

# **Modellierung des Transports von Radionukliden durch Gesteinsschichten und der resultierenden Strahlenexposition von Referenzpersonen**

## **Berechnungen mit Parametern der Asse II**

**Darmstadt, 21.5.2012**

**Im Auftrag des BMU**

**Vorhaben UM09A03205**

**Unterstützung des BMU bei der Aufsicht über Betrieb und Stilllegung der Asse**

**Abschlussbericht zum Arbeitspaket AP-10: Neuberechnungen zu den Auswirkungen eines auslegungsüberschreitenden Lösungszutritts in der Schachanlage Asse II**

**Öko-Institut e.V.**

**Geschäftsstelle Freiburg**  
Postfach 17 71  
79017 Freiburg, Deutschland  
**Hausadresse**  
Merzhauser Straße 173  
79100 Freiburg, Deutschland  
**Tel.** +49 (0) 761 - 4 52 95-0  
**Fax** +49 (0) 761 - 4 52 95-88

**Büro Darmstadt**  
Rheinstraße 95  
64295 Darmstadt, Deutschland  
**Tel.** +49 (0) 6151 - 81 91-0  
**Fax** +49 (0) 6151 - 81 91-33

**Büro Berlin**  
Schicklerstraße 5-7  
10179 Berlin, Deutschland  
**Tel.** +49 (0) 30 - 40 50 85-0  
**Fax** +49 (0) 30 - 40 50 85-388



# **Modellierung des Transports von Radionukliden durch Gesteinsschichten und der resultierenden Strahlenexposition von Referenzpersonen**

## **Berechnungen mit Parametern der Asse II**

### **Autoren:**

Dipl.-Phys.	Christian Küppers
Dr.-Ing.	Veronika Ustohalova
Dipl.-Biol.	Mathias Steinhoff

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) übereinstimmen.

## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	1
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>4</b>
<b>2 Modellierung des Transports von Radionukliden im Deckgebirge und der resultierenden Strahlenexposition.....</b>	<b>5</b>
2.1 Beschreibung des Modells der Radionuklidmigration in einem Deckgebirge .....	5
2.1.1 Transportgleichung .....	5
2.1.2 Berechnung bei Schadstoffeinträgen über eine längere Zeitspanne .....	9
2.1.3 Gekoppelte Migration von Radionukliden .....	10
2.2 Beschreibung des Modells zur Berechnung der Strahlenexposition .....	11
2.2.1 Expositionsszenarien und Parameter .....	11
2.2.2 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Beregnungswasser, Boden, Fischteichwasser, Tränkwasser und Lebensmitteln.....	14
2.2.2.1 Zeitabhängige Nuklidkonzentration im Grundwasser, Fischteichwasser, Beregnungswasser und Tränkwasser .....	14
2.2.2.2 Berechnung der Bodenkontamination von beregneten Flächen .....	15
2.2.2.3 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Pflanzen.....	16
2.2.2.4 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Milch und Fleisch.....	17
2.2.2.5 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Fischfleisch.....	18
2.2.3 Berechnung der Strahlenexposition durch Verzehr von Nahrungsmitteln.....	19
2.2.3.1 Berechnung der Dosis durch Trinkwasserkonsum.....	19
2.2.3.2 Berechnung der Dosis durch Verzehr von auf beregneten Flächen erzeugten Nahrungsmitteln .....	19
2.2.3.3 Berechnung der Dosis durch Verzehr von Fisch.....	20
2.2.3.4 Berechnung der Dosis durch den Verzehr von Muttermilch.....	21
2.2.4 Berechnung der Strahlenexposition durch Aufenthalt auf beregneten Flächen .....	23
2.2.4.1 Berechnung der Dosis durch innere Exposition bei Inhalation resuspendierter Bodenpartikel .....	23
2.2.4.2 Berechnung der Dosis durch äußere Exposition bei Aufenthalt auf beregneten Flächen.....	23
2.3 Umsetzung der Modellierung in ein Computerprogramm .....	24
2.4 Qualitätssicherung des Modells und der Berechnungen .....	25
<b>3 Ergebnisse durchgeführter Berechnungen .....</b>	<b>27</b>
3.1 Neuberechnung für das GRS-Szenario (Szenario I) .....	29
3.2 Berechnung der Strahlenexposition unter Einbeziehung von Löslichkeitsgrenzen und Verzögerungseffekten beim Transport durch das Deckgebirge (Szenario II) .....	38
3.2.1 Wirksamkeit von Löslichkeitsgrenzen .....	39
3.2.2 Fließsysteme und Transport im Deckgebirge .....	39
3.2.2.1 Transportpfad .....	39

---

3.2.2.2	Grundlegende Annahmen für die Berechnungen.....	41
3.2.2.3	Transportparameter.....	41
3.2.2.4	Abstandsgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten.....	43
3.2.2.5	Druckverhältnisse.....	45
3.2.3	Grundlegende Ergebnisse der Berechnung der Strahlenexposition .....	45
3.2.4	Dosisberechnungen für ausgewählte Rechenfälle.....	46
3.2.4.1	Ermittlung der potenziellen Strahlenexposition im Rechenfall 1 .....	48
3.2.4.2	Strahlenexposition im Rechenfall 2.....	53
3.2.4.3	Strahlenexposition im Rechenfall 3.....	57
3.2.5	Modelllimitierungen bei den hier durchgeführten Berechnungen.....	64
	Literaturverzeichnis.....	66

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	In den Berechnungen für die Referenzpersonen verwendete Verzehrswerten (in kg/a) und Aufenthaltszeiten im Freien (in h/a) .....	13
Tabelle 3-1:	Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Kleinkinds (Alter $\leq 1$ Jahr) in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV).....	32
Tabelle 3-2:	Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Erwachsenen in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV) .....	33
Tabelle 3-3:	Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV) .....	34
Tabelle 3-4:	Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a für die verschiedenen Varianten der Lebensgewohnheiten .....	34
Tabelle 3-5:	Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Kleinkinds (Alter $\leq 1$ Jahr) in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau).....	35
Tabelle 3-6:	Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Erwachsenen in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau).....	36
Tabelle 3-7:	Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau).....	37
Tabelle 3-8:	Mittlere Sorptionskoeffizienten im Deckgebirge nach /INE 2010/.....	42
Tabelle 3-9:	Varierte Werte der aus den Filtergeschwindigkeiten abgeleiteten Abstandsgeschwindigkeiten und entsprechender longitudinaler Dispersionskoeffizienten für eine Dispersionslänge von 10 m .....	44
Tabelle 3-10:	Einteilung der Radionuklide in die Gruppen mit gekoppelter oder isolierter Migration .....	44
Tabelle 3-11:	Rechenfälle (1-3) und Rechenläufe (a, b, c) für die Dosisberechnungen mit ihren Parametervariationen .....	48

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Schematische Darstellung der Flächenquelle mit dem Eintrag $E_0$ .....	8
Abbildung 2-2:	Überblick über die berücksichtigten Expositionspfade.....	14
Abbildung 3-1:	Übersicht über die untersuchten Szenarien I und II.....	28
Abbildung 3-2:	Querprofil durch die Asse im Gebiet des Schachts Asse II mit dem hier untersuchten Pfad als fett markierter Linie.....	40
Abbildung 3-3:	Rechenlauf 1a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	49
Abbildung 3-4:	Rechenlauf 1a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $\leq 1$ Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	50
Abbildung 3-5:	Rechenlauf 1a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $> 17$ Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	50
Abbildung 3-6:	Rechenlauf 1b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, ohne Sorption.....	51
Abbildung 3-7:	Rechenlauf 1b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $\leq 1$ Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, ohne Sorption.....	51
Abbildung 3-8:	Rechenlauf 1b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $> 17$ Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, ohne Sorption.....	52
Abbildung 3-9:	Rechenlauf 1c, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, keine Sorption von Plutonium.....	52
Abbildung 3-10:	Rechenlauf 1c, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $\leq 1$ Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, keine Sorption von Plutonium.....	53
Abbildung 3-11:	Rechenlauf 1c, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $> 17$ Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, keine Sorption von Plutonium.....	53
Abbildung 3-12:	Rechenlauf 2a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	54
Abbildung 3-13:	Rechenlauf 2a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe $\leq 1$ Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	55

Abbildung 3-14:	Rechenlauf 2a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	55
Abbildung 3-15:	Rechenlauf 2b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium.....	56
Abbildung 3-16:	Rechenlauf 2b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe ≤ 1 Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium.....	56
Abbildung 3-17:	Rechenlauf 2b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium.....	57
Abbildung 3-18:	Rechenlauf 3a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	58
Abbildung 3-19:	Rechenlauf 3a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe ≤ 1 Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	59
Abbildung 3-20:	Rechenlauf 3a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/.....	59
Abbildung 3-21:	Rechenlauf 3b, Effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm <sup>2</sup> .....	60
Abbildung 3-22:	Rechenlauf 3b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe ≤ 1 Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm <sup>2</sup> .....	60
Abbildung 3-23:	Rechenlauf 3b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe >17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm <sup>2</sup> .....	61
Abbildung 3-24:	Rechenlauf 3b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mu <sup>1-3</sup> .....	61
Abbildung 3-25:	Rechenlauf 3b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe ≤ 1 Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mu <sup>1-3</sup> .....	62
Abbildung 3-26:	Rechenlauf 3b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre,	



	Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein $\mu_{1-3}$ .....	62
Abbildung 3-27:	Strahlenexposition in den Rechenfällen mit zusammen sieben Varianten im Szenario II .....	63

## Zusammenfassung

Die langfristige Freisetzung von Radioaktivität über den Grundwasserpfad kann bei einem nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritt in die Asse nach derzeitigen Erkenntnissen nicht ausgeschlossen werden.

Aus diesem Grund wurde das Öko-Institut vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit damit beauftragt, die möglichen radiologischen Folgen in einem Szenario der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) /GRS 2009/ - im Folgenden „Szenario I“ genannt - mit einem daran angepassten radioökologischen Modell zu bestimmen. Darüber hinaus war ein „Szenario II“ zu untersuchen, das Kenntnisse zur Löslichkeit von Radionukliden in salzgesättigter Lösung sowie rückhaltende und verzögernde Effekte beim Transport durch das Deckgebirge berücksichtigen sollte.

Ein wichtiger Faktor der Modellierung der Strahlenexposition sind die angenommenen Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen, für die die möglichen Strahlenexpositionen untersucht werden. Ein Verfahren zur Ermittlung möglicher langfristiger Strahlenexpositionen durch Freisetzungen aus einem Endlager ist in Deutschland aber bisher nicht verbindlich festgelegt. Daher wurden unter Rückgriff auf Berechnungsverfahren aus anderen Bereichen des Strahlenschutzes analoge Berechnungen durchgeführt. Zum Einen wurde die Strahlenexposition mit extrem ungünstigen Lebensgewohnheiten analog der AVV zu § 47 StrlSchV /AVV 2005/ ermittelt. Eine zweite Berechnung erfolgte mit Lebensgewohnheiten in Anlehnung an die Berechnungsgrundlagen Bergbau /BglBb 2010/, die eher mittlere Werte von Verzehrswerten berücksichtigen.

Durch Berechnungen zum Radionuklidtransport durch das Deckgebirge im Szenario II wurde dargestellt, in welcher Größenordnung sich mögliche Strahlenexpositionen bewegen könnten. Die Ergebnisse sind exemplarisch zu betrachten, sie stellen weder obere noch untere Begrenzungen dar.

Die Deckgebirgseigenschaften wurden hierfür auf Grundlage vorhandener wissenschaftlicher Erkenntnisse über den derzeitigen Untergundaufbau und die Eigenschaften der anzutreffenden Gesteine konservativ abgeschätzt. Da konkrete Transportpfade ins oberflächennahe Grundwasser nicht abdeckend ausgewiesen werden können, wurde im Hinblick auf die Pfadlänge die kürzeste Verbindung zum oberflächennahen Grundwasser betrachtet. Die Geschwindigkeit, mit der die Lösung durch die Gesteine des Deckgebirges dringen kann, sowie die Wirksamkeit der Sorption im Deckgebirge wurden in den Berechnungen variiert, um anhand verschiedener Rechenfälle ihre Auswirkungen auf das Berechnungsergebnis zu untersuchen. Dabei wurden, um den Effekt der Sorption abzuschätzen, die nach dem vorhandenen Kenntnisstand bekannten Sorptionseigenschaften einiger Radionuklide gegenüber typischen Deckgebirgsgesteinen nach /INE 2010/ verwendet. Zu Vergleichszwecken wurden außerdem Berechnungen komplett ohne Berücksichtigung der Sorption durchgeführt.

Es war hingegen nicht zu untersuchen, welchen zukünftigen Einflüssen das Deckgebirge tatsächlich ausgesetzt sein kann, welche Bandbreite diese haben und wie sie sich auf die Transportvorgänge auswirken würden.

Zusätzlich wurde anhand publizierter thermodynamischer Daten untersucht, ob eine vollständige Lösung von Radionukliden nach dem Absaufen der Asse in dem dann verfügbaren Lösungsvolumen und unter den dann herrschenden chemischen Bedingungen möglich ist. Eine sichere Begrenzung ergab sich nur für Thorium und Uran. Nur für diese beiden Stoffe wurden daher Lösungsbegrenzungen bei der Ermittlung des Quellterms berücksichtigt.

Es ist allerdings im Hinblick auf die gewollte Überschätzung der Ergebnisse anzumerken, dass die Annahme der homogenen Vermischung der Radionuklide nach ihrer Lösung im Grubengebäude („Rührkesselmodell“) zwar dem derzeit auch in anderen Publikationen verwendeten vereinfachten Ansatz entspricht, dieser aber nicht notwendigerweise konservativ ist. Es ist denkbar, dass Teilmengen der im Grubengebäude entstehenden Lösung höher kontaminiert sein können und diese, wenn sie ohne weitere Vermischung ausgepresst und in die Biosphäre transportiert werden, entsprechend der Systematik der radioökologischen Betrachtungsweise (Einzelpersonen mit ungünstigen Lebensgewohnheiten) zu höheren Expositionen führen könnten.

Anhand der hier ermittelten Werte von Strahlenexpositionen lässt sich der Einfluss verschiedener Randbedingungen auf die Höhe der Strahlenexposition erkennen. Die absolute Höhe der berechneten Strahlenexpositionen darf aber nicht überinterpretiert werden.

Die im Rahmen der hier vorgestellten Berechnungen für das Szenario I ermittelten Strahlenexpositionen sind geringer als in /GRS 2009/. Sie betragen aber auch bei Berücksichtigung von Lebensgewohnheiten analog den Berechnungsgrundlagen Bergbau noch bis zu 20 mSv im Jahr effektive Dosis für Erwachsene und bis zu 160 mSv im Jahr effektive Dosis für das Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr. Sie sind damit sehr hoch im Vergleich mit Anforderungen, die beispielsweise für geplante Tätigkeiten (0,3 mSv effektive Dosis im Jahr) oder die Sanierung von Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus (1 mSv effektive Dosis im Jahr) gelten.

Die maximalen Strahlenexpositionen der im Szenario II berechneten Beispiele ergaben sich bei den Rechenfällen dann, wenn eine hohe Abstandsgeschwindigkeit unterstellt wird, mit der die radioaktiv kontaminierte Lösung aus dem Grubengebäude durch das Deckgebirge gedrückt wird, und die Sorption von Radionukliden vollständig vernachlässigt wird (47 mSv effektive Dosis im Jahr für das Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr sowie 17 mSv effektive Dosis im Jahr für den Erwachsenen). Bei allen Berechnungen zu Szenario II wurden einige sehr konservative Randbedingungen gewählt. Insbesondere wurde angenommen, dass der Pfad durch das Deckgebirge kurz ist und auf voller Länge durch die Gesteinsschicht mit den ungünstigsten Eigenschaften im Hinblick auf die radiologischen Folgen führt. Außerdem wurden die

Berechnungen mit den ungünstigen Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen analog zur AVV zu § 47 StrISchV durchgeführt.

Werden in Szenario II geringere Abstandsgeschwindigkeiten angesetzt und die Sorption stärker berücksichtigt, so ergeben sich deutlich geringere Strahlenexpositionen. Die effektive Dosis für das Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr beläuft sich in den berechneten Fällen dann noch auf etwa 0,05 mSv bis 0,1 mSv im Jahr, die für Erwachsene auf etwa 0,02 mSv bis 0,04 mSv im Jahr.

Bei Lebensgewohnheiten in Anlehnung an die Berechnungsgrundlagen Bergbau sind die ermittelten Strahlenexpositionen um einen Faktor 3 bis 4 geringer.

Die tatsächliche Strahlenexposition kann durch technische Maßnahmen reduziert werden, die auf die Reduzierung der tatsächlichen Lösung von Radionukliden und der Erhöhung der Stabilität des Grubengebäudes im Hinblick auf die Vermeidung oder Minimierung möglicher neuer Auflockerungszonen im umgebenden Gestein durch Reduzierung der Konvergenz abzielen. Offen bleibt hier aber zunächst die Frage der zukünftigen Entwicklung des Deckgebirges, beispielsweise durch Erosions- oder Bergsenkungsprozesse, oder der zukünftigen Entwicklung hydrologischer Verhältnisse, beispielsweise des Grundwasserdargebots.

Für die Einordnung der Aussagen dieses Gutachtens ist zu beachten, dass hier - wie auch in /GRS 2009/ - vorausgesetzt wird, dass noch nicht vollständig verfüllte Einlagerungskammern und angrenzende Grubenbereiche verfüllt sind und Schachtverschlüsse eingebaut sind. Dies bedeutet, dass nach Beginn eines auslegungsüberschreitenden Lösungszutritts bestimmte technisch noch mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Rückhaltung von Radionukliden durchgeführt werden müssen. Dies wird in der Realität allerdings nur möglich sein, wenn für diese Maßnahmen noch genügend Zeit zur Verfügung steht. Ein Konzept für Vorsorge- und Notfallmaßnahmen, die bereits jetzt und bei bestimmten zukünftigen Ereignissen ergriffen werden müssen, wurde inzwischen vom BfS entwickelt. Vollständig umgesetzt kann das Konzept aber erst in einigen Jahren sein.

## 1 Einleitung

Das Öko-Institut wurde im Rahmen der Unterstützung des BMU bei der Aufsicht über Betrieb und Stilllegung der Asse mit der Berechnung von Auswirkungen eines nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritts in der Asse beauftragt. Die Beauftragung war insbesondere vor dem Hintergrund der durch die GRS in /GRS 2009/ vorgelegten Berechnungen der Auswirkungen eines nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritts der Asse erfolgt. Auf diese Berechnungen sowie die zugrunde liegenden Annahmen und Randbedingungen wurde in /Öko-Institut 2011/ bereits im Detail eingegangen. Durch das Öko-Institut sollte zum Einen ein radioökologisches Modell entwickelt werden, dass auch – bezogen auf ein Endlager - schnellen zeitlichen Änderungen der Konzentration von Radionukliden im genutzten Grundwasser gerecht wird. Für /GRS 2009/ standen dem gegenüber nur die Dosiskonversionsfaktoren nach /Pröhl 2002/ zur Verfügung, deren Ableitung aber insbesondere langfristige Gleichgewichtszustände zugrunde liegen. Zum Anderen war es Aufgabe der Untersuchungen, den Einfluss von Sorptionsprozessen im Deckgebirge an einzelnen Beispielen zu demonstrieren.

Einige der für die Berechnungen erforderlichen grundlegenden Annahmen wurden aus /GRS 2009/ übernommen, um eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen dieses Berichts zu ermöglichen. Die Ergebnisse sind nicht als realistische Abschätzung zu verstehen. Sie dürfen auch nicht im Sinne eines Langzeitsicherheitsnachweises gewertet werden, da dazu einige Annahmen weiter belegt oder anders getroffen werden müssten. Anhand der hier ermittelten Werte von potenziellen Strahlenexpositionen lässt sich der Einfluss verschiedener Randbedingungen auf die Höhe der Strahlenexposition erkennen. Die absolute Höhe der berechneten Strahlenexpositionen darf aber nicht überinterpretiert werden.

Die Modellierung von Transport im Deckgebirge und Strahlenexposition wird in Kapitel 2 beschrieben. Kapitel 3 zeigt zum Einen die Berechnungsergebnisse, wenn die Annahmen und Randbedingungen aus /GRS 2009/ beibehalten werden, aber die neue radioökologische Modellierung an die Stelle der Dosiskonversionsfaktoren tritt. Zum Anderen werden die Berechnungsergebnisse vorgestellt, die zusätzlich Löslichkeitsgrenzen und eine Transportrechnung im Deckgebirge beinhalten, bei der in einigen Beispielen auch Sorptionsprozesse einfließen.

## **2 Modellierung des Transports von Radionukliden im Deckgebirge und der resultierenden Strahlenexposition**

Das im Rahmen dieses Gutachtens entwickelte radioökologische Modell umfasst zwei Teile:

- Modellteil der Radionuklidmigration in einem Deckgebirge. Dieser Teil hat die zeitliche Entwicklung der Konzentration von Radionukliden im oberflächennahen Grundwasser zum Ergebnis (Kapitel 2.1).
- Modellteil zur Beschreibung des durch eine Grundwassernutzung stattfindenden Transfers von Radionukliden und der daraus abzuleitenden möglichen Strahlenexposition von Personen (Kapitel 2.2).

Die zwei Modellteile wurden in ein Berechnungsprogramm implementiert.

### **2.1 Beschreibung des Modells der Radionuklidmigration in einem Deckgebirge**

Für die Modellierung der Bewegung der Radionuklide in einem Deckgebirge wurde eine analytische Lösung der 1D-Dipersions-Konvektions-Transportgleichung herangezogen, mit der der zeitliche Konzentrationsverlauf der in die Biosphäre transportierten Radionuklide gewonnen wird und die Zeitpunkte der maximalen Aktivitätskonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser bestimmt werden (Kapitel 2.1.1 und 2.1.2). Auf die für einzelne Radionuklide zu berücksichtigende „gekoppelte Migration“ von Radionukliden in Zerfallsreihen wird in Kapitel 2.1.3 eingegangen.

#### **2.1.1 Transportgleichung**

Eine genauere Berechnung des Transports und der Verbreitung der Radionuklide im Deckgebirge der Schachanlage Asse II würde ausreichende Erkenntnisse bezüglich aller relevanten Eigenschaften des Deckgebirges voraussetzen. Dieser Kenntnisstand ist in komplexen und räumlich variablen Systemen wie dem geologischen Untergrund immer nur näherungsweise zu erreichen. Diesem Umstand müssen entsprechende Modelle Rechnung tragen. Für die hier durchgeführten Modellberechnungen wurde die analytische Lösung der 1D-Dispersions-Konvektions-Transportgleichung mit Gleichgewichtssorption und radioaktivem Zerfall für eine Flächenquelle mit einem instantanen Schadstoffeintrag herangezogen, auf deren Basis sich für die Aufgabenstellung des vorliegenden Gutachtens und unter Nutzung des verfügbaren Kenntnisstands ausreichende Schlussfolgerungen bezogen auf die Schachanlage Asse II ziehen lassen.

In der Literatur existieren unterschiedliche analytische Lösungen der Transportgleichung, die für unterschiedliche vereinfachende Annahmen sowie unterschiedliche Anfangs- und Randbedingungen abgeleitet wurden (zum Beispiel /Van Genuchten 1982, Beims 1997/). Die Massenerhaltungsgleichung in Form einer 1D-

Dispersions-Konvektions-Transportgleichung und die analytische(n) Lösung(en) des zugehörigen Randwertproblems (abgeleitet für bestimmte Geometrien des zu untersuchenden Falls) werden im Folgenden näher erläutert.

Es wird angenommen, dass der Radionuklidtransport an einer Flächenquelle einsetzt und ausschließlich in der longitudinalen Richtung (x-Richtung) entlang des Transportpfades stattfindet. In dieser 1D-Konstellation werden keine Prozesse in den Querrichtungen (y-/z-Richtung) abgebildet. Wurde die Richtung der Koordinate x so gewählt, dass sie mit der Richtung der Abstandsgeschwindigkeit  $u_a$  übereinstimmt, so kann die Transportgleichung für eine Flächenquelle mit einer Punktinjektion an der Stelle  $x = 0$  gemäß Gleichung (2.1) ausgedrückt werden /Meier 2003, Habbar 2001/. Diese Differentialgleichung beschreibt das Konvektions-Dispersions-Modell mit Zerfall erster Ordnung und Gleichgewichtssorption gemäß der linearen Henry-Isotherme. Die einzelnen Terme beschreiben: (I) die Speicherung, (II) die Advektion (III), die Dispersion und (IV) den radioaktiven Zerfall.

$$\underbrace{\left[1 + \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \cdot \rho_B \cdot K_d\right] \cdot \frac{\partial c}{\partial t}}_{(I)} + \underbrace{u_a \cdot \frac{\partial c}{\partial x}}_{(II)} = \underbrace{\left[\frac{\partial}{\partial x} D_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x}\right]}_{(III)} - \underbrace{\left[1 + \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \cdot \rho_B \cdot K_d\right] \cdot c \cdot \lambda}_{(IV)} \quad (2.1)$$

Dabei bedeuten

- $\varepsilon$  mittlere effektive Porosität (Porenvolumen) [-]
- $\rho_B$  Feststoffdichte des Gesteins bzw. der Schicht [kg/l]
- $K_d$  mittlerer Sorptionskoeffizient (Verhältnis zwischen der Konzentration des Elements in der festen Phase und Konzentration des Elements in der flüssigen Phase) [ml/g]
- $c$  Aktivitätskonzentration [Bq/m<sup>3</sup>]
- $t$  Zeit [a]
- $u_a$  Abstandsgeschwindigkeit (Geschwindigkeit, mit der das betrachtete Radionuklid ohne Dispersion und Diffusion transportiert würde), entspricht dem Quotienten von Filtergeschwindigkeit und Porosität [m/a]
- $x$  longitudinale Wegstrecke [m]
- $D_x$  longitudinaler Dispersionskoeffizient (in x-Richtung) als Summe aus den Dispersionskoeffizienten und molekularen Diffusionskoeffizienten (hier: molekulare Diffusion vernachlässigt) [m<sup>2</sup>/a]
- $\lambda$  Zerfallskonstante (für den radioaktiven Zerfall) [1/a]

Mit

$$R = \left[ 1 + \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \cdot \rho_B \cdot K_d \right] \quad (2.2)$$

ergibt sich

$$R \cdot \frac{\partial c}{\partial t} + u_a \cdot \frac{\partial c}{\partial x} = \left[ \frac{\partial}{\partial x} D_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right] - R \cdot c \cdot \lambda \quad (2.3)$$

und nach Division durch R

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{u_a}{R} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} = \left[ \frac{\partial}{\partial x} \frac{D_x}{R} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right] - c \cdot \lambda. \quad (2.4)$$

Wird  $\frac{u_a}{R}$  durch  $u'_a$  und  $\frac{D_x}{R}$  durch  $D'_x$  ersetzt, so erhält man

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u'_a \cdot \frac{\partial c}{\partial x} = \left[ \frac{\partial}{\partial x} D'_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right] - c \cdot \lambda \quad (2.5)$$

$$\underbrace{\quad}_{(I)} \quad \underbrace{\quad}_{(II)} \quad \underbrace{\quad}_{(III)} \quad \underbrace{\quad}_{(IV)}$$

wo ähnlich wie in Gleichung (2.1) die Terme (I), (II), (III) und (IV) die Speicherung, die Advektion, die Dispersion und den radioaktiven Zerfall darstellen.

In den Gleichungen (2.2) bis (2.5) bedeuten, soweit noch nicht bereits zu Gleichung (2.1) genannt:

$R$  Retardationsfaktor [-]

$u'_a$  Abstandsgeschwindigkeit dividiert durch den Retardationsfaktor [m/a]

$D'_x$  longitudinaler Dispersionskoeffizient dividiert durch den Retardationsfaktor [m<sup>2</sup>/a]

Demnach werden sowohl die konvektive Porengeschwindigkeit der Hauptströmung (Abstandsgeschwindigkeit  $u_a$ ) als auch der Koeffizient der hydrodynamischen Dispersion  $D$  durch den Retardationsfaktor scheinbar reduziert. Die rechnerische Reduktion ist auf die permanente Aufteilung (Gleichgewichtseinstellung) der Stoffwolke zwischen der wässrigen und der festen Phase (Matrix) zurückzuführen, durch die an der Stirnfront der Stoffausbreitungsfahne eine Fraktion aus der wässrigen Phase zur Matrix hin entzogen (immobilisiert) und an der Rückenfront von der Matrix wieder abgegeben (remobilisiert) wird.

Sind die Prozessparameter in der Gleichung zeitlich und räumlich konstant, so kann die Gleichung für eine instantane Flächenquelle als Randbedingung und einen unendlich ausgedehnten, ursprünglich stofffreien Porenwasserraum als Anfangsbedingung analytisch gelöst werden. Durch diese vereinfachenden Annahmen stellt



Gleichung (2.5) und deren spezielle Lösung eine sehr grobe Annäherung der komplexen Prozessabläufe dar. Andererseits können durch deren einfache Struktur Einflüsse einzelner Prozesse herausgefiltert und gezielt miteinander verglichen werden.

Es wird angenommen, dass die Stoffmasse  $E_0$  zur Zeit  $t = 0$  am Koordinatenursprung  $x = 0$  des unbelastetes Gebietes über die Fläche  $A$  zugeführt wird (siehe Abbildung 2-1).

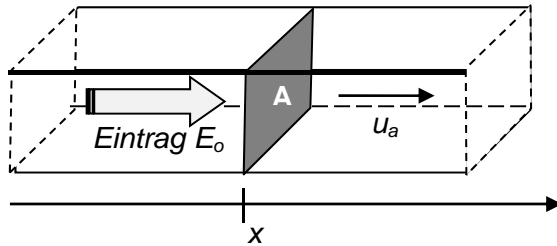


Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Flächenquelle mit dem Eintrag  $E_0$

Die Anfangsbedingung kann folgendermaßen definiert werden

$$c(x, t = 0) = \frac{E_0}{R \cdot n_f \cdot A} \cdot \delta(x) \quad (2.6)$$

Dabei ist  $\delta(x)$  die Delta-Funktion bzw. Dirac-Funktion und  $E_0$  die injizierte Stoffmenge.

Bei diesem Ansatz erfolgt eine sofortige Sorption einer Teilmenge des Stoffeintrags in die Gesteinsmatrix, rechnerisch bewirkt durch die Division durch den Retardationsfaktor. Als Randbedingung werden verschwindende Konzentrationen am Rande des halbunendlich ausgedehnten Porenraums gegeben:

$$c(x \rightarrow \pm \infty, t > 0) = 0 \quad (2.7)$$

Die Quelle wird durch die Randbedingung

$$c(c = 0, t = 0) \quad (2.8)$$

beschrieben.

Somit erhält man folgende analytische eindimensionale Lösung (die Herleitung basiert auf den Arbeiten von /Van Genuchten 1982/ und ist in /Kinzelsbach 2005/ zu finden):

$$c^{1D} = \frac{E_0}{2 \cdot R \cdot A \cdot n_f \cdot (\pi \cdot t \cdot D'_x)^{\frac{1}{2}}} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - u'_a \cdot t)^2}{4D'_x \cdot t} - \lambda \cdot t \right] \quad (2.9)$$

Darin bedeuten, soweit noch nicht bereits zu den vorangehenden Gleichungen ge-  
nannt:

$c^{1D}$  Aktivitätskonzentration im Zielbereich zur Zeit  $t$  für 1D-Modellierung [Bq/m<sup>3</sup>]

$E_0$  pulsformiger Eintrag an der Quelle [Bq]

$A$  durchströmbare Fläche A [m<sup>2</sup>]

$n_f$  Durchflusswirksame Porosität der Fläche A [-]

Der Stoffeintrag in der Zielregion wird also durch die scheinbare Reduktion der ad-  
vektiven Geschwindigkeit und der Dispersion verlangsamt. Eine weitere Reduktion  
der transportierten Stoffmenge erfolgt durch die Sorption in der porösen Gesteins-  
matrix, ausgedrückt durch den Term  $E_0/(R \cdot n_f \cdot A)$ . Diese Annahme setzt voraus, dass  
das sich gleich nach dem Stoffeintrag einstellende Gleichgewicht konstant bleibt  
(lineare Sorptionsisotherme). Abhängig von der Größe des Retardationsfaktors  
bleibt ein konstanter Anteil der Stoffes in der Matrix haften. Darüber hinaus ist die-  
ser Vorgang reversibel, so dass der sorbierte Anteil wieder remobilisiert werden  
kann.

Berechnungen mit der Gleichung (2.9) erlauben keine Variation von Parametern wie  
Sorptionkoeffizienten, Dispersionskoeffizienten oder Abstandsgeschwindigkeit auf  
dem Transportpfad.

### 2.1.2 Berechnung bei Schadstoffeinträgen über eine längere Zeitspanne

Durch aufeinander folgende Berechnungen mit immer neuen Schadstoffeinträgen  
und der Addition der Beiträge an einem bestimmten Ort und in einem bestimmten  
Jahr wird die zeitliche Entwicklung der Kontamination in Gestein und Wasser ermit-  
telt. Die sich daraus ergebende Konzentration in einem bestimmten Jahr wird dann  
nach Gleichung (2.10) als Aufsummierung von Konzentrationsbeiträgen, die abhän-  
gig von der Zeit und dem Aktivitätseintrag der einzelnen Jahre sind, errechnet. Die  
Aufsummierung erfolgt vom ersten betrachteten Jahr  $t_{n=1}$  bis zum letzten betrachte-  
ten Jahr  $t_N$ .

$$c(t_N) = \sum_{n=1}^N c(t_{N-(n-1)}, A(t_{n-1})) \quad (2.10)$$

Darin bedeuten:

$c(t_N)$  Konzentration nach der Zeit  $t_N$  (Zeit in Jahren)

$A(t)$  Aktivitätseintrag [Bq/a] im Jahr  $t$

### 2.1.3 Gekoppelte Migration von Radionukliden

Zur Berücksichtigung der gekoppelten Migration von Radionukliden in Zerfallsreihen wurde von FUGRO-HGN /FUGRO 2010/ ein Ansatz erarbeitet, mit dessen Hilfe der Dosisbeitrag von während des Transportes entstandenen Tochternukliden ermittelt werden kann. Die Annahmen zur Festlegung des Geltungsbereichs dieses Ansatzes sind /FUGRO 2010/ zu entnehmen. Lösungen des Ansatzes für Radionuklide, die über migrierende Mutternuklide nicht nachgebildet werden, beschreiben eine „isolierte Migration“. Bei Lösungen, die die Nachbildung von Tochternukliden (auch in der sorbierten Phase) berücksichtigen, handelt es sich um eine „gekoppelte Migration“.

Für welche Radionuklide bzw. Zerfallsreihen die Berücksichtigung der gekoppelten Migration erforderlich ist, ergibt sich aus der den Transport bestimmenden Parameterkombination. Je nach der Länge der Distanz zwischen Quellort und Entnahmeort und dem Verhältnis zwischen der mittleren Abstandsgeschwindigkeit, dem Retardationsfaktor und der Zerfallskonstante des jeweiligen Radionuklids, kann die radioaktive Umwandlung den Migrationsprozess dominieren. Die maßgebende Entscheidungsgröße ist die Migrationslänge  $L_i$  für das Nuklid  $i$ , die wie folgt über Abstandsgeschwindigkeit  $u_a$ , Retardationsfaktor  $R$  und Zerfallskonstante  $\lambda$  definiert wird /FUGRO 2010/:

$$L_i = \frac{u_a}{R_i \cdot \lambda_i} \quad (2.11)$$

Die Migrationslänge beschreibt die Abnahme der Konzentration im Peak (Scheidepunkt) vollständig. Zur Entscheidung, ob die gekoppelte Migration für die Ermittlung der Strahlenexposition relevant ist, ist Folgendes zu berücksichtigen:

- Ist die Migrationslänge sehr viel kleiner als die gesamte Migrationsstrecke, so dominiert die Umwandlung durch radioaktiven Zerfall die Migration.
- Diejenigen Radionuklide, deren Anfangsaktivität so groß ist, dass die Konzentration am Entnahmeort bei isolierter Migration relevant sein kann, kommen für die gekoppelte Migration in Betracht.
- Das Aktivitätsverhältnis von Mutter- und Tochternukliden im Grundwasser wird durch das Verhältnis der Retardationsfaktoren bestimmt:

$$c_i(x) = \frac{R_{i-1}}{R_i} \cdot c_{i-1}(x) \quad (2.12)$$

Ob und welche Radionuklide der Zerfallsreihen relevant sind, kann demnach ausgehend von deren Migrationslänge und dem Verhältnis zur Länge des jeweiligen Pfades vom Eintritt in das Deckgebirge bis ins oberflächennahe Grundwasser ermittelt werden.

## 2.2 Beschreibung des Modells zur Berechnung der Strahlenexposition

Im nachfolgenden Kapitel wird der Teil der radioökologischen Modellierung beschrieben, mit dem die möglichen Strahlenexpositionen aufgrund einer Kontamination von genutztem Grundwasser ermittelt werden.

Die aus den Expositionsszenarien resultierende Strahlenexposition wird als Organ-dosis der jeweils betroffenen Organe pro Jahr berechnet. Die effektive Dosis ist die Summe der gewichteten Organdosen gemäß Anlage VI Teil C StrlSchV.

Die Referenzpersonen sind Einzelpersonen der Bevölkerung der Altersgruppen  $\leq 1$  Jahr,  $> 1$  bis  $\leq 2$  Jahre,  $> 2$  bis  $\leq 7$  Jahre,  $> 7$  bis  $\leq 12$  Jahre,  $> 12$  bis  $\leq 17$  Jahre und  $> 17$  Jahre. Im Modell sind also alle Altersgruppen der Strahlenschutzverordnung enthalten.

### 2.2.1 Expositionsszenarien und Parameter

Für die Berechnung der Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung werden folgende gemäß Kapitel 5 des Entwurfs der AVV zu § 47 StrlSchV /AVV 2005/ für die innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser relevanten Expositionspfade berücksichtigt:

- Trinkwasser,
- Wasser – Fisch,
- Viehtränke – Kuh – Milch,
- Viehtränke – Tier – Fleisch,
- Beregnung – Pflanze,
- Beregnung – Futterpflanze – Tier – Milch,
- Beregnung – Futterpflanze – Tier – Fleisch,
- Muttermilch infolge der Aufnahme radioaktiver Stoffe durch die Mutter über alle o. g. Ingestionspfade sowie über die Inhalation resuspendierter Bodenpartikel.

Bei der Anwendung auf Freisetzungen aus einem Endlager ist es sinnvoll, zusätzlich die Inhalation von resuspendierten Bodenpartikeln auf beregneten Flächen zu berücksichtigen, da dieser Expositionspfad insbesondere bei langlebigen Alphastrahlern relevant werden könnte. Analog /Pröhl 2002/ wird von einer Konzentration von  $2 \cdot 10^{-5}$  g/m<sup>3</sup> Staubgehalt der Atemluft bei einer Anreicherung der Radionuklide in den inhalierten Partikeln gegenüber dem Mittelwert in den oberen 10 cm Boden von einem Faktor 5 ausgegangen.

Ebenfalls berücksichtigt wird der Verzehr von Boden, da auch dieser bei langlebigen Alphastrahlern als Beitrag zur Dosis relevant werden könnte. Analog den Berechnungsgrundlagen Bergbau wird von einer Verzehrtrate von 50 g im Jahr bei Kindern im Alter von 1 bis 2 Jahren, von 30 g im Jahr bei Kindern im Alter von 2 bis 7 Jahren und von 6 g im Jahr bei Kindern ab dem Alter von 7 Jahren bis hin zu Erwachsenen ausgegangen. Beim Verzehr von kontaminiertem Weidegras durch Vieh und der

Anreicherung von Radioaktivität in Milch und Fleisch wird zusätzlich zu den Verzehrswerten nach AVV die unbeabsichtigte Ingestion von berechneten Boden in Höhe von 500 g/d nach /Pröhl 2002/ berücksichtigt.

Darüber hinaus wird als relevanter Expositionspfad für die äußere Strahlenexposition der Aufenthalt auf berechneten landwirtschaftlichen Flächen betrachtet.

Der Expositionspfad „Aufenthalt auf Ufersediment“ wurde nicht berücksichtigt, da in der Nähe der Asse keine größeren Flüsse existieren, über die Radionuklide auf Ufersedimenten, in Überschwemmungsgebieten oder auf Spülfeldern in hoher Konzentration abgelagert werden können. Auch die in /Pröhl 2002/ unterstellte Verwendung von Boden als Baumaterial wird aufgrund der äußerst geringen Bedeutung der Direktstrahlung durch Aufenthalt auf kontaminiertem Boden nicht modelliert.

Die in dieser Berechnung analog der AVV /AVV 2005/ berücksichtigten Lebensgewohnheiten der Referenzperson entsprechen den altersspezifischen Verzehrswerten der AVV. Zur Berücksichtigung des 95. Perzentils der Verzehrswerten werden die Faktoren des Anhangs 5 Tabelle 1 Spalte 8 Tabelle 1 der AVV berücksichtigt.

Beim Verzehr von Fisch wird die Deckung der jährlich verzehrten Menge an Fischfleisch durch ausschließlichen Verzehr von Süßwasserfisch berücksichtigt, der im radioaktiv kontaminierten Fischteichwasser lebt. Ansonsten könnte nicht davon ausgegangen werden, dass beim Eintreten des Szenarios „Speisung eines Fischteichs mit kontaminiertem Grundwasser“ die ermittelte Dosis nicht unterschätzend ist.

Die analog der Berechnungsgrundlagen Bergbau zugrunde gelegten Lebensgewohnheiten entsprechen den darin festgelegten Verzehrswerten einschließlich der jeweiligen Anteile lokal erzeugter Lebensmittel sowie den entsprechenden Aufenthaltszeiten im Freien. In Tabelle 2-1 sind die Lebensgewohnheiten der Einzelpersonen der Bevölkerung im Überblick dargestellt.

Tabelle 2-1: In den Berechnungen für die Referenzpersonen verwendete Verzehrsmengen (in kg/a) und Aufenthaltszeiten im Freien (in h/a)

	Altersgruppe					
	≤1 Jahr	>1 - ≤2 Jahre	>2 - ≤7 Jahre	>7 - ≤12 Jahre	>12 - ≤17 Jahre	> 17 Jahre
<b>Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV</b>						
Trinkwasser	110*	200	200	300	400	700
Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser	320	-	-	-	-	-
Milch, Milchprodukte	135	480	480	510	510	390
Fisch	2,5	15	15	22,5	25	37,5
Fleisch, Fleischprodukte	10	26	100	130	160	180
Blattgemüse	9	18	21	27	33	39
Sonstige pflanzliche Produkte	204	366	580	655	670	610
Aufenthalt im Freien	8760	8760	8760	8760	8760	8760
<b>Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau</b>						
Trinkwasser	55**	100	100	150	200	350
Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser	200	-	-	-	-	-
Milch, Milchprodukte	22,5	80	80	85	85	65
Fisch	0,25	1,5	1,5	2,25	2,5	3,75
Fleisch, Fleischprodukte	2,5	6,5	25	32,5	40	45
Blattgemüse	1,5	3	3,5	4,5	5,5	6,5
Sonstige pflanzliche Produkte	30	51	70	77,5	75	65
Boden (Direktverzehr)	0	0,05	0,03	0,006	0,006	0,006
Aufenthalt im Freien	1000	1000	1000	1000	1000	1000

\* alternativ bei Ernährung ohne Muttermilch: 430 l/a

\*\* alternativ bei Ernährung ohne Muttermilch: 215 l/a

Alle verwendeten Nutzungsparameter sowie Parameter und Koeffizienten zur Quantifizierung von chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen, wie z. B. Berechnungsraten, Futtermenge von Tieren, Migrationsraten von Radionukliden in Acker- und Weideboden, pflanzenverfügbarer Wurzelraum von Acker und Weideboden, Koeffizienten zur Anreicherung von Radionukliden in Lebensmitteln und in Muttermilch, Atemraten, Flächentrockenmasse für Acker- und Weideboden, Ertragsmengen für Pflanzen und Weidegras entsprechen den Parametern der AVV zu § 47 StrlSchV /AVV 2005/. Die einzige Abweichung besteht darin, dass entsprechend /Pröhl 2002/ für Chlor die gleiche Migrationsrate wie für Technetium und für Kalzium die gleiche Migrationsrate wie für Strontium verwendet wird. Dies entspricht auch eher den real zu erwartenden Gegebenheiten.

Die Expositionspfade sind im Überblick in Abbildung 2-2 dargestellt.

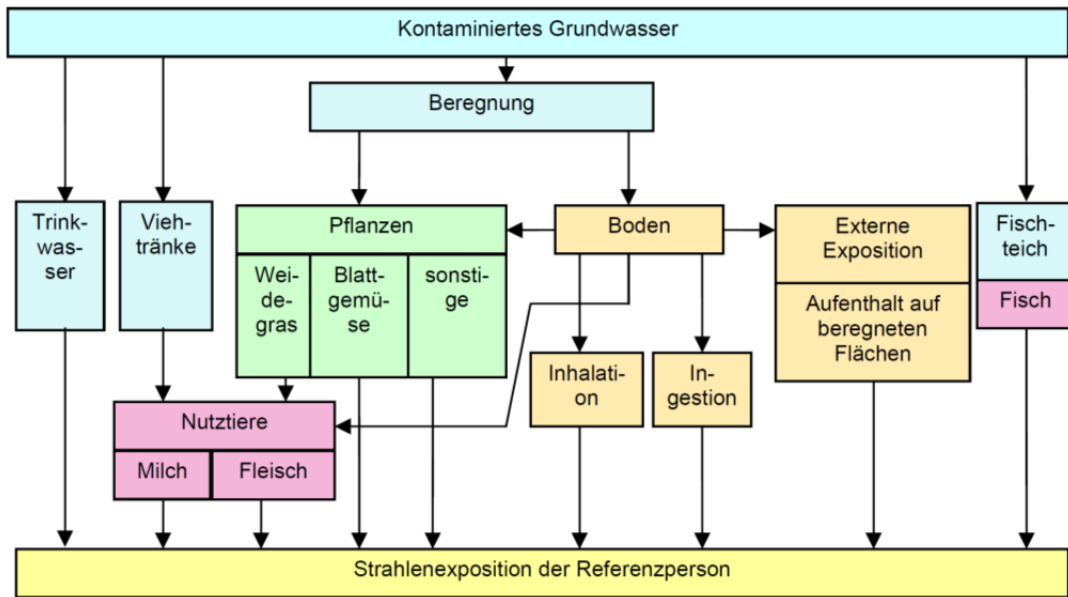


Abbildung 2-2: Überblick über die berücksichtigten Expositionspfade

## 2.2.2 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Beregnungswasser, Boden, Fischteichwasser, Tränkwasser und Lebensmitteln

In diesem Kapitel wird die Berechnung der Aktivitätskonzentration von Nutzwasser, beregnetem Boden und Lebensmitteln erläutert.

### 2.2.2.1 Zeitabhängige Nuklidkonzentration im Grundwasser, Fischteichwasser, Beregnungswasser und Tränkwasser

Die zeitabhängige Nuklidkonzentration im Grundwasser ist einerseits Eingangsgröße zur Berechnung der Strahlenexposition über den Pfad Trinkwasserkonsum und andererseits Eingangsgröße zur Berechnung der Aktivitätskonzentration von Fischteichwasser sowie von Boden, der beregnet wird und auf dem Lebensmittel erzeugt werden oder sich Menschen aufhalten.

Die Aktivitätskonzentration im Grundwasser kann in der Modellierung über drei verschiedene Ansätze ermittelt und berücksichtigt werden:

- ausgehend von einer zunächst konstanten Konzentration, die sich nur durch den radioaktiven Zerfall und den Aufbau von Tochternukliden ändert,
- ausgehend von der Konzentration, die sich aus der Modellierung des Transports durch das Deckgebirge ergibt,
- durch unmittelbare Eingabe von jährlichen Konzentrationsdaten.

### 2.2.2.2 Berechnung der Bodenkontamination von beregneten Flächen

Im ersten Schritt wird die Kontamination des beregneten Bodens als Aktivität pro Bodenfläche berechnet. Diese ergibt sich aus dem Produkt der Aktivitätskonzentration des Beregnungswassers, der Beregnungsrate pro Vegetationsperiode, der Anzahl der Tage im Jahr, an denen beregnet wird, sowie einem Umrechnungsfaktor von Tagen in Sekunden:

$$K_{Boden,r}(t) = C_{BW,r}(t) \cdot W \cdot t_R \cdot 8,64E+4 \quad (2.13)$$

Dabei bedeuten

$K_{Boden,r}(t)$  Kontamination der Bodenoberfläche für das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Bq/m<sup>2</sup>]

$C_{BW,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Beregnungswassers zur Zeit  $t$  [Bq/l]

$W$  Beregnungsrate [l m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>]

$t_R$  Anzahl der Tage im Jahr, an denen beregnet wird [d]

8,64E+4 Faktor zur Umrechnung von Tagen in Sekunden [-]

Im zweiten Schritt erfolgt die Berechnung der Aktivitätskonzentration des Bodens. Diese wird auf den Wurzelraum für Pflanzen bezogen und ist als pflanzenverfügbare Kontamination des beregneten Ackers bzw. der beregneten Weide Eingangsgröße für die Berechnung der Radionuklidaufnahme durch die Pflanzen, die von Menschen verzehrt oder von Nutztieren gefressen werden. Der Zerfall der jährlich auf den Boden einer beregneten Fläche aufgetragenen Radionuklide und der Verlust von Radionukliden durch Migration in tiefere Schichten werden berücksichtigt. Ackerboden und Weideboden unterscheiden sich im Hinblick auf die Nutzung und Bearbeitung, so dass nach /AVV 2005/ jeweils unterschiedliche Migrationsraten und Massenbelegungen der Bodenfläche (Bodenmassen des Wurzelbereichs der Pflanzen, bezogen auf 1 m<sup>2</sup> Bodenflächen) angesetzt werden. Die Aktivitätskonzentration im pflanzenverfügbaren Wurzelraum des Ackers ergibt sich in einem Szenario, in dem die Nuklidkonzentration mit der Zeit nur über den radioaktiven Zerfall variiert, aus:

$$K_{Acker,r}(t) = \sum_{n=1}^t \frac{K_{Boden,r}(t)}{\rho_A} \cdot e^{-(\lambda_r + \lambda_{M,A,r}) \cdot (t-n)} \cdot 3,15576E+7 \cdot (t-n) \quad (2.14)$$

Dabei bedeuten

$K_{Acker,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Nuklids  $r$  zur Zeit  $t$  im pflanzenverfügbaren Wurzelraum des Ackers [Bq/kg]

$K_{Boden,r}(t)$  Kontamination der Bodenoberfläche für das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Bq/m<sup>2</sup>]

$\rho_A$  Flächentrockenmasse des Ackerbodens [kg/m<sup>2</sup>]

$\lambda_r$  physikalische Zerfallskonstante des Nuklids  $r$  [s<sup>-1</sup>]

$\lambda_{M,A,r}$  Migrationsrate des Nuklids  $r$  für Acker [s<sup>-1</sup>]

3,15576E+7 Faktor zum Umrechnung von Jahren in Sekunden [-]

$t$  Zeitraum, über den der Eintrag in den Boden erfolgt [a]



Die Berechnung der pflanzenverfügbaren Kontamination von berechneten Weideflächen erfolgt analog.

Bei anderer Variierung der Radionuklidkonzentration im Berechnungswasser als alleine durch radioaktiven Zerfall wird für jedes Jahr die resultierenden Radionuklidkonzentrationen im genutzten Grundwasser ermittelt und die gleiche Fläche über eine auswählbare Zahl aufeinander folgender Jahre berechnet. In der Modellierung wird in jedem Jahr auch mit der Berechnung einer weiteren Fläche begonnen, so dass jährlich verschiedene Flächen, die mit Wasser unterschiedlicher Konzentrationen berechnet wurden, vorliegen. Aus diesen Flächen wird dann die Fläche ausgewählt, deren Nutzung zur maximalen Strahlenexposition führen würde. Die maximale Zahl an aufeinanderfolgenden Jahren, über die die der gleiche Boden berechnet wird, kann in der Modellierung begrenzt werden.

Durch die Ernte von Pflanzen und das Abgrasen durch Weidevieh wird ein Teil der Radioaktivität wieder von der kontaminierten Fläche entfernt. Dies wird in der Modellierung berücksichtigt, indem die entsprechenden Aktivitätsmengen der Pflanzen in den Berechnungen für die Folgejahre abgezogen werden. Dieser Effekt wird hier berücksichtigt; er ist nicht in den Modellen nach /AVV 2005/ und /BglBb 2010/ implementiert. Die Berechnung erfolgt mit Gleichung (2.15).

$$A_{\text{Acker},r}^A(t) = K_{\text{Acker},r}(t) \cdot TF_{\text{Pf},r} \cdot \frac{Y_{\text{Bl}} + Y_{\text{Pf}}}{2 \cdot \rho_A}; \quad A_{\text{Weide},r}^A(t) = K_{\text{Weide},r}(t) \cdot TF_{\text{Wd},r} \cdot \frac{Y_{\text{Wd}}}{\rho_{\text{Wd}}} \quad (2.15)$$

Dabei bedeuten (bezogen auf Ackerflächen, Weideflächen entsprechend)

$A_{\text{Acker},r}^A(t)$	Aktivitätsaustrag des Nuklids $r$ im Jahr $t$ aus einer Ackerfläche [Bq/kg]
$K_{\text{Acker},r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ im Jahr $t$ im pflanzenverfügbaren Wurzelraum des Ackers [Bq/kg]
$TF_{\text{Pf},r}$	Transferfaktor Boden-Ackerpflanzen des Nuklids $r$ (Bq/kg Feuchtmasse Pflanze)/(Bq/kg Trockenmasse Boden) [-]
$Y_{\text{Bl}}$	jährlicher Ertrag an Blattgemüse (Frischmasse) [kg/m <sup>2</sup> ]
$Y_{\text{Pf}}$	jährlicher Ertrag an sonstigen pflanzlichen Produkten (Frischmasse) [kg/m <sup>2</sup> ]
$\rho_A$	Flächentrockenmasse des Ackerbodens [kg/m <sup>2</sup> ]
$t$	Zeitraum, über den der Austrag erfolgt [a]

### 2.2.2.3 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Pflanzen

Ausgangsgröße für die Berechnung der Aktivitätskonzentration von Pflanzen sind die Aktivitätskonzentration des Berechnungswassers, mit welchem die Pflanzen oberflächlich kontaminiert werden, und die Aktivitätskonzentration des Ackers bzw. des Weidebodens im pflanzenverfügbaren Wurzelbereich. Es wird zwischen Blattgemüse, pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse auf Ackerflächen sowie Weidegras auf Weideflächen unterschieden. Unterschiede in der Aktivitätskonzentration von Pflanzen ergeben sich vor allem durch für diese drei Gruppen unterschiedliche

angenommene Bewuchsdichten (entsprechend /AVV 2005/), da mit dem auf die Fläche bezogenen Menge an Beregnungswasser dann eine unterschiedliche Pflanzenmasse kontaminiert wird.

Die Aktivitätskonzentration von Blattgemüse auf Ackerflächen wird wie folgt berechnet:

$$C_{Bl,r}(t) = C_{Bw,r}(t) \cdot \frac{W \cdot f_w}{Y_{Bl}(\lambda_r + \lambda_v)} \cdot (1 - e^{-(\lambda_r + \lambda_v) \cdot t_{e,Bl}}) + K_{Acker,r}(t) \cdot TF_{Bl} \quad (2.16)$$

Dabei bedeuten

$C_{Bl,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ für Blattgemüse zur Zeit $t$ [Bq/l]
$C_{Bw,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ im Beregnungswasser zur Zeit $t$ [Bq/l]
$W$	Beregnungsrate [ $l \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ]
$f_w$	Anteil der auf der Pflanze bei der Beregnung abgelagerten Aktivität [-]
$Y_{Bl}$	Ertrag an Blattgemüse (Frischmasse) [ $kg/m^2$ ]
$\lambda_r$	physikalische Zerfallskonstante des Nuklids $r$ [ $s^{-1}$ ]
$\lambda_v$	Verweilkonstante des Verbleibs des Radionuklids auf der Vegetation [ $s^{-1}$ ]
$t_{e,Bl}$	Kontaminationszeit während der Wachstumsperiode für Blattgemüse [s]
$K_{Acker,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ zur Zeit $t$ im pflanzenverfügbaren Wurzelraum des Ackers [Bq/kg]
$TF_{Bl}$	Transferfaktor Boden-Blattgemüse (Bq/kg Feuchtmasse Pflanze)/(Bq/kg Trockenmasse Boden) [-]

Die Berechnung der Aktivitätskonzentration für andere pflanzliche Produkte außer Blattgemüse und für Weidegras erfolgt analog.

#### 2.2.2.4 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Milch und Fleisch

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch ergibt sich aus der über das Futter aufgenommenen Aktivität. Dabei wird die Aufnahme von Radionukliden über den Verzehr von Weidegras mit jeweils darauf abgelagerten und darin eingelagerten Radionukliden, den Verzehr von radioaktiv kontaminiertem Tränkwasser sowie der Aufnahme von Weideboden, der durch radioaktiv kontaminiertes Wasser beregnet wurde, berücksichtigt.

Die Konzentration in Milch wird wie folgt berechnet:

$$C_{Mi,gesamt,r}(t) = \left[ C_{Wd,direkt,r}(t) \cdot \dot{M}_{Fu} + C_{Wd,Transfer,r}(t) \cdot \dot{M}_{Fu} + K_{Weide,r}(t) \cdot \dot{M}_{Bo} + C_{TraenkW,r}(t) \cdot \dot{M}_{Tr} \right] \cdot TF_{Mi} \quad (2.17)$$

Dabei bedeuten

$C_{Ml,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Milch durch Verzehr von beregnetem Weidegras, Tränkwasser und Boden zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Wd,direkt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Weidegras durch direkte Ablagerung bei der Beregnung zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Wd,Transfer,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Weidegras durch Boden-transfer zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$K_{Weide,r}(t)$	pflanzenverfügbare Kontamination der beregneten Weide mit dem Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{TraenkW,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Tränkwasser zur Zeit $t$ [Bq/l]
$\dot{M}_{Fu}$	tägliche Futtermasse der Weidetiere (Feuchtmasse) [kg/d]
$\dot{M}_{Bo}$	tägliche Masse an aufgenommenem Boden durch Weidetiere [kg/d]
$\dot{M}_{Tr}$	täglicher Wasserkonsum der Tiere [l/d]
$TF_M$	Transferfaktor Futter/Wasser-Milch [d/kg Milch]

Die Berechnung der Kontamination in Fleisch erfolgt analog unter Verwendung des Transferfaktors für Futter in Fleisch.

### 2.2.2.5 Berechnung der Aktivitätskonzentration von Fischfleisch

Die Aktivitätskonzentration in Fisch ergibt sich unmittelbar aus der Nuklidkonzentration im Wasser des Fischteichs. Die Aktivitätskonzentration in Fisch wird wie folgt berechnet:

$$C_{Fisch,r}(t) = C_{Fischteich,r}(t) \cdot TF_{Fisch} \quad (2.18)$$

Dabei bedeuten

$C_{Fisch,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Fisch zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Fischteich,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ im Wasser des Fischteichs zur Zeit $t$ [Bq/l]
$TF_{Fisch}$	Konzentrationsfaktor Wasser-Fisch [l/kg]

## 2.2.3 Berechnung der Strahlenexposition durch Verzehr von Nahrungsmitteln

In diesem Abschnitt wird die Berechnung der Strahlenexposition auf Basis der zuvor ermittelten Aktivitätskonzentrationen für Nahrungsmittel dargestellt. Als weiterer Beitrag zur inneren Strahlenexposition kommt der unabsichtliche Verzehr von Boden durch Kleinkinder hinzu.

### 2.2.3.1 Berechnung der Dosis durch Trinkwasserkonsum

Die Dosis durch Trinkwasserkonsum wird wie folgt berechnet:

$$H_{Tw,T,R,r}(t) = C_{Tw,r}(t) \cdot U_{Tw,R} \cdot g_{T,R,r} \quad (2.19)$$

Dabei bedeuten

$H_{Tw,T,R,r}(t)$  Dosis durch Trinkwasserkonsum des Organs  $T$  der Referenzperson  $R$  durch das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Sv/a]

$C_{Tw,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Nuklids  $r$  im Trinkwasser zur Zeit  $t$  [Bq/l]

$U_{Tw,R}$  Trinkwasserkonsum pro Jahr für die Referenzperson  $R$  [l/a]

$g_{T,R,r}$  Dosiskoeffizient für Ingestion für das Organ  $T$ , die Referenzperson  $R$  und das Nuklid  $r$  [Sv/Bq]

### 2.2.3.2 Berechnung der Dosis durch Verzehr von auf berechneten Flächen erzeugten Nahrungsmitteln

Die Berechnung der Dosis aus dem Verzehr von Nahrungsmitteln, die auf berechneten Flächen erzeugt wurden, berücksichtigt den anteiligen Verzehr von Blattgemüse, pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse, Milch und Fleisch. In die Berechnung gehen jeweils die Aktivitätskonzentrationen im Nahrungsmittel, die Verzehrsgeschwindigkeit für das Nahrungsmittel durch die jeweilige Referenzperson und der Dosiskoeffizient für die Ingestion für das betroffene Organ ein. Es wird der unbeabsichtigte Verzehr von Boden durch das Kleinkind berücksichtigt.

Die Strahlenexposition wird wie folgt berechnet:

$$H_{Ing,T,R,r}(t) = [C_{Bl,gesamt,r}(t) \cdot U_{Bl,R} \cdot KF_{Bl,R} + C_{Pf,gesamt,r}(t) \cdot U_{Pf,R} \cdot KF_{Pf,R} + C_{Mi,gesamt,r}(t) \cdot U_{Mi,R} \cdot KF_{Mi,R} + C_{Fl,gesamt,r}(t) \cdot U_{Fl,R} \cdot KF_{Fl,R} + K_{Weide,r}(t) \cdot U_{Bo,R}] \cdot g_{T,R,r} \quad (2.20)$$

Dabei bedeuten

$H_{Ing,T,R,r}(t)$  Dosis durch Ingestion des Organs  $T$  der Referenzperson  $R$  durch das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Sv/a]

$C_{Bl,gesamt,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Nuklids  $r$  durch direkte Kontamination von Blattgemüse und durch Bodentransfer in Blattgemüse zur Zeit  $t$  [Bq/kg]

$C_{Pf,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ durch direkte Kontamination von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und durch Bodentransfer in pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Mi,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Milch durch Verzehr von beregnetem Weidegras, Tränkwasser und Boden zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Fi,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Fleisch durch Verzehr von beregnetem Weidegras, Tränkwasser und Boden zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$U_{Bl,R}$	Verzehrsrate von Blattgemüse durch die Referenzperson $R$ [kg/a]
$U_{Pf,R}$	Verzehrsrate für andere pflanzliche Produkte außer Blattgemüse durch die Referenzperson $R$ [kg/a]
$U_{Mi,R}$	Verzehrsrate für Milch durch die Referenzperson $R$ [kg/a]
$U_{Fi,R}$	Verzehrsrate für Fleisch durch die Referenzperson $R$ [kg/a]
$U_{Bo,R}$	Ingestionsrate von Boden durch die Referenzperson $R$ [kg/a]
$KF_{Bl,R}$	„Konservativitätsfaktor“ für Blattgemüse für die Referenzperson $R$ [-]
$KF_{Pf,R}$	„Konservativitätsfaktor“ für pflanzliche Produkte außer Blattgemüse für die Referenzperson $R$ [-]
$KF_{Mi,R}$	„Konservativitätsfaktor“ für Milch für die Referenzperson $R$ [-]
$KF_{Fi,R}$	„Konservativitätsfaktor“ für Fleisch für die Referenzperson $R$ [-]
$K_{Weide,r}(t)$	pflanzenverfügbare Kontamination der beregneten Weidefläche mit dem Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$g_{T,R,r}$	Dosiskoeffizient für Ingestion für das Organ $T$ , die Referenzperson $R$ und das Nuklid $r$ [Sv/Bq]

### 2.2.3.3 Berechnung der Dosis durch Verzehr von Fisch

Die Berechnung der Dosis durch den Verzehr von Fisch ergibt sich aus der Aktivitätskonzentration im Fischfleisch zum Zeitpunkt des Konsums, der Verzehrsmenge und dem Dosiskoeffizient für Ingestion für das jeweilige Organ der Referenzperson:

$$H_{Fisch,T,R,r}(t) = C_{Fisch,r}(t) \cdot U_{Fisch,R} \cdot KF_{Fisch,R} \cdot g_{T,R,r} \quad (2.21)$$

Dabei bedeuten

$H_{Fisch,T,R,r}$	Dosis durch Fischverzehr für das Organ $T$ der Referenzperson $R$ durch das Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Sv/a]
$C_{Fisch,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Fisch zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$U_{Fisch,R}$	Fischkonsum im Jahr der Referenzperson $R$ [kg/a]
$KF_{Fisch,R}$	„Konservativitätsfaktor“ für Fisch für die Referenzperson $R$ [-]
$g_{T,R,r}$	Dosiskoeffizient für Ingestion für das Organ $T$ , die Referenzperson $R$ und das Nuklid $r$ [Sv/Bq]

### 2.2.3.4 Berechnung der Dosis durch den Verzehr von Muttermilch

Die Berechnung der Dosis des Säuglings aus dem Verzehr von Muttermilch berücksichtigt die Aufnahme von Radionukliden durch die Mutter über

- die Inhalation von Staub bei Aufenthalt auf berechneten Flächen,
- den Verzehr von Nahrungsmitteln (Blattgemüse, pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse, Milch und Fleisch), die auf berechneten Flächen erzeugt wurden,
- den Verzehr von Trinkwasser und Fisch.

Die Dosis wird wie folgt berechnet:

$$\begin{aligned}
 H_{Ing,T,r}(t) = & \{K_{Weide,r}(t) \cdot C_{Staub} \cdot f_{Staub} \cdot V \cdot 3,15576E+7 \cdot TF_{MM,Inh,r} + \\
 & [C_{Bl,gesamt,r}(t) \cdot U_{Bl} \cdot KF_{Bl} + C_{Pf,gesamt,r}(t) \cdot U_{Pf} \cdot KF_{Pf} + \\
 & C_{Mi,gesamt,r}(t) \cdot U_{Mi} \cdot KF_{Mi} + C_{Fi,gesamt,r}(t) \cdot U_{Fi} \cdot KF_{Fi} + \\
 & C_{Fisch,r}(t) \cdot U_{Fisch} \cdot KF_{Fisch} + C_{Tw,r}(t) \cdot U_{Tw} \cdot KF_{Tw} + \\
 & K_{Weide,r}(t) \cdot U_{Bo}] \cdot TF_{MM,Ing,r}\} \cdot \frac{U_{MM} \cdot KF_{MM} \cdot g_{T,R,r}}{365} \quad (2.22)
 \end{aligned}$$

Dabei bedeuten:

$H_{Ing,T,r}(t)$	Dosis des Organs $T$ bei Säuglingen durch den Verzehr von Muttermilch durch das Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Sv/a]
$K_{Weide,r}(t)$	pflanzenverfügbare Kontamination der berechneten Weidefläche mit dem Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Staub}$	Staubkonzentration in der bodennahen Luft [kg/m <sup>3</sup> ]
$f_{Staub}$	Konzentrationsfaktor der Aktivität im resuspendierten Staub gegenüber der Konzentration im Boden [-]
$V_R$	Atemrate der Referenzperson > 17 Jahre [m <sup>3</sup> /s]
3,15576E+7	Faktor zur Umrechnung von Jahren in Sekunden (365,25 d/a) [-]
$TF_{MM,Inh,r}$	Transferfaktor in die Muttermilch des Nuklids $r$ bei Inhalation durch die Stillende [d/kg Muttermilch]
$TF_{MM,Ing,r}$	Transferfaktor in die Muttermilch des Nuklids $r$ bei Ingestion durch die Stillende [d/kg Muttermilch]
$C_{Bl,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ durch direkte Kontamination von Blattgemüse und durch Bodentransfer in Blattgemüse zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Pf,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ durch direkte Kontamination von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und durch Bodentransfer in pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Mi,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Milch durch Verzehr von begretem Weidegras, Tränkwasser und Boden zur Zeit $t$ [Bq/kg]

---

$C_{Fi,gesamt,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Fleisch durch Verzehr von beregnetem Weidegras, Tränkwasser und Boden zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Fisch,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Fisch zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$C_{Tw,r}(t)$	Aktivitätskonzentration des Nuklids $r$ in Trinkwasser zur Zeit $t$ [Bq/l]
$U_{Bl,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an Blattgemüse [kg/a]
$U_{Pf,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an pflanzliche Produkten außer Blattgemüse [kg/a]
$U_{Mi,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an Milch [kg/a]
$U_{Fi,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an Fleisch [kg/a]
$U_{Fisch,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an Fisch [kg/a]
$U_{Tw,R}$	Verzehrsrate der Stillenden an Trinkwasser [l/a]
$U_{Bo,R}$	Verzehrsrate von Milchvieh an Boden [kg/a]
$U_{MM,R}$	Verzehrsrate des Säuglings an Muttermilch [kg/a]
$KF_{Bl}$	„Konservativitätsfaktor“ für Blattgemüse für die Stillende [-]
$KF_{Pf}$	„Konservativitätsfaktor“ für pflanzliche Produkte außer Blattgemüse für die Stillende [-]
$KF_{Mi}$	„Konservativitätsfaktor“ für Milch für die Stillende [-]
$KF_{Fi}$	„Konservativitätsfaktor“ für Fleisch für die Stillende [-]
$KF_{Fisch}$	„Konservativitätsfaktor“ für Fisch für die Stillende [-]
$KF_{Tw}$	„Konservativitätsfaktor“ für Trinkwasser für die Stillende [-]
$KF_{MM}$	„Konservativitätsfaktor“ für Muttermilch für den Säugling [-]
$K_{Weide,r}(t)$	pflanzenverfügbare Kontamination der beregneten Weidefläche mit dem Nuklid $r$ zur Zeit $t$ [Bq/kg]
$g_{T,R,r}$	Dosiskoeffizient für Ingestion für das Organ $T$ , die Referenzperson < 1 Jahr und das Nuklid $r$ [Sv/Bq]
365	Faktor zur Umrechnung auf die Jahresdosis [-]

## 2.2.4 Berechnung der Strahlenexposition durch Aufenthalt auf berechneten Flächen

Die Dosis durch Aufenthalt auf berechneten Flächen resultiert aus äußerer Exposition durch Gammastrahler sowie der inneren Exposition durch das Einatmen von aufgewirbeltem Staub. Die direkte Aufnahme von Boden durch Kinder wird bereits beim Verzehr von auf berechneten Flächen erzeugten Nahrungsmitteln berücksichtigt.

### 2.2.4.1 Berechnung der Dosis durch innere Exposition bei Inhalation resuspendierter Bodenpartikel

Die Berechnung der Dosis durch Inhalation resuspendierter Bodenpartikel erfolgt analog /Pröhl 2002/ und berücksichtigt die Inhalation von Staub bei Aufenthalt auf berechneten Flächen:

$$H_{Inh,T,R,r}(t) = K_{Weide,r}(t) \cdot C_{Staub} \cdot f_{Staub} \cdot V_R \cdot 3,15576E+7 \cdot g_{T,R,r} \quad (2.23)$$

Dabei bedeuten

$H_{Inh,T,R,r}(t)$  Dosis durch Inhalation des Organs  $T$  der Referenzperson  $R$  durch das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Sv/a]

$K_{Weide,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Nuklids  $r$  zur Zeit  $t$  im pflanzenverfügbaren Wurzelraum der Weide [Bq/kg]

$C_{Staub}$  Staubkonzentration in der bodennahen Luft [kg/m<sup>3</sup>]

$f_{Staub}$  Konzentrationsfaktor der Aktivität im resuspendierten Staub gegenüber der Konzentration im Boden [-]

$V_R$  Atemrate der Referenzperson  $R$  [m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup>]

3,15576E+7 Faktor zum Umrechnen von Jahren in Sekunden (365,25 Tagen/a) [-]

$g_{T,R,r}$  Dosiskoeffizient für Inhalation für das Organ  $T$ , die Referenzperson  $R$  und das Nuklid  $r$  [Sv/Bq]

### 2.2.4.2 Berechnung der Dosis durch äußere Exposition bei Aufenthalt auf berechneten Flächen

Die Dosis durch äußere Exposition bei Aufenthalt auf berechneten Flächen wird wie folgt berechnet:

$$H_{GB,T,R,r}(t) = K_{Weide,r}(t) \cdot b \cdot p_A \cdot t_{A,R} \cdot 3600 \cdot g_{T,R,r} \quad (2.24)$$

Dabei bedeuten

$H_{GB,T,R,r}(t)$  Dosis durch Gamma-Bodenstrahlung des Organs  $T$  der Referenzperson  $R$  durch das Nuklid  $r$  zur Zeit  $t$  [Sv/a]

$K_{Weide,r}(t)$  Aktivitätskonzentration des Nuklids  $r$  zur Zeit  $t$  im pflanzenverfügbaren Wurzelraum der Weide [Bq/kg]

$b$  Korrekturfaktor für Bodenrauigkeit etc. [-]



$p_A$	Flächentrockenmasse des Weidebodens (10 cm) [kg/m <sup>2</sup> ] <sup>1</sup>
$t_{A,R}$	Aufenthaltszeit der Referenzperson $R$ im Freien auf der berechneten Fläche [h/a]
3600	Faktor zur Umrechnung von Stunden in Sekunden [-]
$g_{T,R,r}$	Dosiskoeffizient für Gamma-Bodenstrahlung (inkl. $c_{geo}$ ) für das Organ $T$ , die Referenzperson $R$ und das Nuklid $r$ [(Sv/a)/(Bq/m <sup>2</sup> )]

### 2.3 Umsetzung der Modellierung in ein Computerprogramm

Die in den Kapiteln 2.1 und 2.2 beschriebene Modellierung wurde in ein Computerprogramm umgesetzt. Das Programm besteht aus zwei Haupttools mit einer unabhängigen Ergebnisausgabe: Berechnung der Transportvorgänge im Deckgebirge und Ermittlung der Strahlenexposition. Der im ersten Tool berechnete Radionuklid-eintrag in das nutzbare Grundwasser kann als Input in das zweite Tool zu Berechnung der Strahlenexposition übernommen werden oder es können direkt – falls bekannt – Aktivitätskonzentrationen als Anfangsbedingung bei der Berechnung des Expositionspfades eingegeben werden.

Die Transportvorgänge werden im Programmtool Migration berechnet. Die Gestaltung der Eingabe erlaubt die erforderliche Variation der Parameterwerte, die in diese Gleichung einfließen. Die bei dem Transport passierten Schichten werden durch Angaben über die Mächtigkeit, Dichte und Porosität charakterisiert, sowie auch durch die ermittelten Sorptionskoeffizienten einzelner Radionuklide. Weiterhin wird den einzelnen Schichten in der Eingabedatei die Abstandsgeschwindigkeit und die skalenabhängige Dispersionslänge zugeordnet. Die somit gebildete Inputdatei dient dann der Berechnung der Aktivitätskonzentration im Zielbereich. Für die einzelnen genutzten Wasserströme (Trinkwasser, Beregnungswasser, Tränkwasser, Fischteichwasser) können unterschiedliche Verdünnungsfaktoren angesetzt werden.

Die Strahlenexposition wird für alle nach der Strahlenschutzverordnung definierten Referenzpersonen im Tool Strahlenexposition berechnet. Es werden die effektive Dosis und alle Organdosen ermittelt. Die in Kapitel 2.2 genannten Parameterwerte sind Standardwerte, können in der Eingabe aber variiert werden.

Die Ergebnisausgabe erlaubt auch die Auswertung von Kontaminationen (z. B. einzelner Lebensmittel, Boden, Wasser etc.). Maximale Strahlenexpositionen und der Zeitpunkt, zu dem sie ermittelt wurden, werden ausgegeben, ebenfalls die prozentualen Anteile der Expositionspfade an der höchsten Dosis.

Über die direkte Ansicht von Diagrammen lässt sich ein schnellerer Überblick über die Ergebnisse erlangen. Diagramme können darüber hinaus abgespeichert werden.

---

<sup>1</sup> Die Multiplikation mit der Flächentrockenmasse dient der Berechnung der flächenbezogenen Aktivität aus der massenbezogenen Aktivität, um auch die in die massenbezogene Aktivität bereits eingeflossene Migration in tiefere Bodenschichten etc. zu berücksichtigen. Über den Bezug auf die flächenbezogene Aktivität können die Dosisleistungskoeffizienten der Strahlenschutzverordnung verwendet werden, was ansonsten nicht möglich wäre.

In einem Rechenlauf können bis zu 100 Radionuklide, bis zu 100 Zeitpunkte der Dosisausgabe (über beliebige Zeiträume), bis zu 10 Variationen von Gesteinseigenschaften und alle sechs Referenzpersonen verarbeitet werden.

## 2.4 Qualitätssicherung des Modells und der Berechnungen

Die Modellierung sowie die berechneten Beispiele wurden einer intensiven Qualitätssicherung durch das Öko-Institut unterzogen. Dies diente der Sicherstellung, dass das Vorgehen und die Durchführung der Neuberechnung dem Stand der Wissenschaft entsprechen. Folgende Aspekte wurden überprüft:

- Berücksichtigung aller relevanten Pfade für die Strahlenexposition eines nicht beherrschbaren Lösungszutritts in der Asse.

Die Modellierungen und Berechnungen umfassen auch Pfade, die relativ wenig zur Gesamtexposition beitragen (z. B. Aufenthalt auf Flächen, Inhalation resuspendierter Bodenpartikel). Anhand der Berechnungsergebnisse für diese Pfade ließ sich überprüfen, ob weitere Pfade (z. B. solche mit externer Exposition) vernachlässigt werden können oder einzubeziehen wären.

- Berücksichtigung aller relevanten Radionuklide.

Die Berechnungen erfolgten zunächst unter Berücksichtigung aller Radionuklide des Asse-Inventars. Aus diesen Berechnungen ließ sich ableiten, welche Radionuklide in den weiteren Berechnungen in Anbetracht von jeweiliger Halbwertszeit und Sorptionsverhalten im Detail untersucht werden müssen.

- Verwendung der Nutzungsparameter nach dem Stand von Wissenschaft und Technik.

Die verschiedenen zu verwendenden Parameterwerte wurden entsprechend /AVV 2005/ und /BglBb 2010/ ausgewählt. Sie entsprechen daher dem Stand von Wissenschaft und Technik und der aktuellen Genehmigungspraxis in Deutschland.

- Verwendung der Faktoren zur Beschreibung von chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen der Anreicherung von Radionukliden nach dem Stand von Wissenschaft und Technik.

Auch diese hier verwendeten Parameterwerte wurden entsprechend /AVV 2005/ und /BglBb 2010/ ausgewählt, so dass sie dem Stand von Wissenschaft und Technik und der aktuellen Genehmigungspraxis in Deutschland entsprechen.

- Plausibilität und Verifizierung der erzielten Ergebnisse der durchgeführten Rechengänge.

Um die Richtigkeit der Berechnungsergebnisse zu prüfen, wurden für relevante Radionuklide Berechnungen sowohl mit dem Programm als auch durch manuelle Nachrechnungen für die einzelnen Expositionspfade durchgeführt.

Darüber hinaus wurde die Plausibilität der Ergebnisse überprüft, indem Ergebnisse für verschiedene Nuklide und Pfade gegeneinander abgeglichen wurden, beispielsweise:

- Langfristige Dosisentwicklung auf den verschiedenen Pfaden (Effekt der Anreicherung im Boden versus Migration),
- Zeitpunkt des Erreichens einer „Sättigung“ des Dosisbeitrags durch ein Nuklid als Zusammenwirken insbesondere von Halbwertszeit und Migration.

Zur detaillierten Prüfung wurden auch Parameterwerte so variiert, dass sie sich zwar außerhalb des plausiblen Bereich bewegen, aber die Beurteilung erlauben, ob das Modell in der erwarteten Weise reagiert.

Schließlich wurden sowohl durch die Berechnungen mit dem Programm als auch durch manuelle Nachrechnungen Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach /Pröhl 2002/ nachvollzogen<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Bezogen auf das Nuklid Th-232 ergab sich dabei, dass der in /Pröhl 2002/ angegebene Dosiskonversionsfaktor deutlich zu hoch ist und auch mit der Modellierung in /Pröhl 2002/ nicht nachvollzogen werden kann.

### 3 Ergebnisse durchgeführter Berechnungen

Die durchgeführten Berechnungen beziehen sich auf einen nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritt in die Asse. Bestimmte Ausgangsbedingungen sind auftragsgemäß so festgelegt worden, dass eine Vergleichbarkeit mit der Untersuchung /GRS 2009/) gewährleistet ist. Daher werden die folgenden Annahmen getroffen:

- Es wird analog zu /GRS 2009/ von einem „Rührkesselmodell“ ausgegangen, d. h. Konzentrationsgradienten sowie zeitlich unterschiedliche Konzentrationen von Radionukliden in dem sich mit Zutrittsflüssigkeit füllenden Grubengebäude werden nicht berücksichtigt.
- Die Auspressung beginnt 30 Jahre nach dem Eintritt des nicht mehr beherrschten Lösungszutritts.
- Es wird wie in /GRS 2009/ davon ausgegangen, dass noch nicht vollständig verfüllte Einlagerungskammern und angrenzende Grubenbereiche verfüllt sind und Schachtverschlüsse eingebaut sind. Die Annahmen zur Durchführung einer Firstspaltverfüllung entsprechen denen in /GRS 2009/. Dies bedeutet, dass nach Beginn eines nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritts bestimmte technisch noch mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Rückhaltung von Radionukliden erfolgen sollen. Dies wird in der Realität allerdings nur möglich sein, wenn für diese Maßnahmen noch genügend Zeit zur Verfügung steht.
- Eine Gasbildung und die mögliche Ausbreitung der Radionuklide Tritium, Kohlenstoff-14, Iod-129 und Radon-222 über den Gaspfad wird, analog /GRS 2009/ nicht berücksichtigt.

In den durchgeführten Berechnungen werden zwei grundlegende Szenarien unterschieden:

- **Szenario I (siehe Kapitel 3.1):** Instantane Mobilisierung, keine Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen, keine Sorption und Retardation im Deckgebirge, uneingeschränkte Nutzung kontaminierten Grundwassers. Dieses Szenario stellt das Szenario aus /GRS 2009/ dar, aber mit der neuen radioökologischen Modellierung anstelle der Verwendung der Dosiskonversionsfaktoren nach /Pröhl 2002/.
- **Szenario II (siehe Kapitel 3.2):** Zusätzliche Berücksichtigung von Löslichkeitsgrenzen sowie von Sorption und Retardation im Deckgebirge, uneingeschränkte Nutzung kontaminierten Grundwassers.

Innerhalb der Szenarien werden einzelne Annahmen und Parameter variiert.

In Abbildung 3-1 ist die Vorgehensweise bei den Szenarien I und II im Überblick als Blockdiagramm dargestellt. Dabei wird aufgezeigt, in welchen Bereichen Vorgänge im Grubengebäude als Randbedingungen einfließen und wo die Modellierung des Transports der Radionuklide im Deckgebirge sowie die Modellierung der Strahlenexposition einsetzen. Auch eine grobe Zeitskala ist enthalten.

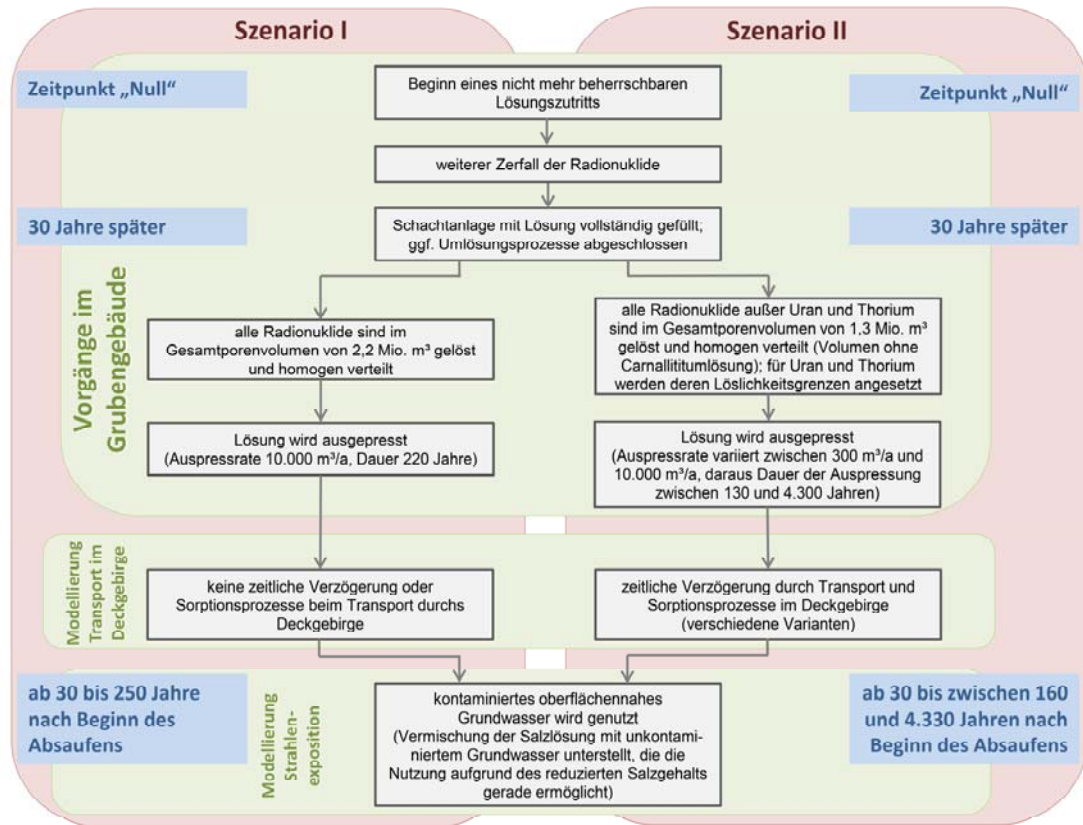


Abbildung 3-1: Übersicht über die untersuchten Szenarien I und II

Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen werden bei der Berechnung der Strahlenexposition wie folgt variiert:

- Lebensgewohnheiten analog der AVV zu § 47 StrlSchV /AVV 2005/ (extrem ungünstige Lebensgewohnheiten),
- Lebensgewohnheiten analog den Berechnungsgrundlagen Bergbau /BglBb 2010/ (eher mittlere Lebensgewohnheiten).

Die Anwendung der Lebensgewohnheiten der AVV zu § 47 StrlSchV entspricht dem Vorgehen bei der Genehmigung von kerntechnischen Anlagen in Deutschland. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau wurden für die Hinterlassenschaften aus bergbaulichen Tätigkeiten mit erhöhter natürlicher Radioaktivität entwickelt, zunächst in Zusammenhang mit der Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus in der ehemaligen DDR. Sie stellen daher ein Instrumentarium dar, das nicht bei der Bewertung einer geplanten Tätigkeit, sondern bei der Bewertung einer existierenden Situation und der hierbei durchgeführten Sanierungsmaßnahmen angewendet wird. Ein für die Ermittlung von langfristigen Strahlenexpositionen bei Freisetzungen aus einem Endlager anzuwendendes Verfahren ist in Deutschland hingegen bislang nicht verbindlich festgelegt. In Ermangelung eines solchen anerkannten Verfahrens werden die bestehenden Berechnungsansätze daher hier in Analogie angewandt.

### 3.1 Neuberechnung für das GRS-Szenario (Szenario I)

Dieses Szenario orientiert sich im Hinblick auf die Mobilisierung und Freisetzung der Radionuklide an den Annahmen in /GRS 2009/. Die Radionuklide werden unmittelbar nach Lösungszutritt ohne zeitliche Verzögerung mobilisiert. Das gesamte Inventar radioaktiver Stoffe geht in die zugetretene Lösung über. Es erfolgt eine homogene Verteilung der Radionuklide innerhalb des Lösungsvolumens („Rührkesselmodell“).

Es wird von einem initialen Porenvolumen von  $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  und einem nach der Umlösung des Carnallitits vorliegenden Gesamtporenvolumen von  $2,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  ausgegangen. Aus dem Gesamtporenvolumen von  $2,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  ergibt sich die Flüssigkeitsmenge, in der die in der Asse eingelagerten Radionuklide gelöst werden. Der Lösungszutritt erfolgt mit einer konstanten Rate von  $200 \text{ m}^3/\text{d}$  und füllt das Grubengebäude bei dem genannten Porenvolumen nach 30 Jahren.

Unmittelbar nach Volllaufen des Grubengebäudes beginnt durch den Gebirgsdruck das Auspressen der Lösung in das Deckgebirge. Die Auspressrate beträgt dabei entsprechend der Annahme in /GRS 2009/  $10.000 \text{ m}^3$  im Jahr<sup>3</sup>. Die ausgepresste Lösung erreicht innerhalb eines Jahres das genutzte Grundwasser. Aufgrund des Salzgehaltes erfüllt diese Lösung nicht die Anforderungen der Trinkwasserverordnung und kann auch nicht als Beregnungswasser verwendet werden. Ebenso ist sie als Zufluss eines Fischteichs nicht in Betracht zu ziehen. Es wird daher wie in /GRS 2009/ unterstellt, dass diese Lösung sich im Verhältnis 1:1100 mit nicht salzhaltigem Wasser vermischt. Nach dieser Vermischung wären die Anforderungen der Trinkwasserverordnung erfüllt. Die Annahme der Vermischung des Wassers ist insofern konservativ, als ohne diese eine Nutzung nicht erfolgen könnte und es damit auch zu keiner Strahlenexposition über die entsprechenden Pfade käme. Die Frage, ob Grundwasser zur entsprechenden Vermischung in ausreichender Menge zur Verfügung steht, wird hier nicht erörtert.

Entsprechend /GRS 2009/ wird die Sorption und Retardation von Radionukliden in geologischen Schichten des Deckgebirges im Szenario I nicht berücksichtigt.

Die hier vorgenommenen Berechnungen der potenziellen Strahlenexposition ermöglichen eine Aussage darüber, wie sich realistischere, von den Annahmen der GRS abweichende Annahmen zur Anreicherung der Radionuklide in der Biosphäre und zur Strahlenexposition, die, auf die Folgen eines nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritts auswirken.

Die Berechnungsdauer einer einzelnen Fläche wurde auf 100 aufeinander folgende Jahre begrenzt. Für den Fischteichpfad ist im Szenario I Cäsium-137 dosisrelevant. Der Konzentrationsfaktor für Fisch kann nach /AVV 2005/ als Festwert oder als auf den Kaliumgehalt des Wassers bezogener Wert angesetzt werden, da bei zunehmendem Kaliumgehalt im Wasser Cäsium von Süßwasserfisch weniger stark angereichert wird (Kalium und Cäsium können sich bei der Aufnahme wechselseitig er-

---

<sup>3</sup> Diese hohe Auspressrate wird wie in /GRS 2009/ für die gesamte Zeitdauer der Auspressung angesetzt, was als konservative Annahme zu werten ist.

setzen). Abschätzungen der im als Trinkwasser geeigneten Grundwasser enthaltenen Kaliumkonzentration haben ergeben, dass ein mindestens um den Faktor 9 reduzierter Konzentrationsfaktor für Cäsium-137 in Fisch angesetzt werden kann.

Es wurde ein Plutoniuminventar von 28 kg nach neuem Kenntnisstand angesetzt (in /GRS 2009/ war noch von 11,8 kg ausgegangen worden). Außerdem wurden Tochternuklide des Thoriums ergänzend berücksichtigt, die sich durch radioaktiven Zerfall zwangsläufig bilden, in den früheren Angaben zum Inventar der Asse zum Teil aber nicht enthalten waren.

Die Strahlenexpositionen werden für die Zeiten angegeben, für die auch in /GRS 2009/ Dosen angegeben wurden, nämlich 40 Jahre, 80 Jahre und 130 Jahre. Im Szenario nach /GRS 2009/ läuft das Grubengebäude über 30 Jahre mit Lösung voll und anschließend beginnt das Auspressen aufgrund des Gebirgsdrucks. „40 Jahre“ bedeutet daher: 40 Jahre seit dem Beginn des auslegungsüberschreitenden Lösungszutritts bzw. 10 Jahre nach Beginn des Auspressens der Lösung mit den darin gelösten Radionukliden. In Zusammenhang mit den Anreicherungsseffekten im radioökologischen Modell bedeutet dies, dass bei „40 Jahren“ eine Beregnung mit kontaminiertem Beregnungswasser über 10 Jahre stattgefunden hat. Bei „80 Jahren“ wurde 50 Jahre beregnet und bei „130 Jahren“ über einen Zeitraum von 100 Jahren.

Hinsichtlich der Strahlenexposition des Kleinkinds im Alter  $\leq 1$  Jahr wurde die ungünstigere der beiden Ernährungsvarianten zugrunde gelegt. Dies ist die Ernährungsvariante ohne den Verzehr von Muttermilch, wobei aber dann das kontaminierte Trinkwasser zur Zubereitung entsprechender Mengen an Säuglingsnahrung verwendet wird (siehe auch Tabelle 2-1).

Die durchgeführten Berechnungen umfassen:

1. Strahlenexposition (effektive Dosis) aller Referenzpersonen bei Berechnung mit Lebensgewohnheiten in Anlehnung an die AVV zu § 47 StrlSchV /AVV 2005/.

Die nuklidspezifisch ermittelten Strahlenexpositionen sind in Tabelle 3-1 für das Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr als höchstexponierte Referenzperson angegeben sowie in Tabelle 3-2 für den Erwachsenen. Dabei sind diejenigen Radionuklide aufgeführt, bei denen mindestens für einen angegebenen Zeitpunkt eine Dosis von 1 mSv (Kleinkind Alter  $\leq 1$  Jahr) oder 0,1 mSv (Erwachsener) im Jahr überschritten wird. Die pfadspezifischen Summen der Dosis über alle Radionuklide nach /GSF 2002/ sind in Tabelle 3-3 für die sechs Referenzpersonen aufgelistet. Die Gesamtdosis ist für alle Referenzpersonen in Tabelle 3-4 zusammengestellt.

2. Strahlenexposition (effektive Dosis) aller Referenzpersonen bei Berechnung mit Lebensgewohnheiten in Anlehnung an die Berechnungsgrundlagen Bergbau /BglBb 2010/.

Die nuklidspezifisch ermittelten Strahlenexpositionen sind für das Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr in Tabelle 3-5 aufgeführt, für Erwachsene in Tabelle 3-6. Die pfadspezifischen Summen der Dosis über alle Radionuklide sind in Tabelle 3-7

aufgelistet. Die Gesamtdosis ist für alle Referenzpersonen in Tabelle 3-4. zusammengestellt. Die Abschneidekriterien der nuklidspezifischen Angaben sind die gleichen wie unter 1.

Die ermittelten Strahlenexpositionen sind geringer als in /GRS 2009/, aber immer noch sehr hoch im Vergleich mit Anforderungen, die für geplante Tätigkeiten (0,3 mSv effektive Dosis im Jahr) oder die Sanierung von Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus (1 mSv effektive Dosis im Jahr) gelten. Für Endlager haben die Reaktor-Sicherheitskommission und die Strahlenschutzkommission in /RSK/SSK 2008/ als radiologischen Bewertungsmaßstab für die Langzeitsicherheit von Endlagern für hochradioaktive Abfälle in tiefen geologischen Formationen empfohlen, für das Überprüfungs-kriterium „Effektive Individualdosis“ 0,1 mSv im Jahr bei wahrscheinlichen Entwicklungen und 1 mSv im Jahr bei weniger wahrscheinlichen Entwicklungen zu Grunde zu legen. Auch dieser Bewertungsmaßstab wäre daher nicht erfüllt, wenn das Szenario unter eine dieser Arten von Entwicklungen subsumiert würde.

Die Strahlenexposition ergibt sich vor allem über den Konsum von Trinkwasser, den Verzehr von Nahrungsmitteln, die auf mit kontaminiertem Wasser berechneten Anbauflächen erzeugt wurden, sowie über den Verzehr von Fisch aus einem mit kontaminiertem Wasser gespeisten Fischteich. Weniger relevant sind dagegen die Expositionspfade, die sich durch Aufenthalt auf berechneten Flächen ergeben, sowie der Pfad „Viehtränke“ (zu Details siehe /Öko-Institut 2011/).

Die Dosisermittlung setzt voraus, dass eine lokale Trinkwassergewinnung stattfindet und Wasser als Trinkwasser, als Beregnungswasser, zur Viehtränke und zur Speisung eines Fischteichs Verwendung findet. Nicht berücksichtigt wird dabei, dass die hohe Kontamination durch einfache Überwachungsmaßnahmen festgestellt und die Nutzung des kontaminierten Wassers unterbunden werden könnte.



Tabelle 3-1: Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Kleinkinds (Alter ≤ 1 Jahr) in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad						
	Trinkwasser	Ingestion nach Beregnung	Bodenstrahlung	Inhalation	Viehtränke	Fischverzehr	Summe
<b>Sr-90</b>							
40 Jahre	4,3E+00	1,0E+01	0,0E+00	2,5E-05	2,1E-01	7,6E-01	1,6E+01
80 Jahre	1,7E+00	7,6E+00	0,0E+00	1,9E-05	8,0E-02	2,9E-01	9,6E+00
130 Jahre	5,1E-01	2,6E+00	0,0E+00	5,9E-06	2,4E-02	8,8E-02	3,2E+00
<b>Cs-137</b>							
40 Jahre	7,1E-01	1,0E+00	2,5E-05	1,5E-05	1,2E-01	7,0E-01	2,5E+00
80 Jahre	2,8E-01	5,7E-01	4,7E-05	2,6E-05	4,8E-02	2,8E-01	1,2E+00
130 Jahre	8,9E-02	2,4E-01	2,7E-05	1,4E-05	1,5E-02	8,8E-02	4,3E-01
<b>Ra-228</b>							
40 Jahre	1,9E+00	2,4E+00	3,1E-12	1,2E-05	1,4E-01	1,1E-01	4,5E+00
80 Jahre	1,9E+00	2,4E+00	3,1E-12	1,2E-05	1,4E-01	1,1E-01	4,5E+00
130 Jahre	1,9E+00	2,4E+00	3,1E-12	1,2E-05	1,4E-01	1,1E-01	4,5E+00
<b>Pu-238</b>							
40 Jahre	4,3E+01	5,4E+01	1,0E-08	8,5E-03	2,2E-02	2,0E+00	9,8E+01
80 Jahre	3,1E+01	3,9E+01	4,0E-08	3,1E-02	1,6E-02	1,4E+00	7,2E+01
130 Jahre	2,1E+01	2,7E+01	5,3E-08	4,1E-02	1,1E-02	9,7E-01	4,9E+01
<b>Pu-239</b>							
40 Jahre	3,4E+01	4,3E+01	3,8E-09	6,8E-03	1,8E-02	1,6E+00	7,8E+01
80 Jahre	3,4E+01	4,3E+01	1,9E-08	3,3E-02	1,8E-02	1,6E+00	7,9E+01
130 Jahre	3,4E+01	4,3E+01	3,8E-08	6,6E-02	1,8E-02	1,6E+00	7,9E+01
<b>Pu-240</b>							
40 Jahre	3,9E+01	5,0E+01	9,1E-09	7,8E-03	2,1E-02	1,8E+00	9,1E+01
80 Jahre	3,9E+01	5,0E+01	4,5E-08	3,8E-02	2,1E-02	1,8E+00	9,0E+01
130 Jahre	3,9E+01	5,0E+01	8,9E-08	7,5E-02	2,0E-02	1,8E+00	9,0E+01
<b>Pu-241</b>							
40 Jahre	2,6E+00	3,3E+00	8,6E-08	5,4E-04	1,4E-03	1,2E-01	6,0E+00
80 Jahre	3,8E-01	4,8E-01	6,2E-08	3,9E-04	2,0E-04	1,8E-02	8,7E-01
130 Jahre	3,4E-02	4,3E-02	1,1E-08	6,9E-05	1,8E-05	1,6E-03	7,9E-02
<b>Am-241</b>							
40 Jahre	7,8E+01	9,9E+01	7,4E-07	1,5E-02	1,1E-01	1,1E+01	1,9E+02
80 Jahre	7,5E+01	9,6E+01	3,4E-06	7,0E-02	1,0E-01	1,1E+01	1,8E+02
130 Jahre	7,0E+01	8,9E+01	6,2E-06	1,3E-01	9,4E-02	1,0E+01	1,7E+02

Tabelle 3-2: Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Erwachsenen in mSv/a  
(Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad						Summe
	Trink- wasser	Ingestion nach Bereg- nung	Boden- strahlung	Inhalati- on	Vieh- tränke	Fisch- verzehr	
<b>C-14</b>							
40 Jahre	6,4E-04	1,3E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,0E-03	2,8E-01	2,9E-01
80 Jahre	6,4E-04	1,3E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,0E-03	2,7E-01	2,9E-01
130 Jahre	6,4E-04	1,3E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,0E-03	2,7E-01	2,9E-01
<b>Ni-63</b>							
40 Jahre	2,4E-02	5,9E-02	0,0E+00	3,7E-06	1,1E-02	1,3E-01	2,2E-01
80 Jahre	1,8E-02	5,4E-02	0,0E+00	1,4E-05	8,2E-03	9,6E-02	1,8E-01
130 Jahre	1,3E-02	4,6E-02	0,0E+00	1,9E-05	5,8E-03	6,8E-02	1,3E-01
<b>Sr-90</b>							
40 Jahre	8,6E-01	3,9E+00	0,0E+00	6,9E-05	8,2E-02	1,4E+00	6,2E+00
80 Jahre	3,3E-01	2,8E+00	0,0E+00	5,3E-05	3,2E-02	5,3E-01	3,7E+00
130 Jahre	1,0E-01	9,7E-01	0,0E+00	1,7E-05	9,6E-03	1,6E-01	1,2E+00
<b>Cs-137</b>							
40 Jahre	7,1E-01	1,9E+00	1,6E-05	3,9E-05	5,6E-01	6,5E+00	9,7E+00
80 Jahre	2,8E-01	1,1E+00	2,9E-05	6,8E-05	2,2E-01	2,6E+00	4,2E+00
130 Jahre	9,0E-02	4,5E-01	1,7E-05	3,7E-05	7,1E-02	8,2E-01	1,4E+00
<b>Ra-228</b>							
40 Jahre	7,1E-02	1,7E-01	0,0E+00	3,0E-05	1,0E-02	3,8E-02	2,9E-01
80 Jahre	7,1E-02	1,7E-01	0,0E+00	3,0E-05	1,0E-02	3,8E-02	2,9E-01
130 Jahre	7,1E-02	1,7E-01	0,0E+00	3,0E-05	1,0E-02	3,8E-02	2,9E-01
<b>Th-232</b>							
40 Jahre	2,4E-02	5,6E-02	2,7E-11	2,0E-04	9,6E-05	3,8E-02	1,2E-01
80 Jahre	2,4E-02	5,6E-02	1,3E-10	1,0E-03	9,6E-05	3,8E-02	1,2E-01
130 Jahre	2,4E-02	5,7E-02	2,6E-10	2,0E-03	9,6E-05	3,8E-02	1,2E-01
<b>Pu-238</b>							
40 Jahre	4,0E+00	9,5E+00	6,4E-09	3,5E-02	2,3E-02	1,7E+00	1,5E+01
80 Jahre	2,9E+00	6,9E+00	2,3E-08	1,3E-01	1,7E-02	1,2E+00	1,1E+01
130 Jahre	2,0E+00	4,7E+00	3,1E-08	1,7E-01	1,1E-02	8,4E-01	7,7E+00
<b>Pu-239</b>							
40 Jahre	3,3E+00	7,8E+00	2,3E-09	2,9E-02	1,9E-02	1,4E+00	1,3E+01
80 Jahre	3,3E+00	7,9E+00	1,1E-08	1,4E-01	1,9E-02	1,4E+00	1,3E+01
130 Jahre	3,3E+00	7,9E+00	2,2E-08	2,8E-01	1,9E-02	1,4E+00	1,3E+01
<b>Pu-240</b>							
40 Jahre	3,8E+00	9,1E+00	5,4E-09	3,3E-02	2,2E-02	1,6E+00	1,5E+01
80 Jahre	3,8E+00	9,1E+00	2,7E-08	1,6E-01	2,2E-02	1,6E+00	1,5E+01
130 Jahre	3,8E+00	9,1E+00	5,2E-08	3,2E-01	2,2E-02	1,6E+00	1,5E+01
<b>Pu-241</b>							
40 Jahre	3,6E-01	8,6E-01	5,1E-08	3,3E-03	2,1E-03	1,5E-01	1,4E+00
80 Jahre	5,3E-02	1,3E-01	3,7E-08	2,4E-03	3,0E-04	2,3E-02	2,0E-01
130 Jahre	4,7E-03	1,1E-02	6,6E-09	4,2E-04	2,7E-05	2,0E-03	1,9E-02
<b>Am-241</b>							
40 Jahre	6,9E+00	1,6E+01	4,4E-07	6,0E-02	7,2E-02	9,2E+00	3,3E+01
80 Jahre	6,6E+00	1,6E+01	1,9E-06	2,8E-01	6,9E-02	8,9E+00	3,2E+01
130 Jahre	6,2E+00	1,5E+01	3,6E-06	5,0E-01	6,5E-02	8,2E+00	3,0E+01

Tabelle 3-3: Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad					
	Trinkwasser	Ingestion nach Beregnung	Bodenstrahlung	Inhalation	Viehtränke	Fischverzehr
<b>Referenzperson Alter ≤ 1 Jahr</b>						
40 Jahre	2,3E+02	3,0E+02	2,7E-05	4,4E-02	7,3E-01	2,3E+01
80 Jahre	2,1E+02	2,8E+02	5,2E-05	2,0E-01	5,1E-01	2,1E+01
130 Jahre	1,9E+02	2,5E+02	3,7E-05	3,5E-01	4,0E-01	1,9E+01
<b>Referenzperson Alter &gt; 1 bis ≤ 2 Jahre</b>						
40 Jahre	1,2E+01	6,0E+01	2,5E-05	7,4E-02	7,0E-01	1,7E+01
80 Jahre	1,0E+01	5,4E+01	4,9E-05	3,3E-01	4,0E-01	1,4E+01
130 Jahre	9,2E+00	4,7E+01	3,5E-05	5,9E-01	2,6E-01	1,2E+01
<b>Referenzperson Alter &gt; 2 bis ≤ 7 Jahre</b>						
40 Jahre	8,6E+00	6,9E+01	2,2E-05	8,7E-02	7,0E-01	1,3E+01
80 Jahre	7,7E+00	6,3E+01	4,2E-05	3,9E-01	4,1E-01	1,0E+01
130 Jahre	6,9E+00	5,5E+01	3,0E-05	7,0E-01	2,6E-01	8,9E+00
<b>Referenzperson Alter &gt; 7 bis ≤ 12 Jahre</b>						
40 Jahre	1,1E+01	6,7E+01	2,0E-05	1,3E-01	8,4E-01	1,7E+01
80 Jahre	9,5E+00	6,0E+01	3,9E-05	5,7E-01	4,7E-01	1,3E+01
130 Jahre	8,5E+00	5,2E+01	2,8E-05	1,0E+00	2,9E-01	1,1E+01
<b>Referenzperson Alter &gt; 12 bis ≤ 17 Jahre</b>						
40 Jahre	1,4E+01	6,8E+01	1,8E-05	1,5E-01	1,1E+00	1,9E+01
80 Jahre	1,2E+01	6,0E+01	3,6E-05	6,7E-01	6,1E-01	1,4E+01
130 Jahre	1,0E+01	5,0E+01	2,5E-05	1,2E+00	3,6E-01	1,1E+01
<b>Referenzperson Alter &gt; 17 Jahre</b>						
40 Jahre	2,2E+01	5,6E+01	1,7E-05	1,8E-01	8,3E-01	2,6E+01
80 Jahre	2,0E+01	5,0E+01	3,2E-05	8,1E-01	4,3E-01	2,0E+01
130 Jahre	1,8E+01	4,4E+01	2,3E-05	1,4E+00	2,4E-01	1,7E+01

Tabelle 3-4: Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a für die verschiedenen Varianten der Lebensgewohnheiten

Zeit ab Beginn des Absaufens	Referenzperson					
	≤ 1 Jahr	> 1 bis ≤ 2 Jahre	> 2 bis ≤ 7 Jahre	> 7 bis ≤ 12 Jahre	> 12 bis ≤ 17 Jahre	> 17 Jahre
<b>Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV</b>						
40 Jahre	5,5E+02	8,9E+01	9,1E+01	9,6E+01	1,0E+02	1,0E+02
80 Jahre	5,1E+02	7,9E+01	8,1E+01	8,4E+01	8,7E+01	9,1E+01
130 Jahre	4,6E+02	6,9E+01	7,1E+01	7,2E+01	7,3E+01	8,0E+01
<b>Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau</b>						
40 Jahre	1,6E+02	1,6E+01	1,4E+01	1,6E+01	1,7E+01	2,0E+01
80 Jahre	1,5E+02	1,5E+01	1,3E+01	1,4E+01	1,5E+01	1,9E+01
130 Jahre	1,4E+02	1,3E+01	1,2E+01	1,3E+01	1,3E+01	1,7E+01

Tabelle 3-5: Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Kleinkinds (Alter ≤ 1 Jahr) in mSv/a (Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad						
	Trinkwasser	Ingestion nach Berechnung	Bodenstrahlung	Inhalation	Viehtränke	Fischverzehr	Summe
<b>Sr-90</b>							
40 Jahre	2,2E+00	1,6E+00	0,0E-00	2,5E-05	3,5E-02	7,6E-02	3,8E+00
80 Jahre	8,3E-01	1,1E+00	0,0E-00	1,9E-05	1,4E-02	2,9E-02	2,0E+00
130 Jahre	2,5E-01	3,9E-01	0,0E-00	5,9E-06	4,1E-03	8,8E-03	6,5E-01
<b>Ra-228</b>							
40 Jahre	9,4E-01	3,6E-01	0,0E-00	1,2E-05	2,3E-02	1,1E-02	1,3E+00
80 Jahre	9,4E-01	3,6E-01	0,0E-00	1,2E-05	2,3E-02	1,1E-02	1,4E+00
130 Jahre	9,4E-01	3,6E-01	0,0E-00	1,2E-05	2,3E-02	1,1E-02	1,4E+00
<b>Pu-238</b>							
40 Jahre	2,1E+01	8,0E+00	1,2E-09	8,5E-03	5,6E-03	2,0E-01	2,9E+01
80 Jahre	1,5E+01	5,8E+00	4,5E-09	3,1E-02	4,1E-03	1,4E-01	2,2E+01
130 Jahre	1,0E+01	3,9E+00	6,0E-09	4,1E-02	2,7E-03	9,7E-02	1,4E+01
<b>Pu-239</b>							
40 Jahre	1,7E+01	6,4E+00	4,4E-10	6,8E-03	4,5E-03	1,6E-01	2,4E+01
80 Jahre	1,7E+01	6,4E+00	2,2E-09	3,3E-02	4,4E-03	1,6E-01	2,4E+01
130 Jahre	1,7E+01	6,4E+00	4,3E-09	6,6E-02	4,4E-03	1,6E-01	2,4E+01
<b>Pu-240</b>							
40 Jahre	2,0E+01	7,3E+00	1,0E-09	7,8E-03	5,1E-03	1,8E-01	2,7E+01
80 Jahre	2,0E+01	7,3E+00	5,2E-09	3,8E-02	5,1E-03	1,8E-01	2,7E+01
130 Jahre	1,9E+01	7,3E+00	1,0E-08	7,5E-02	5,1E-03	1,8E-01	2,7E+01
<b>Pu-241</b>							
40 Jahre	1,3E+00	4,8E-01	9,8E-09	5,4E-04	3,4E-04	1,2E-02	1,8E+00
80 Jahre	1,9E-01	7,1E-02	7,1E-09	3,9E-04	4,9E-05	1,8E-03	2,6E-01
130 Jahre	1,7E-02	6,4E-03	1,2E-09	6,9E-05	4,5E-06	1,6E-04	2,4E-02
<b>Am-241</b>							
40 Jahre	3,9E+01	1,5E+01	8,5E-08	1,5E-02	2,3E-02	1,1E+00	5,5E+01
80 Jahre	3,7E+01	1,4E+01	3,9E-07	7,0E-02	2,2E-02	1,1E+00	5,3E+01
130 Jahre	3,5E+01	1,3E+01	7,1E-07	1,3E-01	2,1E-02	1,0E+00	5,1E+01

Tabelle 3-6: Nuklid- und pfadspezifische Strahlenexposition des Erwachsenen in mSv/a  
(Lebensgewohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad						Summe
	Trink- wasser	Ingestion nach Bereg- nung	Boden- strahlung	Inhalati- on	Vieh- tränke	Fisch- verzehr	
<b>Sr-90</b>							
40 Jahre	4,3E-01	4,3E-01	0,0E-00	6,9E-05	1,4E-02	1,4E-01	1,0E+00
80 Jahre	1,7E-01	3,1E-01	0,0E-00	5,3E-05	5,6E-03	5,3E-02	5,4E-01
130 Jahre	5,0E-02	1,1E-01	0,0E-00	1,7E-05	1,7E-03	1,6E-02	1,8E-01
<b>Cs-137</b>							
40 Jahre	3,6E-01	2,1E-01	1,8E-06	3,9E-05	1,3E-01	6,5E-01	1,3E+00
80 Jahre	1,4E-01	1,2E-01	3,3E-06	6,8E-05	5,1E-02	2,6E-01	5,7E-01
130 Jahre	4,5E-02	5,1E-02	1,9E-06	3,7E-05	1,6E-02	8,2E-02	1,9E-01
<b>Pu-238</b>							
40 Jahre	2,0E+00	1,1E+00	7,3E-10	3,5E-02	5,8E-03	1,7E-01	3,3E+00
80 Jahre	1,5E+00	7,8E-01	2,7E-09	1,3E-01	4,2E-03	1,2E-01	2,5E+00
130 Jahre	9,8E-01	5,3E-01	3,6E-09	1,7E-01	2,8E-03	8,4E-02	1,8E+00
<b>Pu-239</b>							
40 Jahre	1,6E+00	8,8E-01	2,6E-10	2,9E-02	4,8E-03	1,4E-01	2,7E+00
80 Jahre	1,6E+00	8,8E-01	1,2E-09	1,4E-01	4,8E-03	1,4E-01	2,8E+00
130 Jahre	1,6E+00	8,9E-01	2,5E-09	2,8E-01	4,7E-03	1,4E-01	3,0E+00
<b>Pu-240</b>							
40 Jahre	1,9E+00	1,0E+00	6,1E-10	3,3E-02	5,5E-03	1,6E-01	3,1E+00
80 Jahre	1,9E+00	1,0E+00	3,0E-09	1,6E-01	5,5E-03	1,6E-01	3,2E+00
130 Jahre	1,9E+00	1,0E+00	6,0E-09	3,2E-01	5,4E-03	1,6E-01	3,4E+00
<b>Pu-241</b>							
40 Jahre	1,8E-01	9,6E-02	5,8E-09	3,3E-03	5,2E-04	1,5E-02	3,0E-01
80 Jahre	2,6E-02	1,4E-02	4,2E-09	2,4E-03	7,6E-05	2,3E-03	4,5E-02
130 Jahre	2,4E-03	1,3E-03	7,5E-10	4,2E-04	6,9E-06	2,0E-04	4,3E-03
<b>Am-241</b>							
40 Jahre	3,4E+00	1,8E+00	4,9E-08	6,0E-02	1,8E-02	9,2E-01	6,3E+00
80 Jahre	3,3E+00	1,8E+00	2,3E-07	2,8E-01	1,7E-02	8,9E-01	6,3E+00
130 Jahre	3,1E+00	1,7E+00	4,1E-07	5,0E-01	1,6E-02	8,2E-01	6,1E+00

Tabelle 3-7: Strahlenexposition der einzelnen Referenzpersonen in mSv/a (Lebensge-  
wohnheiten analog Berechnungsgrundlagen Bergbau)

Zeit ab Beginn des Absaufens	Expositionspfad					
	Trinkwas- ser	Ingestion nach Be- regnung	Boden- strahlung	Inhalation	Viehtränke	Fischver- zehr
<b>Referenzperson Alter ≤ 1 Jahr</b>						
40 Jahre	1,2E+02	4,4E+01	3,0E-06	4,4E-02	1,4E-01	2,3E+00
80 Jahre	1,1E+02	4,1E+01	5,9E-06	2,0E-01	9,9E-02	2,1E+00
130 Jahre	9,6E+01	3,7E+01	4,2E-06	3,5E-01	7,9E-02	1,9E+00
<b>Referenzperson Alter &gt; 1 bis ≤ 2 Jahre</b>						
40 Jahre	5,8E+00	8,5E+00	2,8E-06	7,4E-02	1,3E-01	1,7E+00
80 Jahre	5,1E+00	7,8E+00	5,6E-06	3,3E-01	7,2E-02	1,4E+00
130 Jahre	4,6E+00	7,0E+00	3,9E-06	5,9E-01	4,7E-02	1,2E+00
<b>Referenzperson Alter &gt; 2 bis ≤ 7 Jahre</b>						
40 Jahre	4,3E+00	8,5E+00	2,5E-06	8,7E-02	1,4E-01	1,3E+00
80 Jahre	3,9E+00	7,8E+00	4,8E-06	3,9E-01	8,3E-02	1,0E+00
130 Jahre	3,5E+00	6,9E+00	3,4E-06	7,0E-01	5,4E-02	8,9E-01
<b>Referenzperson Alter &gt; 7 bis ≤ 12 Jahre</b>						
40 Jahre	5,4E+00	8,2E+00	2,3E-06	1,3E-01	1,7E-01	1,7E+00
80 Jahre	4,8E+00	7,3E+00	4,5E-06	5,7E-01	9,6E-02	1,3E+00
130 Jahre	4,3E+00	6,3E+00	3,2E-06	1,0E+00	6,0E-02	1,1E+00
<b>Referenzperson Alter &gt; 12 bis ≤ 17 Jahre</b>						
40 Jahre	6,9E+00	7,9E+00	2,1E-06	1,5E-01	2,3E-01	1,9E+00
80 Jahre	5,9E+00	7,0E+00	4,1E-06	6,7E-01	1,3E-01	1,4E+00
130 Jahre	5,2E+00	5,8E+00	2,8E-06	1,2E+00	7,5E-02	1,1E+00
<b>Referenzperson Alter &gt; 17 Jahre</b>						
40 Jahre	1,1E+01	6,2E+00	1,9E-06	1,8E-01	1,9E-01	2,6E+00
80 Jahre	9,9E+00	5,6E+00	3,7E-06	8,1E-01	9,8E-02	2,0E+00
130 Jahre	8,9E+00	4,9E+00	2,6E-06	1,4E+00	5,6E-02	1,7E+00

### **3.2 Berechnung der Strahlenexposition unter Einbeziehung von Löslichkeitsgrenzen und Verzögerungseffekten beim Transport durch das Deckgebirge (Szenario II)**

Das Szenario II berücksichtigt, dass bei Uran und Thorium Löslichkeitsgrenzen wirksam werden, da das Inventar der Asse an diesen Stoffen größer ist als die Menge, die theoretisch in der zugelaufenen Lösung lösbar wäre (siehe Kapitel 3.2.1). Ansonsten wird aber wie in Szenario I davon ausgegangen, dass sämtliche anderen Radionuklide in Lösung gehen und homogen in der das Grubengebäude füllenden Lösung verteilt werden. Mit dieser Annahme ist eine Vergleichbarkeit mit Szenario I gewährleistet, denn mit Szenario II soll nur der Einfluss von Löslichkeitsgrenzen und Sorption beispielhaft demonstriert werden.

Für die Berechnungen im Szenario II wird davon ausgegangen, dass die radioaktiven Stoffe homogen über ein Lösungsvolumen von  $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  verteilt vorliegen. Dieses Volumen entspricht dem Initialvolumen vor dem Zeitpunkt der Carnallitumlösung. Den Berechnungen in Szenario I liegt die homogene Verteilung über ein Volumen von  $2,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  nach Auflösung des Carnallitits zugrunde. Der Grund für diese Annahme ist die Tatsache, dass die Umlösungsprozesse nicht sicher in vollem Umfang stattfinden, so dass das Lösungsvolumen auch kleiner sein kann und demzufolge relativ höhere Konzentrationen aufweist. Die Annahme des geringeren Lösungsvolumens führt also rechnerisch zu höheren Strahlenexpositionen, ohne dass sie aber als abdeckend angesehen werden kann. Auch die homogene Vermischung im Sinne des Rührkessels ist nicht zwingend. Es ist denkbar, dass Teilmengen der im Grubengebäude entstehenden Lösung höher kontaminiert sein können und diese, wenn sie ohne weitere Vermischung ausgepresst und in die Biosphäre emittiert werden, entsprechend der Systematik der radioökologischen Betrachtungsweise (Einzelpersonen mit ungünstigen Lebensgewohnheiten) zu höheren Expositionen führen könnten. Zur genaueren Ermittlung müssten zeitliche Abläufe und Inventare auch bezogen auf einzelne Einlagerungskammern untersucht werden. Dies ist derzeit nicht ausreichend sicher zu beurteilen und es ist daher derzeit auch nicht möglich, sicher zu entscheiden, ob die hier getroffenen Annahmen insgesamt in jedem Fall konservativ sind.

Im Szenario II wird von einer Auspressung der Lösung in das Deckgebirge nach Volllaufen des Grubengebäudes über eine kurze Verbindung von Grubengebäude und Erdoberfläche ausgegangen (Störung mit kürzestem Weg durch das Deckgebirge, siehe Kapitel 3.2.2). Da die Pfadlänge Einfluss auf die Höhe der Dosis hat und mit der Länge des Pfades die Dosis bei ansonsten gleichen Randbedingungen abnimmt, ist die Wahl eines kurzen Pfades konservativ.

Sorptionsprozesse werden zwangsläufig beim Transport durch das Deckgebirge mehr oder weniger stark wirksam. Die hier diesbezüglich getroffenen Annahmen basieren auf publizierten Sorptionsdaten im Deckgebirge der Asse, die für die im ausgewählten Transportpfade spezifischen Gesteinsschichten verwendet werden können (siehe Kapitel 3.2.3).

In Kapitel 3.2.4 werden Strahlenexpositionen mit der in Kapitel 2 beschriebenen Modellierung ermittelt, die sich bei einer beispielhaften Variierung einzelner Parameter ergeben.

### 3.2.1 Wirksamkeit von Löslichkeitsgrenzen

Durch das Institut für Nukleare Entsorgung (INE) am Karlsruhe Institute of Technology (KIT) wurde untersucht, ob die vollständige Lösung von Radionukliden nach dem Absaufen der Asse möglich ist, bevor eine Sättigung der Lösung erfolgt. Die entsprechenden Untersuchungsergebnisse finden sich in /INE 2010/ sowie als Anhang 1 zu /Öko-Institut 2011/.

Der Einfluss von Komplexbildnern auf die Löslichkeit wurde dabei berücksichtigt. Potenzielle Komplexbildner wurden mit den Abfällen eingelagert. Hierzu zählen komplexierende Stoffgruppen wie beispielsweise Acetate, Oxalate, Tartrate und EDTA. Die eingelagerten Mengen belaufen sich nach derzeit publizierten Abschätzungen auf 46,4 kg EDTA und etwa 40,5 Mg andere Komplexbildner. Die Gesamtmenge dieser Komplexbildner beläuft sich auf  $1,4 \cdot 10^5$  mol. Berechnungen von KIT-INE haben ergeben, dass die daraus resultierenden maximalen Konzentrationen in den Lösungen keine Auswirkungen auf die Löslichkeitsgrenzen haben.

Insgesamt führen die Untersuchungen von KIT-INE zu dem Ergebnis, dass die maximal zu erwartenden Thorium- und Uran-Konzentrationen in Lösung um einen Faktor 170 (für Thorium) bzw. 195 (für Uran) unter den Konzentrationen liegen, die sich rein rechnerisch aus den Inventaren und Lösungsvolumina ergeben würden. Da die Inventarmengen aller anderen Radionuklide aber im Bereich oder unterhalb der maximal löslichen Mengen liegen, ist davon auszugehen, dass die Konzentrationen der anderen Radionuklide in dem unterstellten Lösungsvolumen durch das Inventar und nicht durch Löslichkeitsgrenzen bestimmt sind. Für diese Radionuklide wird also weiterhin vollständige Löslichkeit unterstellt.

### 3.2.2 Fließsysteme und Transport im Deckgebirge

#### 3.2.2.1 Transportpfad

Im Hinblick auf die Abschätzung von Transporteffekten ist die Länge des Transportpfades und die entlang des Pfades anzutreffenden Gesteine relevant. Um hierbei eine möglichst konservative Abschätzung zu treffen, wurde für die hier vorgenommenen Berechnungen als Transportpfad der kürzeste Pfad vom Salzstock durch das Deckgebirge bis zum Übergang in die Biosphäre (oberflächennahe Grundwasservorkommen) angenommen. Die Länge dieses Pfades wird mit 240 m angesetzt. Für die Berechnungen wurde angenommen, dass sich jeweils eine Schicht über die ganze Pfadlänge erstreckt und deren transportwirksame Eigenschaften zum Tragen kommen – siehe Kapitel 3.2.4.



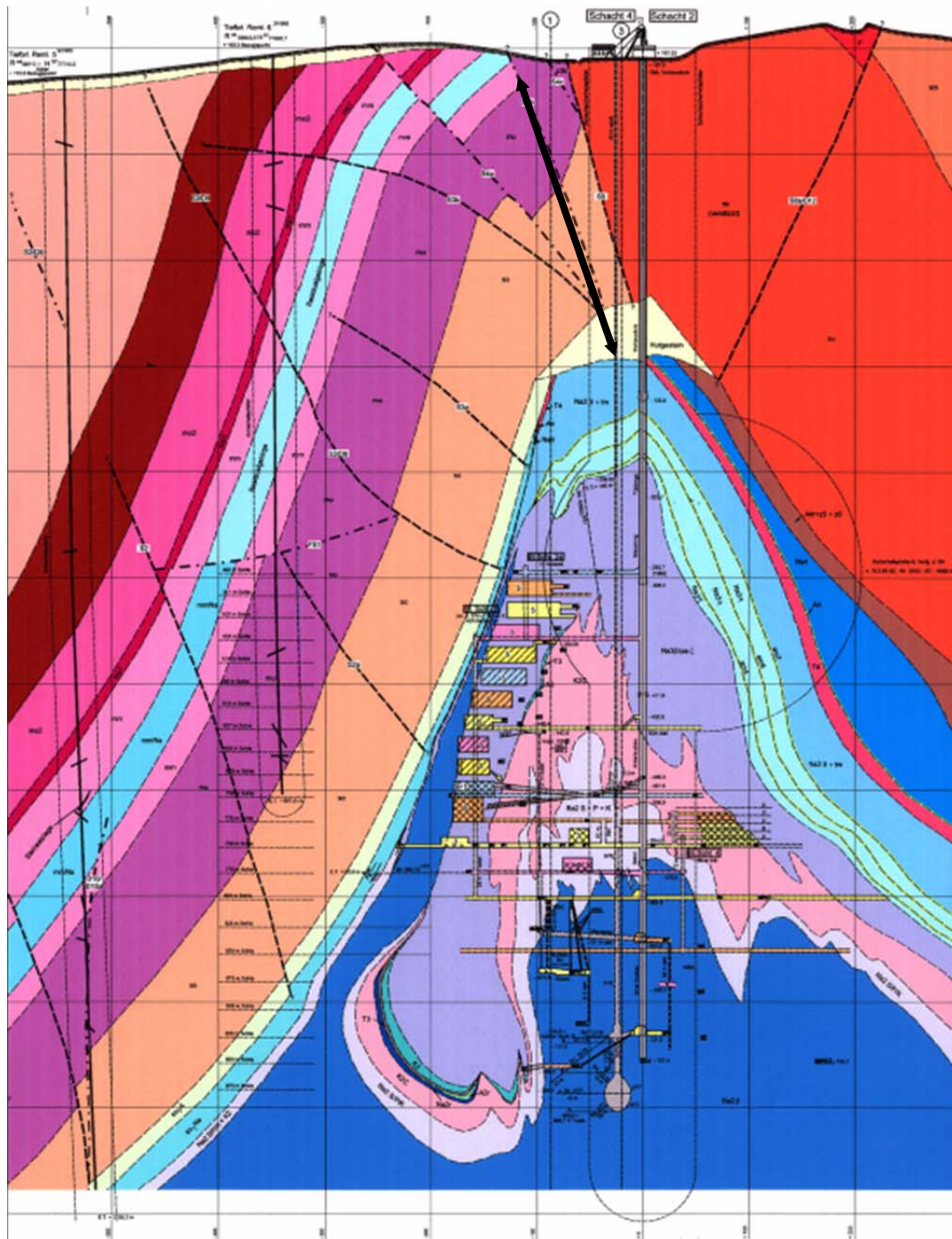


Abbildung 3-2: Querprofil durch die Asse im Gebiet des Schachts Asse II mit dem hier un-  
tersuchten Pfad als fett markierter Linie

### 3.2.2.2 Grundlegende Annahmen für die Berechnungen

Es werden folgende grundlegende Annahmen getroffen:

- Der Haupttransport erfolgt entlang der x-Achse bzw. des Pfades (anschaulich könnte dies z.B. eine Störung sein).
- Daraus resultiert der Vektor der Abstandsgeschwindigkeit und eine dominierende Verschmierung bzw. Verringerung der Konzentration der Transportfront durch longitudinale Dispersion in dieser Richtung. Die Wertebereiche der Dispersionskoeffizienten werden entsprechend den Gesteinen und den Geschwindigkeiten ausgehend von /FUGRO 2010/ und /Colenco 2006a/ ermittelt. Dabei wird die Bedeutung der Skalenabhängigkeit der longitudinalen Dispersionslänge in Zusammenhang mit der longitudinalen Dispersion geprüft und der Dispersionskoeffizient so gewählt, dass möglichst hohe Konzentrationsmaxima resultieren.
- Entlang des Transportpfades wird ein konstanter Wert der Abstandsgeschwindigkeit angenommen.
- Die Flächenquelle befindet sich am Anfang des Pfades, bildlich gesprochen am Übergang vom Grubengebäude in das Hutgestein/Deckgebirge als kürzeste Verbindung in die Biosphäre.
- Der Zeitpunkt  $t = 0$  bezieht sich auf das Jahr 2011. Hierauf wird das radioaktive Inventar des Quellterms bezogen.
- Es wird keine Unterscheidung hinsichtlich der Konzentration in der Haftwasserphase und der mobilen Phase des Porenraumes getroffen und der gesamte Porenraum wird für die Migrationsberechnung mitberücksichtigt.

Wird eine reale Ausbreitung der Salzlösung unterstellt, kommt es zu einer starken Veränderung des geochemischen Milieus, so dass Radionuklide aus dem Gesteinsvolumen bzw. der Matrix mobilisiert werden könnten. In diesem Zusammenhang wird in /FUGRO 2010/ auf die „induzierte Mobilisierung“ hingewiesen, die allerdings eine gesonderte Betrachtung und Modellierung erfordern würde. Diese Fragenstellung ist nicht Gegenstand dieses Berichts.

### 3.2.2.3 Transportparameter

#### 3.2.2.3.1 Porosität und Dichte

Für die Berechnung der Retardationsfaktoren sind Angaben zur Porosität erforderlich. Hierzu wurden Porositätswerte nach /Colenco 2006a/ herangezogen. Um ungünstige Verhältnisse zu erhalten, wurden für die hier durchgeführten Berechnungen die für ein Gestein jeweils höchsten Porositätswerte aus /Colenco 2006a/ angesetzt (0,05 für mittleren Muschelkalk/mm; 0,06 für unteren Muschelkalk/mu; 0,1 für Buntsandstein/so). Die mittleren Feststoffdichten wurden aus /Prinz 1991/ entnommen und entsprechen hohen Porositätswerten (2,65 kg/l für Muschelkalk und 2,3 kg/l für Buntsandstein).

### 3.2.2.3.2 Sorptionskoeffizienten

Der dem Stofftransport maßgebend entgegenwirkende Parameter ist die Sorption der Radionuklide an der Oberfläche des durchströmten Gesteins, ausgedrückt als Sorptionskoeffizient  $K_d$ . Diese Eigenschaft fließt in die Berechnung des Transportes in der Form des Retardationsfaktors ein (siehe Gleichung (2.2)).

Die von INE ermittelten Sorptionskoeffizienten wurden für Gesteine aus dem Deckgebirge der Asse erhoben, in denen die Porositäten zwischen 25 % und 0,3 % variierten. In den Gesteinen, die hohe Porosität aufweisen (wie Bereiche des Röttaquitards) wurde nach /INE 2010/ bei den meisten Radionukliden ein hoher Sorptionskoeffizient  $K_d$  festgestellt, so dass trotz einer höheren Porosität die nach Gleichung (2.2) berechneten Retardationsfaktoren vergleichsweise hoch sind.

Die  $K_d$ -Werte nach /INE 2010/ sind in Tabelle 3-8 ausgehend von den Untersuchungen der Bohrungen R5 und R6 zusammengefasst. Die Gesteinsproben, die INE für seine Untersuchungen verwendet hat, stammen aus Bohrungen im Umfeld der geologischen Trennfläche S3/D9. Die dabei gewonnenen Informationen wurden näherungsweise für den hier betrachteten Transportpfad übernommen.

Tabelle 3-8: Mittlere Sorptionskoeffizienten im Deckgebirge nach /INE 2010/

Mittlere Sorptionskoeffizienten im Deckgebirge der Schachanlage Asse ( $K_d$ ) [ml/g]						
Element	Gestein					
	mo	mm2	mm	mu	mu 1-3	so
$\text{CO}_3^{2-}$	3	2	1,5	9	8	1,8
Se	0,04	0,4	0,05	0,1	0,08	0,3
Sr	7	3	1,3	1,5	1	49
Tc	1,4	0,1	0,5	1,3	1,5	1
I	12,6	1	3	0,6	0,5	1,4
Cs	1500	120	540	870	280	339
Pb	140	50	70	75	75	74
Ra	138	39	50	60	125	5830
Ac	2000	311	140	227	400	676
Pa	10000	4000	3000	4000	4000	12718
U	15	0,5	4	3,5	3	2,4
Np	1500	120	540	870	280	339
Pu	6000	361	3000	2000	1000	5866
Am	10000	900	10000	10000	5000	13182
Cm	1000	217	4000	438	500	125

so: Oberer Buntsandstein  
mu: Unterer Muschelkalk  
mm: Mittlerer Muschelkalk  
Rmm: Residualgebirge Mittlerer Muschelkalk  
mo1: Trochitenkalk  
mo2: Ceratiten-Schichten

Tabelle 3-8 bildet den derzeitigen Asse-spezifischen Kenntnisstand zu experimentell ermittelten Sorptionskoeffizienten ab. Zu den anderen im Inventar des Asse aufge-

fürten Radionukliden liegen keine belastbaren Angaben zu Sorptionskoeffizienten vor. Für diese Radionuklide wurden daher Sorptionseffekte grundsätzlich nicht berücksichtigt. Hierdurch wird die sich rechnerisch ergebende Gesamtdosis in Bezug auf nicht bekannte Sorptionsparameter überschätzt.

### 3.2.2.4 Abstandsgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten

In die Berechnung der zeitlichen Konzentrationsentwicklung entlang des Transportpfades mit Hilfe der Gleichung (2.9) fließt der Wert der Abstandsgeschwindigkeit  $u_a$  in Transporthauptrichtung ein. Die Transporthauptrichtung ist durch den Pfad gegeben.

Die Dispersionskoeffizienten sind das Produkt aus Dispersionslänge und Abstandsgeschwindigkeit:

$$D_x = a_x \cdot u_a \quad (3.1)$$

Für die Dispersionslänge wird in /FUGRO 2010/ folgende Gleichung nach /Luckner 1986/ angegeben:

$$a_x = 0,03 \cdot X^{0,3+X^{-0,075}} \quad (3.2)$$

Größere Dispersionskoeffizienten führen tendenziell zu einem früheren Eintreten des Maximums bei einer stärkeren Verschmierung der Front, was zu niedrigeren maximalen Konzentrationen bei einem früheren Eintreten in das oberflächennahe Grundwasser führt. Bei kleineren Dispersionskoeffizienten wird das Maximum der Konzentrationen höher, tritt aber mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung ein. Die Wahl eines niedrigen Dispersionskoeffizienten ist daher konservativ.

Ein Vergleich der ausgehend von Gleichung (3.2) berechneten Dispersionslängen und von mit Gleichung (3.1) berechneten Dispersionskoeffizienten mit den Ergebnissen in /Colenco 2006b/ ergab, dass die Dispersionskoeffizienten etwas niedriger sind als nach /Colenco 2006b/, aber in der gleichen Größenordnung liegen. Nach /Colenco 2006b/ wurde für die Dispersionslänge ein Wert von 15 m angesetzt. Die Dispersionslänge wurde als globaler Parameter verwendet, das heißt als Parameter, für den in allen hydrogeologischen Einheiten gleiche Werte angenommen werden /Colenco 2006b/.

Berechnungen nach Gleichung (3.2) ergaben Werte der Dispersionslänge von bis zu 8,5 m. Für die weiteren Berechnungen wurde hier ein Wert von 10 m für die Dispersionslänge angesetzt, welcher im Rahmen der hier erreichbaren Genauigkeit der Modellierung für die betrachtete Distanz als konstant angenommen werden kann. Anschließend wurden für die Abstandsgeschwindigkeiten die entsprechenden Dispersionskoeffizienten berechnet.

Für die Abstandsgeschwindigkeiten wurden im Zuge der Berechnungen Werte zwischen 0,03 m/a und 10 m/a angesetzt. Die Abstandsgeschwindigkeiten und die sich ergebenden Dispersionskoeffizienten sind in Tabelle 3-9 zusammengefasst. Für die

weiteren Berechnungen wurden die rechnerischen Dispersionskoeffizienten gerundet.

Tabelle 3-9: Variierte Werte der aus den Filtergeschwindigkeiten abgeleiteten Abstandsgeschwindigkeiten und entsprechender longitudinaler Dispersionskoeffizienten für eine Dispersionslänge von 10 m

Abstandsgeschwindigkeit $u_a$ [m/a]	Dispersionskoeffizient $D_x$ [m <sup>2</sup> /s]	
	berechneter Wert	gerundeter Wert für die weiteren Berechnungen
0,03	9,51E-09	1E-08
0,3	9,51E-08	1E-07
0,5	1,58E-07	1E-07
0,8	2,54E-07	1E-07
1	3,17E-07	1E-07
2	6,34E-07	1E-07
3*	9,51E-07	1E-06
4	1,27E-06	1E-06
5	1,59E-06	1E-06
6	1,90E-06	1E-06
10	3,17E-06	1E-06

\* max. Geschwindigkeitserhöhung im Nahbereich der Zutrittsstelle – Scherdeformationsbereich – nach /Colenco 2006b/

In Kapitel 2.1.3 wird beschrieben, wie die gekoppelte Migration berücksichtigt werden kann. Dabei ist zu überprüfen, ob ein Radionuklid der Gruppe der Radionuklide mit gekoppelter Migration oder der Gruppe der Radionuklide mit isolierter Migration zuzuordnen ist. Für die hier relevanten Radionuklide ergibt sich die Einteilung in die beiden Gruppen gemäß Tabelle 3-10.

Tabelle 3-10: Einteilung der Radionuklide in die Gruppen mit gekoppelter oder isolierter Migration

Radionuklide der Gruppe 1 (gekoppelte Migration)	Radionuklide der Gruppe 2 (isolierte Migration)
Sr-90	Ra-225
Pu-241	Ra-224
Pu-240	Pb-210
Pu-239	Pa-231
Pu-238	Th-232*
Th-228	Th-230*
Am-241	Th-229*
Ra-226	U-238
Ra-228	Np-237

\* Da für Thorium in /INE 2010/ kein Sorptionskoeffizient untersucht wurde, ist der Retardationsfaktor gleich 1 gesetzt.

### 3.2.2.5 Druckverhältnisse

Nach dem Absaufen des Grubengebäudes erfolgt eine Auspressung der Lösung in Richtung der Erdoberfläche. Dabei leistet das Grundwasser des Deckgebirges einen hydraulischen Widerstand gegen die Auspressung der Lösung aus dem Grubengebäude. In /Colenco 2006b/ wird als Folge eine Steigerung des Lösungsdrucks vor der Übertrittszone Grubengebäude/Deckgebirge im Rötanhydrit so1 (siehe Abbildung 3-2) erwartet, die in ihrer Rückwirkung die Konvergenzrate des Grubengebäudes beeinflusst. Somit wären gegenüber dem in /GRS 2009/ gewählten Ansatz sowohl niedrigere Auspressraten als die 10.000 m<sup>3</sup> im Jahr in /GRS 2009/ als auch niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten zu erwarten. In den beispielhaft durchgeführten Berechnungen werden die Auspressraten zwischen 300 m<sup>3</sup> im Jahr und 10.000 m<sup>3</sup> im Jahr variiert, um zu untersuchen, wie sich die Stützwirkung des hydrostatischen Drucks auf die Berechnungsergebnisse auswirken kann.

### 3.2.3 Grundlegende Ergebnisse der Berechnung der Strahlenexposition

Es wurden verschiedene Variationen von Parametern vorgenommen, um die jeweilige Sensibilität der berechneten möglichen Strahlenexpositionen zu untersuchen. Zu den Ergebnissen verweisen wir auf /Öko-Institut 2011/.

Als Variation der radioökologischen Berechnungen wurden sowohl Lebensgewohnheiten der Referenzpersonen gemäß der AVV zu § 47 StrlSchV als auch nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau zugrunde gelegt. Nach welchem Verfahren bei einem Endlager ähnliche Berechnungen durchzuführen wären, ist in Deutschland bisher nicht verbindlich geregelt.

Bei Expositionspfaden mit einem Anreicherungseffekt (durch mehrjährige Beregnung) wurde angenommen, dass über bis zu 100 aufeinander folgende Jahre eine Beregnung des gleichen Bodens mit dem kontaminierten Wasser der jeweiligen Aktivitätskonzentration erfolgt. In jedem Jahr wird rechnerisch mit der Beregnung einer neuen Flächen begonnen und diese dann beendet, wenn die Fläche 100 Jahre beregnet wurde. Für die Ermittlung der Dosis eines Jahres wird die in diesem Jahr ungünstigste Fläche ausgewählt. Durch die Begrenzung der Beregnungsdauer soll berücksichtigt werden, dass nach einer längeren intensiven Beregnung und Nutzung eines Bodens dieser nicht mehr identisch mit dem ursprünglich vorhandenen Boden ist.

Der Beitrag einzelner Expositionspfade zur gesamten effektiven Dosis unterscheidet sich nur geringfügig je nach Abstandsgeschwindigkeit und Gestein. Er ist daher auch relativ unabhängig vom Pfad, über den der Transport durch das Deckgebirge erfolgt. Größeren Einfluss auf die Relevanz der einzelnen Expositionspfade haben die angenommenen Verzehrsgewohnheiten der Referenzpersonen. Die Untersuchungen in /Öko-Institut 2011/ haben insbesondere ergeben:

- Bei Lebensgewohnheiten analog AVV zu § 47 StrlSchV ist vor allem die Ingestion von auf berechneten Flächen angebauten Nahrungsmitteln dosisrelevant.

Lediglich beim Kleinkind (Alter  $\leq 1$  Jahr) ist auch der Trinkwasserpfad relevant, da im ungünstigen Fall statt Muttermilch mit kontaminiertem Trinkwasser angesetzte Beikost verzehrt wird.

- Bei Lebensgewohnheiten analog den Berechnungsgrundlagen Bergbau sind für alle Altersgruppen die beiden Pfade „Ingestion von auf berechneten Flächen angebauten Nahrungsmitteln“ und „Trinkwasserkonsum“ dosisrelevant. Dies liegt daran, dass – bis auf Trinkwasser - ein Anteil nicht kontaminierter Lebensmittel am Gesamtkonsum unterstellt wird.
- Die Expositionspfade „Fischverzehr“ und „Inhalation bei Aufenthalt auf berechneten Flächen“ tragen nur wenig zur Gesamtdosis bei.
- Die Beiträge der Expositionspfade über Viehtränke und durch äußere Bestrahlung beim Aufenthalt auf berechneten Flächen sind vernachlässigbar.

Vergleichsrechnungen der absoluten effektiven Dosis für Lebensgewohnheiten analog der AVV zu § 47 StrlSchV gegenüber Lebensgewohnheiten analog der Berechnungsgrundlagen Bergbau haben gezeigt:

- Bei der Referenzperson mit der höchsten Dosis, dem Kleinkind (Alter  $\leq 1$  Jahr), ist die Dosis bei Lebensgewohnheiten analog der Berechnungsgrundlagen Bergbau etwa einen Faktor 3 geringer als bei Lebensgewohnheiten analog der AVV zu § 47 StrlSchV.
- Bei den anderen Referenzpersonen ist der Unterschied teils größer, bleibt aber geringer als eine Größenordnung.

Für die weiteren Berechnungen anhand ausgewählter Rechenfälle in Kapitel 3.2.4 werden abdeckend nur noch die Lebensgewohnheiten analog der AVV zu § 47 StrlSchV zugrunde gelegt.

### 3.2.4 Dosisberechnungen für ausgewählte Rechenfälle

Die genauen Verhältnisse bezüglich Abstandsgeschwindigkeiten, Auspressraten und Sorption nach einem Absaufen der Asse lassen sich auf derzeitigem Kenntnisstand nicht prognostizieren. Insofern sind derzeit auch keine verlässlich realitätsnahe Berechnungen von Strahlenexpositionen möglich. Es kann aber ermittelt werden, wie sich die Strahlenexpositionen verändern, wenn bestimmte Randbedingungen variiert werden. Daher werden entsprechende Randbedingungen nachfolgend in Form von drei Rechenfällen variiert und auf dieser Basis die effektiven Dosen ermittelt.

Die drei Rechenfälle unterscheiden sich zunächst in der zugrunde gelegten Auspressrate der Lösung aus dem Grubengebäude. Im ersten Rechenfall beträgt die Auspressrate  $10.000 \text{ m}^3/\text{a}$ , entsprechend der als maximal anzunehmenden Auspressrate in /GRS 2009/, im zweiten Rechenfall  $1.000 \text{ m}^3/\text{a}$  und im dritten Rechenfall  $300 \text{ m}^3/\text{a}$ . Bei der Modellierung in /Colenco 2006b/ wurde beispielsweise aufgrund entsprechender Modellrechnungen eine Auspressrate von  $200 \text{ m}^3/\text{a}$  angesetzt. Es wird angenommen, dass die Auspressung mit konstanter Rate erfolgt, bis

das Lösungsvolumen vollständig ausgepresst ist. Real reduziert sich mit voranschreitender Auspressung durch den Druckausgleich die Abstandsgeschwindigkeit und es stellen sich anhand der Druckverhältnisse im Grundwasser später deutlich niedrigere Werte der Abstandsgeschwindigkeit ein. Dies wurde hier konservativ vernachlässigt.

In allen drei Rechenfällen soll die die Auspressung über eine Transportfläche (Fläche unter Berücksichtigung der Porosität) von 1.000 m<sup>2</sup> erfolgen. Daraus ergeben sich Werte für die Abstandsgeschwindigkeit und die Dauer der Auspressung bis zum Erschöpfen des als kontaminiert angenommenen Lösungsvolumens von 1,3·10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. Im ersten Rechenfall beträgt dann die Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a (bei einer Auspressdauer von 130 Jahren), im zweiten Rechenfall 1 m/a (bei einer Auspressdauer von 1.300 Jahren) und im dritten Rechenfall 0,3 m/a (bei einer Auspressdauer von 4.300 Jahren).

Ebenfalls in den Rechenfällen variiert wurde der Rückhalteeffekt durch Sorption von Radionukliden. In allen Rechenfällen wurden Rechenläufe durchgeführt, bei denen die von INE (s. /INE 2010/ und Tab. 3-8) übermittelten Sorptionskoeffizienten berücksichtigt wurden. Für Radionuklide im Asse-Quellterm, über die keine Informationen zur Sorption vorliegen, wurde grundsätzlich keine Sorption berücksichtigt.

Im Rechenfall 1 sind Auspressrate und Abstandsgeschwindigkeit sehr hoch, so dass plausibel angenommen werden kann, dass eine Sorption nicht in ergebnisrelevantem Umfang stattfindet. Zum Vergleich wurde daher im Rechenfall 1 ein Rechenlauf unter vollständiger Vernachlässigung der Sorption durchgeführt (Rechenlauf 1b). In einem weiteren Rechenlauf wurde unter Berücksichtigung der Sorptionsdaten lediglich der Sorptionskoeffizient von Plutonium vernachlässigt (Rechenlauf 1c).

In den Rechenfällen 2 und 3 wurden neben der Berücksichtigung aller Sorptionsdaten (Rechenläufe 2a und 3a) in weiteren Rechenläufen die Sorptionskoeffizienten für Plutonium auf die für Strontium reduziert, um auch besondere Effekte abzudecken, die bei Plutonium in der Fachwelt diskutiert werden (z. B. kolloidaler Transport) (Rechenfälle 2b und 3b). Die Wahl der Sorptionswerte für Strontium ist dabei willkürlich und ist hier vorgenommen worden, da so rechnerisch deutlich niedrigere gesteinsabhängige Sorptionskoeffizienten zum Tragen kommen. Hiermit soll der Effekt einer reduzierten Sorption von Plutonium, wie sie bei kolloidalen Transportmechanismen zu erwarten wäre, veranschaulicht werden.

In der hier vorgenommene eindimensionale Transportmodellierung mit der analytischen Lösung der Transportgleichung (2.1) - Gleichung (2.9) - wurden die Gesteinseigenschaften entlang dem Transportweg nicht variiert. Für auf eine konservative Betrachtungsweise ist es daher sinnvoll, bei einer solchen Modellierung die ungünstigsten Gesteinseigenschaften im Hinblick auf die entstehende Dosis zugrunde zu legen. Es wurde daher zunächst für alle Gesteinsarten angenommen, dass deren Eigenschaften auf dem gesamten Transportweg vorliegen und die gesteinsabhängig sich ergebenden Strahlenexpositionen ermittelt. Alle nachfolgend dargestellten Berechnungen beziehen sich dann konservativ auf die Eigenschaften der im Bereich



Asse vorkommenden Gesteine des unteren Muschelkalks (meist mu1-3 nach /INE 2010/, in einem Fall mm2), für die die höchsten Strahlenexpositionen ermittelt wurden. Es wird damit unterstellt, dass dessen relativ ungünstige Eigenschaften über die gesamte betrachtete Transportstrecke vorliegen.

Die Parametervariationen sind in Tabelle 3-11 zusammengefasst.

Tabelle 3-11: Rechenfälle (1-3) und Rechenläufe (a, b, c) für die Dosisberechnungen mit ihren Parametervariationen

	Rechenfall						
	1			2		3	
	a	b	c	a	b	a	b
<b>Auspressrate [m<sup>3</sup>/a]</b>	10.000			1.000		300	
<b>Transportfläche [m<sup>2</sup>]</b>	1.000			1.000		1.000	
<b>Abstandsgeschwindigkeit [m/a]</b>	10			1		0,3	
<b>Auspressdauer [a]</b>	130			1.300		4.300	
<b>Sorptionskoeffizienten</b>	INE	alle=0	INE/Pu=0	INE	INE/Pu=Sr	INE	INE/Pu=Sr

alle=0: vollständige Vernachlässigung der Sorption, d. h. alle Radionuklide mit  $K_d$ -Wert = 0

INE: Sorption mit Werten der Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/ (siehe Tabelle 3-8), alle anderen Radionuklide mit  $K_d$ -Wert = 0

INE/Pu=0: Sorption mit Werten der Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/ (siehe Tabelle 3-8) mit Ausnahme von Pu, Pu und alle anderen Radionuklide mit  $K_d$ -Wert = 0

INE/Pu=Sr: Sorption mit Werten der Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/ (siehe Tabelle 3-8) mit Ausnahme von Pu, Pu mit  $K_d$ -Wert von Sr, alle anderen Radionuklide mit  $K_d$ -Wert = 0

### 3.2.4.1 Ermittlung der potenziellen Strahlenexposition im Rechenfall 1

Die nachfolgenden Zeitangaben für bestimmte ermittelte Dosen beziehen sich auf den Beginn des Eintrags von Radionukliden in das Deckgebirge als Startzeitpunkt (auch in den Zeitachsen der nachfolgenden Abbildungen). Bei Eintritt eines nicht mehr beherrschbaren Lösungszutritts vergeht zunächst einige Zeit bis zur vollständigen Füllung aller Hohlräume des Grubengebäudes und gegebenenfalls bis zum Abschluss von Umlösungsprozessen. Hierfür wurde ein Zeitraum von 30 Jahren angenommen (siehe auch Abbildung 3-1). Würde beispielsweise im Jahr 2015 ein nicht mehr beherrschbarer Lösungszutritt eintreten, so käme es unter den hier getroffenen Annahmen im Jahr 2045 zum ersten Übergang von Radionukliden in das Deckgebirge. Liegt ein Dosismaximum in Abbildung 3-3 beispielsweise nach 30 Jahren vor, so wäre dies dann im Jahr 2075.

Werden bei der Berechnung alle von /INE 2010/ ermittelten Sorptionskoeffizienten zugrunde gelegt (**Rechenlauf 1a**), so ergeben sich nach etwa 30 Jahren maximale effektive Dosen von 0,08 mSv im Jahr für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr und von 0,03 mSv im Jahr für Erwachsene. Dosisrelevant<sup>4</sup> sind in diesem Fall Co-60 und Ni-63<sup>5</sup> (siehe Abbildungen 3-3 bis 3-5).

<sup>4</sup> Ein Radionuklid wird hier dann als relevant bezeichnet, wenn es in einem Jahr mindestens 1 % der maximalen Gesamtdosis aller Radionuklide erreicht.

<sup>5</sup> Es ist anzumerken dass die dosisrelevanten Radionuklide hier zur Gruppe derer gehören, für die keine Sorptionsdaten verfügbar sind, und für die daher keine Sorption berücksichtigt wurde.

Ohne den rückhaltenden Effekt der Sorption (**Rechenlauf 1b**) wird bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a die maximale effektive Dosis für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr von 47 mSv im Jahr nach 35 Jahren erreicht. Die maximale effektive Dosis der Erwachsenen liegt bei 17 mSv im Jahr. Zur Gesamtdosis tragen primär Am-241, Sr-90, Cs-137 sowie die Plutoniumisotope Pu-238, Pu-239, Pu-240 und Pu-241 bei (siehe Abbildungen 3-6 bis 3-8).

Werden, abgesehen von Plutonium, die Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/ angesetzt, bei Plutonium die Sorption aber vernachlässigt (**Rechenlauf 1c**), so ergeben sich bei gleicher Abstandsgeschwindigkeit Werte der maximalen effektiven Dosis von 29 mSv im Jahr nach 36 Jahren für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr und von 4,7 mSv im Jahr für Erwachsene. Dosisrelevant sind dann nur die Plutoniumisotope Pu-238, Pu-239, Pu-240 und Pu-241 (siehe Abbildungen 3-9 bis 3-11).

In den grafischen Darstellungen sind die Dosen über einen Zeitraum bis 150 Jahre eingezeichnet. Nach 130 Jahren ist die Konvergenz abgeschlossen, so dass dann einerseits auch von deutlich reduzierten Abstandsgeschwindigkeiten auszugehen ist. Andererseits erfolgt weiterhin ein Transport von Radionukliden. Anhand sich neu einstellender Gleichgewichte werden nämlich Radionuklide remobilisiert. Weil rechnerisch auch nach 130 Jahren gleich bleibende Abstandsgeschwindigkeiten angesetzt werden, sind die für diesen Zeitraum ermittelten Dosen höher als es den sich real einstellenden niedrigeren Abstandsgeschwindigkeiten entspräche.

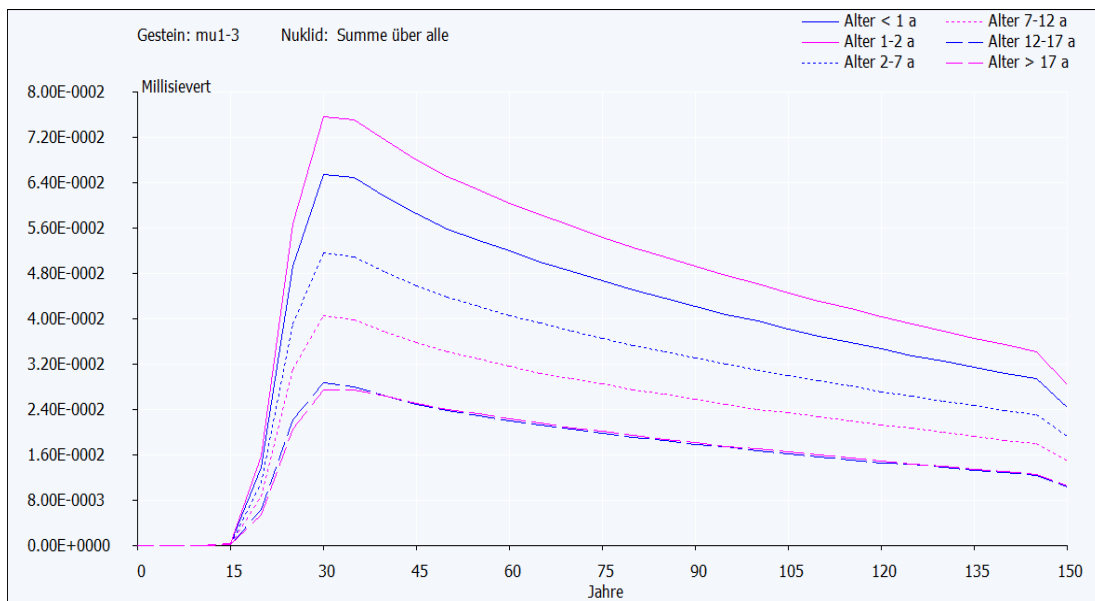


Abbildung 3-3: Rechenlauf 1a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

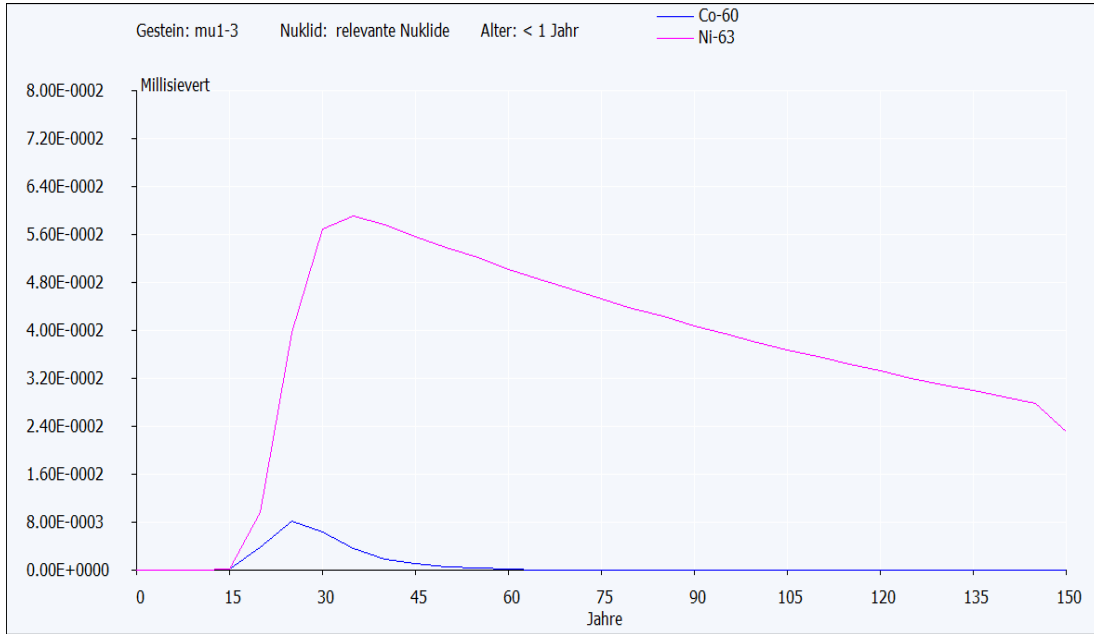


Abbildung 3-4: Rechenlauf 1a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

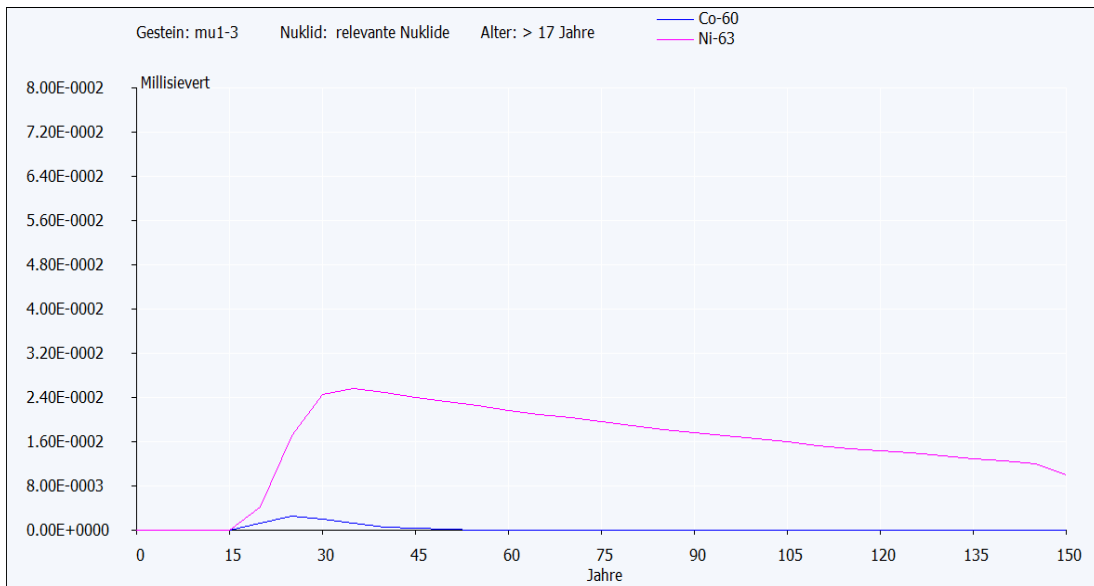


Abbildung 3-5: Rechenlauf 1a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $> 17$  Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

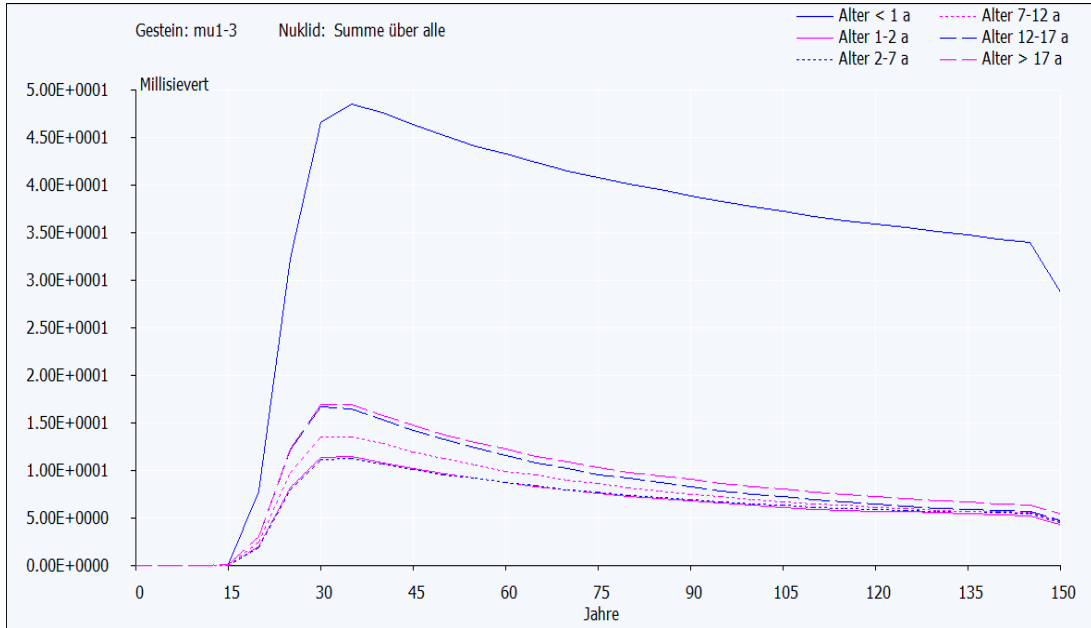


Abbildung 3-6: Rechenlauf 1b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, ohne Sorption

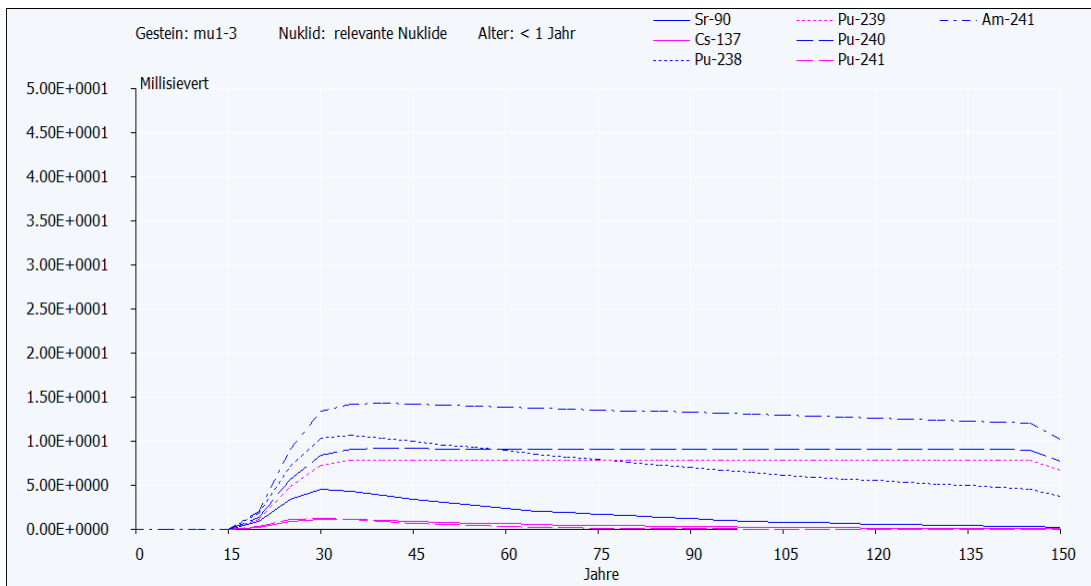


Abbildung 3-7: Rechenlauf 1b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, ohne Sorption

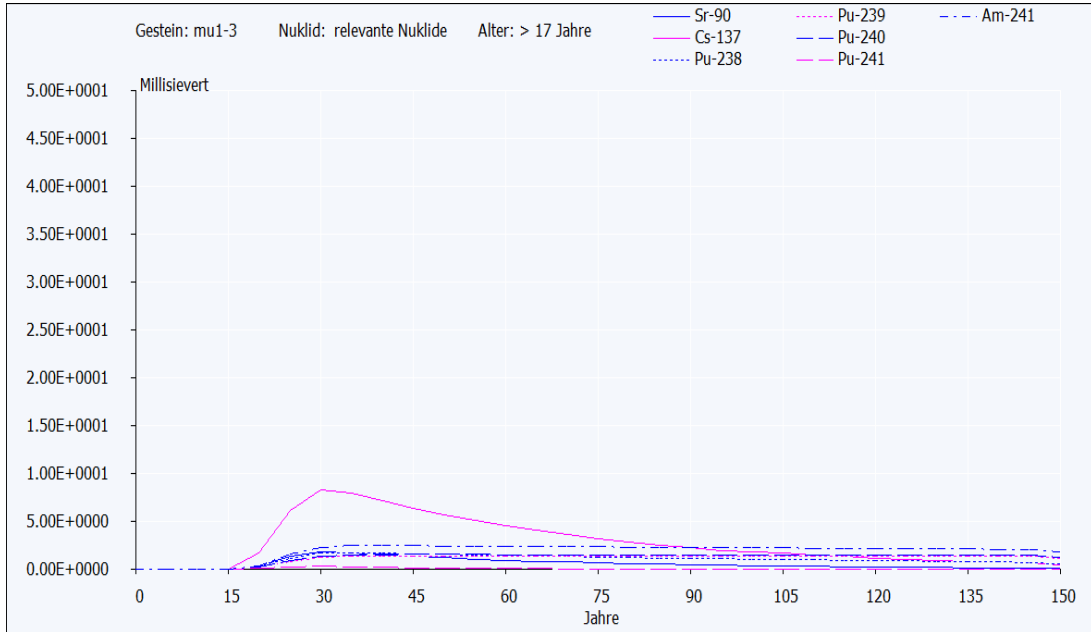


Abbildung 3-8: Rechenlauf 1b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, ohne Sorption

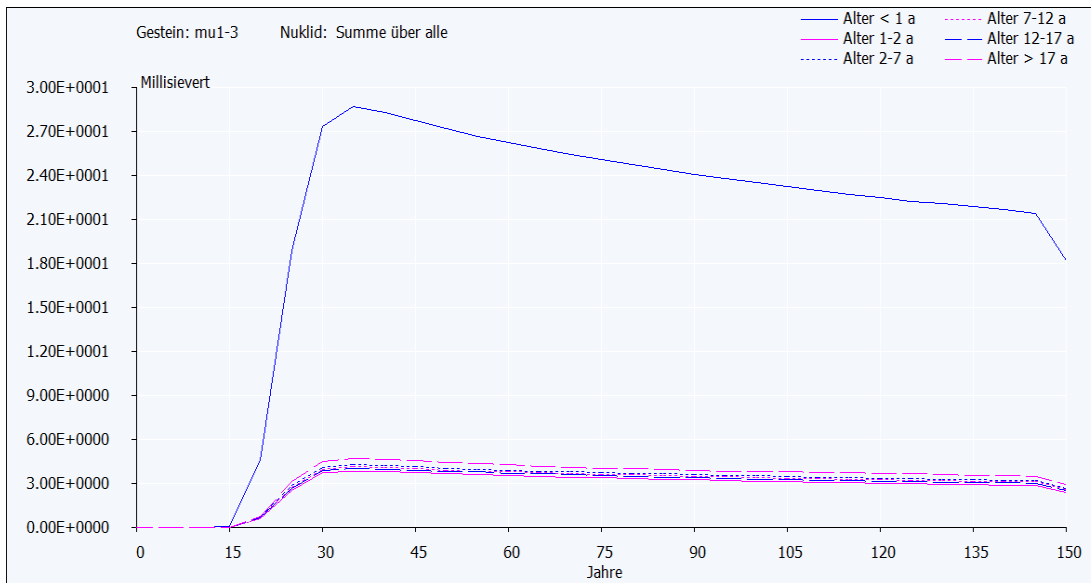


Abbildung 3-9: Rechenlauf 1c, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a, keine Sorption von Plutonium

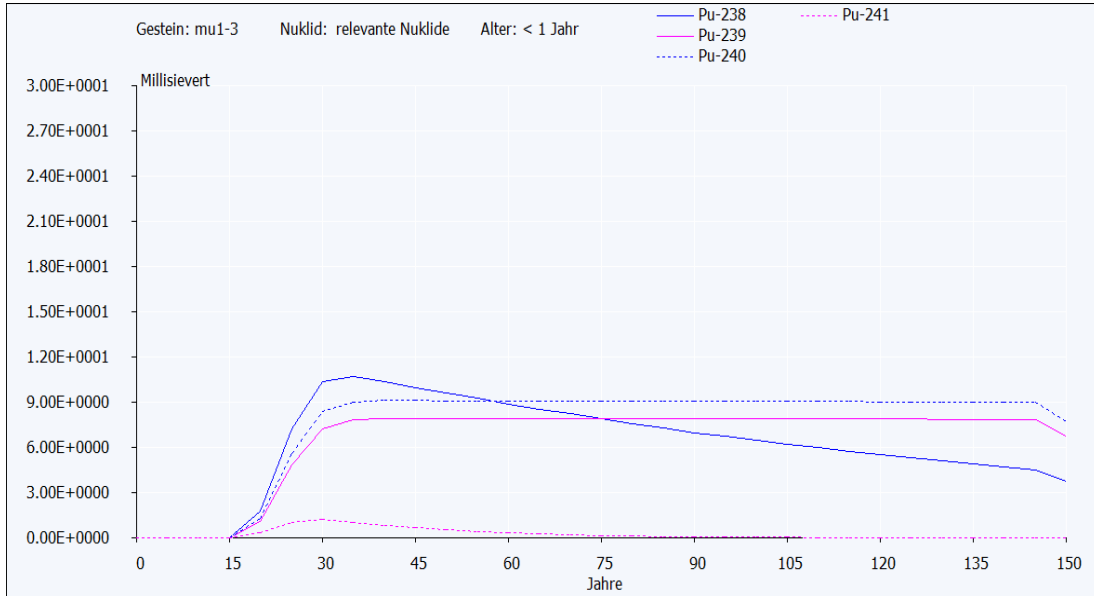


Abbildung 3-10: Rechenlauf 1c, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, keine Sorption von Plutonium

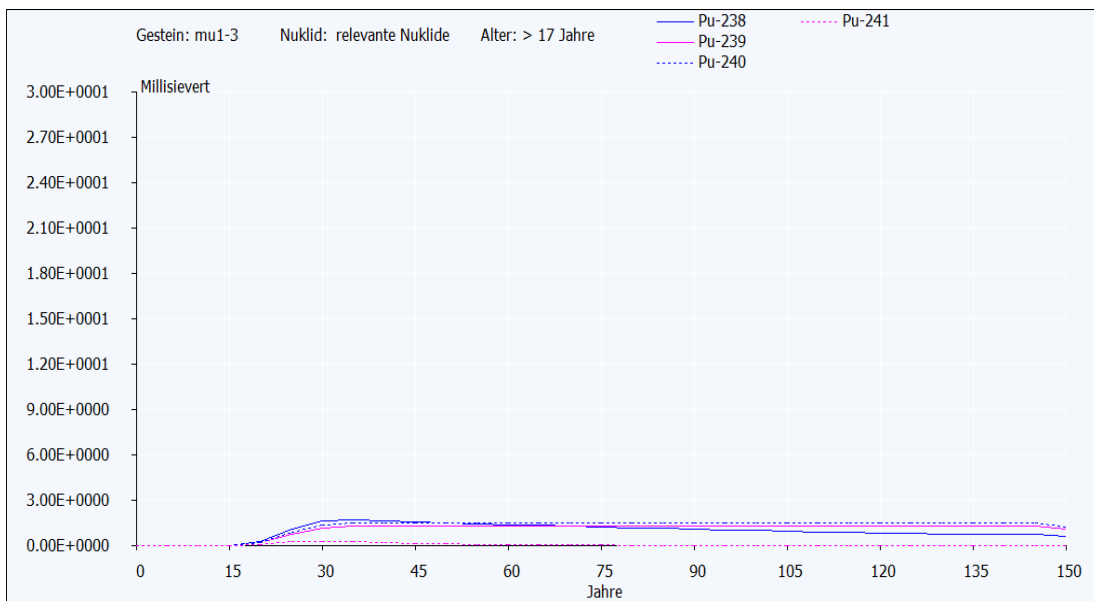


Abbildung 3-11: Rechenlauf 1c, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 10 m/a, keine Sorption von Plutonium

### 3.2.4.2 Strahlenexposition im Rechenfall 2

Für den Fall des Transports im Deckgebirge mit einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a wurde für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr eine effektive Dosis von maximal 0,098 mSv im Jahr ermittelt (0,11 mSv im Jahr für die Altersgruppe 1-2 Jahre), wenn die Werte der Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/ angesetzt werden (**Rechenlauf 2a**). Die maximale Dosis würde in beiden Fällen nach 280 Jahren erreicht.

Die Effektive Dosis der Erwachsenen beläuft sich zu diesem Zeitpunkt auf 0,042 mSv im Jahr. Zur Gesamtdosis tragen primär die Radionuklide Cl-36, Ni-59, Ni-63, Se-79, Sn-126 und Th-232<sup>6</sup> bei (siehe Abbildungen 3-12 bis 3-14).

Wenn für Plutonium die ungünstigeren, für Strontium bestimmten Sorptionskoeffizienten zugrunde gelegt werden (**Rechenlauf 2b**), so ergeben sich keine Abweichungen der Maximaldosen gegenüber der vorherigen Variante, da Plutoniumisotope nicht wesentlich zur Gesamtdosis beitragen. Dosisrelevant sind die Radionuklide Co-60 und Ni-63<sup>6</sup> (siehe Abbildungen 3-15 bis 3-17).

In den grafischen Darstellungen sind die Dosen über einen Zeitraum bis 1.500 Jahre eingezeichnet. Nach 1.300 Jahren ist die Konvergenz abgeschlossen, so dass dann einerseits auch von deutlich reduzierten Abstandsgeschwindigkeiten auszugehen ist. Andererseits erfolgt weiterhin ein Transport von Radionukliden. Anhand sich neu einstellender Gleichgewichte werden nämlich Radionuklide remobilisiert. Weil rechnerisch auch nach 1.300 Jahren gleich bleibende Abstandsgeschwindigkeiten angesetzt werden, sind die für diesen Zeitraum ermittelten Dosen höher als es den sich real einstellenden niedrigeren Abstandsgeschwindigkeiten entspräche.

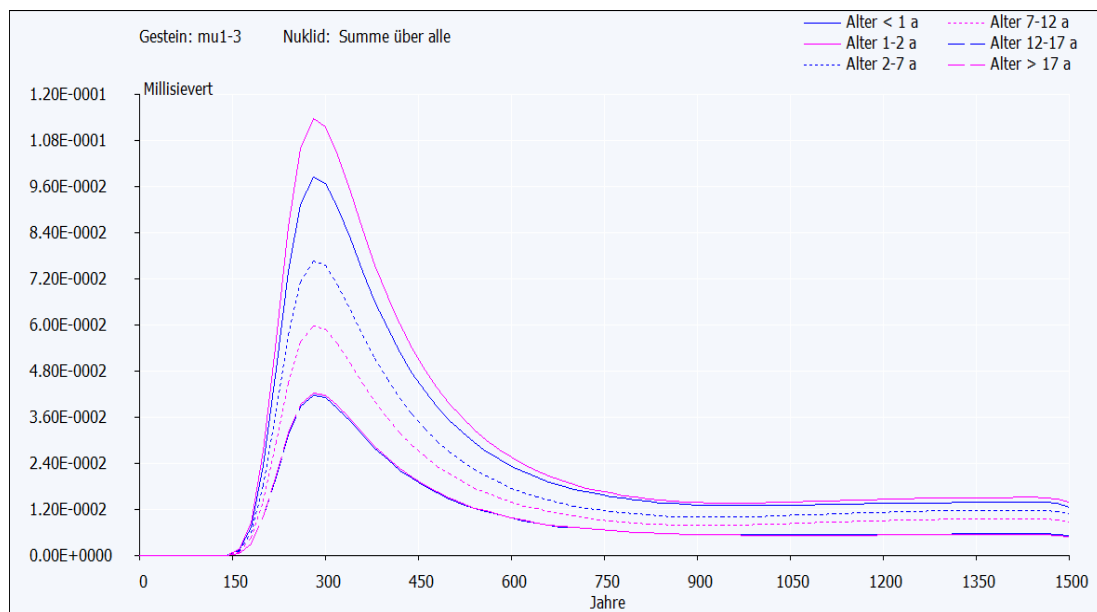


Abbildung 3-12: Rechenlauf 2a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

<sup>6</sup> Es ist anzumerken dass außer Strontium (Sr) die dosisrelevanten Radionuklide hier zur Gruppe derer gehören, für die keine Sorptionsdaten verfügbar sind, und für die daher keine Sorption berücksichtigt wurde.

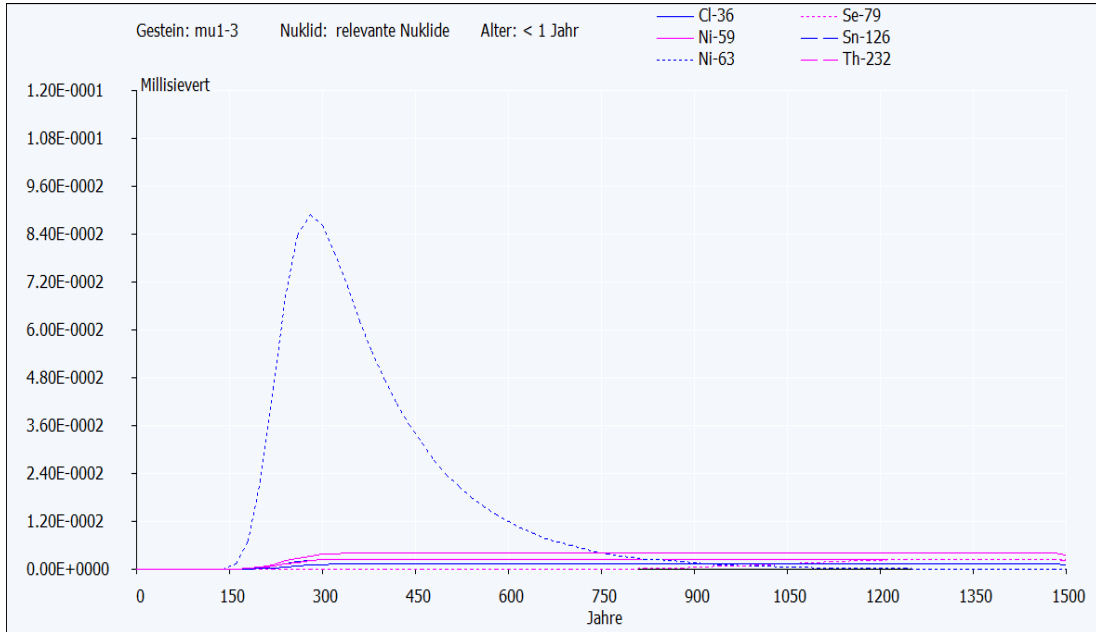


Abbildung 3-13: Rechenlauf 2a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

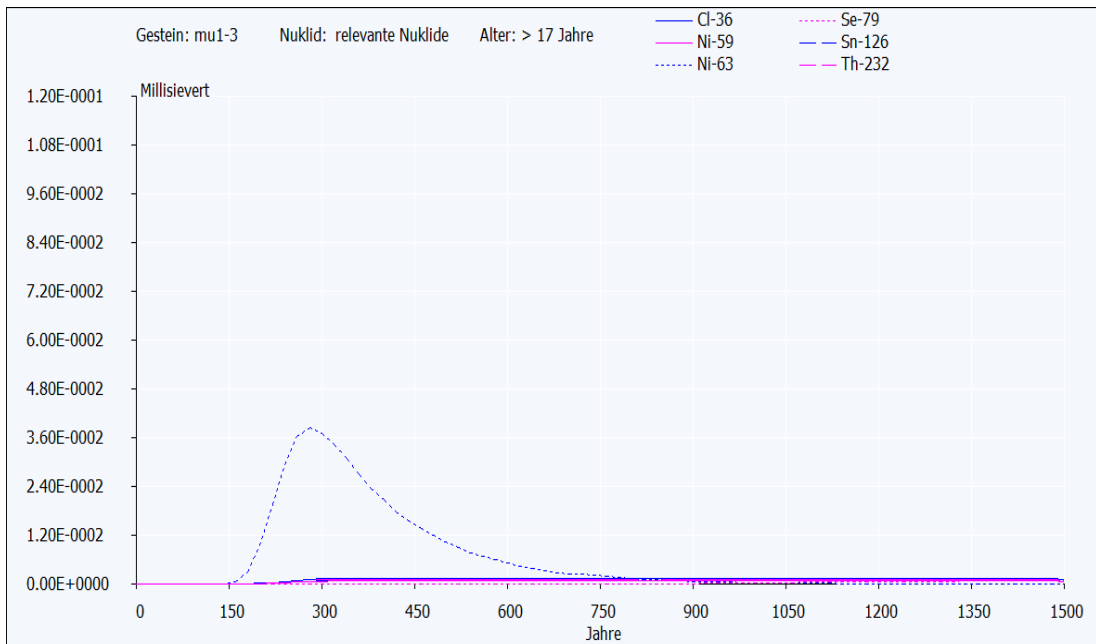


Abbildung 3-14: Rechenlauf 2a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $> 17$  Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/



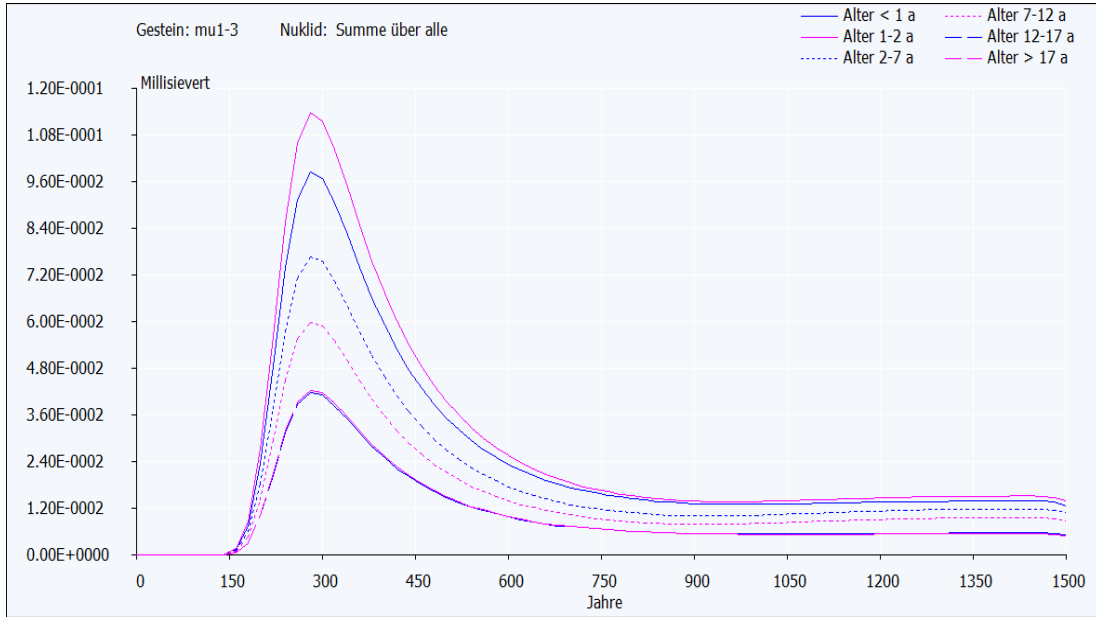


Abbildung 3-15: Rechenlauf 2b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium

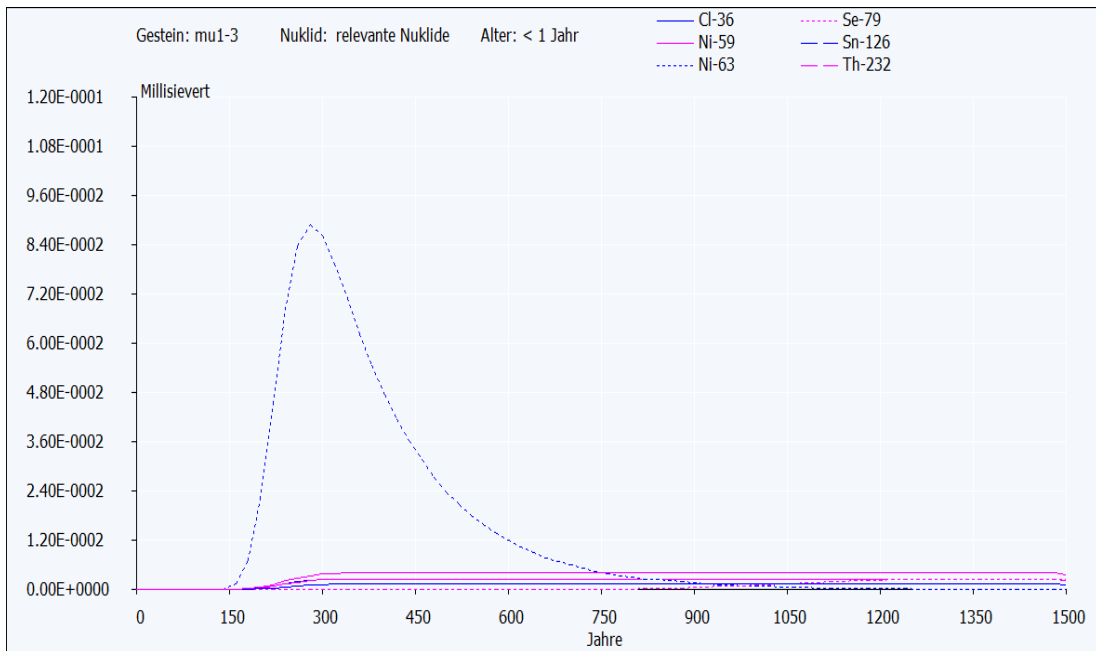


Abbildung 3-16: Rechenlauf 2b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium

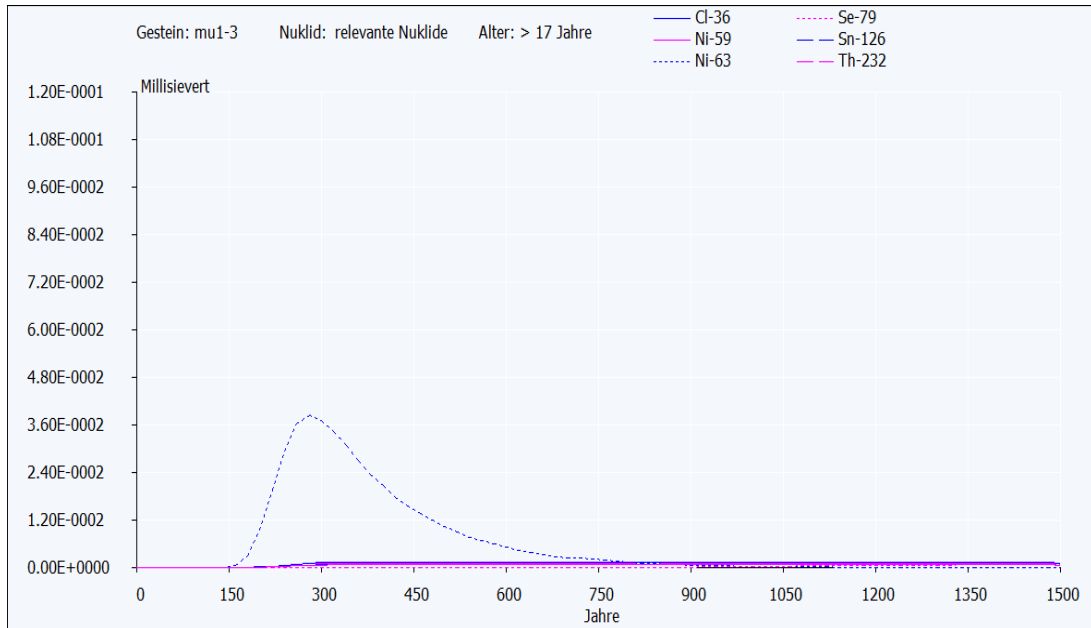


Abbildung 3-17: Rechenlauf 2b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe > 17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 1 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium

### 3.2.4.3 Strahlenexposition im Rechenfall 3

Die Berechnung mit der niedrigsten ausgewählten Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a und Berücksichtigung aller bekannten Sorptionswerte nach /INE 2010/ (**Rechenlauf 3a**) ergab maximale effektiven Dosen von 0,046 mSv im Jahr für die Altersgruppe 1-2 Jahre nach 4.300 Jahren. Für Erwachsene beträgt die maximale effektive Dosis 0,017 mSv im Jahr. Relevant sind die Radionuklide Cl-36, Ni-59, Ni-63, Se-79, Nb-94 und Sn-126 (siehe Abbildungen 3-18 bis 3-20).

Wie aus den graphischen Darstellungen zu sehen ist, steigt die effektive Dosis bis etwa 4.700 Jahren an. Nach 4.300 Jahren ist die Konvergenz abgeschlossen, so dass dann einerseits auch von deutlich reduzierten Abstandsgeschwindigkeiten auszugehen ist. Andererseits erfolgt weiterhin ein Transport von Radionukliden. Anhand sich neu einstellender Gleichgewichte werden nämlich Radionuklide remobilisiert. Weil rechnerisch auch nach 4.300 Jahren gleich bleibende Abstandsgeschwindigkeiten angesetzt werden, sind die für diesen Zeitraum ermittelten Dosen höher als es den sich real einstellenden niedrigeren Abstandsgeschwindigkeiten entspräche. Der in Abbildung 3-19 noch weiter ansteigende Beitrag von Se-79 würde rechnerisch nach etwa 6.000 Jahren sein Maximum in Höhe von 0,008 mSv im Jahr erreichen.

Bei der Berücksichtigung eines reduzierten Werts für den Sorptionskoeffizienten von Plutonium (**Rechenlauf 3b**) ergeben sich die höchsten Dosen für das Gestein mm2 (siehe Abbildungen 3-21 bis 3-23). Die maximalen effektiven Dosen betragen 0,32 mSv im Jahr für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr bzw. 0,07 mSv im Jahr für Erwachsene nach 4.300 Jahren. Das Maximum bei unterstellter gleichbleibender Ab-

standsgeschwindigkeit wird für die Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr rechnerisch nach etwa 6.000 Jahren mit 0,36 mSv im Jahr erreicht. Auch der in Abbildung 3-22 noch weiter ansteigende Beitrag von Tc-99 würde rechnerisch nach etwa 6.000 Jahren sein Maximum in Höhe von 0,36 mSv im Jahr erreichen.

Zum Vergleich sind in den Abbildungen 3-24 und 3-26 der zeitliche Verlauf der effektiven Dosen für das Gestein mu1-3 beim reduzierten Wert der Sorption für Plutonium dargestellt. In diesem Gestein ist der Beitrag von Plutonium-Isotopen nicht dominant, so dass sich kein Unterschied zum Rechenlauf 3a ergibt.

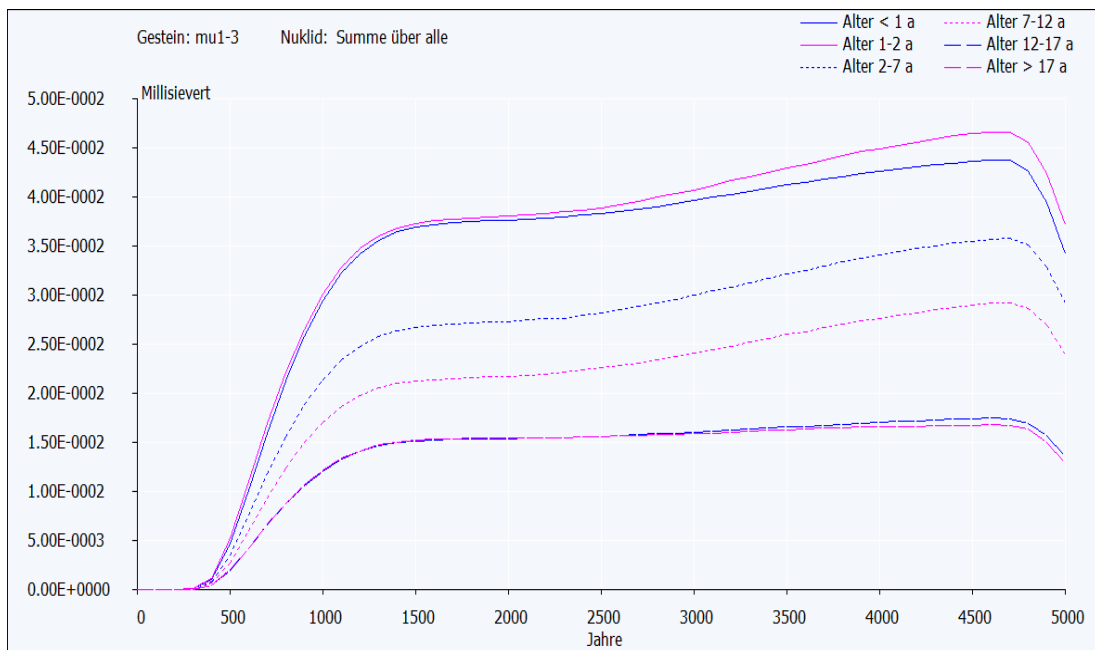


Abbildung 3-18: Rechenlauf 3a, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

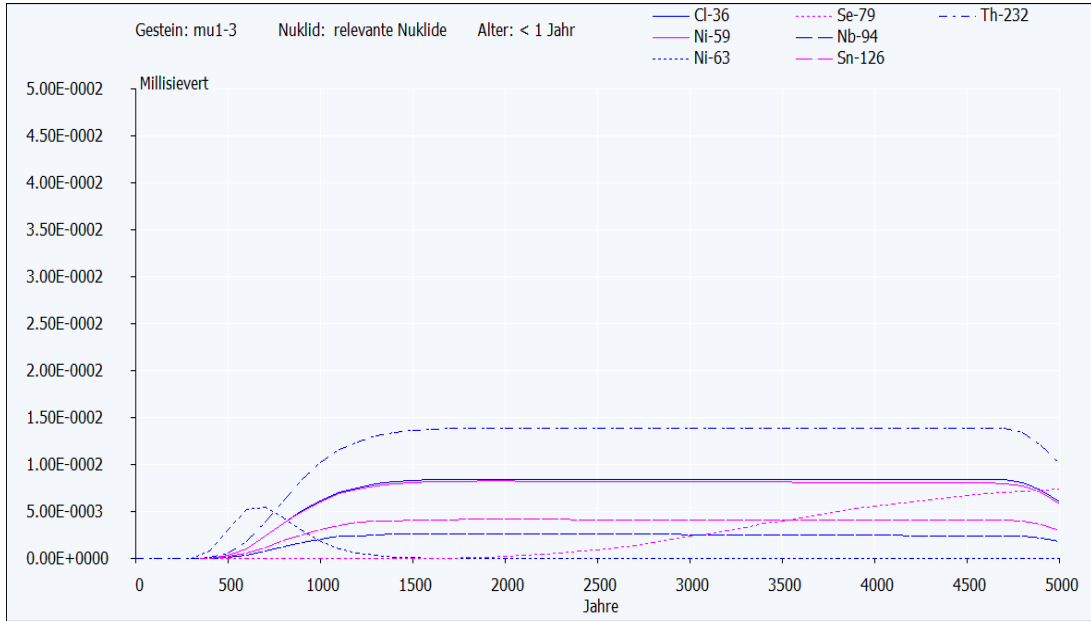


Abbildung 3-19: Rechenlauf 3a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

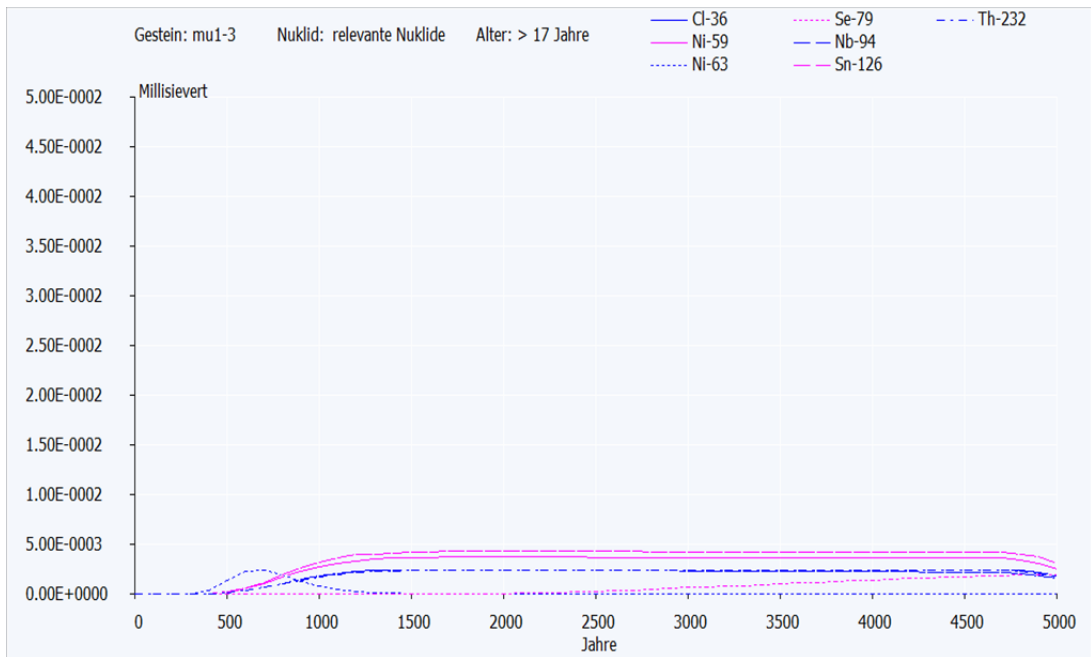


Abbildung 3-20: Rechenlauf 3a, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $> 17$  Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption mit Sorptionskoeffizienten nach /INE 2010/

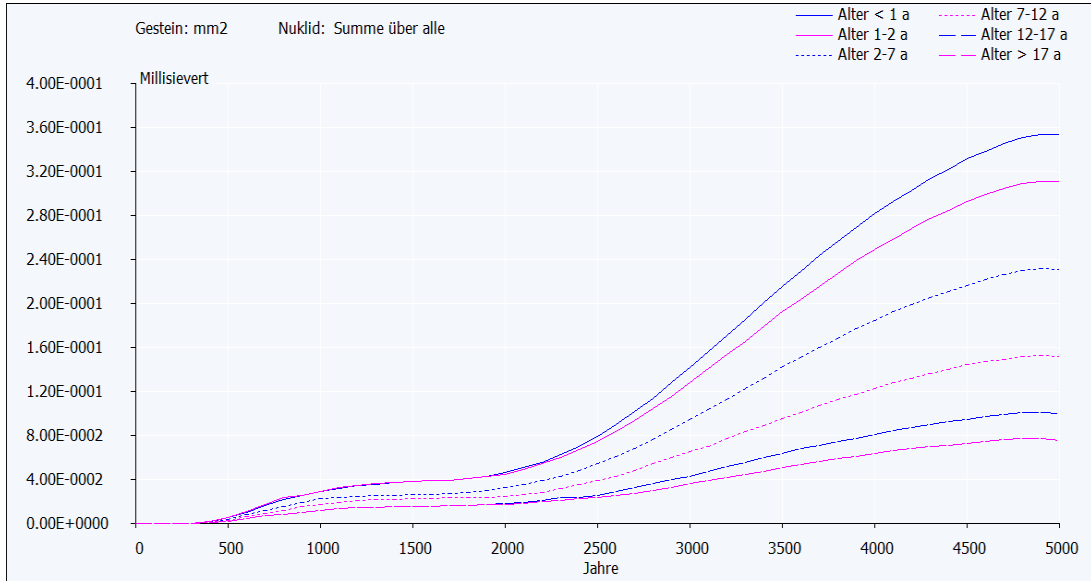


Abbildung 3-21: Rechenlauf 3b, Effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm2

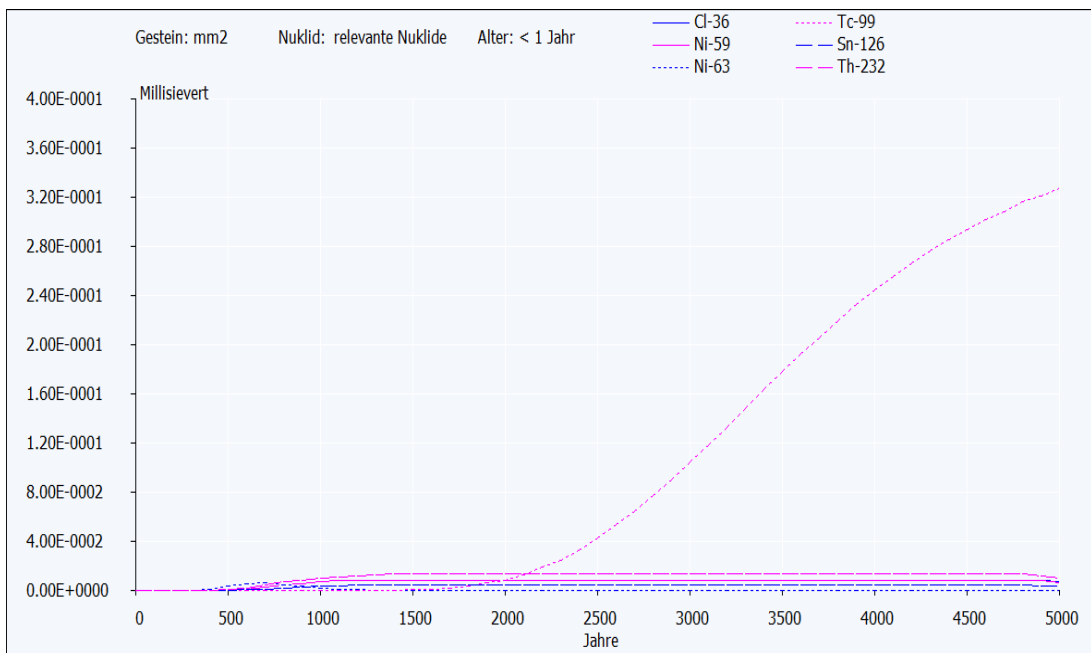


Abbildung 3-22: Rechenlauf 3b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm2

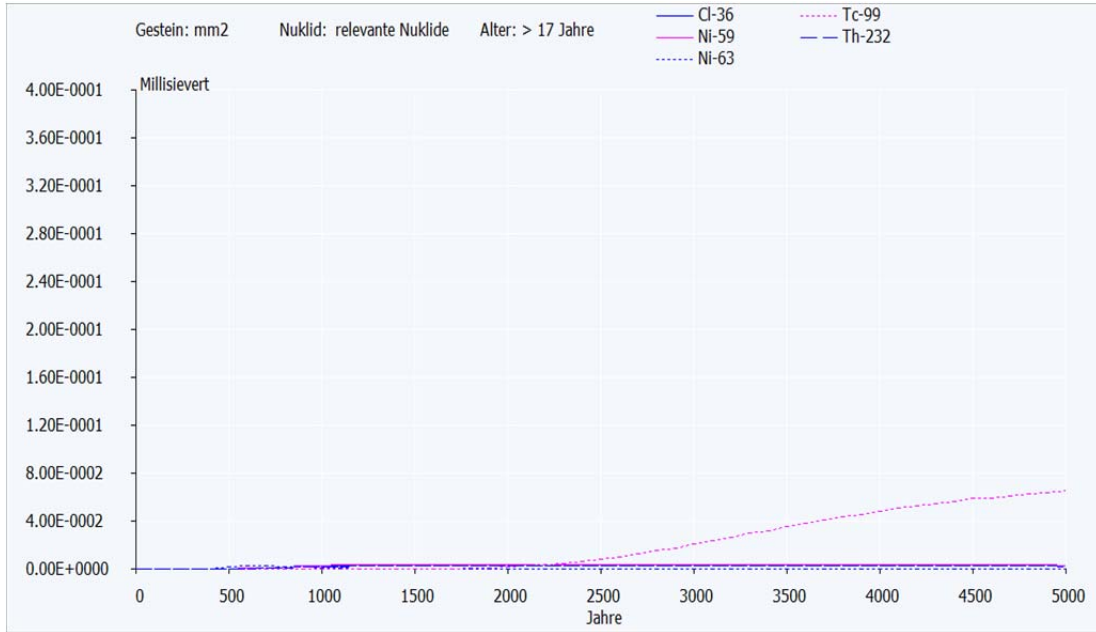


Abbildung 3-23: Rechenlauf 3b, Beitrag dominanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe >17 Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mm2

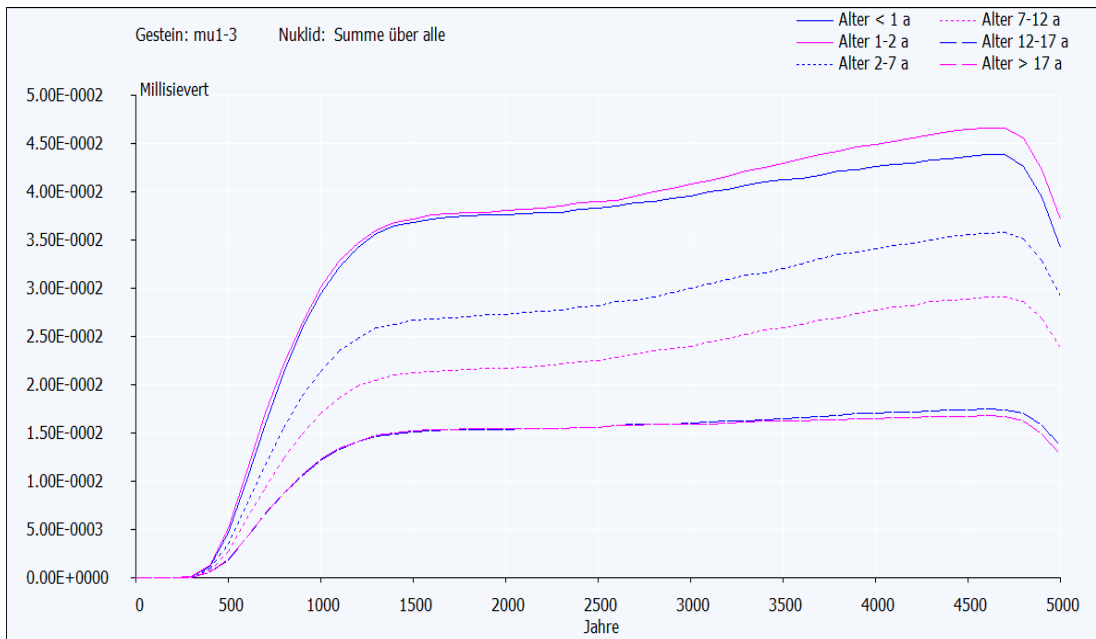


Abbildung 3-24: Rechenlauf 3b, effektive Dosen aller Altersgruppen bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mu1-3

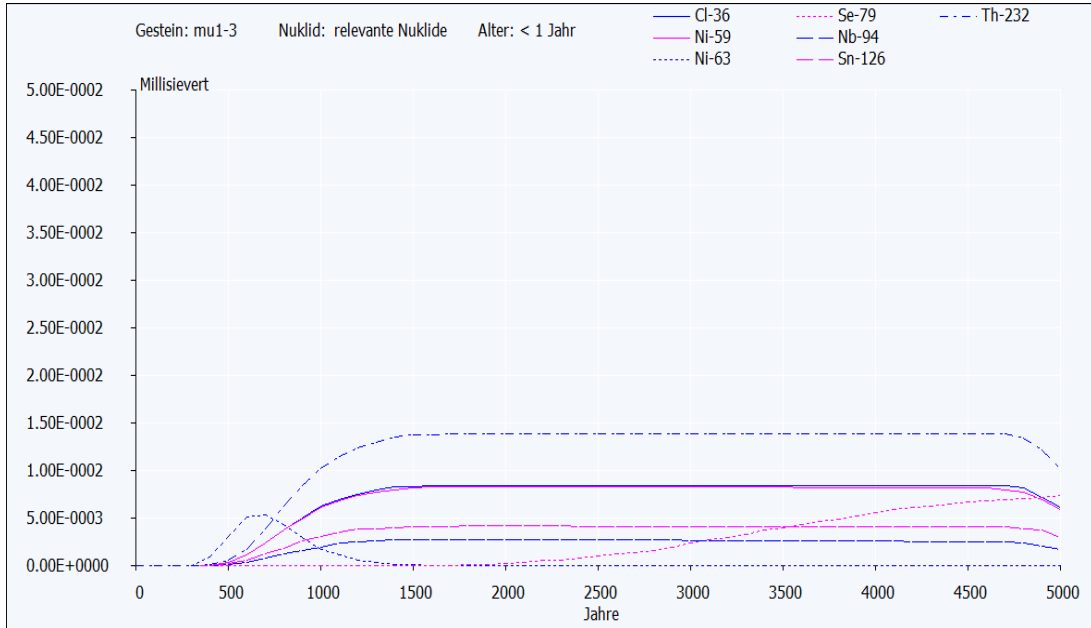


Abbildung 3-25: Rechenlauf 3b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $\leq 1$  Jahr, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mu1-3

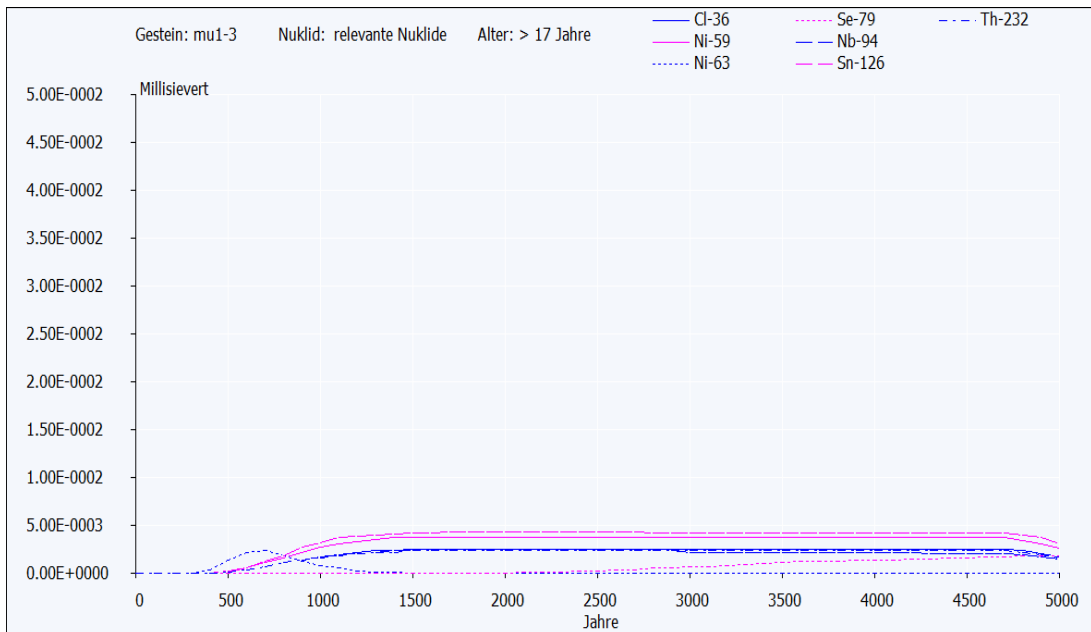


Abbildung 3-26: Rechenlauf 3b, Beitrag dosisrelevanter Radionuklide zur effektiven Dosis der Altersgruppe  $> 17$  Jahre, Abstandsgeschwindigkeit 0,3 m/a, Sorption von Plutonium wie Sorption von Strontium, Gestein mu1-3

Die vorangehend für sieben Varianten ermittelten Strahlenexpositionen sind in Ab-  
bildung 3-27 im Überblick dargestellt.

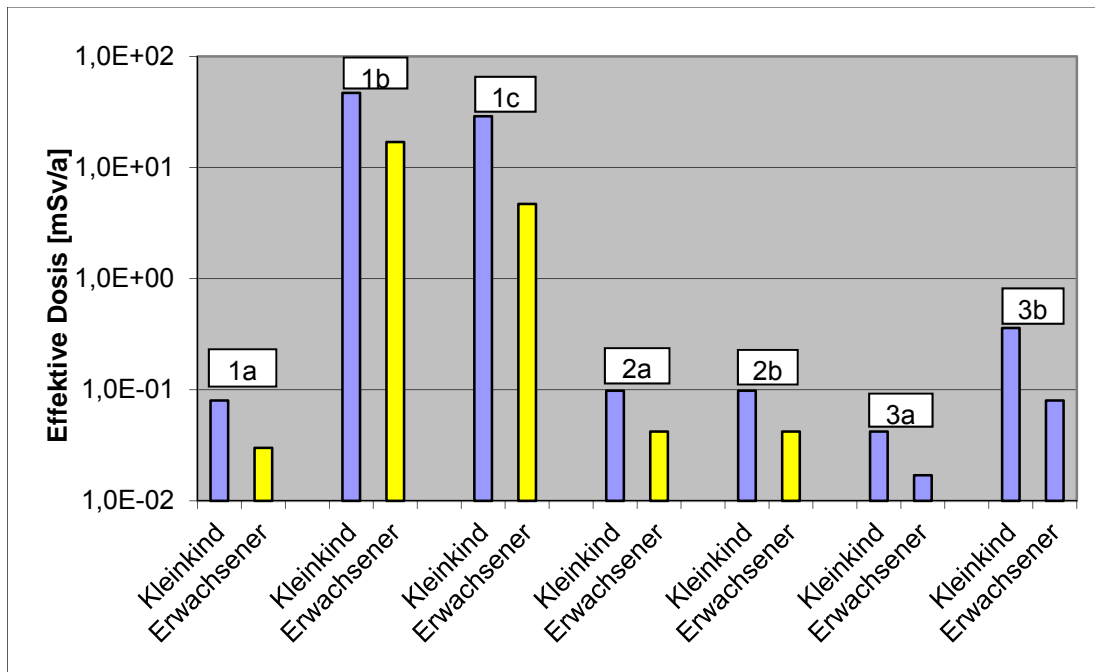


Abbildung 3-27: Strahlenexposition in den Rechenfällen mit zusammen sieben Varianten im Szenario II

Die ermittelten Strahlenexpositionen<sup>7</sup> für das Szenario II betragen:

- Bei hoher Abstandsgeschwindigkeit von 10 m/a (Rechenfall 1)
  - 0,08 mSv im Jahr (Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 0,03 mSv im Jahr (Erwachsener), wenn alle bekannten Sorptionskoeffizienten aus /INE 2010/ angewendet werden (Rechenlauf 1a),
  - 47 mSv im Jahr (Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 17 mSv im Jahr (Erwachsener), wenn keine Sorption angenommen wird (Rechenlauf 1b),
  - 29 mSv im Jahr (Kleinkind im Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 4,7 mSv im Jahr (Erwachsener), wenn für Plutonium keine Sorption angenommen wird, für alle anderen Elemente aber die Sorptionskoeffizienten aus /INE 2010/ angewendet werden (Rechenlauf 1c),

<sup>7</sup> Die ermittelten Strahlenexpositionen sind Jahresdosen. Sie können nicht mit dem Störfallplanungswert nach § 49 Strahlenschutzverordnung (50 mSv effektive Dosis) verglichen werden, da sich der Störfallplanungswert nicht auf ein Jahr bezieht sondern auf die Summe der Dosis bis zum Erreichen eines Alters von 70 Jahren. Bei der erwachsenen Referenzperson wäre dies dann beispielsweise ein Zeitraum von 53 Jahren, über den die jeweiligen Jahresdosen zu summieren wären.



- bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/a (Rechenfall 2)
  - 0,098 mSv im Jahr (Kleinkind Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 0,042 mSv im Jahr (Erwachsener), sowohl wenn alle bekannten Sorptionskoeffizienten aus /INE 2010/ angewendet werden, auch wenn für Plutonium die deutlich ungünstigeren Sorptionskoeffizienten des Strontiums angesetzt werden (Rechenläufe 2a und 2b),
- bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,3 m/a (Rechenfall 3)
  - 0,042 mSv im Jahr (Kleinkind Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 0,017 mSv im Jahr (Erwachsener), wenn alle bekannten Sorptionskoeffizienten aus /INE 2010/ angewendet werden (Rechenlauf 3a),
  - 0,36 mSv im Jahr (Kleinkind Alter  $\leq 1$  Jahr) bzw. 0,08 mSv im Jahr (Erwachsener), auch wenn für Plutonium die deutlich ungünstigeren Sorptionskoeffizienten des Strontiums zugrunde gelegt werden (Rechenlauf 3b).

Tatsächliche zukünftige Strahlenexpositionen hängen von verschiedenen Faktoren ab. Insbesondere sind zu nennen:

- die tatsächliche Lösung und Verteilung der Radionuklide (beeinflussbar durch weitere technische Maßnahmen im Grubengebäude),
- die Stabilität des Grubengebäudes im Hinblick auf mögliche neue Auflockerungszonen im umgebenden Gestein bei der Konvergenz (reduzierbar durch weitere technische Maßnahmen der Verfüllung im Grubengebäude), sowie
- die zukünftige Entwicklung des Deckgebirges, beispielsweise durch Erosions- oder Setzungsprozesse, und die zukünftige Entwicklung hydrologischer Verhältnisse, wie des Grundwasserdargebots.

Es ist daher wichtig, ein Absaufen des Grubengebäudes, bevor ein für ausreichend sicher erachteter Zustand erreicht ist (sei es durch Vollverfüllung oder durch Rückholung der Abfälle), zu vermeiden. Kommt es dennoch zu einem vorzeitigen Absaufen, so sind technische Maßnahmen zu treffen, um die zukünftigen radiologischen Auswirkungen möglichst weitgehend zu begrenzen. Dies muss im Rahmen der Notfallmaßnahmen erfolgen.

### 3.2.5 Modelllimitierungen bei den hier durchgeführten Berechnungen

Die für die Berechnungen hier zugrunde gelegten Annahmen und Modellierungen sind zum Teil sehr vereinfachend. Für den Zweck der Demonstration von Einflüssen der Sorption im Deckgebirge war die Vorgehensweise geeignet. Um zuverlässige Aussagen über realistisch mögliche radiologische Folgen zu erhalten, bedürfen die Ansätze aber der Weiterentwicklung. Insbesondere seien die die folgenden hier zugrunde gelegten Vereinfachungen genannt:

- Es wird davon ausgegangen, dass zum Beginn des Auspressens von kontaminierter Lösung aus dem Grubengebäude ins Deckgebirge alle Radionuklide des

Inventars der radioaktiven Abfälle – mit Ausnahme des Urans und Thoriums, für die Lösungsgrenzen abgeleitet wurden – in diese Lösung übergetreten sind und darin homogen vermischt vorliegen. Für eine bessere Modellierung des Übertritts ins Deckgebirge ist die Lösung der Radionuklide bezogen auf bestimmte Arten von Abfällen und Einlagerungsbereiche zu untersuchen. Es würden sich dann örtlich und zeitlich variierende Nuklidkonzentrationen in der Lösung ergeben.

- Es wird von zeitlich konstanten Auspressraten aus dem Grubengebäude und von zeitlich konstanten Abstandsgeschwindigkeiten ausgegangen, deren Höhe lediglich in verschiedenen Rechenläufen variiert wurde. Durch weitere Untersuchungen, insbesondere der Gebirgsmechanik, können zuverlässigere Voraussetzungen dieser Größen getroffen werden. Diese sollen in zukünftige Berechnungen einfließen.
- Der bisherige Ansatz zur Modellierung des Transports im Deckgebirge erlaubt keine Berücksichtigung von sich zeitlich oder räumlich ändernden Einflussgrößen wie Abstandsgeschwindigkeit, Sorptionskoeffizienten oder Porosität. Auf dem Transportweg wurden daher ungünstige Parameter für die Modellierung gewählt. In einem erweiterten Ansatz kann dieses Defizit behoben werden.
- Der Pfad des Transports durch das Deckgebirge ist willkürlich gewählt, stellt aber den kürzesten Weg zum nutzbaren Grundwasserleiter dar. Auf der Basis von Ergebnissen weiterer Untersuchungen im Deckgebirge können zu einem späteren Zeitpunkt eventuell realistischere Annahmen im Hinblick auf mögliche Transportpfade im Deckgebirge getroffen werden.

## Literaturverzeichnis

- AVV 2005 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV, Stand 13.05.2005
- Beims 1997 Beims, U.: Materialien zur Altlastenbehandlung Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern im Rahmen der Altlastenbehandlung Institut für Forschung und Weiterbildung in der Umwelttechnik Dresden
- BglBb 2010 Bundesamt für Strahlenschutz: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau), BfS-SW-07/10, Salzgitter, März 2010
- Colenco 2006a Colenco Power Engineering AG: Hydrogeologische Modellvorstellungen, Bericht 4956/07, Revision 3, Baden/Schweiz, mit GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Forschungsbergwerk Asse, Verfasser: W. Klemenz, J.-M. Lavanchy, G. Resele, A. Poller, November 2006
- Colenco 2006b Colenco Power Engineering AG: Deckgebirgsmodellierung Phase IV, Grundwasserbewegung im Deckgebirge des Standortes Asse, Schlussbericht, Colenco Bericht 3331/71, Baden/Schweiz, mit GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Forschungsbergwerk Asse, Verfasser: A. Poller, G. Resele, J. Poppei, September 2006
- FUGRO 2010 FUGRO-HGN GmbH: Schachtanlage Asse II, Radioökologisches Modell zur Berücksichtigung der gekoppelten Migration von Tochternukliden, Verfasser R. Gellermann, Oktober 2010
- GSF 2002 GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit: Bestimmung des nuklidspezifischen Aktivitätsinventars der Schachtanlage Asse, August 2002
- GRS 2009 Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Abschätzung potenzieller Strahlenexposition in der Umgebung der Schachtanlage Asse II infolge auslegungsüberschreitender Zutrittsraten der Deckgebirgslösung während der Betriebsphase, GRS – A – 3468, 21.04.2009
- Habbar 2001 Habbar, A.: Direkte und inverse Modellierung reaktiver Transportprozesse in klüftig-porösen Medien, Dissertation, ISSN 0177-9028, Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen der Universität Hannover, 2001
- Kinzelbach 2005 Kinzelbach, W.; Stauffer, F.: Grundwasser I, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, Oktober 2005
- Luckner 1986 Luckner, L., Schestakow, W.M.: Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich. Dt. Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig 1986
- Meier 2003 Meier, H.; Zimmerhackel, E.; Zeitler G.: Modeling of colloid-associated radionuclide transport in porous groundwater aquifers at the Gorleben site, Germany, Geochemical Journal, Vol. 37, pp. 325 to 350, 2003
- INE 2010 Institut für Nukleare Entsorgung (INE) am Karlsruhe Institute of Technology (KIT): Zusammenstellung von Daten zur wissenschaftlich belastbaren Abschätzung potentieller Strahlenexpositionen in der Umgebung der Schachtanlage Asse II, Verfasser: B. Kienzler, M. Altmaier, V. Metz, Ch. Bube, Februar 2010

- 
- Öko-Institut 2011      Öko-Institut e.V.: Neuberechnungen zu den Auswirkungen eines ausle-  
gungsüberschreitenden Lösungszutritts in der Schachanlage Asse II - Wei-  
terentwicklung der radioökologischen Modellierung – Fortschreibung des  
Berichts vom 16.06.2010, Vorhaben UM09A03205, Darmstadt, 31.05.2011
- Prinz 1991      Prinz, H.; Abriß der Ingenieurgeologie mit Grundlagen der Boden und  
Felsmechanik, des Erd-, Grund-, und Tunnelbaus sowie der Abfalldeponien,  
2., neu erarbeitete und erweiterte Auflage, Stuttgart 1991, ISBN 3-432-  
92332-5
- Pröhl 2002      Pröhl, G., Gering, F.,: Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strah-  
lenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf  
der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung in  
Anlehnung an die Vorgehensweise im Rahmen des Planfeststellungsver-  
fahrens des geplanten Endlagers Konrad, 15. Dezember 2002
- RSK/SSK 2008      Reaktor-Sicherheitskommission und Strahlenschutzkommission: Gemein-  
same Stellungnahme der RSK und der SSK zum GRS-Bericht „Sicherheits-  
anforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle in tiefen geolo-  
gischen Formationen“, verabschiedet von der RSK auf ihrer 408. Sitzung  
am 09.05.2008, verabschiedet von der SSK auf ihrer 224. Sitzung am  
03.07.2008
- Van Genuch-  
ten 1982      Van Genuchten, M., Th.; Alves, W., J.: Analytical Solutions of the One-  
Dimensional Convective-Dispersive Solute Transport Equaton, U.S. De-  
partment of Agriculture, Technical Bulletin No. 1661, 151p