konrad, Plan Konrad 3/89
Bericht ET-IB-20
9K/-/EGB/RE/0001/Rev.0
Jan. 1990
- /EU 342/ BfS
Kritikalitätssicherheit in der Nachbetriebsphase des geplanten Endlagers
Konrad unter Berücksichtigung der Gesamtaktivität relevanter Radionukli-
de am Ende der Betriebsphase
9K/-/EBK/RB/0004/Rev. 2
Sept. 1991
- /EU 346/ BfS/INTERA
Overview Description of ECLIPSE 100 Model
9K/352126.44/-/EG/RB/0011/Rev. 0
Februar 1990
- /EU 353/ BfS/GSF
Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase des Endla-
gers Konrad nach der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift
9K/352127.32/-/EG/RB/0012/Rev. 1
April 1991

- /EU 373/ BfS
Radionuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude für eine Durchströmungsrate von 735 m³/a
Bericht ET-IB-23
9K/-/EGB/RB/0002/Rev. 0
08/90
- /EU 396/ BfS
Radionuklidausbreitung im Deckgebirge für das Schichtenmodell Konrad
ET-IB-41-REV-1
9K/-/EGC/RB/0005/Rev. 1
Sept. 91
- /EU 424/ BfS
Endlager Konrad, Schachtverfüllung/Alte Bohrungen
Bericht Teil A1
Ergebnisse des Untersuchungsprogramms im Bereich der Unterkreide
(343 m-Sohle)
9K/35215/-/GH/RB/0015/Rev. 0
22.03.1991
- /EU 437/ BfS
Endlager Konrad, Schachtverfüllung/Alte Bohrungen
Bericht Teil E
Nachweis der Dichtigkeit alter Bohrungen
9K/35215.35/-/GH/RB/0020/Rev. 0
28.06.1991
- /EU 438/ BfS
Endlager Konrad, Schachtverfüllung/Alte Bohrungen
Bericht Teil D
Nachweis der Machbarkeit der Schachtverfüllung (Mineralische Abdichtung und Stützsäule)
9K/331921/5100/GHS/RB/0006/Rev. 0
09.08.1991

- /EU 454/ BfS
Endlager Konrad, Schachtverfüllung/Alte Bohrungen
Bericht Teil All
Ergebnisse des Untersuchungsprogramms im Bereich der Unterkreide
(541 m-Sohle)
9K/35215/-/IGH/RB/0021/Rev. 0
04.12.1991
- /EU 455/ BfS/COLENCO
Schachtanlage Konrad, Salzgitter
Durchführung von Parametervariationen
Einfluß der alten Tiefbohrungen, Rechenfall R47
9K/352127.31/-/EGC/RB/0010/Rev. 0
01.11.1991
- /EU 462/ BfS
Stellungnahme des BfS zur Langzeitsicherheit Konrad - Gasausbreitung
im Gebirge
9K/-/EGA/BV/0013/Rev. 1
28.04.1992
- /EU 463/ BfS/COLENCO
Schachtanlage Konrad, Salzgitter
Durchführung von Parametervariationen
Einfluß des Schachtverschlusses, Rechenfall R49
9K/352127.31/-/EGC/RB/0011/Rev. 0
03.02.1992

7.3 Literatur

- /1/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)
Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter
Textbände 1 und 2, Anlagenband
Stand: 09/86 in der Fassung 04/90
- /2/ RSK/SSK
Zeitrahmen für die Beurteilung der Langzeitsicherheit eines Endlagers für
radioaktive Abfälle
Gemeinsame Stellungnahme der Reaktorsicherheitskommission (RSK) und
der Strahlenschutzkommission (SSK)
233. Sitzung der RSK am 22. Juni 1988
84. Sitzung der SSK am 30. Juni 1988
- /3/ BMI
Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk
- RdSchr. d. BMI v. 20.04.1983 - RS-AGK3-515790/2 -
GMBL Nr. 13 vom 11.05.1983
- /4/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen
(Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 13. Oktober 1976 (BGBl. I
S. 2905, 1977 S. 184, 269) in der Fassung der 2. Änderungsverordnung vom
18. Mai 1989 (BGBl. I S. 943) und neu bekanntgemacht am 30. Juni 1989
(BGBl. I S. 1321), berichtigt am 16. Oktober 1989 BGBl. I S. 1926 und zuletzt
geändert am 09.08.1994
(BGBl. I Nr. 52, S. 1963 ff)
- /5/ ICRP
Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste
ICRP Publication 46
Pergamon Press 1985

- /6/ IAEA
Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Wastes
Safety Series No. 56
Wien 1981
- /7/ IAEA
Concepts and Examples of Safety Analyses for Radioactive Waste
Repositories in Continental Geological Formations
Safety Series No. 58
Wien 1983
- /8/ IAEA
Performance Assessment for Underground Radioactive Waste Disposal
Systems
Safety Series No. 68
Wien 1985
- /9/ IAEA
Criteria for Underground Disposal of Solid Radioactive Wastes
Safety Series No. 60
Wien 1983
- /10/ IAEA
Report on Radioactive Waste Disposal
Technical Reports Series Nr. 349
Wien 1993
- /11/ IAEA
Draft Report on International Standards für Underground Disposal of
High-Level Radioactive Wastes
Wien 1985

- /12/ BMI
Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung zur Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, 21.02.1990
BAnz. 64a vom 31.03.1990
- /13/ GRS
Internationale und nationale Regelungen zur Endlagerung radioaktiver Abfälle, Teilaspekt Sicherheit in der Nachbetriebsphase
GRS-A-2342
März 1996
- /14/ HSK
Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle
HSK-R-21/d
November 1993
- /15/ Nagra
Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle (Endlager SMA)
Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg
Technischer Bericht 94-06
Juni 1994
- /16/ NLfB
Hydrogeologische Vorgaben für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit (Modellgebiet Grube Konrad)
Archiv-Nr.: 107447
Stand: 05.10.1990
- /17/ NLfB
Der Nordrand des Modellgebietes Konrad und Abschätzung der Verdünnung im Quartär bei Calberlah
Archiv-Nr. 108091
25.01.1991

- /18/ GRS
Grundwasser-Transportrechnungen am hydrogeologischen Modell Konrad zur
Bewertung der Modelldaten und ihrer Bandbreiten
GRS-A-2098
Dezember 1993
- /19/ SKI
INTRACOIN
International Nuclide Transport Code
Intercomparison Study
Final Report Level 1, Code Verification
September 1984
- /20/ SKI
INTRACOIN
International Nuclide Transport Code
Intercomparison Study
Final Report Levels 2 and 3, Model Validation and Uncertainty Analysis
May 1986
- /21/ OECD
The International HYDROCOIN Project, Level 1:
Code Verification
1988
- /22/ OECD
The International HYDROCOIN Project, Level 2:
Model Validation
1990
- /23/ OECD
The International HYDROCOIN Project, Level 3:
Uncertainty and Sensitivity Analysis
1991

- /24/ SKI
INTRAVAL Project Proposal
July 1987
- /25/ OECD
The International INTRAVAL Project, Phase 1
Summary Report
Dezember 1993
- /26/ GRS
Stand der Behandlung der Dispersion
GRS-A-1323
Dezember 1986
- /27/ GRS
SWIFT im internationalen Vergleich
- Statusbericht -
GRS-A-1342
Mai 1987
- /28/ S.L. Gupta; C.R. Cole; C.T. Kincaid; A.M. Monti Coupled Fluid, Energy and
Solute Transport (CFEST)
Model: Formulation and User's Manual
BMI/ONWI-660 Technical Report
Okt. 1987
- /29/ Battelle-Institut e. V.
Verifikation des Rechenprogramms CFEST
BF-V-66571-2
Januar 1987
- /30/ J. Rae; P. C. Robinson; L. M. Wickens
A User's Guide for the Program NAMMU,
1. General Information
AERE-R. 10120
Juni 1981

- /31/ R. Atkinson; A. W. Herbert; C. P. Jackson;
P. C. Robinson
NAMMU User Guide
AERE-R. 11364
Mai 1985
- /32/ R. Atkinson; A. W. Herbert; C. P. Jackson;
P. C. Robinson
NAMSOL User Guide
AERE-R. 11365
Mai 1985
- /33/ R. Atkinson; T. P. Cherill; A. W. Herbert;
D. P. Hodgkinson; C. P. Jackson; H. Rae;
P. C. Robinson
Review of the Groundwater Flow and Radionuclide Transport Modelling in
KBS-3
AERE-R. 11140
Jan. 1984
- /34/ P. C. Robinson; C. P. Jackson; A. W. Herbert;
R. Atkinson
Review of the Groundwater Flow Modelling of the Swiss Project Gewähr
AERE-R. 11929
Februar 1986
- /35/ A. W. Herbert
The Verification of NAMMU Using Hydrocoin Level 1
Cases 1 and 7: Transient Flow from a Bore Hole and Saturated Flow through a
Shallow Land Disposal Facility
AERE-R. 11944
Okt. 1985

- /36/ A. W. Herbert
Verification of NAMMU Using HYDROCOIN Level 1
Case 2:
Steady-state Flow in a Rock Mass Intersected by Permeable Fracture Zones
AERE-R. 11636
Jan. 1985
- /37/ T. P. Cherrill; A. W. Herbert
The Verification of NAMMU Using HYDROCOIN Level 1
Case 4:
Transient Thermal Convection in a Saturated Permeable Medium
AERE-R. 11952
Okt. 1985
- /38/ A. Boghammer
The Verification of NAMMU Using HYDROCOIN Level 1 Case 6:
KEMAKTA AR 88-28
Sept. 1988
- /39/ A. W. Herbert
Analytical Solutions to the Threedimensional Radionuclide Transport Equation
for Computer Code Verification
AERE Harwell, TP. 1058, DOE/RW/84.143
Nov. 1984
- /40/ OECD
The International INTRAVAL Project, Phase 1
Case 1b
1992
- /41/ K. Pruess
TOUGH Users Guide
Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley
LBL-20700
Juni 1987

- /42/ K. Pruess
TOUGH2 - A General Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow
Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley
LBL-29400
Sept. 1990
- /43/ C. Y. Updegraff
Comparison of Strongly Heat-Driven Flow Codes for Unsaturated Media
Sandia National Laboratories, Albuquerque
NUREG/CR-5367, SAND88-7145
Aug. 1989
- /44/ K. J. Worgan et al.
A Review of Modelling Gas Migration in Porous and Fractured Rock
Intern-ECLarwell-Report
DOE/RW/89/101
Jan. 1990
- /45/ M. Lingren et al.
Two Phase Flow Simulations in a Heated Tuff Drillcore
INTRAVAL Case 11, KEMAKTA Consultants, Stockholm, AR 90-10
1990
- /46/ Y. W. Tsang et al.
Preliminary Studies of Gas Phase Flow Effects and Moisture Migration at Yucca Mountain, Nevada
Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley
LBL-28819
Sept. 1990
- /47/ Y. W. Tsang et al.
Further Modelling Studies of Gas Movement and Moisture Migration at Yucca Mountain, Nevada
Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley
LBL-29127
Mai 1990

- /48/ S. Webb et al.
Sensitivity Studies for Gas Release from the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP)
Gas Generation and Release from Radioactive Waste Repositories
OECD-NEA-Workshop, Aix-en-Provence, France
Sept. 1991
- /49/ K. Pruess
Numerical Modelling of Gas Migration at a Proposed Repository for Low and
Intermediate Level Nuclear Wastes at Oberbauenstock, Switzerland
Lawrence Berkeley Laboratory, University of California
LBL-25413
März 1990
- /50/ S. Mishra et al.
Modelling Gas Migration from a Low-Intermediate Level Nuclear Repository,
Gas Generation and Release from Radioactive Waste Repositories,
OECD-NEA-Workshop, Aix-en-Provence, France
Sept. 1981
- /51/ IAEA
Natural Analogues in Performance
Assessments for the Disposal of Long Lived Radioactive Wastes
Technical Reports Series No. 304
Wien 1989
- /52/ SKI, OECD/NEA
GEOVAL-90
A symposium on validation of geosphere flow and transport models
Stockholm, Mai 1990
- /53/ GRS
Stand der Arbeiten der GRS zur Begutachtung der Langzeitsicherheit des
Endlagers Konrad
GRS-A-1499,
November 1988

- /54/ Battelle-Institut e. V.
Untersuchungen zur Langzeitsicherheit der Grube Konrad, Hydrologische Modellrechnung mit dem Rechenprogramm CFEST
Bericht BF-V-66.571-1
April 1988
- /55/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad - Bewertung der Modellrechnungen des Antragstellers zur Grundwasserbewegung
GRS-A-2085
Februar 1990
- /56/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad
Grundwassermodellrechnungen mit dem Programm NAMMU, Basisfall
GRS-A-1858/1
Dezember 1991
- /57/ Battelle-Institut e. V.
Untersuchungen zur Langzeitsicherheit der Grube Konrad - Analyse von Grundwasserbewegung und Radionuklidausbreitung mit dem Rechenprogramm CFEST auf der Basis eines tektonisch geprägten hydrogeologischen Modells
Bericht BF-V-66.571-4
August 1989
- /58/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad, Referenzfall
Grundwassermodellrechnungen mit dem Programm NAMMU
GRS-A-2050
April 1993

- /59/ NLFb
Planfeststellungsverfahren Grube Konrad
hier: Langzeitsicherheit; Alte Bohrungen/Schachverschluss; Gastransport;
Datensatz: Probabilistische Modellrechnungen
Az.: N3-2048/92-Si/Be
09.06.1992
- /60/ NLFb
Planfeststellungsverfahren Grube Konrad
hier: Langzeitsicherheit; Datensatz zur Modellierung der Schachtverschlüsse
Az.: N3-4191/92-Ma
12.01.1993
- /61/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad
Einfluß der alten Bohrungen und der verfüllten Schächte auf die Ausbreitung
von Radionukliden im Deckgebirge nach Verschuß des Endlagers
GRS-A-2096
September 1993
- /62/ GRS
Orientierende Analysen zur Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers Konrad
mit dem Rechenprogramm TOUGH2
GRS-A-1925
Mai 1992
- /63/ OBA
Stellungnahme des Oberbergamtes in Clausthal-Zellerfeld zu den Antragsun-
terlagen im Planfeststellungsverfahren Konrad
Januar 1997
- /64/ OBA
Statusbericht der Bergbehörde zum Planfeststellungsverfahren "Konrad"
Stand August 1992

- /65/ BMU
Bekanntmachung der Dosisfaktoren
Äußere Exposition - Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr)
Ingestion und Inhalation - Kleinkinder (1 Jahr)
Ingestion und Inhalation - Erwachsene
vom 05.09.1989
(Bundesanzeiger 185a, S. 29, vom 30.09.1989)
- /66/ D. Rimkus, R. Storck
Nuklidauswahl für Aktivitätsinventare eines Endlagers hinsichtlich der Erfordernisse von Langzeitsicherheitsanalysen
PSE, Abschlußbericht, Fachband 15
Januar 1985
- /67/ PTB
Stellungnahme zum Aktenvermerk des TÜV Hannover vom 06.05.1988
SE-S.2/Bk/Op 9K/1321/D/A vom 07.07.1988
- /68/ PTB
Stellungnahme
"Sorptionen für Modellrechnungen Schachanlage Konrad"
SE 1.2/Ti/Mü/9K/1321/A vom 04.11.1988
- /69/ Hollemann-Wiberg
Lehrbuch der Anorganischen Chemie
81. - 90. Auflage, Berlin
1976
- /70/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad
Referenzfall
Nuklidtransportrechnungen
GRS-A-2052
April 1993

- /71/ GRS
Beschreibung von Nuklidtransportvorgängen in einem Endlagerbergwerk
Rechencode MARNIE
GRS-A-1612
Juli 1989
- /72/ H. G. Schlegel, S. Reumann, J. Schäferjohann
Abschätzung und Beurteilung der mikrobiellen Mobilisierung chemischer Elemente im Endlager Grube Konrad
März 1990
- /73/ NLfB
Transportdaten für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit
(Modellgebiet Grube Konrad)
Archiv-Nr.: 107478
05.10.1990
- /74/ Battelle Institut e. V.
Untersuchungen zur Langzeitsicherheit der Grube Konrad
Analyse der Radionuklid Ausbreitung in der Nachbetriebsphase mit dem Rechenprogramm CFEST
Bericht BF-V-66.571-3
April 1988
- /75/ NLfB
Geowissenschaftliches Gutachten zu den Antragsunterlagen für ein "Endlager für radioaktive Abfälle in der Schachanlage Konrad/Salzgitter"
Archiv-Nr.: 111134
Mai 1995

- /76/ ICRP-Veröffentlichung 60
Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission 1990,
Deutsche Ausgabe, G. Fischer Verlag 1993
- /77/ IAEA Technical Report Series No. 332,
Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Cur-
rent Radiation Protection Standards
International Atomic Energy Agency, Wien 1992
- /78/ Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE)
Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem
Grundwasser
Abschlußbericht, Fachband 19, PSE, Berlin 1985
- /79/ ICRP Publication 56
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of
Radionuclides: Part 1
Pergamon Press 1990
- /80/ ICRP-Publication 67
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of
Radionuclides: Part 2
Ingestion Dose Coefficients
Pergamon Press 1994
- /81/ DIN 25416, Teil 1
Anlagen zur Behandlung von radioaktiv kontaminiertem Wasser in
Kernkraftwerken, Sicherheitstechnische Anforderungen
März 1981
- /82/ M.I.Sheppard, D.H.Thibault,
Default Soil Solid / Liquid Partition Coefficients, $K_{d,s}$, for four Major Soil Types: A
Compendium
Health Physics 59, No.4 (1990)

- /83/ Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission,
Band 17: Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung
der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Was-
ser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV
(BMI, BMU, 1992)
- /84/ Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe
(Trinkwasserverordnung - TrinkwV)
in den Fassungen vom 22.5.1986 und vom 5.12.1991
- /85/ Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern e.V.,
Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung,
Technische Regeln, Arbeitsblatt W 151, Juli 1975
- /86/ NLFb
Transportdaten für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit des geplanten
Endlagers Konrad, hier: K_D -Wert des Polonium
NLFb-Vermerk N3.26-Tgb.-Nr. 5295/95-Rö
vom 31.01.1995
- /87/ NLFb
Abschätzung der Verdünnung in den quartären Schichten im Bereich
Groß Gleidingen für das Modellgebiet Konrad,
Archiv-Nr. 113130
vom 27.01.1995
- /88/ GRS
Langzeitsicherheitsanalysen für das Endlager Konrad: Grundwassermodell-
rechnungen mit dem Programm NAMMU auf der Basis der Daten des
hydrogeologischen Gutachters NLFb
GRS-A-1729 (November 1990)
- /89/ BMU
Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1984

- /90/ J.T. Fabryka-Martin, S.N. Davis, H.W. Bentley,
D. Move
Detection of Natural Fission Products in Groundwater
ANS Vol 50 (1985) S. 190
Roc. Winter Meeting, San Franzisco
- /91/ GUW
Untersuchung des Abwasserpfades für ein mögliches Endlager Konrad
Oktober 1983
- /92/ ICRP Publication 69
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides:
Part 3 Ingestion Dose Coefficients
Pergamon Press 1995
- /93/ ICRP Publication 71
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides:
Part 4 Inhalation Dose Coefficients
Pergamon Press 1995
- /94/ ICRP Publication 72
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides:
Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients
Pergamon Press 1996
- /95/ Rat der Europäischen Union
Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der
grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit
Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende
Strahlungen
ABl. Nr. L 159/1 vom 29.06.1996
- /96/ AECB Regulatory Document R - 104 (1987) „Regulatory Policy Statement
Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of
Radioactive Waste - Long - Term Aspects“

- /197/ US Environmental Protection Agency (EPA), Environmental standards for management and disposal of spent nuclear fuel, high-level and transuranic radioactive wastes, Final Rule, 40 CFR Part 191, Federal Register 1995
- /198/ The Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden: Disposal of High Level Radioactive Waste. Consideration of Some Basic Criteria, Stockholm 1993
- /199/ U.K. Department of the Environment (DoE), Review of Radioactive Waste Management Policy: Final Conclusions, HMSO, London, July 1995
- /100/ Règle Fondamentale de Sûreté (RFS) Nr III.2.t: Stockage définitive de déchets radioactifs en formation géologique profonde, Ministère de l'Industrie et du Commerce Extérieur, Paris 1991

8 Kurzfassung

In dieser Kurzfassung werden unsere Beurteilung der Langzeitsicherheit des Endlagers Konrad sowie die Vorgehensweise bei den Sicherheitsanalysen und deren Ergebnisse zusammenfassend dargestellt. Für Einzelheiten, Erläuterungen, Begründungen und Zitate verweisen wir auf die entsprechenden Kapitel.

8.1 Nachweis der Langzeitsicherheit

Die Physikalisch-Technische Bundesanstalt hat 1982 beantragt, das Planfeststellungsverfahren gemäß § 9b Atomgesetz zur Errichtung und zum Betrieb der Schachanlage Konrad als Endlager für radioaktive Abfälle durchzuführen. Nach § 7 Atomgesetz darf die Genehmigung für ein Endlager u.a. nur erteilt werden, wenn die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch die Errichtung und den Betrieb der Anlage getroffen ist. In diesem Zusammenhang ist auch die Langzeitsicherheit eines Endlagers nachzuweisen.

In der Bundesrepublik Deutschland gibt es keine speziellen gesetzlichen Vorschriften zur radiologischen Bewertung der Langzeitsicherheit von Endlagern für radioaktive Abfälle. Nach den BMI-Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle ist eine standortspezifische Sicherheitsanalyse nach naturwissenschaftlichen Methoden durchzuführen und die Einhaltung der Dosisgrenzwerte des § 45 StrlSchV nachzuweisen. Da eine Freisetzung radioaktiver Stoffe aus einem Endlager nicht aufgehalten werden kann, sollte der vorhandene natürliche Strahlenpegel durch ein Endlager für radioaktive Abfälle nicht wesentlich verändert werden. So erscheint ein Richtwert deutlich unter 1 mSv/a in Übereinstimmung mit den ICRP-Strahlenschutzgrundsätzen und den Vorgaben in anderen Ländern angemessen.

Für das geplante Endlager Konrad nimmt der Antragsteller an, daß die eingelagerten Schadstoffe aus dem Endlagerhorizont mit den Grundwässern, verzögert durch die natürlichen Barrieren der Geosphäre, teilweise bis in die Biosphäre gelangen. Bei der Wahl der Randbedingungen geht er von den gegenwärtigen Gegebenheiten am Standort aus.

Nach seinen Rechnungen treten die Radionuklide überwiegend erst nach Zeiträumen an die Erdoberfläche, die mit mehreren hunderttausend bis zu mehr als einer Million Jahren

außerhalb von realistisch erscheinenden Prognosemöglichkeiten für eine zukünftige Entwicklung der Standortbedingungen liegen. Der überwiegende Teil der eingelagerten Radionuklide ist innerhalb dieser Zeiträume bereits zu inaktiven Nukliden zerfallen.

Wegen des großen Betrachtungszeitrahmens kann der Nachweis einer ausreichenden Vorsorge nur auf der Basis der derzeitigen Verhältnisse modellmäßig geführt werden. Die Langzeitsicherheitsuntersuchungen zum Endlager Konrad zeigen, daß eine deterministisch angelegte Nachweisführung angemessen für diesen Standort ist, wobei zusätzlich Konservativitäten eingebracht werden können. Die dafür nötigen geologischen und hydrogeologischen Randbedingungen werden vom NLFb beurteilt.

Grundlage aller Untersuchungen von Antragsteller und Gutachtern zur Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers ist ein Gebiet, das im Süden vom Salzgitter-Höhenzug, im Osten und Westen von Salzstrukturen und im Norden von einem undurchlässig modellierten Rand im Bereich der Allerniederung begrenzt wird. Dieses Gebiet wird als Modellgebiet bezeichnet. Auch die vertikalen Ränder und die Modellbasis im Salinar des Mittleren Muschelkalks werden als undurchlässig angenommen. Am oberen Teil des Modellrandes wird nahe dem Salzgitter-Höhenzug über eine Druck-Randbedingung an einer Stelle Wasser eingespeist. Für dieses Modellgebiet wird die mögliche Kontamination der Grundwässer, die durch das Endlager verursacht werden kann, bestimmt. Der Antragsteller hat dies zunächst mit dem Finite-Differenzen-Programm SWIFT und einem stratigraphisch ausgerichteten Rechenmodell des Gebietes getan. Dieses Modell führt, wie sich im Verlauf der Arbeiten gezeigt hat, zu den höchsten errechneten Radionuklidkonzentrationen im Modellgebiet.

Wegen bekannter Schwächen von SWIFT haben wir neben der Prüfung der Antragsteller-Rechnungen auf dessen Modell das Finite-Elemente-Programm CFEST angewandt. Die Rechnungen mit CFEST wurden vom Battelle-Institut durchgeführt.

Zur gesonderten Berücksichtigung lokal gestörter Bereiche hat der Antragsteller neben seinem stratigraphischen auch ein tektonisches Modell des Gebietes erarbeitet, das mit dem Finite-Elemente-Programm FEM 301 untersucht wurde. Wir haben auch hierzu Nachrechnungen mit CFEST vorgenommen.

Weiterhin hat der geologische Gutachter NLFb ein hydrogeologisches Modell für die Rechnungen zur Langzeitsicherheit vorgelegt. Hierauf haben wir das Finite-Ele-

mente-Programm NAMMU angewandt. Zusätzlich wurde vom Antragsteller mit FEM 301 und von den Gutachtern mit NAMMU untersucht, ob alte Tiefbohrungen im Modellgebiet oder die nach Betriebsende verfüllten Schächte Einfluß auf die langzeitliche Nuklidausbreitung haben. Außerdem wurde der Einfluß der Gasbildung im Endlagerbereich mit den Programmen TOUGH2 und ECLIPSE untersucht. Die Rechnungen mit NAMMU und ECLIPSE sowie ergänzende Prüfungen wurden von der GRS durchgeführt. Weiterhin haben wir den Einfluß von Temperaturerhöhungen im Endlagerbereich untersucht.

8.2 Qualifizierung der eingesetzten Rechenprogramme

Für alle hier eingesetzten Rechenmodelle haben wir aufgezeigt, inwieweit sie verifiziert und validiert sind. Dazu haben wir auf die Erfahrungen aus den internationalen Vergleichsstudien HYDROCOIN, INTRACOIN und INTRAVAL zurückgegriffen.

SWIFT ist ein Finite-Differenzen-Code, den der Antragsteller zur Berechnung von Grundwasserströmung und Nuklidtransport eingesetzt hat. SWIFT behandelt wassergesättigte poröse Medien auf der Basis des Darcy'schen Gesetzes. Die geologischen Strukturen dürfen heterogen sein; Schräglagen können zu Diskretisierungsproblemen führen. Die Verifikation der vom Antragsteller benutzten SWIFT-Version zeigt für den Grundwassertransport gut vergleichbare Ergebnisse; für den eindimensionalen Radionuklidtransport sehen wir diese Version als verifiziert an.

FEM 301 ist ein Finite-Elemente-Code auf der Basis des Darcy'schen Gesetzes, den der Antragsteller zur Berechnung der Grundwasserströmung eingesetzt hat. FEM 301 behandelt wassergesättigte, poröse oder klüftige Medien bei räumlich konstanter Wasserdichte und berechnet hydraulische Potentiale in den Elementknoten, jedoch keinen Radionuklidtransport. Aus den mit FEM 301 gerechneten HYDROCOIN-Beispielen kann eine Verifizierung des Codes für den Standort "Konrad" nicht hergeleitet werden.

CFEST ist ein Finite-Elemente-Code, der vom Gutachter eingesetzt wurde. Der Code behandelt einphasige, instationäre oder stationäre Darcy-Strömungen. Transportrechnungen können nur mit einer Substanz, z.B. einem einzigen Radionuklid, durchgeführt werden. Bei den internationalen Vergleichsrechnungen liegen die CFEST-Ergebnisse gut im Gesamtfeld; für die Nuklidkonzentrationen berechnet CFEST im Rahmen der Streuungen stets die höchsten Werte.

NAMMU ist ein Finite-Elemente-Code, den der Gutachter für Grundwasserströmung und Radionuklidtransport eingesetzt hat. Der Code behandelt einphasige, stationäre oder instationäre Darcy-Strömungen und beschreibt den Tracer-Transport in gesättigtem, porösem oder geklüftetem Medium, auch bei anisotroper Permeabilität. Wir sehen NAMMU für die behandelten Rechenfälle als verifiziert an.

RANCHMD wurde vom Antragsteller bei der Behandlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe über Schächte und alte Bohrungen eingesetzt. Es beschreibt den Transport in Klüftzonen. Wir sehen es für diesen Anwendungsbereich als verifiziert an.

ECLIPSE 100 wurde vom Antragsteller, TOUGH2 vom Gutachter zur Beschreibung der Gasausbreitung im Gebirge des Endlagers eingesetzt. Beide Programme werden als für diese Aufgabe gleichwertig geeignet eingestuft.

International ist ein Konsens entstanden, daß eine Validierung im wissenschaftlichen Sinne, d. h. ein positiver allgemeingültiger Nachweis der Richtigkeit der Modelle, nicht möglich ist. Vielmehr sollte eine Validierung mit Hilfe von Experimenten standort- und problembezogen durchgeführt werden. Aber auch in diesem Sinne kann keines der verwendeten Modelle als vollständig validiert angesehen werden. Obwohl einige der eingesetzten Programme den mit der Tiefe zunehmenden Salzgehalt der Grundwässer berücksichtigen können, wurde in den Rechnungen nicht auf diese Option zurückgegriffen, weil die Modelle für komplexe Geometrien nicht mit vertretbarem Aufwand (u.a. extrem lange Rechenzeiten) einsetzbar sind. Da eine Berücksichtigung des Salzgehaltes zu langsameren Fließgeschwindigkeiten führen würde, liegen errechnete Partikellaufzeiten und Konzentrationen hier auf der sicheren Seite.

8.3 Modellrechnungen zu den Grundwasserverhältnissen

Im **stratigraphischen Modell** des Antragstellers wird die hydrogeologische Struktur des Modellgebietes durch 15 Schichten zwischen Oberem Muschelkalk und Quartär dargestellt; gestörte Bereiche werden durch erhöht gewählte Durchlässigkeiten betroffener Schichten erfaßt. Der Antragsteller betrachtet zwei Varianten, die nach ihren Haupt-Ausbreitungswegen benannt sind: Beim Unterkreide-Szenario hat die Unterkreide eine Durchlässigkeit von 10^{-10} m/s, beim Oxford-Szenario 10^{-12} m/s. Ein weiterer Ausbreitungsweg, vornehmlich durch den Cornbrash, wird vom Oxford-Szenario mit abgedeckt.

Der Antragsteller behandelt das stratigraphische Modell mit dem Programm SWIFT, in Parameterstudien auch mit FEM 301. Das Finite-Differenzen-Verfahren in SWIFT erfordert ein orthogonales Rechengitter. Dies führt zu erheblichen Abbildungsproblemen insbesondere bei schräg stehenden Schichten. SWIFT stößt bei der Behandlung des hydrogeologischen Modells "Konrad" an die Grenzen seiner Möglichkeiten. Die Antragsteller-Ergebnisse zum stratigraphischen Modell haben wir einerseits mit SWIFT nachvollzogen, andererseits mit CFEST und NAMMU auf der Basis des Antragsteller-Modells vergleichend geprüft.

Sein **Störzonenmodell** (= tektonisches Modell) dient dem Antragsteller durch eine Reihe von Parametervariationen zur Abschätzung, inwieweit geologische Störungen im Modellgebiet zu kürzeren Laufzeiten vom Endlager zur Biosphäre führen können. Sieben verschiedene Störungen werden berücksichtigt. Für die großräumige Gebirgsdurchlässigkeit werden realitätsnähere Werte angesetzt als im stratigraphischen Modell. Der Antragsteller führt seine Rechnungen zum Störzonenmodell mit FEM 301 durch. Unsere vergleichenden Rechnungen mit CFEST basieren auf einem dem Störzonenmodell fast identischen Datensatz. Den Rechnungen mit NAMMU zum Störzonenmodell haben wir hingegen den Datensatz zugrunde gelegt, der vom NLFb zusammengestellt wurde. Die Übertragung der komplexen geologischen Strukturen ist mit den Finiten Elementen, wie sie von allen zum Störzonenmodell eingesetzten Programmen benutzt werden, gut durchzuführen.

Der Vergleich der vom Antragsteller erzielten Ergebnisse mit denen aus unseren Rechnungen zeigt für die Potentialverläufe bei den Szenarien des stratigraphischen und des Störzonenmodells ähnliche, teils sehr ähnliche Verläufe. Abweichungen sind aus den Unterschieden zwischen den Modellen erklärbar. Insgesamt ergeben sich aus unseren Rechnungen keine Einwände gegen die Angaben des Antragstellers zu den Potentialverläufen. Gleiches gilt für den errechneten Durchfluß durch das Grubengebäude. Der Betrag dieses Durchflusses hat im übrigen für das Endergebnis, die Konzentration radioaktiver Stoffe in einem nutzbaren Grundwasserleiter, nur geringe Bedeutung.

Die wichtigen Ergebnisse der Modellrechnungen sind die Fließwege und die Laufzeiten der Grundwässer vom geplanten Einlagerungsbereich bis zum Quartär. Für die Ermittlung der kürzesten Grundwasserlaufzeit und des Laufweges hat der Antragsteller sich auf Particle-Tracking-Verfahren abgestützt. Diese Möglichkeit zur Ermittlung potentieller

Ausbreitungswege und -zeiten muß jedoch nicht alle möglichen Wege liefern und führt damit nicht zwangsläufig zu den kürzesten Laufzeiten. Im stratigraphischen Modell können die zu erwartenden Ausbreitungswege relativ leicht erkannt werden. Bei den wesentlich komplexeren Störzonenmodellen sind weitere Rechnungen nötig, zum Beispiel auch räumliche Ausbreitungsrechnungen, die wir mit CFEST durchgeführt haben. Der Antragsteller weist in seinen Analysen zum stratigraphischen Modell als kürzeste Wasserlaufzeit die Ausbreitung durch das Oxford mit einer Zeitspanne von 338 000 Jahren aus (SWIFT-Rechnung). Diese Laufzeit wird von keiner anderen Variante des Antragstellers unterschritten.

Unsere Nachrechnungen mit SWIFT und einem eigenen Particle-Tracking-Verfahren führten zu Ausbreitungsverläufen, die denen des Antragstellers vergleichbar sind. Sowohl die kürzeste Ausbreitungszeit als auch die Szenarien der Planunterlagen konnten bestätigt werden. Auch die Nachrechnungen mit CFEST und NAMMU zum stratigraphischen Modell bestätigen insgesamt die Aussagen des Antragstellers zu den Wasserlaufzeiten und -wegen.

Die kürzeste Laufzeit für das Oxfordszenario läßt sich auf ca. 330 000 Jahren abschätzen. Der Austrittsbereich der Wässer liegt im nordöstlichen Modellgebiet. Für das Unterkreideszenario ergibt die Auswertung unserer Rechnungen mit minimalen Laufzeiten von 318 000 Jahren ähnlich hohe Laufzeiten wie für vergleichbare Trajektorien in den Planunterlagen.

Die Rechnungen zum Störzonenmodell des Antragstellers mit FEM 301 ergeben ebenso wie unsere Rechnungen mit CFEST keine Laufwege, die zu ungünstigeren Szenarien führen könnten, als mit dem stratigraphischen Modell ermittelt wurde. Die Ursache hierfür liegt in den relativ undurchlässigen Schichten des Alb und der tonigen Unterkreide.

Bei unseren Rechnungen mit NAMMU zum Störzonenmodell auf der Grundlage des hydrogeologischen Datensatzes des NLFb haben wir ein Maximum an Partikellaufwegen vom Endlager über die Einheiten Cornbrash, Dogger- β -Sandstein, Oxford, Kimmeridge und Wealden zur Modelloberfläche ermittelt. Dieser Transportweg weicht von Particle-Tracking-Rechnungen des Antragstellers ab. Es lassen sich Partikellaufzeiten abschätzen, die sich nicht wesentlich von denen unterscheiden, die der Antragsteller mit ca. 300 000 Jahren ermittelt hat. Gleichzeitig stellt der Ausbreitungsweg über Oxford,

Kimmeridge und Wealden bei ähnlichen hohen Laufzeiten mit ca. 30 km Laufweg gegenüber den 33 km in den Antragstellerrechnungen einen kürzeren Laufweg dar. Diesen Ausbreitungsweg haben wir bei nachfolgenden Rechnungen zum Radionuklidtransport berücksichtigt.

Antragsteller und Gutachter haben auch den Einfluß von **alten Tiefbohrungen** im Modellgebiet sowie der **Schächte** Konrad 1 und 2 in der Nachbetriebsphase mit den Programmen FEM301 bzw. NAMMU auf das Ausbreitungsverhalten der eingelagerten Radionuklide untersucht. Die Ergebnisse der Antragsteller-Rechnungen zeigen insgesamt einen Einfluß auf das Grundwasser-Potentialfeld; die daraus folgenden Durchflüsse durch diese Strukturen sind aber sehr gering. Unsere Rechnungen mit NAMMU zeigen keinen wesentlichen Einfluß der Bohrungen und Schächte auf das Strömungsverhalten. Erst bei unrealistisch um fünf Größenordnungen erhöhter Transmissivität der Schachtverfüllung zeigen sich Einflüsse auf das Potentialfeld, wie sie der Antragsteller angegeben hat.

Gasbildung im Endlager kann an den Abfallbinden über längere Zeit, z.B. durch Wasserstoffbildung bei der Korrosion von Eisen, auftreten. Nach dem Verschuß des Endlagers kann ein Druckaufbau im Endlagerbereich die Grundwasserströmung und damit den Transport radioaktiver Stoffe zur Biosphäre beeinflussen, sofern die gebildeten Gase nicht in gelöster Form abtransportiert werden. Der Antragsteller hat Modellrechnungen mit ECLIPSE durchgeführt, um den Druckanstieg durch die Gasbildung, die Gasausbreitung und den Einfluß auf die Grundwasserströmung zu bestimmen. Diese Rechnungen haben wir durch Vergleichsrechnungen mit TOUGH2 geprüft. Die Eingabedaten wurden vom NLFb vorgegeben bzw. bestätigt.

Ein Vergleich der Ergebnisse von Antragsteller- und Gutachter-Rechnungen zeigt einen gravierenden Unterschied bei der Gasausströmung aus dem Endlager. Im Gutachter-Modell strömt das Gas gleichmäßig aus dem gesamten Grubengebäude senkrecht aufwärts, beim Antragsteller-Modell hingegen nur aus den horizontalen Enden des Grubengebäudes nach oben, wobei das Gas aus dem nördlichen Ende an der Abstromseite deutlich früher und stärker als aus dem südlichen Ende ausströmt. Diese Unterschiede sind für uns nicht nachvollziehbar. Da aber die vom Antragsteller postulierte Gasbildungsrate nach unseren Abschätzungen um einen Faktor vier zu hoch angenommen wurde, kann man nach unseren Vergleichsrechnungen davon ausgehen, daß bei einer

realistischen Simulation keine höhere Druckzunahme zu erwarten ist, als vom Antragsteller angegeben. Das bedeutet, daß Potentialänderungen auf die Nähe des Grubengebäudes beschränkt bleiben und in dieser Größenordnung keinen relevanten Einfluß auf das Fließverhalten im Modellgebiet haben. Sie stellen die Ergebnisse der Rechnungen zum Transport radioaktiver Stoffe durch das Deckgebirge nicht in Frage.

Eine langzeitliche **Temperaturerhöhung im Grubengebäude** könnte zu einem Auftrieb des das Endlager durchströmenden Grundwassers und so zu einem beschleunigten Transport von Radionukliden zur Biosphäre führen. Die Grenze für Menge und Zusammensetzung des einzulagernden Aktivitätsinventars soll nach dem Antragstellerantrag so gewählt werden, daß eine Temperaturerhöhung durch die Nachzerfallswärme am Stoß der Einlagerungskammern im Mittel 3 K nicht überschreitet. Der Antragsteller hat keine Aussage zu diesem Auftriebseffekt vorgelegt. Wir haben die mögliche Auswirkung der Temperaturerhöhung des aus dem Endlagerbereich abströmenden Grundwassers mit einem vereinfachten Modell abgeschätzt. Daraus ergibt sich, daß größere Grundwasservolumina mit Übertemperaturen in einer Größenordnung von 3 K nicht entstehen, und daß die verbleibenden Dichtedifferenzen in dem abströmenden Grundwasser dessen weiteren Weg nicht signifikant beeinflussen. Demnach würde auch eine Berücksichtigung der Temperaturerhöhung durch den Antragsteller dessen Ergebnis nicht verändern.

Eine **Konvergenz des Gebirges** aufgrund der nach Verfüllen des Bergwerkes verbliebenen Resthohlraumvolumina könnte über Umformungen im Gebirge Einfluß auf den Verlauf des Grundwasser-Potentialfeldes und so auf den Schadstofftransport zur Biosphäre haben. Nach den vom Oberbergamt bewerteten Aussagen des Antragstellers haben etwa drei Viertel der Gesamtkonvergenz bis zum Einlagerungsende bereits stattgefunden. Für die im Rahmen der Langzeitsicherheitsanalysen betrachteten Zeiträume sind die dann noch auftretenden Änderungen der Gebirgseigenschaften aufgrund der Restkonvergenz so gering und so langsam, daß sie die Freisetzung und anschließende Ausbreitung von Schadstoffen nicht ungünstig beeinflussen können.

8.4 Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe

Basis für Betrachtungen zur Langzeitsicherheit ist das ins Endlager verbrachte Aktivitätsinventar. Der Antragsteller hat dieses nach Angaben von Abfalllieferern definiert und für zehn sicherheitstechnisch bedeutsame Nuklide sowie für die Gesamtaktivität Obergrenzen eingeführt. Unsere Prüfung hat ergeben, daß der Antragsteller alle radiologisch relevanten Nuklide berücksichtigt hat. Beim Thorium wird die Löslichkeitsgrenze erreicht. Die gleichzeitig eingelagerten inaktiven Nuklide haben keine Auswirkungen auf das Ausbreitungsverhalten des radioaktiven Inventars.

Das chemische Milieu im Endlager wird geprägt von einem pH-Wert im stark basischen Bereich. Der Antragsteller nimmt für seine Sicherheitsanalyse an, daß die eingelagerten Abfallgebinde nach Verschuß der Grube unverzögert mit den schwach sauren salinen Tiefenwässern in Kontakt kommen. Außerdem nimmt er an, daß die Behälter keine Rückhaltewirkung besitzen. Ebenso berücksichtigt er die Zeitspanne bis zur Wiederherstellung der natürlichen Grundwasserverhältnisse im Endlagerbereich (Auffüllen des Absenktrichters) nicht.

Nach Mobilisierungszeiten abhängig vom Abfallprodukt über einen Zeitraum zwischen null und maximal 600 Jahren, die aus Experimenten abgeleitet sind, wird das eingelagerte Nuklidinventar als aus den Abfallgebinden freigesetzt angenommen. Eine durch den erhöhten pH-Wert verringerte Löslichkeit von Nukliden wird nicht berücksichtigt. Die Freisetzungsraten dieser Nuklide in dem Grundwasserstrom, der das Endlager durchquert, ermittelt der Antragsteller mit einem Rechenprogramm, das die Sorption der betrachteten Radionuklide an Feststoffen, den radioaktiven Zerfall und die Ausfällung bei Erreichen von Löslichkeitsgrenzen berücksichtigt. Dabei ergibt sich, daß die Aktivitätsfreisetzung aus dem Grubengebäude für die meisten Spalt- und Aktivierungsprodukte innerhalb einiger tausend bis zehntausend Jahre erfolgt, während sie sich für die Aktiniden über einige hunderttausend und Millionen Jahre erstreckt. Dies liegt im wesentlichen an der zeitlichen Streckung der Freisetzungsverläufe durch die Sorption. Unsere exemplarische Prüfung dieser Ergebnisse für einige Nuklide aus der Gruppe der Spalt- und Aktivierungsprodukte zeigt, daß eine Variation der Freisetzungszeit von 500 Jahren bis 10 000 Jahren keinen wesentlichen Einfluß auf die Maximalkonzentration der Radionuklide in der Biosphäre ausübt. Unsere Nachrechnungen der Antragsteller-Angaben zur Freisetzung von Nukliden aus dem Bereich der Zerfallsketten mit einem Code zur Be-

schreibung des Nuklidtransports in laugengefüllten Systemen hat Freisetzungsraten ergeben, die unterhalb der Antragsteller-Werte liegen. Wir haben daher keine Einwände gegen seine Vorgehensweise.

Es ist nicht von vornherein auszuschließen, daß Bakterien Radionuklide durch biologische, chemische oder andere Prozesse mobilisieren könnten. Deshalb wurde in einer Studie, die etwa 270 Bakterienarten erfaßt, die Existenzfähigkeit dieser Mikroorganismen unter den langzeitlichen Endlagerbedingungen untersucht. Die Studie kommt zu dem Schluß, daß ein Massenwachstum von Mikroorganismen im Einlagerungsbereich mit daraus folgender signifikanter Mobilisierung von Radionukliden nach derzeitigem Kenntnisstand äußerst unwahrscheinlich ist. Diese Aussage deckt sich mit den Aussagen des Antragstellers.

Nach ihrer Freisetzung aus dem Grubengebäude breiten sich die eingelagerten Nuklide im Deckgebirge aus. Wirksame Einflußgrößen auf ihrem Weg sind radioaktiver Zerfall, Verdünnung, Sorption, Dispersion und Diffusion. Die Sorptionseigenschaften des Deckgebirges werden vom NLFb beurteilt; wir haben dessen Aussagen übernommen. Gegen die vom Antragsteller gewählte Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Dispersion und Diffusion haben wir keine Einwände.

Die Konzentration radioaktiver Stoffe im oberflächennahen Grundwasser am Ende ihres Weges durch das Deckgebirge wurde vom Antragsteller mit dem Programm SWIFT und von uns in verschiedenen Vergleichsrechnungen überprüft. Aus den Modellrechnungen ergeben sich Konzentrationsverläufe entlang der Ausbreitungswege als Funktion der Zeit. Am Ende der Ausbreitungswege werden ihre Maximalwerte und die zugehörigen Zeitpunkte ermittelt. Die Rechnungen des Antragstellers beziehen sich auf das stratigraphische Modell mit Oxford- und Unterkreideszenario. Das Transportverhalten der Radionuklide wurde mit Hilfe eines eindimensionalen Stromröhren-Modells simuliert, das sich auf mögliche erkannte Transportwege aus den Rechnungen zu den Grundwasserverhältnissen stützt. Die radioaktiven Zerfallsketten werden berücksichtigt, soweit sie relevante Beiträge zur Strahlenexposition liefern. Die eindimensionalen Transportrechnungen überschätzen im Vergleich zu mehrdimensionalen Rechnungen die Radionuklidkonzentration am Aufpunkt in der Biosphäre. Für die beiden Szenarien des stratigraphischen Modells ergeben sich ohne zusätzliche Berücksichtigung von Sorption oder radioaktivem Zerfall Konzentrationsabnahmen um etwa vier Größenordnungen. Für sein Störzonen-

modell hat der Antragsteller keine Rechnungen zur Radionuklid-Ausbreitung vorgelegt; er sieht seine Aussagen zu den Rechenfällen des stratigraphischen Modells als abdeckend an.

Wir haben die Antragsteller-Rechnungen zur Nuklidausbreitung im stratigraphischen Modell mit CFEST und den Datensätzen des Antragstellers sowie mit SWIFT und dem NLFb-Datensatz, eingesetzt in Grundwassertransportrechnungen mit NAMMU, geprüft.

Die mit CFEST ermittelten Ausbreitungswege zum stratigraphischen Modell bestätigen die Aussagen des Antragstellers. Die errechneten Maximalkonzentrationen sind erheblich niedriger als vom Antragsteller angegeben. Dabei sind hydrodynamische und numerische Dispersion als Ursache der Differenzen anzusehen.

Unsere Rechnungen zum Störzonenmodell mit CFEST zeigen, daß die explizite Berücksichtigung der tektonischen Störzonen im hydrogeologischen Rechenmodell sich in im Detail unterschiedlichen Potentialverläufen und Freisetzungswegen äußert. Insgesamt ergeben sich aber ähnliche Resultate wie beim Oxford-Szenario. Allerdings treten die Maximalkonzentrationen beim Störzonenmodell zu späteren Zeitpunkten auf.

Insgesamt geben unsere Prüfungen mit CFEST keine Hinweise, daß bei den radiologisch relevanten Nukliden höhere Konzentrationen im Quartär auftreten können, als der Antragsteller im Plan ausgewiesen hat.

Zusätzlich haben wir die Rechnungen des Antragstellers mit SWIFT exemplarisch nachvollzogen und können sie bestätigen.

Für eine weitere Vergleichsrechnung haben wir mit dem NLFb-Datensatz und NAMMU in einem räumlichen Modell den Ausbreitungsweg mit der kürzesten Tracer-Laufzeit vom Endlager zur Biosphäre ermittelt und daraus eine eindimensionale Stromröhre entwickelt, mit der der Nuklidtransport für elf relevante Einzelnuclide und vier Zerfallsketten mit SWIFT berechnet wurde. Für dieses Gutachter-Modell erhalten wir nuklidspezifische Konzentrationen im Quartär, die insbesondere bei allen relevanten Nukliden in der gleichen Größenordnung sind wie die Ergebnisse des Antragstellers in seinem stratigraphischen Modell.

Die von uns im Gutachtermodell errechneten nuklidspezifischen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser liegen bei Radionukliden der Zerfallsketten im unteren Bereich der Bandbreite heute vorhandener natürlicher Konzentrationen. Dagegen ergeben sich bei Spaltprodukten, wie I 129, deutlich höhere Werte als auf natürliche Weise im Grundwasser vorhanden sind, da diese Nuklide in der Natur nur in Spuren auftreten.

Zu einer möglichen Ausbreitung radioaktiver Nuklide aus dem Endlager über die verfüllten Schächte oder alte Bohrungen stellt der Antragsteller fest, daß diese keine relevanten Pfade für eine Schadstofffreisetzung in die Biosphäre darstellen. Aufgrund unserer eigenen Analysen mit NAMMU, denen das gutachterliche Modell und diversitäre Ansätze und Annahmen zugrunde liegen, können wir diese Aussage bestätigen.

Da in den zur Endlagerung vorgesehenen Abfallbinden Restmengen an spaltbaren Stoffen sind, hat der Antragsteller am Beispiel des Pu 239 im Grubenbereich und des U 235 in der Geosphäre untersucht, ob in der Nachbetriebsphase bei der Ausbreitung von Radionukliden die Kritikalitätssicherheit gewährleistet ist. Er erhält einen großen Abstand zu kritischen Konzentrationen. Aufgrund unserer Untersuchungen können wir die Aussage des Antragstellers bestätigen.

8.5 Auswirkungen auf die Biosphäre

Sofern Radionuklide aus dem Endlager in der Zukunft mit dem Grundwasser die Biosphäre erreichen, kann eine Strahlenexposition der Bevölkerung auf verschiedenen Wegen durch Ingestion und externe Exposition erfolgen. Zur Berechnung dieser Strahlenexposition stützt sich der Antragsteller auf die Vorgaben der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 45 der Strahlenschutzverordnung. Die heutigen Lebensgewohnheiten und Verhältnisse am Standort werden zugrunde gelegt sowie die Annahme, daß über Jahrtausende ausschließlich kontaminiertes Grundwasser zur Verfügung steht.

Nach heutigen Kenntnissen und Verhältnissen wird die Strahlenexposition der Menschen nicht unterschätzt, wenn sie nach den Vorgaben der Strahlenschutzverordnung mit den Rechenmodellen der AVV zu § 45 StrlSchV ermittelt wird. Sofern über die langen zu betrachtenden Zeiträume einzelne Annahmen oder Parameter, die heute in der AVV festgelegt sind oder bei der Berechnung von Dosisfaktoren verwendet wurden, sich ändern

werden, ist zu bedenken, daß derartige Veränderungen dann in gleicher Weise für Teilbeiträge der natürlichen Strahlenexposition auftreten können.

Der Antragsteller errechnet für das Unterkreide- und das Oxfordszenario seines stratigraphischen Modells und die beantragten einzulagernden Aktivitäten, daß die Maxima der Strahlenexpositionen nach mehreren hunderttausend Jahren auftreten und nur für einige wenige Nuklide von Bedeutung sind, speziell für I 129 und für U 238 wegen dessen Folgenuklid Ra 226. In allen Fällen liegen die Summendosen unter den Grenzwerten des § 45 StrlSchV.

Unsere eigenen Dosisberechnungen auf der Basis des Gutachtermodells bestätigen trotz Abweichungen im Detail dieses Ergebnis des Antragstellers. Auch für Tier- und Pflanzenpopulationen ist im Hinblick auf die Langzeitsicherheit ein ausreichender Schutz anzunehmen, da die Strahlenexposition aus der Nutzung des Grundwassers unter dem von der ICRP empfohlenen Grenzwert von 1 mSv/a liegt.

In den Jahren 1994 bis 1996 hat die ICRP altersabhängige Dosisfaktoren auch zu den Nukliden veröffentlicht, die für die Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Bedeutung sind. Durch die Verwendung neuer Stoffwechseldaten ergeben sich z.B. bei Ra 226 und seinem Tochternuklid Po 210 zum Teil deutlich höhere Dosisfaktoren als sie von der Strahlenschutzverordnung vorgegeben sind. Dagegen ergeben die Gewebewichtungsfaktoren der ICRP 60 für viele Nuklide geringere Dosisfaktoren für die effektive Dosis als in der Strahlenschutzverordnung angegeben. Die altersabhängigen Dosisfaktoren für die effektive Dosis aus ICRP 72 sind Bestandteil der Euratom-Grundnorm von 1996. Wir sehen diese Daten als Stand von Wissenschaft und Technik an und haben auch damit Dosisberechnungen durchgeführt.

Sowohl für die vom Antragsteller für das Oxfordszenario als auch für die nach dem Gutachtermodell ermittelten Nuklidkonzentrationen ergeben sich mit den neuen Dosisfaktoren der ICRP bei einigen Organdosen höhere Werte als mit den Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung. Alle Dosiswerte liegen weiterhin unter den Grenzwerten des § 45 StrlSchV. Die Forderung der Sicherheitskriterien nach Einhaltung der Grenzwerte des § 45 StrlSchV in der Nachbetriebsphase ist daher auch bei Anwendung der neuen Dosisfaktoren der ICRP und der EURATOM-Grundnormen von 1996 erfüllt.

Zur Abschätzung des **chemotoxischen** Gefahrenpotentials in den radioaktiven Abfällen, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen, betrachtet der Antragsteller anorganische (98 % Anteil an der Gesamtmasse) und organische (2 % Anteil an der Gesamtmasse) chemotoxische Stoffe. Die anorganischen Stoffe werden im vereinfachten Modell durch Vergleich mit einer Uranerzlagerstätte und durch Anwendung der Trinkwasserverordnung untersucht; bei den organischen Stoffen wird deren Stabilität während ihres langen Transfers zur Biosphäre betrachtet. Der Antragsteller stellt fest, daß die Chemotoxizität der Abfälle die Sicherheit des Endlagers nicht gefährdet. Aufgrund unserer Prüfung halten wir eine aus Gründen der Chemotoxizität über die Endlagerungsbedingungen hinausgehende Beschränkung für die einzulagernden Abfälle nicht für erforderlich.

Insgesamt haben nach unserer Auffassung die Sicherheitsanalysen von Antragsteller und Gutachtern zum Nachweis der Langzeitsicherheit des geplanten Endlagers Konrad ergeben, daß mit der im Plan beantragten Vorgehensweise die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch die Errichtung und den Betrieb der Anlage (§ 7 Abs. 2 Atomgesetz) in Bezug auf die Langzeitsicherheit getroffen wird.

Bei dieser Bewertung haben wir berücksichtigt, daß alle angewandten Rechenprogramme den mit der Tiefe zunehmenden Salzgehalt der Grundwässer nicht berücksichtigen. Die hydrochemischen Altersbestimmungen der Tiefenwässer zeigen, daß die errechneten Partikellaufzeiten die Ausbreitungszeiten unterschätzen. Weiterhin ist zu bedenken, daß es sich bei den Ergebnissen aller dieser Langzeitsicherheitsanalysen um reine Rechengrößen handelt, da die Prognosemöglichkeiten für den betrachteten Zeitraum von 10^5 bis 10^8 Jahren stark eingeschränkt sind. Allerdings haben wir insgesamt bei allen Modellannahmen darauf geachtet, daß nach heutigem Kenntnisstand die Auswirkungen des Endlagers in der Nachbetriebsphase nicht unterschätzt werden. Nach unseren Berechnungen liegen mögliche Strahlenexpositionen in der Schwankungsbreite der heute vorhandenen natürlichen Strahlenexposition.