

**GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit
Institut für Strahlenschutz**

**Abschätzung der potentiellen
Strahlenexposition in der Nachbe-
triebsphase der Schachtanlage
Asse**

G. Pröhl

**GSF-Auftrags Nr. 31/181168/99/T
FE-Nr. 76278**

Oktober 2006

Dieser Bericht ist im Auftrag des GSF-Forschungsbergwerkes Asse erstellt worden. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung zitiert, ganz oder teilweise vervielfältigt oder Dritten zugänglich gemacht werden.

1 Einleitung	4
2 Standortbedingungen	5
2.1 Bodenbedingungen	5
2.2 Klimatische Bedingungen	7
3 Potentielle Expositionspfade	8
3.1 Exposition durch kontaminiertes Grund- und Oberflächenwasser	8
3.2 Exposition durch aus dem Boden austretendes ¹⁴ C	9
4 Strahlenexposition durch Nutzung kontaminierter Wässer	9
4.1 Betrachtete Expositionspfade	9
4.1.1 Expositionspfade der AVV	9
4.1.2 Zusätzliche, in der AVV nicht vorgesehene Expositionspfade	10
4.2 Randbedingungen der Exposition	10
4.3 Relevanz der Expositionspfade	10
4.3.1 Verfügbarkeit von Grundwasser	10
4.3.2 Expositionspfad Trinkwasser und Viehtränke	11
4.3.3 Expositionspfad Beregnung	11
4.4 Modellierung der Expositionspfade	16
4.4.1 Ingestion von Trinkwasser	16
4.4.2 Kontamination von Pflanzen durch Beregnung	16
4.4.3 Radionuklidaufnahme aus dem Boden und Auswaschung in tiefere Schichten	21
4.4.4 Radionuklidtransfer in tierische Nahrungsmittel	24
4.4.5 Exposition durch Inhalation kontaminierter Bodenpartikel	24
4.4.6 Kontamination von Fisch	25
4.4.7 Dosisleistung auf beregneten Flächen	25
4.4.8 Dosisleistung auf kontaminierten Ufersedimenten	27
4.5 Berechnung der Exposition	28
4.5.1 Verzehr- und Lebensgewohnheiten	28
4.5.2 Dosisfaktoren	28
4.5.3 Strahlenexposition durch Ingestion	29
4.5.4 Exposition durch Inhalation	29
4.5.5 Externe Exposition	29
4.6 Beurteilung der Teilmodelle des Berechnungsverfahrens	29
5 Strahlenexposition durch aus dem Boden freigesetzten gasförmiges ¹⁴C	30
5.1 Freisetzung von CO ₂ aus dem Boden	31
5.2 Methan im Boden	31
5.3 Berechnung der Exposition durch aus dem Boden freigesetztes ¹⁴ CO ₂	31

6 Ergebnisse	33
6.1 Berechnung normierter potentieller Expositionen (Dosiskonversionsfaktoren)	33
6.2 Berechnung potentieller Expositionen durch Radionuklide im Wasser	36
6.2.1 Einschränkungen der Nutzbarkeit von NaCl-haltigen Wässern	38
6.2.2 Abschätzung der potentiellen Exposition	38
6.3. Sensitivitätsbetrachtungen	41
6.3.1 Verzehrgeohnheiten	41
6.3.2 Veränderte Klimabedingungen	41
6.3.3 Berechnungen strikt nach AVV	42
6.3.4 Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtungen	42
7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	43
8 Literatur	45

1 Einleitung

Im ehemaligen Salzbergwerk Asse II wurden von 1964 bis 1995 Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Endlagerung von radioaktiven Stoffen in Salzformationen durchgeführt. Im Zuge dieser Arbeiten wurden von 1967 bis 1978 schwach- und mittelradioaktive Abfälle eingelagert. Eine weitere Nutzung des Bergwerkes Asse ist nicht geplant, deswegen wird die Schließung der Anlage vorgesehen.

Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für die Stilllegung wird der Nachweis der Langzeitsicherheit des Bergwerkes Asse gefordert. Wegen der Einlagerung von radioaktiven Stoffen umfasst dieser Nachweis auch die Untersuchung des möglichen Austritts von Radionukliden, deren Transport durch das Deckgebirge sowie die eventuelle Kontamination von für den Menschen nutzbaren Grund- oder Oberflächenwässern.

In diesem Bericht werden Rechnungen zur möglichen Strahlenexposition beschrieben und angewandt. Dazu wird unter Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, der Bodeneigenschaften und der landwirtschaftlichen Praktiken im Bereich der Asse ein Biosphärenmodell entwickelt, das die Strahlenexposition durch die standortgerechte Nutzung von eventuell kontaminierten Wässern berechnet. Für einen Gehalt von 1 Bq m^{-3} für jedes zu berücksichtigende Radionuklid werden normierte Expositionen in $[\text{Sv a}^{-1} \text{ pro Bq m}^{-3}]$ berechnet, die als Dosiskonversionsfaktoren bezeichnet werden. Diese werden dann mit den berechneten Radionuklidkonzentrationen in für den Menschen nutzbaren Wässern verknüpft, die sich aus der Ausbreitung von Radionukliden im Grubengebäude und im Deckgebirge ergeben [ALSA-C, 2006], um daraus die potentielle Exposition abzuschätzen.

Obwohl die Kontaminationen von nutzbaren Wässern erst in ferner Zukunft auftreten können, werden den Szenarien zur Abschätzung der potentiellen Expositionen in der Biosphäre die heutigen Randbedingungen des Standorts zugrunde gelegt. Diese Abschätzungen werden ergänzt durch Sensitivitätsbetrachtungen, denen geänderte Klimabedingungen und Verzehrgeohnheiten zugrunde liegen.

Diese Vorgehensweise erlaubt die Bewertung

- der potentiellen Strahlenexposition unter der Annahme, dass die Radionuklide unter derzeitigen Standortbedingungen und Lebensgewohnheiten auftreten. Dies ist wichtig im Hinblick auf die Forderung, dass zukünftigen Generationen keine höheren Belastungen zugemutet werden dürfen als solche, die man heute bereit ist zu akzeptieren.
- des Einflusses möglicherweise geänderter Expositionsbedingungen auf die potentielle Exposition, um zu prüfen, ob das v. g. genannte Kriterium auch unter diesen Randbedingungen immer noch erfüllt wird.

Die Berechnung der potentiellen Strahlenexposition erfolgt in Anlehnung an die Strahlenschutzverordnung (BMU 2001) und das in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) nach § 45 Strahlenschutzverordnung (BMU, 1990) beschriebene Modell, wobei standortspezifische Besonderheiten hinsichtlich Modellannahmen und Parametern soweit wie möglich berücksichtigt wurden.

Zur Zeit wird die Allgemeine Verwaltungsvorschrift an die im Jahr 2001 revidierte Strahlenschutzverordnung angepasst. Um die derzeit geplanten Modifikationen der jetzt gültigen AVV zu berücksichtigen, werden die Expositionsrechnungen in Anlehnung an den derzeit aktuellen Entwurf (Stand: 21.01.2005) der revidierten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift durchgeführt. Die Grundlagen für die Bewertung eventueller zukünftiger Strahlenexpositionen sind in den „Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Stoffe“ (BMI 1983)

festgelegt. Demnach ist der in § 45 der StrlSchV 1976 (= § 47 StrlSchV 2002) festgelegte Grenzwert von 0,3 mSv/a der Bewertungsmaßstab für die potenzielle Strahlenexposition der Bevölkerung während der Nachbetriebsphase eines Endlagers. Diese Festlegung deckt sich mit den entsprechenden Empfehlungen in ICRP (1998) und ICRP (1999).

2 Standortbedingungen

2.1 Bodenbedingungen

Die Schachthanlage Asse liegt im Bundesland Niedersachsen, im Landkreis Wolfenbüttel, etwa 2 km nördlich der Gemeinde Remlingen (Abbildung 1) und etwa 10 km südöstlich der Kreisstadt Wolfenbüttel. Das Betriebsgelände des Bergwerkes liegt am südöstlichen Ausläufer des rund 8 km langen und 2 km breiten Höhenzuges "Asse", der sich von westnordwestlicher nach ost-südöstlicher Richtung zwischen den Höhenzügen Elm und Oderwald erstreckt. Der Höhenzug Asse ist bewaldet, der Umkreis von 10 km ist überwiegend landwirtschaftlich genutzt.



Abbildung 1: Topographische Karte des Höhenzuges Asse und seiner Umgebung

In Abbildung 2 ist ein Ausschnitt aus der Bodenkarte Niedersachsens (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1997) dargestellt. Die wichtigsten Bodenarten sind zusätzlich in Tabelle 1 zusammengefasst. Es handelt sich hauptsächlich um Braunerden, Parabraunerden und Rendzinen. Vielerorts stehen die Böden unter dem Einfluss von Stau- oder Grundwasser, sodass sich Pseudogleye bzw. Gleye herausgebildet haben. Das Ausgangsgestein der Böden im Bereich der Täler sind fluviale Ablagerungen. Das Ausgangsmaterial der Parabraunerden ist Löss.

Die wichtigsten Bodenarten im Umkreis von 10 km des Standortes Asse sind sandiger Lehm, lehmiger Sand, toniger Lehm und toniger Schluff.

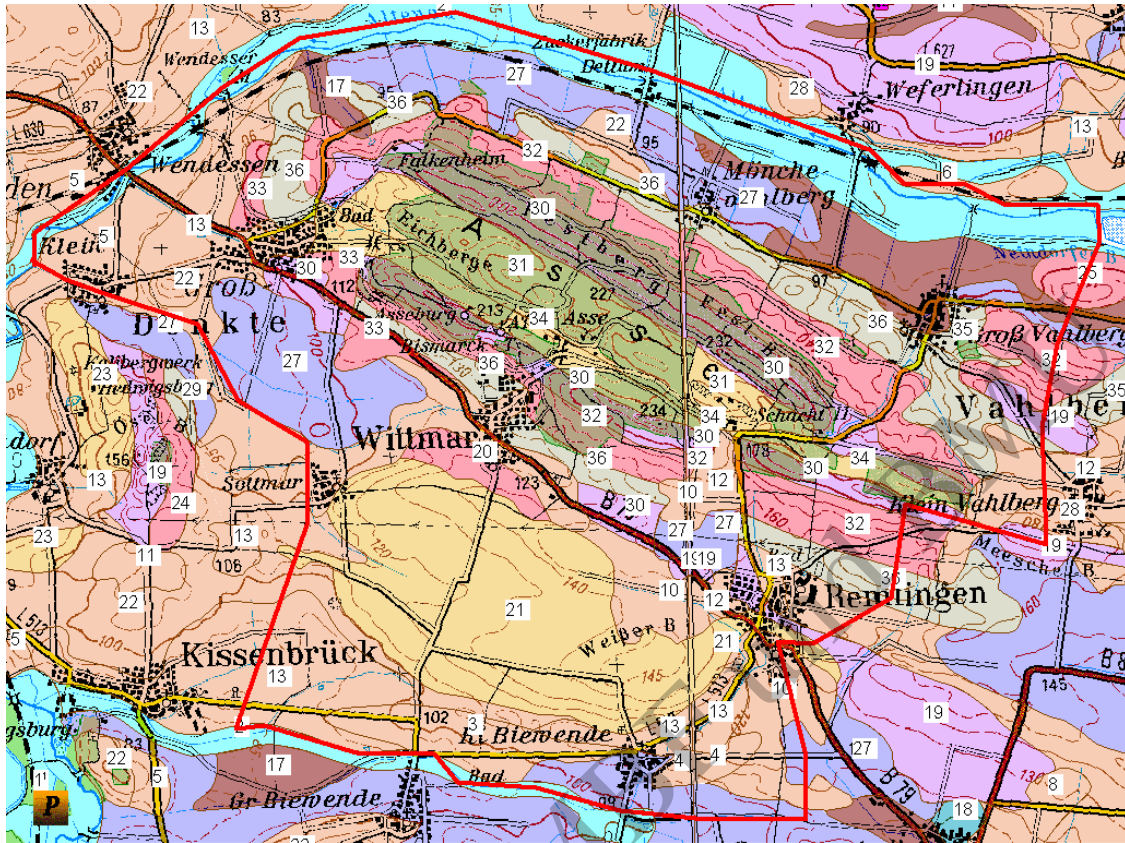


Abbildung 2: Ausschnitt aus der Bodenkarte für die Umgebung der Schachanlage Asse

Tabelle 1: Bodentyp und Bodenart der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Böden. Die Zahlen beziehen sich auf den Kartenausschnitt in Abbildung 2.

Nr. aus Abb.2	Bodentyp	Bodenart
2	Gley-Auenboden	toniger Schluff
3	Parabraunerde	toniger Schluff
4	Parabraunerde	toniger Schluff
5	Parabraunerde	toniger Schluff
9	Pseudogley-Parabraunerde	toniger Schluff
12	Pseudogley-Parabraunerde	toniger Schluff
13	Parabraunerde	toniger Schluff
17	Gley-Kolluvium	toniger Schluff
19	Rendzina	toniger Lehm
21	Braunerde	sandiger Lehm
22	Parabraunerde	toniger Schluff
25	Braunerde-Pelosol	toniger Lehm
28	Pseudogley-Parabraunerde	toniger Schluff
30	Rendzina	toniger Lehm
31	Braunerde	sandiger Lehm
32	Braunerde-Pelosol	toniger Lehm
33	Pseudogley-Pelosol	sandiger Lehm
34	Pseudogley-Braunerde	sandiger Lehm
35	Pseudogley	toniger Schluff
36	Pelosol-Pseudogley	lehmgiger Sand

Aufgrund des Ausgangsmaterials und der Korngrößenzusammensetzung, bieten die Böden in der Umgebung des Standort die Voraussetzungen zum Anbau praktisch aller derzeit relevanten Nutzpflanzen. Die Böden weisen einen hohen Feinbodenanteil auf, was eine gute Wasser-

speicherkapazität und eine hohe Kationenaustauschkapazität bedingt. Die hohe Sättigung mit Calcium bedingt eine für den Pflanzenbau günstige Bodenreaktion. Der hohe Nährstoffgehalt und das gute Nährstoffnachlieferungsvermögen ermöglichen den Anbau auch anspruchsvoller Nutzpflanzen wie Zuckerrüben und Weizen bei hoher Ertragssicherheit.

Insbesondere auf den Löss-Standorten kann es aufgrund der Tonverlagerung zur Pseudovergleyung – und aufgrund der dann verschlechterten Dränung – zu Problemen mit Stauwasser kommen. Dies erschwert die Bearbeitung insbesondere im Frühjahr und Herbst und kann dazu führen, dass diese Standorte nicht ackerbaulich, sondern nur als Grünland genutzt werden kann.

Im Bereich der Talauen kann die ackerbauliche Nutzbarkeit durch hoch anstehendes Grundwasser eingeschränkt sein. Diese Standorte werden in der Regel als Grünland genutzt.

2.2 Klimatische Bedingungen

Die langjährigen monatlichen Mittelwerte von Niederschlag und Temperatur der Jahre 1961 bis 1990 sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Das langjährige Jahresmittel beträgt 8,9 °C, der mittlere jährliche Niederschlag etwa 700 mm. Etwa 55 % der Niederschläge fallen im Sommerhalbjahr (April bis September) (DWD, 2001). Für die Lufttemperatur werden außerdem die Werte für das etwa 15 km entfernte Braunschweig-Völkenrode für den Zeitraum 1961-1990 angegeben, da für diese Periode keine Messungen an der Schachanlage Asse vorliegen.

Tabelle 2: Langjährige Monatsmittelwerte von Niederschlag und Temperatur

Monat/Zeitraum	Temperatur (°C)		Niederschlag (mm)	
	BS-Völkenrode	Asse	Asse	Asse
	1961-1990	1990-1999	1961-1990	1990-1999
Januar	0,4	0,8	50	47
Februar	1,0	1,5	45	43
März	4,0	4,6	50	56
April	7,9	8,5	57	52
Mai	12,7	12,9	65	66
Juni	15,8	15,5	79	71
Juli	17,1	18,1	63	70
August	17,0	18,1	78	66
September	13,9	13,5	51	54
Oktober	9,8	8,7	43	57
November	4,9	3,6	52	61
Dezember	1,7	1,0	57	60
Januar-Dezember	8,9	8,9	690	703
April-September	14,1	14,4	393	379

3 Potentielle Expositionspfade

3.1 Exposition durch kontaminiertes Grund- und Oberflächenwasser

Eine Strahlenexposition kann durch die Nutzung von kontaminierten Wässern hervorgerufen werden. Abbildung 3 gibt einen Überblick über die möglichen Expositionspfade durch eine Kontamination von Oberflächenwässern. Dabei wird angenommen, dass Trink-, Tränk- und Beregnungswasser dem Vorfluter entnommen werden. Darüber hinaus wird der Verzehr von Fisch aus dem Vorfluter als zusätzlicher Belastungspfad berücksichtigt. Dabei wird unterstellt, dass die eventuell kontaminierten Oberflächenwässer so viel Wasser führen, dass es zu einer Exposition über alle Pfade in der beschriebenen Weise kommen kann.

Der Einsatz von Beregnungswasser führt zu einer direkten Kontamination der Pflanzen sowie zur Kontamination des Bodens, aus dem die Pflanzen wiederum Radionuklide über die Wurzeln aufnehmen können. Die interne Exposition ergibt sich aus dem Verzehr von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln, die durch Verwendung von kontaminierten Beregnungs- und Tränkwasser erzeugt wurden.

Der Aufenthalt auf mit kontaminierten Wässern beregneten Flächen kann eine externe Strahlenexposition hervorrufen. Ein weiterer Expositionspfad ergibt sich durch Inhalation resuspendierter, kontaminierter Bodenpartikel.

Die Kontamination des Oberflächenwassers bewirkt die Sedimentation von Radionukliden im Uferbereich. Der Aufenthalt auf kontaminierten Ufersedimenten bewirkt eine externe Strahlenexposition der zu betrachtenden Referenzperson.

Im Fall einer Nutzung von kontaminierten Grundwässern ergeben sich ähnliche Expositionspfade. Lediglich die externe Exposition durch Aufenthalt auf kontaminierten Ufersedimenten sowie der Verzehr von Fisch sind dann nicht relevant.

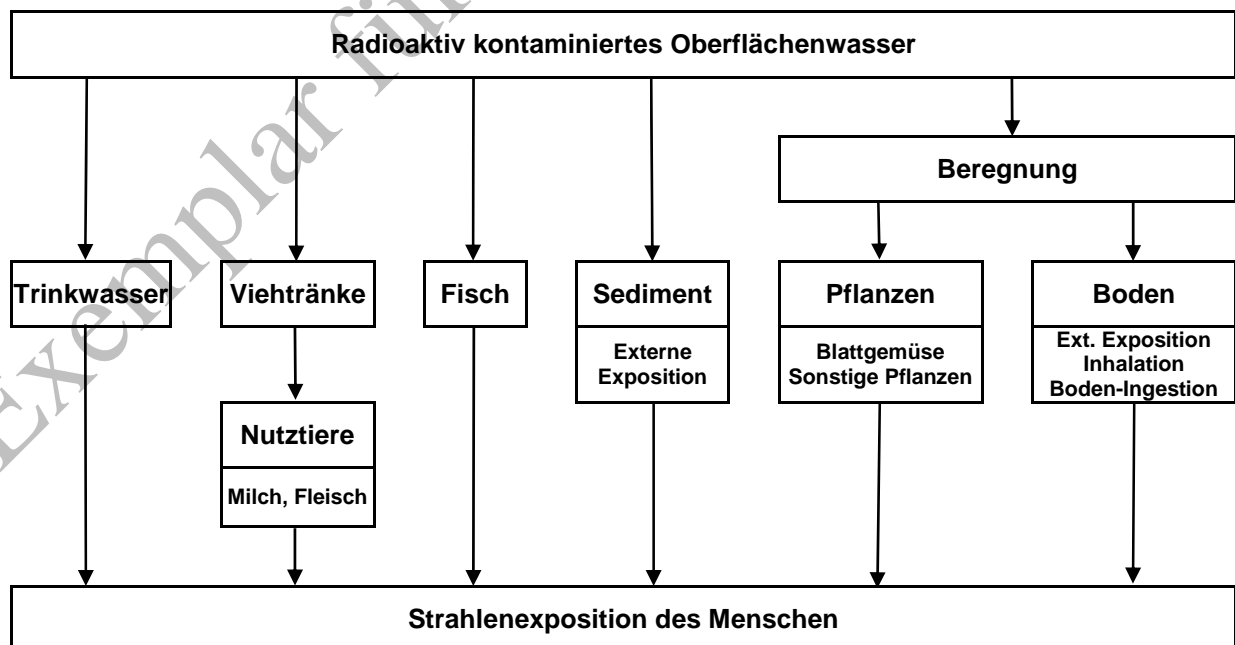


Abbildung 3: Expositionspfade bei der Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Oberflächenwasser

3.2 Exposition durch aus dem Boden austretendes ^{14}C

Modellrechnungen zeigen, dass ^{14}C als Methan oder als Kohlendioxid als Gas aus dem stillzulegenden Grubengebäude freigesetzt werden kann. Diese Gase können sich im Wirtsgestein und den umliegenden Formationen ausbreiten und in die Atmosphäre freigesetzt werden. Während der Photosynthese wird ^{14}C von Pflanzen assimiliert, die als Nahrung für den Menschen bzw. als Futter in der Tierhaltung Verwendung finden können, was schließlich zur Exposition des Menschen führt. Ein weiterer potentieller Expositionspfad ergibt sich aus der Inhalation von $^{14}\text{CO}_2$ bzw. $^{14}\text{CH}_4$.

4 Strahlenexposition durch Nutzung kontaminierter Wässer

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Nutzung radioaktiv kontaminierter Wässer erfolgt in Anlehnung an die Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 Strahlenschutzverordnung, die im Entwurf vom 21.01.2005 vorliegt. Diese Rechenvorschrift wurde für die Abschätzung der Strahlenexposition durch radioaktive Ableitungen aus kerntechnischen Einrichtungen entwickelt. Daher ist die AVV für den Nachweis der Langzeitsicherheit in der Nachbetriebsphase der Schachanlage Asse II nicht unmittelbar anzuwenden und die Modellansätze und Parameter werden in entsprechender Weise angepasst.

Neben diesen konzeptionell notwendigen Modifikationen wurden den Abschätzungen soweit als möglich standortspezifische landwirtschaftliche Praktiken und Randbedingungen zugrunde gelegt.

Zur Bewertung der radiologischen Auswirkungen der Endlagerung radioaktiver Abfälle empfiehlt die ICRP (1998, 1999) als Bewertungsmaßstab eine Individualdosis für die effektive Dosis oder ein entsprechendes Risikoäquivalent. Die effektive Jahresdosis ist für die kritische Personengruppe – d. h. für eine kleine Gruppe von Personen in der Bevölkerung, die der höchsten jährlichen Strahlenexpositionen ausgesetzt sein könnte und die bezüglich Alter und Lebensgewohnheiten relativ homogen zusammengesetzt ist – zu ermitteln. Bei der Bewertung der Langzeitsicherheit ist davon auszugehen, dass eine mögliche radioaktive Kontamination der Biosphäre über einen Zeitraum konstant ist, der wesentlich länger ist als die Lebenserwartung eines Menschen. Daher soll die jährliche Strahlenexposition gemittelt über die Lebenszeit der Person berechnet werden; das bedeutet, dass eine Bewertung von Dosisbeschränkungen für verschiedene Altersgruppen nicht notwendig ist und der Mittelwert angemessen durch die Strahlenexposition für Erwachsene ermittelt wird. Deshalb wird die potentielle Strahlenexposition für die Referenzperson der Gruppe der Erwachsenen gemäß der AVV (BMU, 2005) abgeschätzt.

4.1 Betrachtete Expositionspfade

4.1.1 Expositionspfade der AVV

In der AVV werden folgende Expositionspfade für die Berechnung der Strahlenexposition durch Ableitung von radioaktiven Stoffen aus kerntechnischen Einrichtungen in Oberflächengewässer zugrunde gelegt.

- Trinkwasser – Mensch
- Viehtränke – Tier – Milch – Mensch
- Viehtränke – Tier – Fleisch – Mensch
- Beregnung – Pflanze – Mensch
- Beregnung – Pflanze – Tier – Milch – Mensch
- Beregnung – Pflanze – Tier – Fleisch – Mensch

- Wasser – Fisch – Mensch
- Externe Exposition durch Aufenthalt auf kontaminierten Ufersedimenten

Im Teilmodell zur Abschätzung der Pflanzenkontamination durch Beregnung werden standortspezifische Beregnungsmengen zugrunde gelegt, die aus den heutigen Bodenbedingungen und dem Klima am Standort abgeleitet werden. Diese weichen zum Teil von den Angaben in der AVV ab (siehe Abschnitt 4.3.3). In den Sensitivitätsbetrachtungen wird jedoch aufgezeigt, welchen Einfluss die Modellierung der Beregnung nach Modell und Parametern der AVV auf die Ergebnisse hätte.

4.1.2 Zusätzliche, in der AVV nicht vorgesehene Expositionspfade

Darüber hinaus werden in den Abschätzungen der potentiellen Strahlenexposition weitere in der AVV nicht berücksichtigte Expositionspfade betrachtet.

Die Inhalation von resuspendierten, kontaminierten Bodenteilchen trägt in der Regel nur unwesentlich zur potentiellen Strahlenexposition bei. In dieser Abschätzung wird dieser Pfad dennoch berücksichtigt, um eine möglichst vollständige Abschätzung der potentiellen Exposition zu erzielen.

Außerdem wird die externe Exposition durch Aufenthalt auf Flächen berücksichtigt, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurden.

4.2 Randbedingungen der Exposition

Die potentiellen Strahlenexpositionen werden unter folgenden Annahmen ermittelt:

- Es wird angenommen, dass eine sich selbst versorgende Gemeinschaft von Personen im Untersuchungsgebiet lebt und nur die vorhandenen lokalen Ressourcen nutzt.
- Die betrachtete Gemeinschaft betreibt Gartenbau, Ackerbau und Viehzucht. Die vorhandenen Grund- und Oberflächenwässer werden als Trinkwasser für Mensch und Tier genutzt. Das Grundwasser wird auch zu Beregnungszwecken genutzt, sofern dies aus pflanzenbaulicher Sicht notwendig und aus betriebswirtschaftlicher Sicht sinnvoll ist.
- Die zur Verfügung stehenden landwirtschaftlich genutzten Flächen werden intensiv bewirtschaftet; nur unter dieser Voraussetzung ist es sinnvoll, die Zusatzbewässerung von Nutzpflanzen in Erwägung zu ziehen.
- Die Landnutzung erfolgt unter dem Grundsatz der Nachhaltigkeit; d.h. die vorhandenen Ressourcen werden nur soweit genutzt, dass langfristig keine Einschränkungen zu befürchten sind. Dies bedeutet beispielsweise, dass die Grundwasserentnahme nicht größer ist als die Grundwasserneubildung. Ferner wird Grundwasser nur dann als Beregnungswasser genutzt, wenn die eventuell vorhandenen Salzkonzentrationen der langfristigen Nutzung des Ackerlandes nicht entgegenstehen.

4.3 Relevanz der Expositionspfade

Im Folgenden wird die Relevanz der genannten Expositionspfade diskutiert und erörtert, ob sie in die standortspezifische Abschätzung des Standortes Asse einbezogen werden müssen.

4.3.1 Verfügbarkeit von Grundwasser

Der Flurabstand des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet nimmt mit zunehmender Entfernung vom Höhenzug Asse ab. In vielen Bereichen des betrachteten Gebietes trifft man bereits in wenigen Metern Tiefe auf Grundwasser. In einigen Bereichen des Höhenzuges sind

bereits in relativ geringen Tiefen stark salzhaltiges Wasser anzutreffen. Im Nordwesten gibt es sogar vereinzelt Salzwasserquellen (Colenco, 2006). Die Nutzbarkeit des Grundwassers ist damit zumindest stellenweise eingeschränkt. Es wird jedoch unterstellt, dass in weiten Teilen des Untersuchungsgebietes Süßwasser in ausreichenden Mengen für die Nutzung als Trink-, Tränk- und Beregnungswasser zur Verfügung steht.

4.3.2 Expositionspfad Trinkwasser und Viehtränke

Aufgrund der Verfügbarkeit von Grundwasser in Tiefen, in denen es ohne größeren Aufwand gefördert werden kann, sind die Expositionspfade Trinkwasser und Viehtränke in die Berechnungen der potentiellen Strahlenexposition einzubeziehen.

Da im betrachteten Gebiet auch versalztes Wasser auftreten, sei an dieser Stelle auf die mögliche Einschränkung der Verwendung als Trink-, Tränk- und Beregnungswasser durch hohe Salzkonzentrationen hingewiesen. Hinsichtlich der Nutzung als Trinkwasser können die Angaben der derzeitigen Trinkwasserverordnung (BMU, 2001) einen Hinweis geben. Darin werden Grenzwerte für Natrium (Na^+) von 200 mg l^{-1} und für Chlorid (Cl^-) von 250 mg l^{-1} angegeben. Auch wenn die Grenzwerte der derzeitigen Trinkwasserverordnung keine Verbindlichkeit für in ferner Zukunft geförderten Trinkwasser haben, so geben die derzeit gültigen Grenzwerte doch einen Hinweis auf langfristig akzeptable Salzkonzentrationen im Trinkwasser. Ähnliche Anforderungen sind an die Salzkonzentration von Tränkwasser zu stellen, wenn Gesundheitsstörungen bei Haustieren vermieden werden sollen. Lediglich von Schafen wird berichtet, dass sie höhere NaCl-Gehalte auch über längere Zeit gut vertragen. In Untersuchungen wurden selbst NaCl-Gehalte von 10 g l^{-1} gut vertragen, wobei allerdings die Wasseraufnahme um den Faktor 2 erhöht war (Kolb und Gürtler, 1971).

4.3.3 Expositionspfad Beregnung

Einfluss des Salzgehaltes auf die Verwendung zur Beregnung

Die Verwendung von Grund- und Oberflächenwasser zu Beregnungszwecken steht ebenfalls unter dem Vorbehalt einer geringen Versalzung des Wassers, denn langfristig ist die Verwendung salzhaltiger Wässer für Beregnungszwecke mit einigen Problemen verbunden.

Die Frage nach dem tolerierbaren Salzgehalt im Beregnungswasser ist allerdings nicht allgemein zu beantworten, da die Salzresistenz verschiedener Kulturpflanzen sehr unterschiedlich ist. Während beispielsweise Weizen und Kartoffeln sehr salzempfindlich sind, vertragen Gerste und Rüben höhere Salzgehalte im Boden (Amberger, 1979).

Grundwasser enthält in der Regel Na^+ -, Cl^- -, Mg^{2+} -, K^+ -, Ca^{2+} - und Sulfationen. Durch die Verdunstung während der Vegetationsperiode können sich langfristig Salze in der obersten Bodenschicht anreichern. Insbesondere die Akkumulation von Natrium im Boden führt zu Strukturveränderungen, die die landwirtschaftliche Nutzung von Böden stark einschränkt oder auch ganz unmöglich macht. (Scheffer und Schachtschabel, 1992; Bogenrieder, 1982; Ayers and Westcot, 1994).

Bereits bei einem Natriumanteil von 20 % an der Basensättigung beginnt sich die Bodenstruktur drastisch zu verschlechtern. Die Krümelstruktur des Bodens geht verloren, d.h., der Boden wird bei Befeuchtung zäh-plastisch und neigt bei Austrocknung zur Bildung von harten Schollen und Rissen. Die Bearbeitung wird erschwert und der Wasser- und Lufthaushalt wird nachhaltig beeinträchtigt. Die negativen Wirkungen höherer Natriumkonzentrationen nehmen mit steigendem Tongehalt des Bodens zu.

Von entscheidender Bedeutung für den langfristig erfolgreichen Einsatz von Wässern mit höheren Salzgehalten ist die Sicherstellung eines hohen Calciumanteils an der Basensätti-

gung, da dies die Krümelstruktur des Bodens erhält und damit den Luft - und Wasserhaushalt günstig beeinflusst. Ebenso wichtig ist, dass die Salze durch ausreichende Winterniederschläge wieder ausgewaschen werden. Reichen die Winterniederschläge nicht aus, so muss die Anreicherung von Salzen in der obersten Bodenschicht durch zusätzliche Wassergaben in Zeiten mit geringer Verdunstung verhindert werden.

Die Berechnungswürdigkeit eines Standortes ergibt sich aus der Wechselwirkung der Klima- und Bodenbedingungen und hängt von den spezifischen Ansprüchen der kultivierten Pflanzenarten an die Wasserversorgung ab. Darüber hinaus spielt die Intensität der Landwirtschaft eine entscheidende Rolle. Die Berechnung ist mit zeitlichem, technischem und finanziellem Aufwand verbunden und daher nur für Standorte plausibel, die intensiv landwirtschaftlich genutzt werden.

Berechnungsbedürftigkeit des Untersuchungsgebietes

Die Berechnungsbedürftigkeit eines Standortes ergibt sich aus der klimatischen Wasserbilanz und der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge.

Die klimatische Wasserbilanz wurde für das Land Niedersachsen von Eckelmann und Renger (1981) kartiert. Für das hier interessierende Gebiet um den Asse-Höhenzug wird darin ein klimabedingtes Wasserdefizit von 0 und 50 mm ausgewiesen. Das Defizit ist als Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung definiert. Ähnliche Ergebnisse liefert der empirisch abgeleitete Zusammenhang aus mittlerer Temperatur, Niederschlag und Wasserdefizit nach Achtnich (1981):

$$\text{KWB}_m = N_m - 5 \cdot k \cdot T_m \quad (1)$$

wobei

KWB_m = klimatische Wasserbilanz im Monat m (mm)

N_m = Niederschlag im Monat m (mm)

T_m = Durchschnittstemperatur im Monat m (°C)

k = Normierungsfaktor (mm pro Grad Celsius)

Unter Berücksichtigung der in Tabelle 2 angegebenen monatlichen Mittelwerte für Temperatur und Niederschlag ergibt sich ein klimatisch bedingtes Wasserdefizit für die Hauptwachstumsperiode von April bis September von etwa 50 mm, wenn man den Zeitraum 1990-1999 zugrunde legt. Für den Beobachtungszeitraum 1961-1990 ergibt ein klimabedingtes Niederschlagsdefizit von etwa 30 mm. Das Defizit tritt jedoch hauptsächlich von Juli bis September auf. Von April bis Juli, der Hauptwachstumsperiode wichtiger Feldfrüchte wie Getreide, Raps und Kartoffeln, ergeben sich dagegen nur sehr geringe Wasserdefizite von unter 5 mm (1961-1990) und 15 mm (1990-1999), die pflanzenbaulich keine Rolle spielen und bei denen die Zusatzberechnung aus betriebswirtschaftlicher Sicht nicht zu vertreten wäre.

Zur Beurteilung der tatsächlichen Berechnungswürdigkeit ist jedoch das pflanzenverfügbare Wasser, das am Ende des Winters im Boden zur Verfügung steht, mit einzubeziehen. Das pflanzenverfügbare Wasser kann aus der Bodenart, dem Bodenprofil und der Wasserspeicherkapazität abgeschätzt werden. Die Bodenart und das Bodenprofil wurden der bodenkundlichen Karte des Landes Niedersachsen entnommen, die Speicherkapazität der Bodenarten der Arbeit von Strebel und Renger (1982). Aus diesen Angaben wurde für die in Tabelle 1 angegebenen Böden die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge für Hackfrüchte (Kartoffeln, Zuckerrüben), Getreide und Grünland für die Bodenarten bis 1 m Tiefe ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Für die Beurteilung der Berechnungswürdigkeit sind vor allem die pflanzenverfügbaren Wassermengen für Hackfrüchte und Getreide relevant. Die Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen als Grünland ist in der Regel Flächen vorbehalten, die aufgrund von Stauwasser (Pseudogleye) oder Grundwasser (Gleye) nur eingeschränkt ackerbaulich genutzt werden können. Auf derartigen Standorten ist die Wasserversorgung sichergestellt, sodass Zusatzbewässerung nicht notwendig ist.

Die Wasserspeicherkapazität für Hackfrüchte und Getreide beträgt je nach Bodentyp etwa 110 bis 260 mm, sodass hinsichtlich der potentiellen Wasserversorgung gute bis sehr gute Voraussetzungen für die landwirtschaftliche Nutzung gegeben sind.

Daher spielt die Zusatzbewässerung im Bereich des Höhenzuges Asse keine Rolle. Der in Einzeljahren eventuell zu erzielende Mehrertrag rechtfertigt nicht den finanziellen und zeitlichen Aufwand von Beschaffung und Betrieb von Beregnungsanlagen.

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kommen Strebel und Renger (1982). In Untersuchungen wurde die Beregnungsbedürftigkeit von landwirtschaftlichen Kulturen für verschiedene Standorte Niedersachsens abgeschätzt. Dabei wurde auch für Braunschweig-Völkenrode der mittlere potentielle Zusatzwasserbedarf für verschiedene pflanzenverfügbare Bodenwassermengen abgeschätzt, wobei angenommen wurde, dass die Beregnung durchgeführt wird, sobald der Wassergehalt unter 40% der nutzbaren Feldkapazität liegt. Die Ergebnisse aus Strebel und Renger (1982) sind in Tabelle 4 zusammengefasst, sie gelten für grundwasserferne Böden.

Allerdings ist der Wassergehalt des Bodens im Hinblick auf die Beregnungssteuerung nicht als absolute Größe anzusehen. Zur Vermeidung von Ertragseinbußen sollte der Wassergehalt des Bodens nicht unter 30-50 % der nutzbaren Feldkapazität in Wachstumsabschnitten mit besonders hohem Wasserbedarf fallen. In Gebieten mit geringen klimatisch bedingten Wasserdefiziten wird man sich eher an der unteren Grenze der nutzbaren Feldkapazität orientieren. Legt man deshalb einen Wassergehalt des Bodens von 30 % der nutzbaren Feldkapazität zugrunde, so sind die zu applizierenden Wassermengen ca. 15-20 mm geringer als in Tabelle 4 angegeben.

Für Böden mit mittlerer Wasserspeicherkapazität (150 mm) ergibt sich daraus im Mittel über alle Ackerfrüchte daraus eine potentielle Beregnungsmenge von 10-20 mm, für Böden mit hoher Wasserspeicherkapazität ist keine Beregnung notwendig. Daher wird Zusatzberegnung von landwirtschaftlichen Kulturen bei der Ableitung der Dosiskonversionsfaktoren und der Abschätzung von potentiellen Expositionen am Standort Asse nicht berücksichtigt. In den Sensitivitätsbetrachtungen wird der Einfluss von höheren Beregnungsmengen aufgezeigt.

Tabelle 3: Abschätzung der Wasserspeicherkapazitäten für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Böden, die Nummerierung der Böden bezieht sich auf Abbildung 1.

Bodentyp	Bodenarten bis	Feldkapazität (mm)		
	1 m Tiefe	Hackfrucht	Getreide	Grünland
2 Gley-Auenboden	tU	260	240	220
3 Parabraunerde	tU	260	240	220
4 Parabraunerde	tU	260	240	220
5 Parabraunerde	tU	260	240	220
9 Pseudogley-Parabraunerde	tU	260	240	220
12 Pseudogley-Parabraunerde	tU = sL	260	240	220
13 Parabraunerde	tU	260	240	220
17 Gley-Kolluvium	tU	260	240	220
19 Rendzina	tL // Kalkstein	130	110	100
21 Braunerde	sL / tL // Kalkstein	130	120	110
22 Parabraunerde	tU	260	240	220
25 Braunerde-Pelosol	tL / uT // tL	200	190	170
28 Pseudogley-Parabraunerde	tU	260	240	220
30 Rendzina	tL // Kalkstein	130	110	100
31 Braunerde	sL // tL	180	160	150
32 Braunerde-Pelosol	tL \ uT // tL	240	220	200
33 Pseudogley-Pelosol	sL / uT	240	220	200
34 Pseudogley-Braunerde	sL	190	170	150
35 Pseudogley	tU // sL	230	210	190
36 Pelosol-Pseudogley	IS / uT	240	220	200

s/S: sandig/Sand; l/L: lehmig/Lehm, u/U: schluffig/Schluff, t/T: tonig/Ton

Symbole für mittlere Tiefe des Schichtwechsel im Bodenprofil:

[\]: 0-2 dm, [/]: 2-4 dm, [//]: 4-8 dm, [=]: 8-13 dm

Tabelle 4: Mittlerer jährlicher Beregnungsbedarf (nach Renger und Strebel, 1982) für grundwasserferne Böden für einen jährlichen Niederschlag von 700 mm

Pflanzenart	pflanzenverfügbare Wassermenge	Mittlere Beregnungsmenge (Häufigkeit = 50%)
	im Boden (mm)	
Winterweizen	150	20
	240	0
Wintergerste	150	15
	240	0
Sommergerste	150	20
	240	0
Zuckerrüben	150	20
	240	0
Kartoffeln	150	10
	240	0
Mais	150	0
	240	0

Für grundwasserbeeinflusste Böden ist die Wasserversorgung noch besser, da der kapillare Aufstieg von Grundwasser in erheblichem Maße zur Wasserversorgung der Kulturpflanzen beitragen kann. Der tatsächliche Beitrag hängt dabei von der Bodenart, insbesondere jedoch

vom Grundwasserstand und dessen jahreszeitlicher Schwankung ab. Der Zusammenhang ist in Tabelle 5 wiedergegeben.

Daraus ist ersichtlich, dass auf grundwasserbeeinflussten Böden ein eventuell bestehendes Wasserdefizit durch den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in vollem Maße ausgeglichen werden kann. Erst bei Grundwasserabständen von mehr als 3 m trägt der kapillare Aufstieg kaum noch zur Wasserversorgung bei. Die in Tabelle 5 angegebenen kapillaren Wiederanstiegsraten gelten für tonigen Schluff. Für andere im Bereich der SchachanlageASSE vorkommende wichtige Bodenarten wie toniger Lehm, lehmiger Sand und sandiger Lehm ergeben sich ähnliche Verhältnisse. Für diese Bodenarten spielt der kapillare Grundwasseraufstieg jedoch bereits bei Grundwasserständen von mehr als 2,5 m keine Rolle mehr für die Wasserversorgung.

In der Umgebung des HöhenzugesASSE spielt die Beregnung von landwirtschaftlichen Kulturen unter heutigen Bedingungen keine Rolle. Es besteht ein klimatisch bedingtes Wasserdefizit von weniger als 50 mm. Die Böden im betrachteten Gebiet sind durch eine mittlere bis hohe Wasserspeicherkapazität ausgezeichnet, sodass die am Ende des Winters im Boden vorhandenen Niederschläge ausreichen, um das bestehende geringe klimatisch bedingte Wasserdefizit auszugleichen.

Tabelle 5: Kapillarer Aufstieg (mm) von Grundwasser in Abhängigkeit vom Grundwasserstand und dessen jahreszeitlicher Schwankung für tonigen Schluff

Pflanzenart	Zeitraum	kapillarerer Aufstieg von Grundwasser (mm)									
		Grundwasserstand (m)									
		Jährliche Schwankung des Grundwasserstandes (m)									
		1,0		1,6		2,0		2,4		3,0	
		0,4	0,6	0,4	1,0	0,4	1,2	0,8	1,2	0,8	1,6
Getreide	Mitte Mai bis Mitte Juli	300	300	300	300	275	300	150	225	30	60
	Hackfrucht	Mitte Juni bis Mitte Sept.	450	450	450	450	325	375	140	160	25
Grünland		Mitte Mai bis Mitte Sept.	600	600	600	600	285	425	130	180	25

Beregnung im Hausgarten

Die Beregnung im Hausgarten ist sicher anders zu beurteilen. Einerseits sind die Ansprüche an die Wasserversorgung im Gemüsebau höher als bei landwirtschaftlichen Kulturen. Andererseits treten wirtschaftliche Aspekte bei der Beregnung in Hausgärten in den Hintergrund, da der Eigenanbau von Gemüse häufig neben dem Zweck der Nahrungsmittelerzeugung auch unter dem Gesichtspunkt der Freizeitgestaltung zu beurteilen ist. In diesem Fall steht das optimale Wachstum des selbst erzeugten Gemüses im Vordergrund, arbeitswirtschaftliche und finanzielle Gesichtspunkte werden dagegen geringer gewichtet.

Während die Beregnung von landwirtschaftlichen Kulturen in der Bundesrepublik auf Gebiete mit geringen Niederschlägen und/oder sehr durchlässigen Böden beschränkt ist, werden gärtnerische Kulturen sowohl im kommerziellen Gemüsebau als auch in Hausgärten in allen Regionen zusätzlich bewässert. In Tabelle 6 ist der mittlere Zusatzwasserbedarf für verschiedene Gemüsearten für Böden mit mittlerer und hoher Wasserspeicherkapazität angegeben (Ruhr-

stickstoff, 1985). Daraus ergibt sich ein über die verschiedenen Gemüsearten gemittelter Zusatzwasserbedarf von etwa 120 bis 170 mm/a.

Tabelle 6: Zusatzwasserbedarf für verschiedene Gemüsekulturen in Abhängigkeit von der Wasserspeicherkapazität des Bodens

Gemüseart	Zusatzwasserbedarf (mm)	
	Wasserspeicherkapazität des Bodens	
	mittel	hoch
Sellerie, Blumenkohl, Kohl, Tomaten	300	200
Rote Rüben, Lauch, Möhren, Salat	150	100
Spinat, Gurken, Bohnen, Zwiebeln	60	40

4.4 Modellierung der Expositionspfade

4.4.1 Ingestion von Trinkwasser

Die Strahlenexposition wird unter der Annahme berechnet, dass das Trinkwasser direkt dem Grund- oder Oberflächenwasser entnommen wird. Eventuelle Veränderungen der Schadstoff- oder Aktivitätskonzentration durch Trinkwasseraufbereitung werden nicht berücksichtigt.

Die jährliche Exposition durch die Ingestion von Trinkwasser ergibt sich aus der Aktivitätskonzentration des Wassers, der jährlichen Aufnahmerate und den Dosisfaktoren für Ingestion:

$$H_{\text{TW},r} = C_{w,r} \cdot U_{\text{TW}} \cdot DF_{\text{ing},r} \quad (2)$$

wobei

$H_{\text{TW},r}$ = Exposition durch die Aufnahme des Nuklid r mit Trinkwasser (Sv a^{-1})

$C_{w,r}$ = Wasserkonzentration des Nuklids r (Bq l^{-1})

U_{TW} = Aufnahmerate von Trinkwasser (l a^{-1})

$DF_{\text{ing},r}$ = Ingestionsdosisfaktor für das Radionuklid r (Sv Bq^{-1})

4.4.2 Kontamination von Pflanzen durch Beregnung

Die Kontamination von Pflanzen kann nur erfolgen, wenn kontaminiertes Wasser zur Beregnung benutzt wird. Die Kontamination der Pflanzen erfolgt während der Beregnung durch Radionuklid Aufnahme aus dem Beregnungswasser durch die Blätter sowie durch die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden durch die Wurzeln. Daneben kommt es zur Kontamination der Pflanzen durch Ablagerung von resuspendierten kontaminierten Bodenpartikeln, die jedoch in der Regel von geringer Bedeutung für die Pflanzenkontamination ist.

Im Modell der AVV wird ein vereinfachtes Pflanzenmodell angewandt, das auch in dieser Abschätzung zugrunde gelegt wird. In diesem Modell werden nur Weidegras, Blattgemüse und sonstige Pflanzen berücksichtigt.

Radionuklid Aufnahme während der Beregnung

Der Berechnung der Pflanzenkontamination durch direkte Aufnahme von Radionukliden durch die Blätter während der Beregnung liegt eine gleichmäßige Beregnung während der Wachstumszeit zugrunde. Der von den Blättern während der Beregnung zurückgehaltene Radionuklidanteil N_r wird wie in der AVV zu 0,3 angenommen. Dieser nimmt durch Abwitterungsprozesse mit einer Halbwertszeit $T_{1/2,w}$ von 14 d ab. Daneben ist die Aktivitätsabnahme

durch den radioaktiven Zerfall zu berücksichtigen. Weitere Prozesse wie der innerpflanzliche Transport von Radionukliden und dessen Elementabhängigkeit werden nicht berücksichtigt.

Für Weidegras wird eine Wachstumszeit t von 30 d, für die übrigen Pflanzen von 60 d angesetzt. Der Ertrag von Weidegras Y_w wird mit $0,85 \text{ kg m}^{-2}$, der von Blattgemüse Y_{Bl} mit $1,6 \text{ kg m}^{-2}$ und von sonstigen Pflanzen Y_{Pf} mit $2,4 \text{ kg m}^{-2}$ (jeweils Frischgewicht) angenommen.

Die Kontamination durch Radionuklidaufnahme durch die Blätter ergibt sich dann zu:

$$C_P^{Bl} = C_w \cdot \frac{W \cdot N_r}{Y \cdot (\lambda_r + \lambda_w)} \cdot (1 - e^{-(\lambda_r + \lambda_w)t}) \quad (3)$$

wobei

C_P^{Bl} = Pflanzenkontamination durch Aufnahme während der Beregnung (Bq kg^{-1})

C_w = Kontamination des Beregnungswassers (Bq l^{-1})

W = Beregnungsrate ($1 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)

N_r = Interzeptionsfaktor (anteilige Nuklidablagerung auf der Pflanze)

Y^n = Ertrag der Pflanze n (kg m^{-2})

λ_r = physikalische Zerfallskonstante (d^{-1})

λ_w = Abwitterungsrate (d^{-1})

t = Wachstumszeit der Pflanzen (d)

In der AVV werden nur die Pflanzen bzw. Pflanzengruppen Weidegras, Blattgemüse und sonstige pflanzliche Produkte angegeben. Bezüglich der Verzehrgewohnheiten wird zwischen Getreide und Getreideprodukten, Obst und Obstsaft, Wurzelgemüse einschließlich Kartoffel sowie Blattgemüse differenziert.

In der AVV wird für alle Pflanzen eine Beregnungsmenge von 180 mm a^{-1} angesetzt. Wie in Kapitel 4.3.3 diskutiert, wird unter den derzeitigen Standortbedingungen Beregnung von landwirtschaftlichen Kulturen nicht durchgeführt und das betrachtete Gebiet auch nicht als beregnungswürdig angesehen. Daher wird für die Referenzentwicklung angenommen, dass landwirtschaftliche Kulturen und Weideflächen nicht beregnet werden. In den Sensitivitätsbetrachtungen wird der Einfluss von Beregnung auf die Ergebnisse dargestellt.

Beregnung wird nur für gärtnerische Kulturen unterstellt. Der in Tabelle 6 abgeschätzte mittlere Zusatzwasserbedarf von etwa 120-170 mm unterscheidet sich nur wenig von der in der AVV angegebenen Menge von 180 mm a^{-1} . Für die Beregnung von Gemüse wird daher die in der AVV angegebene Beregnungsmenge zugrunde gelegt.

Aufgrund des tief reichenden Wurzelwerkes steht Obstbäumen eine größere im Boden gespeicherte Wassermenge zur Verfügung. In Anbetracht der günstigen Bodeneigenschaften des Untersuchungsgebietes ist die Beregnung von Obst nicht notwendig. Da die Pflanzengruppe "Obst" jedoch viele unterschiedliche Arten mit variierenden Wasseransprüchen umfasst, wird hier angenommen, dass 50 % der Verzehrsmenge aus beregneten Kulturen und 50 % aus nicht beregneten Kulturen stammen. Die in dieser Abschätzung verwendeten Beregnungsmengen sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Berechnungsmengen zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition

Pflanze/Pflanzengruppe	Berechnungsmenge	Bemerkung
Weidegras	keine Berechnung	geringer Grünlandanteil, Grünland ist begrenzt auf Talauen mit hohem Grundwasserstand
Ackerfrüchte (Getreide, Kartoffeln etc.)	keine Berechnung	nur sehr geringes klimatisches Wasserdefizit, gute Wasserspeicherkapazität der Böden
Blattgemüse	180 mm a ⁻¹	großzügigerer Wassereinsatz in Hausgärten
Wurzelgemüse	180 mm a ⁻¹	
Obst	50 %: 180 mm a ⁻¹	Wurzeln der Obstbäume erschließen größeren Wurzelraum, Wasseransprüche der Obstarten sind unterschiedlich, daher Teilberechnung
	50 %: keine Berechnung	

Der Modellansatz der AVV zur Berechnung der Pflanzenkontamination durch Berechnung mit radioaktiv kontaminiertem Wasser stellt eine erhebliche Vereinfachung dar, da

- nur zwischen Weidegras, Blattgemüse und sonstigen pflanzlichen Produkten differenziert wird,
- für alle Pflanzen, unabhängig von ihrer morphologischen Entwicklung, der gleiche Modellansatz zugrunde gelegt wird, und
- elementspezifische Unterschiede von Interzeption und Verteilung der Radionuklide in der Pflanze unberücksichtigt bleiben.

Im Folgenden wird diskutiert, ob dieser Modellansatz trotz dieser Vereinfachungen geeignet ist, die resultierende Pflanzenkontamination zur sicheren Seite hin abzuschätzen.

Interzeption

Die Radionuklidtaufnahme während der Berechnung wird in der AVV mit Hilfe des Interzeptionsfaktors berechnet. Dieser wird in der AVV für alle Radionuklide und Applikationsbedingungen mit 0,3 angegeben. Tatsächlich hängt der Interzeptionsfaktor jedoch vom Element, vom Entwicklungsstadium der Pflanzen und der Höhe der Berechnungsmenge einer Einzeldose ab (Müller und Pröhl, 1993; Pröhl und Müller, 1996; Pröhl und Hoffmann, 1996). Für eine typische Berechnungsdose in Höhe von 20 mm ergeben sich für voll entwickelte Pflanzenbestände Interzeptionsfaktoren, die - je nach Nuklid - im Bereich des Wertes der AVV oder bis zu einem Faktor 10 darunter liegen. Der Grad der Überschätzung ist elementabhängig. Für mehrwertige, als Kation vorliegende Radionuklide wird die Interzeption mit dem Interzeptionsfaktor von 0,3 für voll entwickelte Pflanzenbestände in etwa richtig wiedergegeben, während die Interzeption von anionisch vorliegenden Radionukliden erheblich überschätzt wird. Die Abhängigkeit der Interzeption von der Ladung des betrachteten Radionuklids ist auf die negative Ladung der Pflanzenoberflächen zurückzuführen. Aufgrund dessen werden Kationen in höherem Maße von den Blättern festgehalten als Anionen.

Die starke Vereinfachung dieses Modellansatzes der AVV führt nicht dazu, dass die Pflanzenkontamination unmittelbar nach Berechnung für kationisch vorliegende Radionuklide (z.B.: Cs, Pb, Ra, U, Pu, Np, Am,) unterschätzt wird. Für anionisch vorliegende Elemente wie z.B.

Selen, Iod, und Technetium wird dagegen die Interzeption unter Berechnungsbedingungen erheblich überschätzt.

Translokation

Unter Translokation wird in radioökologischen Modellen die Verteilung von Radionukliden vom Blatt in andere Pflanzenteile verstanden. Von Interesse ist hier vor allem die Translokation von den Blättern in die essbaren Pflanzenteile. Dieser Prozess wird in der AVV nicht explizit berücksichtigt, vielmehr liegt die Annahme zugrunde, dass alle Pflanzen vollständig verwertet werden. Diese Annahme ist sinnvoll für Pflanzen, die vollständig verwertet werden wie Weidegras oder Blattgemüse, nicht jedoch für Pflanzen, die nur teilweise genutzt werden. Ferner wird in der AVV nicht zwischen oberirdischen oder unterirdischen Pflanzenteilen differenziert. Es wird implizit angenommen, dass es sich um oberirdische Pflanzenteile handelt, obwohl damit auch die Kontamination von z.B. Kartoffeln einbezogen ist.

Daher werden im Folgenden Pflanzenkontaminationen unter Berücksichtigung der Translokation und wirklichkeitsnäherer Annahmen abgeschätzt und mit dem Ansatz der AVV verglichen.

Die Translokation von Radionukliden, d.h., die innerpflanzliche Verteilung der Radionuklide hängt von der Mobilität des betreffenden Elements ab. In der Pflanze unterscheidet man 2 Stofftransportsysteme, das Xylem und das Phloëm. Im Xylem werden vor allem Wasser, Nährsalze und in geringen Mengen organische Verbindungen transportiert. Die Flussrichtung wird durch die Transpiration der Blätter bedingt, der Transport erfolgt also von der Wurzel in oberirdische Pflanzenorgane. Der Transport im Xylem ist nicht elementspezifisch, d.h., es ist davon auszugehen, dass auch alle Radionuklide im Xylem transportiert werden.

Das Phloëm ist ein vom Xylem unabhängiges Transportsystem. Im Phloëm werden hauptsächlich die während der Photosynthese gebildeten organischen Verbindungen von den Blättern in die Speicherorgane (z.B. Getreidekorn, Kartoffelknolle) transportiert. Der Transport ist energieabhängig, der Transport erfolgt sowohl von unterirdischen zu oberirdischen Pflanzenteilen als auch in der Gegenrichtung. Der Transport im Phloëm ist elementspezifisch, d.h., nicht alle Elemente können im Phloëm transportiert werden. Die Phloëm-Mobilität eines Elements bestimmt, ob dieses Element nach Kontamination der Blätter entgegen dem Transpirationsstrom in Speicherorgane wie Getreidekörner oder Kartoffelknollen transportiert werden kann.

Phloëm-mobil sind beispielsweise Alkalimetalle (Cs, Rb), Phosphor, Schwefel und Chlor. Phloëm-immobil sind dagegen Calcium, Strontium, Radium, Blei sowie die Aktiniden. Hinsichtlich des Transfers in Nahrungsketten hat die Phloëm-Mobilität weitreichende Folgen. Nach Kontamination der Blätter können beispielsweise Kartoffelknollen nur von phloëm-mobilen Elementen kontaminiert werden.

In der AVV wird die Translokation und die unterschiedliche Phloëm-Mobilität nicht betrachtet. Im Folgenden soll abgeschätzt werden, welche Kontamination pflanzlicher Produkte zu erwarten wäre, wenn man diesen Prozess mit einbeziehen würde.

Die Pflanzenkontamination nach Deposition von Radionukliden auf die Blätter lässt sich abschätzen gemäß:

$$C_{\text{pfl}} = \frac{D_{\text{pfl}} \cdot T_f}{E_{\text{pfl}}} \quad (4)$$

wobei:

C_{pfl} = Pflanzenkontamination (Bq kg^{-1})

D_{Pfl} = Deposition auf die Pflanze ($Bq\ m^{-2}$)

T_f = Anteil der Aktivität, der von den Blättern zum essbaren Teil transloziert wird

E_{Pfl} = Ertrag des essbaren Pflanzenteiles ($kg\ m^{-2}$)

Als Beispiel sollen Getreide und Kartoffeln herangezogen werden, wobei die Pflanzenkontamination unter Berücksichtigung realistischer Erträge und Translokationsraten abgeschätzt und mit den Ergebnissen nach AVV verglichen wird, wobei Cäsium (^{137}Cs) als phloëmobiles Element und Strontium (^{90}Sr) als phloë-immobiles Element betrachtet werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 8 zusammengefasst.

Dem Modellansatz der AVV liegt eine Ablagerung von $1\ Bq/m^2\ ^{137}Cs$ oder ^{90}Sr während einer Wachstumsperiode von 60 d auf den Blättern zugrunde.

Die Parameter für die realistische Abschätzung entsprechen denen des zeitabhängigen Radioökologie-Modells ECOSYS (Müller und Pröhl, 1993), das im Fall von größeren radioaktiven Umweltkontaminationen im Rahmen des IMIS-Programmes (Jacob et al., 1991) zur Prognose von Kontaminationen in Nahrungsmitteln herangezogen wird. Da ECOSYS für eine einmalige Depositionen ausgelegt ist, wurde die Translokation für Getreide und Kartoffeln über die jeweiligen potentiellen Berechnungszeiträume gemittelt. Diese liegen in der Zeit des intensivsten Wachstums, dies ist bei Winterweizen die Zeit zwischen Mitte Mai und Mitte Juni und bei Kartoffeln zwischen Mitte Juni und Mitte August.

Tabelle 8: Vergleich der Pflanzenkontamination durch Ablagerung von Radionukliden auf die Blätter nach AVV und nach einem realistischeren Modellansatz

Produkt	Aktivitätskonzentration ($Bq\ kg^{-1}$)			
	Mobile Elemente Cs, I, Se;		Immobile Elemente; Sr, Pb, Ra, Th, U, Np, Pu, Am	
	AVV	Realistische Abschätzung	AVV	Realistische Abschätzung
Getreide	0,13	0,13	0,13	0,0013
Kartoffeln	0,13	0,043	0,13	0

Aus diesem Vergleich geht hervor, dass nach AVV die geschätzte Aktivitätskonzentration für pflanzliche Produkte gut mit der realistischen Schätzung für ^{137}Cs in Getreide übereinstimmt, während der AVV-Wert die ^{137}Cs -Gehalte in Kartoffeln deutlich überschätzt. Da Cäsium eine hohe Phloëmobilität aufweist, weisen die Werte darauf hin, dass der AVV-Ansatz die Pflanzenkontamination auch für andere mobile Elemente nicht unterschätzt. Da die AVV nicht zwischen verschiedenen Pflanzenarten differenziert, wird die mittlere Pflanzenkontamination durch den AVV-Ansatz überschätzt.

Die ^{90}Sr -Gehalte in pflanzlichen Nahrungsmitteln werden mit dem AVV-Ansatz dagegen um Größenordnungen überschätzt. Viele der hier betrachteten Elemente sind phloë-immobil (Sr, Ra, Pb, Po, Pu, Np). Auch wenn keine quantitativen Untersuchungen zur Translokation dieser Elemente als Funktion des Wachstumsstadiums vorliegen, so weisen diese Ergebnisse doch deutlich darauf hin, dass der Modellansatz der AVV die Pflanzenkontamination von phloë-immobilen Elementen nach Kontamination der Blätter weit überschätzt.

In den Berechnungen wird jedoch nicht dieser realistische, sondern der in Gleichung 3 beschriebene Modellansatz gemäß AVV zugrunde gelegt.

4.4.3 Radionuklidaufnahme aus dem Boden und Auswaschung in tiefere Schichten

Die Pflanzenkontamination durch Radionuklidaufnahme durch die Wurzeln aus dem Boden wird nach AVV aus der Kontamination des Bodens und nuklidspezifischen Transferfaktoren Boden-Pflanze berechnet.

Die Aktivität des Bodens ergibt sich aus der jährlichen Aktivitätszufuhr mit dem Beregnungswasser einerseits und der Aktivitätsabnahme durch radioaktiven Zerfall und Auswaschung der Radionuklide in tiefere Bodenschichten andererseits.

Die Kontamination der Pflanzen durch Aufnahme von Mutternukliden im Gleichgewicht aus dem Boden ergibt sich dann zu:

$$C_P^W = C_w \cdot \frac{W \cdot a_r}{P \cdot (\lambda_r + \lambda_a)} \cdot TF_{BP} \quad (5)$$

wobei

C_P^W = Kontamination der Pflanzen durch Radionuklidaufnahme aus dem Boden ($Bq\ kg^{-1}$)

C_w = Kontamination des Beregnungswassers ($Bq\ l^{-1}$)

W = Beregnungsrate ($l\ m^{-2}\ d^{-1}$)

TF_{BP} = Transferfaktor Boden-Pflanze ($Bq\ kg^{-1}$ Pflanze [Frischmasse] pro $Bq\ kg^{-1}$ Boden [Trockenmasse])

a_r = Anteil des Jahres, in dem beregnet wird

P = Masse des Nährbodens (Acker: $280\ kg\ m^{-2}$, Weide $120\ kg\ m^{-2}$)

λ_r = physikalische Zerfallskonstante (d^{-1})

λ_a = Migrationsrate (d^{-1})

Migrationsraten

Zur Abschätzung der Auswaschung von Radionukliden in die Wurzelzone werden in der AVV die Elemente in vier Klassen eingeteilt. Allerdings werden nur wenige Elemente (Tc, Sr, Ru, I, Cs, Aktiniden) explizit erwähnt. Nicht erwähnte Elemente seien entsprechend ihrer chemischen Ähnlichkeit oder wie Aktiniden zu behandeln, für die die geringste Auswaschungsrate angegeben ist.

Chlor wird hinsichtlich der Auswaschung behandelt wie Technetium. Amberger (1979) gibt an, dass Chlor im Boden als leicht wasserlösliches Chlorid vorliegt, kaum sorbiert wird und daher nahezu quantitativ ausgewaschen wird. Diese Annahme wird gestützt durch die Ergebnisse von White et al. (1984), die an ungestörten Bodensäulen etwa die gleiche Wanderungsgeschwindigkeit für Chloridionen und tritiiertes Wasser ermittelten. Die angesetzten Auswaschungsraten λ_a von $10^{-8}\ s^{-1}$ (ca. $0,3\ a^{-1}$) für Ackerböden und $2 \cdot 10^{-8}\ s^{-1}$ (ca. $0,6\ a^{-1}$) für Weideböden stellen damit sicher, dass die Bodenkonzentrationen von ^{36}Cl nicht unterschätzt werden.

Untersuchungen zur Migration von Aktiniden im Boden von Bunzl et al. (1992, 1994, 1995a, 1995b) ergeben Auswaschungsraten für Aktiniden, die etwa eine Größenordnung höher sind als in der AVV angegeben. Demnach weisen Aktiniden eine ähnliche Auswaschung auf wie Cäsium, sodass sie rascher in tiefere Bodenschichten verlagert werden, in denen sie für die Aufnahme durch Pflanzen nicht mehr zur Verfügung stehen. Nach den o.g. Untersuchungen erfolgt die Verlagerung von stark sorbierten Radionukliden durch die Partikel, an die sie gebunden sind; daher sind für die Migration solcher Radionuklide weniger deren chemische

Eigenschaften, sondern vielmehr die physikalischen Eigenschaften der Bodenpartikel ausschlaggebend.

Diese Beobachtungen werden durch die Arbeiten von Whicker und Ibrahim (2006) bestätigt, die für ^{134}Cs ebenfalls die Bedeutung der Migration mit Feinpartikeln fanden. Ferner unterstreichen die Autoren die Bedeutung dieser Prozesse auch für den Transport von Plutonium im Boden. Ähnliche Migrationsraten für ^{137}Cs wie in den o.g. Arbeiten von Bunzl et al. finden auch Shinonaga et al. (2005). Die in diesen Experimenten für ^{226}Ra ermittelten Migrationsraten entsprechen denen von ^{137}Cs , obwohl es erhebliche Unterschiede hinsichtlich der chemischen Eigenschaften beider Elemente gibt.

Daher werden für Aktiniden und alle Elemente, bei denen bisher die Auswaschraten für Aktiniden angewandt wurden, die gleichen Auswaschraten wie für Cäsium zugrunde gelegt.

Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch den Eintrag von Radionukliden mit radioaktiven Tochternukliden ist deren Beitrag zur potentiellen Strahlenexposition zu berücksichtigen, der durch die Entstehung von radioaktiven Tochternukliden im Boden gegeben ist. Bei kontinuierlichem Eintrag des Mutternuklids ergibt sich dessen Aktivität im Boden aus:

$$A_1(t) = \int_0^t A_1(t') \cdot e^{-(\lambda_{r1} + \lambda_{a1})(t-t')} dt' \quad (6)$$

wobei

$A_1(t)$ = Aktivität des Mutternuklids im Boden (Bq m^{-1})

$A_1(t')$ = Zufuhrate des Mutternuklids ($\text{Bq m}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

λ_{r1} = Zerfallsrate (a^{-1})

λ_{a1} = Auswaschrates des Mutternuklids (a^{-1})

Die Aktivität des 1. Tochternuklids $A_2(t)$ ergibt sich aus:

$$A_2(t) = \int_0^t A_1(t') \cdot e^{-(\lambda_{r2} + \lambda_{a2})(t-t')} dt' \quad (7)$$

wobei

λ_{r2} = radioaktive Zerfallskonstante des 1. Tochternuklids (a^{-1})

λ_{a2} = Auswaschrates des 1. Tochternuklids (a^{-1})

Die Aktivität des n-ten Nuklids $A_n(t)$ der Zerfallsreihe beträgt:

$$A_n(t) = \lambda_n \int_0^t A_{n-1}(t') \cdot e^{-(\lambda_n + \lambda_{an})(t-t')} dt' \quad (8)$$

wobei

λ_{rn} = Zerfallsrate des n-ten Nuklids (a^{-1})

λ_{an} = Auswaschrates des n-ten Nuklids der Zerfallsreihe (a^{-1})

Aus den Bodenkonzentrationen der entsprechenden Tochternuklide ergeben sich unter Berücksichtigung der entsprechenden Transferfaktoren Boden-Pflanze die Pflanzenkontaminationen der Tochternuklide.

Zur Berechnung der Strahlenexposition wird eine Akkumulationszeit des jeweiligen Mutternuklids im Boden unterstellt, die die Einstellung des Gleichgewichtes der Radionuklidkonzentrationen im Boden gewährleistet. Dies ist - unter der Annahme eines konstanten Ra-

dionuklideintrags mit der Beregnung - spätestens nach einigen hundert Jahren der Fall. Treten innerhalb der Zerfallsreihen Tochternuklide auf, deren Halbwertszeiten größer sind als die des Mutternuklids, so kann sich das Aktivitätsgleichgewicht zwischen Mutter- und Tochternuklid grundsätzlich nicht einstellen. Auch nach 1000 Jahren ergeben sich dann noch nennenswerte Erhöhungen der Tochternuklid-Konzentrationen im Boden, die aber ohne wesentlichen Einfluss auf die Strahlenexposition bleiben. Für ^{129}I ergibt sich nach Modell und Parametern der AVV bereits nach 100 Jahren ein Gleichgewichtszustand der Bodenaktivität.

Langzeitverhalten von Radionukliden im Boden

Der hier betrachtete Fall der Kontamination der Biosphäre durch Nutzung kontaminierter Grundwässer tritt erst in relativ ferner Zukunft auf. Böden sind dynamische Systeme, die ständigen Veränderungen unterliegen. Insofern ist die Frage berechtigt, inwieweit die Anwendung von aus heutigen Daten abgeleiteten Transferparametern für solch langfristige Fragestellungen gerechtfertigt ist. Die Frage wurde in Koch-Steindl und Pröhl (2001) am Beispiel der langlebigen Radionuklide ^{36}Cl , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{79}Se , ^{237}Np , ^{238}U erörtert. Aus den Betrachtungen in Koch-Steindl und Pröhl (2001) lassen sich einige allgemeine Schlussfolgerungen bezüglich des Radionuklidverhaltens in zukünftigen landwirtschaftlich genutzten Systemen ziehen:

- Das hier unterstellte Entwicklung setzt eine nachhaltige und intensive Landwirtschaft voraus. Nur unter diesen Verhältnissen ist der Einsatz von Beregnungswasser sinnvoll.
- Eine nachhaltige Landbewirtschaftung erfordert Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, um das Ertragspotenzial des Bodens zu erhalten. Diese Maßnahmen streben einen pH-Wert des Bodens je nach Ausgangsgestein im Bereich von etwa 5,5 bis 7,5 an, stellen eine ausreichende Nährstoffversorgung durch organische oder mineralische Düngung sicher und zielen auf gute physikalische Eigenschaften des Bodens zur Optimierung des Luft- und Wasserhaushaltes ab.

Diese landbaulichen Anforderungen zur Sicherstellung einer nachhaltigen Landnutzung werden sich auch in Zukunft nicht ändern. Viele der heute durchgeführten Untersuchungen zum Transfer von Radionukliden in Pflanzen wurden unter derart beschriebenen Randbedingungen durchgeführt. Insofern ist davon auszugehen, dass sich auch das zukünftige Verhalten von Radionukliden im Boden nicht grundsätzlich von den bislang gefundenen Erkenntnissen unterscheidet, da die landwirtschaftliche Aktivität unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit als ausgleichender Faktor anzusehen ist.

Pflanzenkontamination durch ^{14}C

Zur Berechnung der Pflanzenkontamination durch ^{14}C wird unterstellt, dass das im Beregnungswasser enthaltene ^{14}C vollständig als $^{14}\text{CO}_2$ während der Beregnung freigesetzt wird, sich mit der bodennahen Luft vermischt und während der Photosynthese zusammen mit stabilem Kohlenstoff in die Pflanze aufgenommen wird. Sollte ^{14}C als CH_4 im Wasser vorliegen, so wird unterstellt, dass es im Boden durch Mikroorganismen zu $^{14}\text{CO}_2$ umgesetzt wird und aus dem Boden freigesetzt wird und von den Pflanzen assimiliert wird. Die Annahme, dass die Freisetzung als $^{14}\text{CO}_2$ deckt die potentielle Exposition durch $^{14}\text{CH}_4$ ab. Die ^{14}C -Aktivität der Pflanzen ergibt sich dann aus:

$$C_{\text{C-14}} = \frac{W \cdot C_w^{\text{C-14}} \cdot f_c}{V_c} \quad (9)$$

wobei

$C_{\text{C-14}}$ = Pflanzenkontamination durch ^{14}C (Bq kg^{-1})

W = Beregnungsrate ($\text{l m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

- C_w^{C-14} = ^{14}C -Konzentration des Beregnungswassers (Bq l^{-1})
 f_c = Kohlenstoffanteil von Pflanzen (0,09 für Weidegras, 0,18 für Blattgemüse und sonstige pflanzliche Produkte)
 V_c = Assimilationsrate von Kohlenstoff ($\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

4.4.4 Radionuklidtransfer in tierische Nahrungsmittel

Die Aktivitätskonzentration von Milch und Fleisch ergibt sich aus der täglich mit dem Futter und dem Tränkwasser aufgenommenen Aktivität und den in der AVV angegebenen Transferfaktoren Futter-Milch und Futter-Fleisch.

$$C_{M,F} = TF_{FM,FF} \cdot (C_w \cdot F_w) \quad (10)$$

wobei

- $C_{M,F}$ = Aktivitätskonzentration in Milch bzw. Fleisch (Bq l^{-1} bzw. Bq kg^{-1})
 $TF_{FM,FF}$ = Transferfaktor Futter-Milch/Fleisch (Bq l^{-1} pro Bq d^{-1} bzw. Bq kg^{-1} pro Bq d^{-1})
 C_w = Kontamination des Tränkwassers (Bq l^{-1})
 F_w = tägliche Wasseraufnahme (l d^{-1})

Dabei wird angenommen, dass die Kontamination des Tränkwassers derjenigen des Beregnungswassers entspricht. Gemäß den Angaben in der AVV nehmen die Tiere täglich $F_w = 75 \text{ l}$ Wasser auf.

Die elementspezifischen Transferfaktoren Futter-Milch TF_{FM} bzw. Futter-Fleisch TF_{FF} geben das Verhältnis der Radionuklidkonzentration in Milch und Fleisch und der dem Tier täglich zugeführten Aktivität im Gleichgewicht wieder. Diese Transferfaktoren dienen der Quantifizierung der Resorption des betreffenden Elements aus dem Magen-Darm-Trakt ins Blut sowie dessen Verteilung auf verschiedene verwertbare Teile des Tierkörpers. Für den Transferfaktor Futter-Milch für Selen wird in der AVV ein Wert von $0,05 \text{ d l}^{-1}$ empfohlen. Dies bedeutet jedoch bei einer Milchleistung von 20 l d^{-1} , dass das gesamte mit dem Futter aufgenommene Selen mit der Milch wieder ausgeschieden wird. Dies ist physiologisch unmöglich. In diesen Rechnungen wird daher für den Transferfaktor Futter-Milch für Selen ein Wert von $0,004 \text{ d l}^{-1}$ zugrunde gelegt, der aus Daten in BfM (1983) abgeleitet wurde und gut mit den Angaben in Ng et al. (1977) übereinstimmt. Alle anderen Transferfaktoren Futter-tierische Produkte werden aus der AVV entnommen.

Die Aufnahme von ^{14}C mit dem Tränkwasser wird nicht berücksichtigt, da angenommen wird, dass dies als $^{14}\text{CO}_2$ vorliegt, das bei Aufnahme über den Magen-Darm-Trakt nicht vom Tier metabolisiert wird. Methan ist im Trinkwasser unerwünscht. Daher werden methanhaltige Wässer bei der Trinkwasseraufbereitung mit Sauerstoff versetzt, was zur Oxidation von CH_4 führt (Scherer und Wichmann, 2000).

4.4.5 Exposition durch Inhalation kontaminierter Bodenpartikel

In der AVV wird die Exposition durch Inhalation kontaminierter Bodenpartikel nicht explizit berücksichtigt, da dieser Expositionspfad in der Regel nur in geringem Maße zur potentiellen Strahlenexposition beiträgt. In dieser Abschätzung wird dieser Pfad dennoch berücksichtigt, um eine möglichst vollständige Abschätzung der Strahlenexposition zu erzielen.

Die Berechnung der potentiellen Exposition durch Inhalation resuspendierter kontaminierter Bodenpartikel erfolgt unter der Annahme, dass die Kontamination des Staubes der bodenna-

hen Luft derjenigen des Bodens entspricht. Zur Berücksichtigung der Anreicherung von Radionukliden in der Feinfraktion des Bodens wird angenommen, dass die Radionuklidkonzentration des Luftstaub um den Faktor 5 höher ist als der mittlere Radionuklidgehalt des Bodens (Livens und Baxter, 1988). Die Luftaktivität aufgrund resuspendierter Bodenpartikel ergibt sich dann zu:

$$C_{\text{Luft,Res}} = A_{\text{Boden}} \cdot C_{\text{Staub}} \cdot f_{\text{konz}} \quad (11)$$

wobei

$C_{\text{Luft,Res}}$ = Luftaktivität durch Resuspension kontaminierter Bodenpartikel (Bq m^{-3})
 A_{Boden} = Aktivität des Bodens (Bq kg^{-1})
 C_{Staub} = Staubgehalt in der Luft (kg m^{-3})
 f_{konz} = Anreicherungsfaktor der Radionuklide in den resuspendierten Staubpartikeln

Für den Staubgehalt werden $20 \mu\text{g m}^{-3}$ zugrunde gelegt, was als typischer Wert für ländliche Gebiete angesehen werden kann (Umweltbundesamt, 2000). Der Ansatz führt tendenziell zu einer Überschätzung der Exposition durch Inhalation von resuspendierten Bodenteilchen, da implizit angenommen wird, dass der gesamte Luftstaub lokalen Ursprungs ist.

4.4.6 Kontamination von Fisch

Die Berechnung der Strahlenexposition durch den Verzehr von Fisch wird ebenfalls nach der AVV durchgeführt. Dabei wird angenommen, dass im Vorfluter gefangene Fische verzehrt werden.

Die Aktivitätskonzentration von Fischfleisch errechnet sich dann nach:

$$C_{\text{Fi}} = C_{\text{w}} \cdot T_{\text{r}}^{\text{Fi}} \quad (12)$$

wobei

C_{Fi} = Aktivitätskonzentration im Fischfleisch (Bq kg^{-1})
 C_{w} = Aktivitätskonzentration im Wasser in (Bq l^{-1})
 T_{r}^{Fi} = Konzentrationsfaktor Wasser-Fischfleisch in (Bq kg^{-1} pro Bq l^{-1})

Die entsprechenden elementspezifischen Konzentrationsfaktoren Wasser-Fischfleisch sind der AVV entnommen. Für Protactinium ist in der AVV kein Konzentrationsfaktor Wasser-Fischfleisch angegeben; daher wird wie in NRC (1976) ein Wert von 11 l kg^{-1} zugrunde gelegt. Der hohe, für ^{14}C zugrunde gelegte Konzentrationsfaktor unterstellt das Vorliegen von $^{14}\text{CO}_2$, das im Zuge der Photosynthese in organischen Kohlenstoff umgewandelt und in die Nahrungskette eingeschleust wird.

4.4.7 Dosisleistung auf berechneten Flächen

Der Aufenthalt auf mit radioaktiv kontaminierten Wässern berechneten Flächen kann eine externe Strahlenexposition hervorrufen. Die Altersabhängigkeit der externen Exposition durch Geometriefaktoren wird näherungsweise berücksichtigt. Das Energiespektrum des betreffenden Radionuklids wird aufgeteilt in einen Teil, der größer und einen der kleiner ist als $0,2 \text{ MeV}$. Die Dosisleistung auf einer berechneten Fläche ergibt sich dann aus:

$$D_{\text{Boden}} = A_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}} \cdot U_{\text{r}} \cdot g_{\text{b,r}} \cdot [f \cdot c_{\text{geo,b1}} + (1-f) \cdot c_{\text{geo,b2}}] \quad (13)$$

wobei

- D_{Boden} = Dosisleistung über kontaminiertem Boden (Sv s^{-1})
 A_{Boden} = Aktivität des Bodens (Bq kg^{-1})
 ρ_{Boden} = Dichte des Bodens (kg m^{-3})
 U_r = Effektive Schichtdicke zur Berücksichtigung der Selbstabschirmung (m)
 $g_{b,r}$ = Dosisleistungsfaktor zur Berücksichtigung der Selbstabschirmung des Bodens ($\text{Sv m}^2 \text{Bq}^{-1} \text{s}^{-1}$)
 f = Anteil des γ -Energieemissionsspektrums des betreffenden Radionuklids oberhalb der Energie von 0,2 MeV
 $c_{\text{geo},b1}$ = Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Körpergeometrie der Referenzperson bei Bodenstrahlung für γ -Energien größer als 0,2 MeV
 $c_{\text{geo},b2}$ = Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Körpergeometrie der Referenzperson bei Bodenstrahlung für γ -Energien kleiner als 0,2 MeV

Die Berechnung der Aktivitätskonzentration des Bodens erfolgt unter Berücksichtigung der Entstehung radioaktiver Tochternuklide entsprechend den Gleichungen 6, 7 und 8.

Die in BMU (2001) angegebenen Dosisfaktoren gehen davon aus, dass sich die Radionuklide an der Bodenoberfläche befinden. Im Falle von homogen kontaminierten Böden oder Sedimenten stellt jedoch die Selbstabschirmung einen nicht zu vernachlässigenden Faktor zur Reduktion der Strahlenexposition dar. Für γ -Energien bis zu 1,5 MeV wird nach AVV die Selbstabschirmung dadurch berücksichtigt, dass man unter Verwendung der eingangs erwähnten Dosisfaktoren, nur die Aktivität in einer effektiven Schichtdicke von 5 cm beim Boden und im Falle von langlebigen Nukliden ($T_{1/2} \gg 7,4 \text{ a}$) 7 cm bei Sedimenten berücksichtigt.

Die Selbstabschirmung wird hierbei als energieunabhängig betrachtet, was insbesondere für γ -Energien unter 200 keV eine sehr pessimistische Annahme darstellt.

Kocher et al. (1985) finden, dass im Falle von unendlich tiefen und homogen kontaminierten Böden die Beiträge einzelner Bodenschichten zur Gesamtdosis, welche durch Bodenstrahlung verursacht wird, stark von der Photonenenergie abhängig sind. In Tabelle 9 sind die Dosen nach dem Ansatz der AVV mit denen nach Kocher et al. (1985) verglichen. Die Angaben aus Kocher et al. (1985) ergeben sich durch Integration der Dosen über alle Bodenschichten.

Dabei zeigt sich, dass für Energien zwischen 500 und 1500 keV der vereinfachte Ansatz der AVV die externe Exposition realistisch beschreibt, für Energien über 1500 keV ergibt sich nach AVV eine geringfügige Unterschätzung. Für Energien kleiner als 200 keV ergeben sich Überschätzungen von bis zu 2 Größenordnungen. Unter den hier betrachteten Radionukliden ist dieser Effekt für ^{59}Ni , ^{93}Zr und ^{235}U relevant. Für diese Radionuklide ergibt sich eine Überschätzung der externen Exposition von mindestens einen Faktor 2.

Tabelle 9: Vergleich der AVV berechneten Dosisleistung mit realistischen Abschätzungen nach Kocher et al. (1985) für einen unendlich tiefen, homogen kontaminierten Boden

Berechnungsverfahren	Energie (keV)									
	15	30	50	100	200	500	1000	1500	3000	
AVV (Gy a ⁻¹ pro Bq cm ⁻³)	3,3E-4	2,1E-4	1,7E-4	2,6E-4	4,7E-4	1,1E-3	2,0E-3	2,7E-3	4,3E-3	
Tatsächliche Dosis nach Kocher (Gy a ⁻¹ pro Bq cm ⁻³)	5,5E-7	5,3E-6	1,4E-5	7,0E-5	2,3E-4	8,2E-4	1,7E-3	2,6E-3	5,1E-3	
Verhältnis AVV/Kocher	600	39	13	3,6	2,0	1,3	1,13	1,03	0,86	

4.4.8 Dosisleistung auf kontaminierten Ufersedimenten

Zur Abschätzung der Strahlenexposition durch Bodenstrahlung wird angenommen, dass sich die Referenzpersonen auf den Ufersedimenten eines Vorfluters aufhalten, dessen Wasser mit Radionukliden kontaminiert ist. Die Strahlenexposition durch Aufenthalt auf Ufersedimenten ergibt sich aus:

$$D_{\text{Sediment}} = K_e^r \cdot C_r^w \cdot f_u \cdot g_{b,r} \cdot \frac{\ln 2}{\lambda_{\text{eff},r}^{\ddot{u}}} \cdot [1 - \exp(-\lambda_{\text{eff},r}^{\ddot{u}} \cdot t_{\text{se}})] \cdot [f \cdot c_{\text{geo},b1} + (1-f) \cdot c_{\text{geo},b2}] \quad (14)$$

wobei

D_{Sediment} = Dosisleistung durch Radionuklide im Sediment (Sv s⁻¹)

K_e^r = Übergangskonstante für das Radionuklid r (l m⁻² s⁻¹)

C_r^w = Aktivitätskonzentration des Wassers (Bq l⁻¹)

f_u = Uferfaktor

$g_{b,r}$ = Dosisfaktor für Bodenstrahlung für das Radionuklids r (Sv m² Bq⁻¹s⁻¹)

$\lambda_{\text{eff},r}^{\ddot{u}}$ = effektive Zerfallskonstante des Radionuklid r auf Überschwemmungsgebieten (s⁻¹)

t_{se} = Sedimentationszeit (s)

f = Anteil des γ -Energieemissionsspektrum des betreffenden Radionuklids oberhalb der Energie von 0,2 MeV

$c_{\text{geo},b1}$ = Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Körpergeometrie der Referenzperson bei Bodenstrahlung für γ -Energien größer als 0,2 MeV

$c_{\text{geo},b2}$ = Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Körpergeometrie der Referenzperson bei Bodenstrahlung für γ -Energien kleiner als 0,2 MeV

Die Berechnung der Aktivitätskonzentration der Ufersedimente erfolgt unter Berücksichtigung der Entstehung radioaktiver Tochternuklide entsprechend den Gleichungen 6, 7 und 8. Die Dosisfaktoren unterstellen den Aufenthalt auf einer ebenen Fläche unendlicher Ausdehnung. Der Uferfaktor berücksichtigt, dass der Uferstreifen demgegenüber nur in zwei Richtungen als unendlich anzusehen ist. Die entsprechenden Dosisfaktoren werden entsprechend BMU (2001) angenommen.

Die effektive Zerfallskonstante beschreibt wie schnell die Radionuklide durch die Sedimentation abgeschirmt werden. Aus dem für diesen Parameter zugrunde gelegten Wert von 0,095 a⁻¹ bei einer in der AVV angegebenen Sedimentationsrate von 0,0065 m a⁻¹ ergibt sich, dass die gesamte in einer Schicht von etwa 0,07 m vorhandene Aktivität zur externen Exposition beiträgt. Dabei wird impliziert, dass sich diese Aktivität auf der Bodenoberfläche befindet. Daher ergeben sich die gleichen Überschätzungen wie in Abschnitt 4.4.7 beschrieben. In diesem Fall

ist der Grad der Überschätzung noch etwas größer, da statt einer effektiven Schichtdicke von 0,05 m eine von 0,07 m unterstellt wird.

4.5 Berechnung der Exposition

4.5.1 Verzehr- und Lebensgewohnheiten

Als Referenzperson wird der Erwachsene betrachtet. Die Verzehrgewohnheiten sind im Entwurf der AVV (BMU (2005) angegebenen (Tabelle 10). Daneben sind in Tabelle 10 die nach der Nationalen Verzehrstudie (FDG, 1991; in BAGS, 1995) ermittelten mittleren Aufnahme-raten für Milch, Fleisch und pflanzliche Produkte angegeben, die mindestens 10-20% unter den Empfehlungen in der StrlSchV für die mittleren Aufnahme-raten liegen; d.h., die in der Strahlenschutzverordnung angegebenen mittleren Verzehrgewohnheiten schätzen den tatsächlichen Verzehr zur sicheren Seite hin ab.

Daher wurde hier, um mögliche Expositionen so realistisch wie möglich abzuschätzen, bei der Referenzentwicklung auf die Anwendung der in der neuen Strahlenschutzverordnung angegebenen Sicherheitsfaktoren verzichtet. In ergänzenden Sensitivitätsbetrachtungen wird der Einfluss von Verzehrgewohnheiten gemäß AVV mit Sicherheitsfaktoren dargestellt.

Für die Aufnahme von Trinkwasser wurden die in Tabelle 10 zusammengefassten Mengen zugrunde gelegt. Diese entsprechen den in der AVV angegebenen Mengen einschließlich der Sicherheitsfaktoren. Dem Biosphärenmodell für den Lösungspfad und den Berechnungen der Strahlenexposition liegt die Intention zugrunde, den Trinkwasserverbrauch so anzusetzen, dass die physiologisch notwendige Wassermenge durch die Aufnahme von Trinkwasser gedeckt wird, wobei die mit Säften und flüssigen Nahrungsmitteln (Milch) aufgenommene Wassermenge berücksichtigt wird. Eine ähnliche Vorgehensweise wird auch in BAGS (1995) für die Abschätzung von Expositionen durch chemische Noxen vorgeschlagen. Diese Bedingung wird jedoch durch die mittleren Trinkwassermengen der AVV nicht erfüllt. Unter Berücksichtigung der in der AVV angegebenen Sicherheitsfaktoren für Trinkwasser liegen die Trinkwasseraufnahmen nach dem Entwurf der neuen Strahlenschutzverordnung im Rahmen der Empfehlungen in BAGS (1995).

Tabelle 10: Mittlere Verzehr-raten von Erwachsenen nach AVV (BMU, 2005) und Vergleich mit den Angaben in BAGS (1995) und FDG (1991)

Nahrungsmittel ($l a^{-1}$, $kg a^{-1}$)	AVV	BAGS (1995) / FDG (1991)
Trinkwasser	700	510
Milch	130	74
Süßwasserfisch	1,3	k.A.
Fleisch	90	82
Pflanzliche Produkte	253	217

Zur Berechnung der Exposition durch Inhalation kontaminierter Bodenteilchen wird eine Inhalationsrate von $8200 m^3 a^{-1}$ zugrunde gelegt.

4.5.2 Dosisfaktoren

Die Strahlenexposition durch Ingestion ergibt sich aus der jährlich mit der Nahrung zugeführten Aktivität und den entsprechenden altersabhängigen Ingestionsdosisfaktoren. Die normierten Expositionen werden für die effektive Dosis berechnet. Die Ingestionsdosisfaktoren werden entsprechend der Empfehlung in der AVV gemäß BMU (2001) angenommen.

4.5.3 Strahlenexposition durch Ingestion

Die Ingestionsdosis des Menschen ergibt sich aus der jährlichen Aufnahme an Radionukliden über Trinkwasser, pflanzliche Nahrungsmittel, Fisch und tierische Nahrungsmittel zu:

$$H_{\text{ing},r} = \sum C_{j,r} \cdot U_j \cdot g_{\text{ing},r} \quad (15)$$

wobei

- $H_{\text{ing},r}$ = jährliche Dosis durch Ingestion durch das Radionuklid r (Sv a^{-1}),
- U_j = jährliche Aufnahme der Nahrungsmittel (einschließlich Trinkwasser) j (l a^{-1} , kg a^{-1})
- $C_{j,r}$ = Aktivität des Radionuklids r im Nahrungsmittel j (Bq l^{-1} , Bq kg^{-1})
- $g_{\text{ing},r}$ = Dosisfaktor für Ingestion für das Radionuklid (Sv Bq^{-1}).

4.5.4 Exposition durch Inhalation

Die potentielle Strahlenexposition des Erwachsenen durch Inhalation von kontaminierten Bodenteilchen ergibt sich aus der Aktivitätskonzentration in Luft, der Inhalationsrate und den Dosisfaktoren für Inhalation:

$$H_{\text{inh},r} = C_{\text{Luft},r} \cdot I \cdot g_{\text{inh},r} \quad (16)$$

wobei

- $H_{\text{inh},r}$ = Inhalationsdosis durch das Radionuklid r (Sv a^{-1})
- $C_{\text{Luft},r}$ = Aktivität des Radionuklids r in Luft (Bq m^{-3})
- I = Inhalationsrate ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)
- $g_{\text{inh},r}$ = Dosisfaktor für Inhalation für das Radionuklid r (Sv Bq^{-1}).

4.5.5 Externe Exposition

Die Strahlenexposition durch externe Exposition ergibt sich aus der Dosisleistung am Aufenthaltsort p , der Aufenthaltsdauer an diesem Ort und den nuklid- und altersabhängigen Dosisfaktoren für externe Exposition:

$$H_{\text{ext},p,r} = D_{p,r} \cdot T_p \quad (17)$$

wobei

- $H_{\text{ext},p,r}$ = Externe Exposition am Ort p durch das Radionuklid r (Sv a^{-1})
- $D_{p,r}$ = Dosisleistung am Ort p durch das Radionuklid r (Sv s^{-1})
- T_p = Aufenthaltsdauer am Ort p (s a^{-1})

4.6 Beurteilung der Teilmodelle des Berechnungsverfahrens

In diesem Kapitel werden die verwendeten Modellansätze und Parameter für die Referenzentwicklung und deren Konservativität zusammengefasst. In Tabelle 11 sind die betrachteten Prozesse aufgelistet, wobei jeweils die Berechnungsmethode und ein Hinweis zu deren Bewertung angegeben ist. Schließlich wird auf den Teil von Kapitel 4 verwiesen, indem der jeweilige Expositionspfad behandelt wird.

Aus dieser Zusammenstellung wird deutlich, dass den Berechnungen entweder realistische oder konservative Modelle und Parameter zugrunde liegen. Besonders ausgeprägt ist die Konservativität für die Modellierung der Pflanzenkontamination und die externe Exposition für Radionuklide mit γ -Energien < 200 keV. Auch die Annahme, dass die Nahrungsmittel und das gesamte Trinkwasser aus lokaler Produktion bzw. Gewinnung stammen, führen tendenziell zu einer Überschätzung der Expositionen.

Tabelle 11: Angewandte Modellansätze zur Berechnung der normierten Expositionen

Parameter	Grundlage für den Modellansatz	Einschätzung des Ansatzes und der Parametrisierung	Kap
Kontamination von Pflanzen			
Berechnungsmengen	standortspezifisch	abgeleitet aus klimatischen und Bodenverhältnissen	4.3.3
Interzeption	AVV	realistisch für mehrwertige Kationen, überschätzend für Anionen	4.4.2
Abwitterung von Pflanzen	AVV	realistisch	
Translokation	AVV	überschätzend für alle phloëmmobile Elemente	4.4.3
Transferfaktoren Boden-Pflanze	AVV	realistisch	
Auswaschung aus dem Boden	AVV, außer für stark sorbierte Nuklide	realistisch	
Kontamination tierischer Produkte			
Futtermengen	AVV	realistisch	4.4.4
Transferfaktoren Futter-Milch	AVV, außer Selen	Wert für Selen in der AVV ist physiologisch nicht möglich	
Transferfaktoren Wasser-Fisch	AVV		4.4.6
Verzehrgewohnheiten			
Trinkwasser	AVV mit Sicherheitsfaktoren	eher überschätzend	4.5.1
Pflanzliche und tierische Produkte	AVV ohne Sicherheitsfaktoren	eher überschätzend	
Fisch	AVV ohne Sicherheitsfaktoren	realistisch	4.5.1
Herkunft der verzehrten Nahrungsmittel	AVV	überschätzend, nur Verzehr lokal produzierter und gewonnener Lebensmittel	
Externe Exposition			
Modellansatz	AVV	überschätzend für γ -Energien < 200 keV	4.4.8
Aufenthalt auf berechneten Flächen	in Anlehnung an AVV	Expositionspfad in AVV nicht explizit vorgesehen	4.4.7,
Aufenthalt auf Ufersedimenten	AVV	überschätzend für γ -Energien < 200 keV	4.4.8
Inhalation von			
Atemraten	AVV	realistisch	4.4.5
Berechnung der Luftaktivität		tendenziell überschätzend, da lokaler Ursprung des Bodenstaubs angenommen wird	
Dosisfaktoren			
interne Exposition	AVV	-	4.5.2
externe Exposition	AVV	-	

5 Strahlenexposition durch aus dem Boden freigesetzten gasförmiges ^{14}C

Im Folgenden wird für den Gaspfad das Referenz-Biosphärenszenario „Freisetzung von volatilen ^{14}C auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche“ dargestellt und der Dosisumwandlungsfaktor abgeleitet.

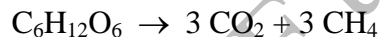
5.1 Freisetzung von CO₂ aus dem Boden

Im Boden vorliegendes CO₂ entweicht dem Boden und vermischt sich mit der bodennahen Luft. Dort wird es während der Photosynthese von den Pflanzen assimiliert.

5.2 Methan im Boden

Methan kommt im Boden als Abbauprodukt von organischer Substanz nur unter streng anaeroben Bedingungen vor. Derartige Bedingungen treten in natürlichen Feuchtgebieten oder in Nassreisfeldern auf, d.h. in Böden, in denen der Porenraum mit Wasser aufgefüllt ist und somit der Lufthaushalt der Böden gestört ist. Derartige Bedingungen können sich in landwirtschaftlich genutzten Böden bei Überflutung oder durch den Einfluss von Grund- und Stauwasser einstellen. Länger anhaltende anaerobe Bedingungen im Boden haben jedoch Ertragsdepressionen zur Folge. Ein wichtiges Ziel der Bodenbearbeitung liegt daher in der Gewährleistung eines ungestörten Lufthaushalts.

In anaeroben Böden entstehendes Methan wird in die Atmosphäre freigesetzt. Beim anaeroben Abbau organischer Substanz steigt der Druck im Boden an, da gemäß der folgenden Reaktionsgleichung sowohl Kohlendioxid als auch Methan entstehen, was den Übergang von Methan in die bodennahe Luft fördert.



Die Lebensdauer von Methan in der Atmosphäre beträgt etwa 10 Jahre (Wild, 1995). Durch ¹⁴CH₄ in Luft ergibt sich eine Exposition durch Inhalation. Eine nennenswerte Umwandlung in der bodennahen Luft von Methan zu Kohlendioxid, das während der Photosynthese von Pflanzen in organische Substanz eingebaut wird und zu einer Strahlenexposition durch Ingestion führen könnte, ist aufgrund der langen Lebensdauer in der Atmosphäre nicht zu erwarten.

Methan, das aus tiefen Boden- oder Gesteinsschichten aufsteigt und in die ungesättigte Zone gelangt, kann im Boden von Bakterien unter Verbrauch von Sauerstoff zu Kohlendioxid und Wasser oxidiert werden. Dieser Prozess kann z.B. im Bereich undichter unterirdischer Gasleitungen beobachtet werden, in deren unmittelbarer Umgebung durch die Oxidation von Methan herrührende hohe CO₂-Konzentrationen auftreten (Scheffer und Schachtschabel, 1992). Nach Boeckx und van Cleemput (1996) wird Methan in Mengen von 0-5 mg m⁻²d⁻¹ von aeroben Böden aus der Atmosphäre aufgenommen und oxidiert.

Wenn der Lufthaushalt des Bodens durch Bodenverdichtungen, wasser- und luftundurchlässige Schichten oder den Einfluss von Grund- und Stauwasser gestört ist, so ist kein Aufstieg von Methan aus tieferen Boden- und Gesteinsschichten möglich.

Es ist davon auszugehen, dass aus größeren Bodentiefen aufsteigendes ¹⁴CH₄ nur dort dem Boden entweichen kann, wo der Austausch der Bodenluft mit der bodennahen Luftschicht durch eine entsprechende Porosität des Bodens möglich ist. Unter derartigen Bedingungen ist eine Oxidation von ¹⁴CH₄ zu ¹⁴CO₂ und H₂O wahrscheinlich, was im folgenden zur Abschätzung der Strahlenexposition durch aufsteigendes ¹⁴CH₄ angenommen wird.

5.3 Berechnung der Exposition durch aus dem Boden freigesetztes ¹⁴CO₂

Die Strahlenexposition durch aus dem Boden freigesetztes ¹⁴CO₂ kann mit Hilfe eines modifizierten spezifischen Aktivitätsmodells abgeschätzt werden. Dazu wird das mittlere ¹⁴CO₂/¹²CO₂-Verhältnis in der bodennahen Luft abgeschätzt. Da CO₂ die einzige Kohlenstoffquelle der Pflanze ist, findet sich das ¹⁴C/¹²C-Verhältnis der Luft in der Pflanze wieder. Die Pflanzen werden entweder direkt verzehrt oder dienen als Tierfutter zur Erzeugung von Milch und Fleisch.

Während der Photosynthese wird CO_2 von der Pflanze aufgenommen und mit Hilfe der Energie der Sonnenstrahlung reduziert, wobei Kohlenhydrate synthetisiert werden und Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben wird. In Tabelle 7 sind Assimilationsraten als CO_2 -Verbrauch angegeben. Unter Bruttoassimilation versteht man das gesamte während der Photosynthese verbrauchte CO_2 , ein Teil der gebildeten Kohlenhydrate wird jedoch zur Energiegewinnung von den Pflanzen benötigt, wobei wiederum CO_2 entsteht. Die Differenz aus Bruttoassimilation und Atmung der Pflanze wird als Nettoassimilation bezeichnet. Typische Bruttoassimilationsraten liegen im Bereich von $3\text{--}4 \text{ CO}_2 \text{ g h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Geisler, 1980); dies ist etwa um einen Faktor 10 mehr CO_2 als bei der Bodenatmung anfällt.

Der CO_2 -Gehalt der Luft beträgt etwa 0,035 Volumen-%, dies entspricht bei einer Dichte des Kohlendioxids von $1,85 \text{ kg m}^{-3}$ einem Kohlenstoffgehalt der Luft von $0,175 \text{ g }^{12}\text{C m}^{-3}$, d.h., ein Pflanzenbestand verbraucht pro Stunde das CO_2 aus $4\text{--}5 \text{ m}^3$ Luft. Berücksichtigt man, dass durch die Energiegewinnung der Pflanzen und durch die Bodenatmung wiederum CO_2 entsteht, so entspricht der Netto- CO_2 -Bedarf dem CO_2 -Inventar aus $2\text{--}3 \text{ m}^3$ Luft. Bei einer täglichen Assimilationsdauer von etwa 10 h bedeutet dies, dass Pflanzenbestände das CO_2 -Inventar aus einer 20 m hohen Luftschicht verbrauchen. Durch die Turbulenz der unteren Atmosphäre wird jedoch immer wieder CO_2 aus höheren Luftschichten herangeführt. Dennoch lässt sich eine Abnahme der CO_2 -Konzentration in der untersten Luftschicht im Laufe des Tages beobachten. Das Konzentrationsmaximum ergibt sich am Morgen kurz vor dem Einsetzen der Photosynthese, ein Minimum am Abend vor deren Ende (Geisler, 1980).

Das $^{14}\text{CO}_2$ tritt aus dem Boden aus und wird durch die Photosynthese gebunden. Ein Teil des CO_2 entweicht in die Luftschicht über dem Pflanzenbestand und vermischt sich mit der Luft. Das resultierende $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis kann durch folgende Annahmen abgeschätzt werden:

- Das Gebiet, in dem $^{14}\text{CO}_2$ aus dem Boden austritt, sei von begrenzter Ausdehnung. Es wird eine kreisrunde Fläche von 1 ha angenommen, dies entspricht einem Radius von etwa 56 m.
- Die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe betrage im jährlichen Mittel $3,5 \text{ m s}^{-1}$. Daraus ergibt sich unter Annahme einer neutralen Ausbreitungsklasse (Ausbreitungsklasse D) und eines exponentiellen Windprofils nach AVV eine mittlere Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe von ca. $2,1 \text{ m s}^{-1}$. Der Wind verursacht einen ständigen Austausch der bodennahen Luft. Die Austauschrate λ_{ex} ergibt aus dem Verhältnis der Windgeschwindigkeit v und dem Radius des von der Freisetzung von $^{14}\text{CO}_2$ betroffenen Gebietes; dies sind für die hier angesetzten Werte $0,037 \text{ s}^{-1}$.
- Die Mischungsschichthöhe betrage 20 m; d.h., das aus dem Boden austretende $^{14}\text{CO}_2$ vermischt sich aufgrund der Turbulenz der bodennahen Luft gleichmäßig in der untersten 20 m dicken Luftschicht. Das in dieser Luftschicht enthaltene CO_2 wird während eines Tages von den Pflanzen während der Photosynthese aufgenommen (siehe oben).

$$R_{^{14}\text{C}/^{12}\text{C}} = \frac{E}{h \cdot \lambda_{\text{ex}} \cdot C_{^{12}\text{C}}} \quad (18)$$

$R_{^{14}\text{C}/^{12}\text{C}}$ = Erhöhung des $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis in Luft ($\text{Bq }^{14}\text{C g}^{-1} \text{ }^{12}\text{C}$)

E = Freisetzungsrate von ^{14}C aus dem Boden ($\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

h = Mischungsschichthöhe (m)

λ_{ex} = Austauschrate des CO_2 (s^{-1})

$C_{^{12}\text{C}}$ = ^{12}C -Gehalt der Luft (g m^{-3})

Für eine ^{14}C -Freisetzungsrate von $10^{10} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($0,0317 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) und die oben beschriebenen Werte für die Größe des Freisetzungsbereiches, der Austauschrate und der Mischungsschicht-

höhe ergibt sich eine Erhöhung der spezifischen Aktivität der bodennahen Luft von $0,24 \text{ Bq } ^{14}\text{C}/\text{g } ^{12}\text{C}$. Dieses Verhältnis lässt sich mit dem natürlichen radioaktiven $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis vergleichen: Die spezifische Aktivität von natürlichem biogenem Kohlenstoff beträgt $0,23 \text{ Bq } ^{14}\text{C}/\text{g } ^{12}\text{C}$; daraus resultiert eine effektive Dosis von $12 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (UNSCEAR, 1993). Dies entspricht einem Konversionsfaktor von $52 \mu\text{Sv a}^{-1}$ pro $\text{Bq } ^{14}\text{C}/\text{g } ^{12}\text{C}$. Diesem Wert liegt ein ubiquitäres $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis zugrunde und setzt voraus, dass sich die exponierte Person ständig an einem Ort mit diesem $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis aufhält und die Nahrung dort erzeugt.

Dies ist jedoch auf einer Fläche von 1 ha überhaupt nicht möglich. Etwas mehr als die Hälfte des mit der Nahrung aufgenommen organischen Kohlenstoffs ist pflanzlichen Ursprungs. Der Flächenbedarf zur Erzeugung der pflanzlichen Nahrungsmittel ist zwar relativ gering, aber ein großer Teil der Grundnahrungsmittel wird aus Rentabilitätsgründen und arbeitswirtschaftlichen Erwägungen auf Feldern produziert, die in Vielfachen eines Hektars zu messen sind. Um eine gleichmäßige Produktion von Milch und Fleisch zu erzielen, benötigt man eine ganze Herde. Bereits eine nach heutigen Maßstäben kleine Herde von 50 Tieren beansprucht bei ausschließlicher Nutzung lokal erzeugter Futtermittel eine Fläche von etwa 25 ha. Aus diesen Gründen ist die o.g. spezifische Aktivität um mindestens einen Faktor 10 zu reduzieren, so dass sich eine Erhöhung der spezifischen Aktivität der bodennahen Luft von $0,024 \text{ Bq } ^{14}\text{C}/\text{g } ^{12}\text{C}$ ergibt. Aus der Verknüpfung mit dem Konversionsfaktor von $52 \mu\text{Sv a}^{-1}$ pro $\text{Bq } ^{14}\text{C}/\text{g } ^{12}\text{C}$ ergibt sich ein Dosiskonversionsfaktor für die effektive Dosis von $1,3 \text{ E-16 Sv Bq}^{-1}$.

Daraus ergibt sich für eine $^{14}\text{CO}_2$ -Freisetzung von 10^{10} Bq eine effektive Dosis von $1,3 \mu\text{Sv}$. Die Exposition erfolgt zu mehr als 99 % durch Ingestion. Der Beitrag der Inhalation ist zu vernachlässigen, da die Verweilzeit im Körper von inhaliertem CO_2 um Größenordnungen geringer ist die Verweilzeit von mit der Nahrung aufgenommenen organisch gebundenem Kohlenstoff.

6 Ergebnisse

6.1 Berechnung normierter potentieller Expositionen (Dosiskonversionsfaktoren)

Die Strahlenexposition für Erwachsene wird für jedes Radionuklid für eine normierte Radionuklidkonzentration im Wasser von 1 Bq l^{-1} berechnet, wo bei angenommen wird, dass eine Kontamination von Grund- oder Oberflächenwässern vorliegen kann. Die jeweils berücksichtigten Expositionspfade sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Die normierten potentiellen Strahlenexpositionen für Kontamination von Grund- und Oberflächenwasser sind für Erwachsene in Tabelle 13 zusammengefasst. Diese Werte entsprechen den Dosiskonversionsfaktoren für die Ausbreitung von Radionukliden bis in die Biosphäre auf dem Lösungspfad. Alle Rechnungen berücksichtigen die Beiträge der Tochternuklide. Ferner sind in Tabelle 13 die Verhältnisse der normierten Expositionen für die Kontamination des Grundwassers und Oberflächenwassers verglichen. Für die Kontamination des Oberflächenwassers ergeben sich geringfügig höhere Expositionen, was durch den zusätzlichen Verzehr von Süßwasserfisch und die zusätzliche Exposition durch den Aufenthalt auf kontaminierten Sedimenten bedingt ist. Mit Ausnahme der Radionuklide ^{14}C , ^{135}Cs und ^{137}Cs sind die Unterschiede gering. Daher werden für die weiteren Betrachtungen die Werte für eine Kontamination des Oberflächenwassers herangezogen.

Tabelle 12: Berücksichtigte Expositionspfade bei der Berechnung der normierten Expositionen für die Fälle "Kontamination von Grundwasser" und "Kontamination von Oberflächenwasser"

Expositionspfad	Kontamination von Grundwasser	Kontamination von Oberflächenwasser
Ingestion		
Trinkwasser	x	x
Blattgemüse	x	x
Sonstige pflanzliche Produkte	x	x
Milch	x	x
Fleisch	x	x
Süßwasserfisch	-	x
Externe Exposition		
Aufenthalt auf beregneten Flächen	x	x
Aufenthalt auf Ufersedimenten	-	x
Inhalation von resuspendierten Bodenteilchen	x	x

In Tabelle 14 sind die normierten effektiven Strahlenexpositionen für auftretende Kontaminationen des Oberflächenwassers und die Beiträge der einzelnen Expositionspfade angegeben. Für die meisten Radionuklide ist Ingestion der wichtigste Expositionspfad. Die größten Beiträge werden in diesen Fällen durch die Aufnahme von Trinkwasser und den Verzehr von pflanzlichen Produkten bedingt. Tierische Nahrungsmittel wie Milch und Fleisch treten in den Hintergrund, da angenommen wird, dass Weidegras bei den klimatischen Verhältnissen und den günstigen Bodenbedingungen am Standort Asse nicht beregnet werden. Der Verzehr von Süßwasserfisch spielt am Standort Asse nur für die Radionuklide ^{14}C , ^{135}Cs , ^{137}Cs eine Rolle.

Die externe Exposition trägt für ^{126}Sn , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{235}U und ^{237}Np mehr als 10 % zur effektiven Dosis bei. Dabei ist allerdings zu beachten, dass es sich bei ^{226}Ra , ^{235}U und ^{237}Np hauptsächlich um niederenergetische γ -Emitter handelt, bei denen aufgrund des Berechnungsverfahrens der externen Exposition, die externe Dosis etwa um einen Faktor 1,5-2 überschätzt (vergleiche Tabelle 9) wird.

Die Inhalation von resuspendierten Bodenteilchen spielt für alle Radionuklide nur eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 13: Dosiskonversionsfaktoren für eine Kontamination von Grund- und Oberflächenwässern

Radionuklid	Normierte effektive Exposition (mSv a ⁻¹ pro Bq m ⁻³)		Verhältnis Oberflächen/Grundwasser
	Oberflächenwasser	Grundwasser	
C-14	7.7E-06	1.8E-06	4.3
Ni-63	1.9E-07	1.8E-07	1.11
Se-79	3.1E-05	3.1E-05	1.02
Sr-90	4.2E-05	4.0E-05	1.03
Tc-99	1.2E-06	1.1E-06	1.06
Sn-126	2.5E-04	2.3E-04	1.11
I-129	1.3E-04	1.2E-04	1.06
Cs-135	8.1E-06	4.3E-06	1.9
Cs-137	5.0E-05	2.4E-05	2.1
Pu-240	2.4E-04	2.4E-04	1.01
U-236	4.8E-05	4.8E-05	1.00
Th-232	5.3E-04	5.2E-04	1.02
Ra-228	6.9E-04	6.8E-04	1.02
Am-241	2.0E-04	1.9E-04	1.03
Np-237	1.7E-04	1.7E-04	1.01
U-233	5.3E-05	5.3E-05	1.00
Pu-242	2.4E-04	2.3E-04	1.01
Am-242	2.2E-07	2.1E-07	1.05
Am-242m	1.9E-04	1.8E-03	1.03
Pu-238	2.2E-04	2.2E-04	1.01
U-238	4.9E-05	4.9E-05	1.00
U-234	5.0E-05	5.0E-05	1.00
Th-230	2.7E-04	2.6E-04	1.03
Ra-226	7.1E-04	7.0E-04	1.01
Pb-210	7.9E-04	7.3E-04	1.07
Am-243	2.2E-04	2.1E-04	1.03
Pu-239	2.5E-04	2.4E-04	1.01
U-235	6.6E-05	6.5E-05	1.01
Pa-231	8.7E-04	8.5E-04	1.01

Tabelle 14: Potentielle Strahlenexposition (Effektivdosis) für Erwachsene bei einer angenommenen Kontamination des Oberflächenwassers für eine normierte Konzentration von jeweils 1 Bq l⁻¹ je Radionuklid und Beiträge der Expositionspfade

Radio-nuklid	Normierte effektive Dosis (mSv a ⁻¹ pro Bq m ⁻³)	Ingestion					Inhalation	Externe Exposition
		Gesamt	Trinkwasser	Pflanzl. Produkte	Fleisch	Fisch		
C-14	7.7E-06	100.0	5.3	14.6	3.5	76.7	0.0	0.0
Ni-63	1.9E-07	100.0	54.0	27.6	8.6	9.8	0.0	0.0
Se-79	3.1E-05	100.0	6.5	89.6	1.6	2.4	0.0	0.0
Sr-90	4.2E-05	100.0	47.2	48.6	1.6	2.6	0.0	0.0
Tc-99	1.2E-06	100.0	37.2	43.0	14.4	5.4	0.0	0.0
Sn-126	2.5E-04	17.7	7.4	45.6	6.4	40.6	0.0	82.3
I-129	1.3E-04	99.8	61.5	24.4	8.5	5.6	0.0	0.2
Cs-135	8.1E-06	100.0	17.3	29.3	6.2	47.2	0.0	0.0
Cs-137	5.0E-05	83.4	21.8	11.0	7.8	59.5	0.0	16.6
Pu-240	2.4E-04	98.0	72.9	25.8	0.2	1.1	2.0	0.0
U-236	4.8E-05	99.1	69.5	29.5	0.8	0.3	0.8	0.1
Th-232	5.3E-04	55.6	54.4	42.5	0.1	3.0	1.3	43.1
Ra-228	6.9E-04	98.7	70.9	24.3	3.6	1.3	0.0	1.3
Am-241	2.0E-04	97.8	71.5	24.9	0.4	3.3	1.4	0.8
Np-237	1.7E-04	85.3	52.3	46.6	0.1	1.0	1.2	13.5
U-233	5.3E-05	97.0	69.2	29.8	0.7	0.3	1.3	1.7
Pu-242	2.4E-04	98.0	72.9	25.8	0.2	1.1	2.0	0.0
Am-242	2.2E-07	100.0	95.1	0.5	0.1	4.3	0.0	0.0
Am-242m	1.9E-4	98.1	69.9	24.6	0.4	3.1	1.5	0.5
Pu-238	2.2E-04	99.3	73.4	25.4	0.2	1.1	0.7	0.0
U-238	4.9E-05	94.1	68.5	30.5	0.7	0.2	0.7	5.2
U-234	5.0E-05	98.9	69.3	29.7	0.8	0.3	0.8	0.3
Th-230	2.7E-04	91.0	59.7	36.9	0.1	3.3	1.6	7.4
Ra-226	7.1E-04	78.6	35.2	62.4	1.8	0.6	0.1	21.3
Pb-210	7.9E-04	100.0	61.3	31.4	0.5	6.7	0.0	0.0
Am-243	2.2E-04	88.6	71.3	25.1	0.4	3.2	1.8	9.7
Pu-239	2.5E-04	97.9	72.9	25.8	0.2	1.1	2.0	0.0
U-235	6.6E-05	73.0	68.4	30.6	0.7	0.2	0.8	26.1
Pa-231	8.7E-04	93.0	61.8	34.0	3.0	1.2	3.1	3.9

6.2 Berechnung potentieller Expositionen durch Radionuklide im Wasser

In den Transportmodellierungen zum Nachweis der Langzeitsicherheit werden Radionuklidkonzentrationen in Oberflächenwässern berechnet (ALSA 2006). Die Ergebnisse für die so genannte kombinierte Variante (RX.5-L) als eine wahrscheinliche Entwicklung für die Ausbreitung von Radionukliden im Gesamtsystem (Szenariengruppe des Referenzszenarios) sind in Abbildung 5 zusammengefasst. Die Radionuklidkonzentrationen im Oberflächenwasser entstehen durch gleichzeitige Ausbreitung von Radionukliden auf den dominierenden Pfaden über

- den Muschelkalk bis zur Exfiltration im Tal der Ammerbeek (DR13-m-Amm),
- das verstürzte Deckgebirge bis zur Exfiltration im Tal der Ammerbeek (DR13-vD-Amm) sowie
- den Muschelkalk bis zur Exfiltration im Tal von Wittmar (DR13-m-Witt).

Die Ausbreitung von Radionukliden auf den dominierenden Pfaden im Deckgebirge ist durch unterschiedliche Verdünnung der Radionuklidkonzentrationen und unterschiedliche Transportzeiten gekennzeichnet. Durch Multiplikation der berechneten Konzentrationen im Ober-

flächenwasser mit den entsprechenden Dosiskonversionsfaktoren (Tabelle 13) werden die potentiellen Strahlenexpositionen berechnet. In Abbildung 4 sind nur die wichtigsten Radionuklide berücksichtigt.

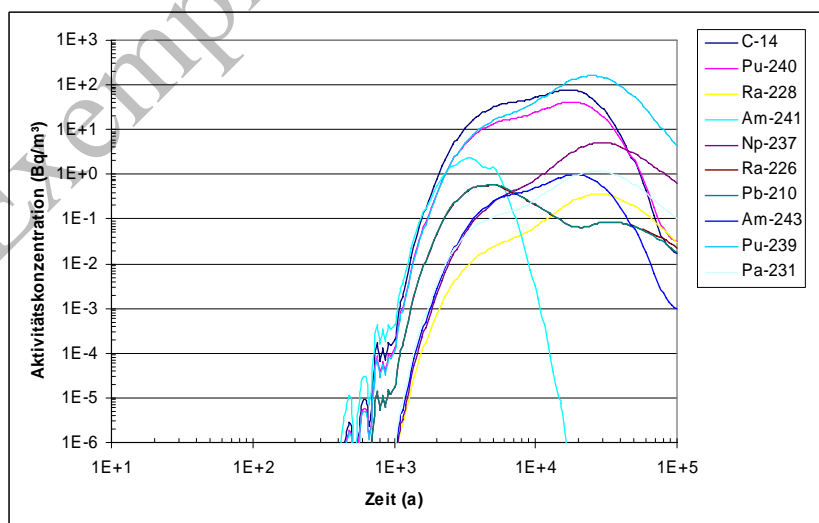
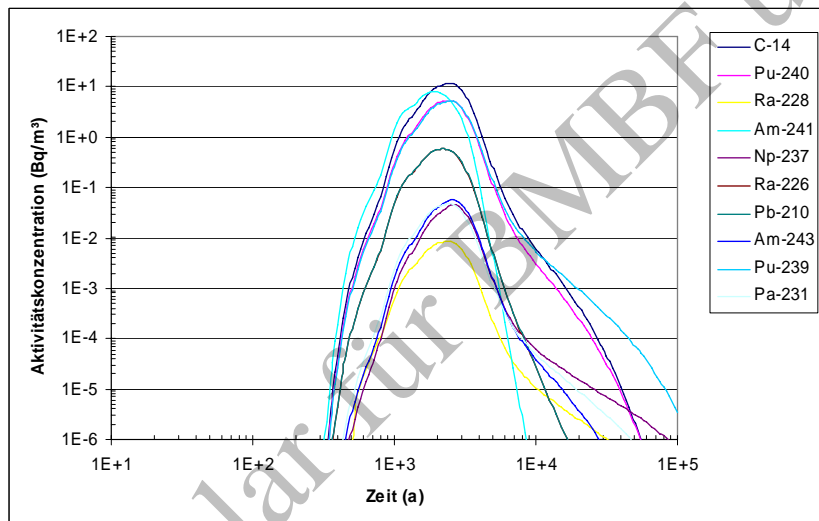
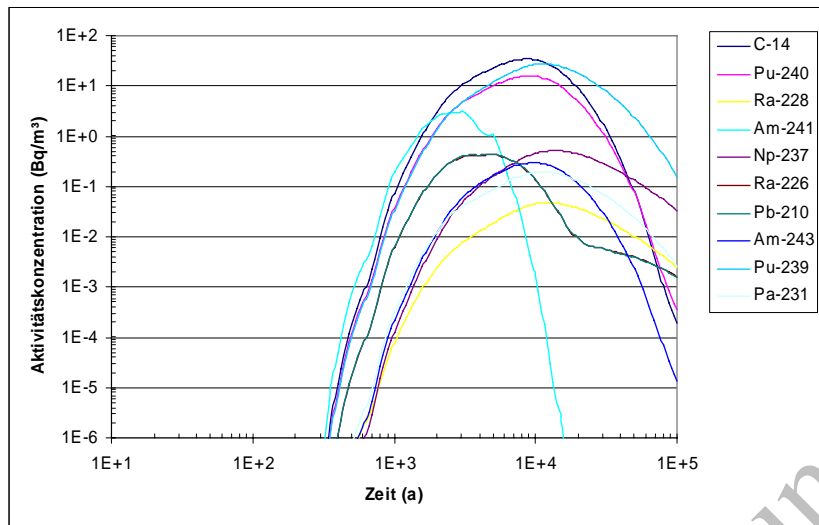


Abbildung 4: Radionuklidkonzentrationen im Oberflächenwasser für Variante RX.5 (ALSA, 2006).

6.2.1 Einschränkungen der Nutzbarkeit von NaCl-haltigen Wässern

In den Transportmodellierungen zum Nachweis der Langzeitsicherheit (ALSA 2006) wird angenommen, dass das kontaminierte Wasser bei der Nutzung eine NaCl-Konzentration von 1 g l^{-1} aufweist. Dieser Wert stellt die Untergrenze der Bandbreite der Verdünnung für ein biosphären-taugliches oberflächennahes Grundwassers dar. Im Prinzip können derartig salzreiche Wässer als Trink- und Beregnungswasser genutzt werden, allerdings ergeben sich für diese NaCl-Konzentrationen gewisse Nutzungseinschränkungen:

- Bei einer NaCl-Konzentration von 1 g l^{-1} ist das Wasser geschmacklich bereits stark beeinträchtigt. In der Trinkwasserverordnung werden die Natrium- und Chloridkonzentrationen auf 200 mg l^{-1} bzw. 250 mg l^{-1} begrenzt. Diese Werte stellen keine Toxizitätsgrenze dar, der Grenzwert wurde insbesondere wegen der geschmacklichen Beeinträchtigung festgelegt.
- Die Eignung von Wässern zur Beregnung hängt neben dem NaCl-Gehalt insbesondere von dem SAR-Wert ab. Dieser quantifiziert das molare Verhältnis aus Natriumionen einerseits und der Summe von Calcium- und Magnesiumionen andererseits (Ayers und Westcot, 1994). Unproblematisch sind SAR-Werte kleiner als 3, im Bereich von 3-9 gibt es zunehmende Einschränkungen hinsichtlich der Nutzbarkeit des Wassers zur Beregnung. Wässer mit SAR-Werten von 9 sind für Beregnungszwecke wegen der drohenden Bodenversalzung und den damit einhergehenden nachhaltigen Strukturproblemen kaum nutzbar. Natrium beeinträchtigt die Bodenstruktur nachhaltig negativ, dieser Effekt ist umso ausgeprägter, je mehr sich Natrium im Überschuss gegenüber Calcium und Magnesium befindet. Die zu erwartenden Ca- und Mg-Konzentrationen in den Wässern sind nicht bekannt. Bei einer Na-Konzentration im Wasser von 200 mg l^{-1} ergibt sich ein SAR-Wert von kleiner als 3, wenn die Ca-Konzentration etwa 700 mg l^{-1} beträgt. Unterstellt man ein Ca/Mg-Verhältnis von 3, so sollte die Konzentrationen mindestens 420 mg l^{-1} Ca und 140 mg l^{-1} Mg betragen, damit der SAR-Wert einen Wert von kleiner als 3 annimmt. Wegen der geologischen Herkunft der eventuell kontaminierten Wässer ist jedoch von einem ausgeprägten Natriumüberschuss und hohen SAR-Werten auszugehen.

Trotz dieser eingeschränkten Eignung der Wässer zur nachhaltigen Nutzung als Trink- und Beregnungswasser, wird die Nutzung eines auf 1 g NaCl pro Liter verdünnten Oberflächenwassers als Untergrenze der Verdünnungsbandbreite in den Transportrechnungen für das Gesamtsystem unterstellt (ALSA-C 2006). Eine solche Rechnung ist Grundlage für die folgenden Ausführungen.

6.2.2 Abschätzung der potentiellen Exposition

Aus den Radionuklidkonzentrationen in Abbildung 4 und den normierten Expositionen in Tabelle 15 (Kontamination von Oberflächenwasser) ergibt sich der zeitliche Verlauf der potentiellen Strahlenexposition für Erwachsene sowie der Beitrag der einzelnen Radionuklide (Abbildung 5). Das globale Maximum wird für die hier betrachtete Variante des Referenzszenarios und die Referenzentwicklung in der Biosphäre zwischen 22 000 und 23 000 Jahren nach Schließung der Schachanlage für das Exfiltrationsgebiet im Tal von Wittmar ermittelt. Die potentielle effektive Dosis die kombinierte Variante beträgt etwa 0.01 mSv a^{-1} .

In Tabelle 16 sind die Beiträge der wichtigsten Radionuklide zur effektiven Dosis des Erwachsenen angegeben. Nur wenige Radionuklide tragen zur effektiven Dosis bei. Für die verschiedenen Ausbreitungspfade tragen ^{14}C , ^{210}Pb , $^{226/228}\text{Ra}$, $^{239/240}\text{Pu}$, ^{231}Pa und $^{241/243}\text{Am}$ etwa 99 % bei. Alle anderen Radionuklide sind von untergeordneter Bedeutung. Die Erhöhung der

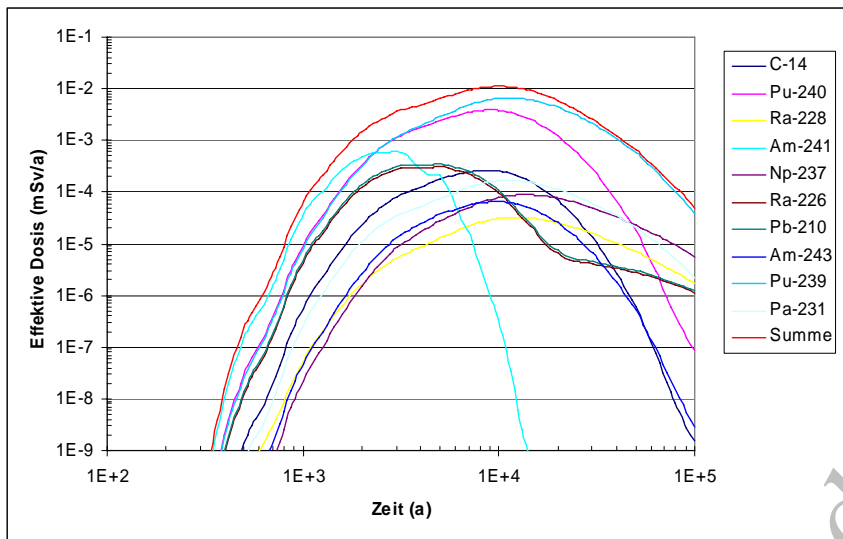
^{222}Rn -Konzentration in der bodennahen Luft durch den Eintrag von ^{226}Ra in den Boden ist sehr gering und radiologisch unbedeutend.

Tabelle 15: Maximale effektive Dosis bei Nutzung von kontaminiertem Oberflächenwasser für Variante RX.5 (ALSA-C, 2006)

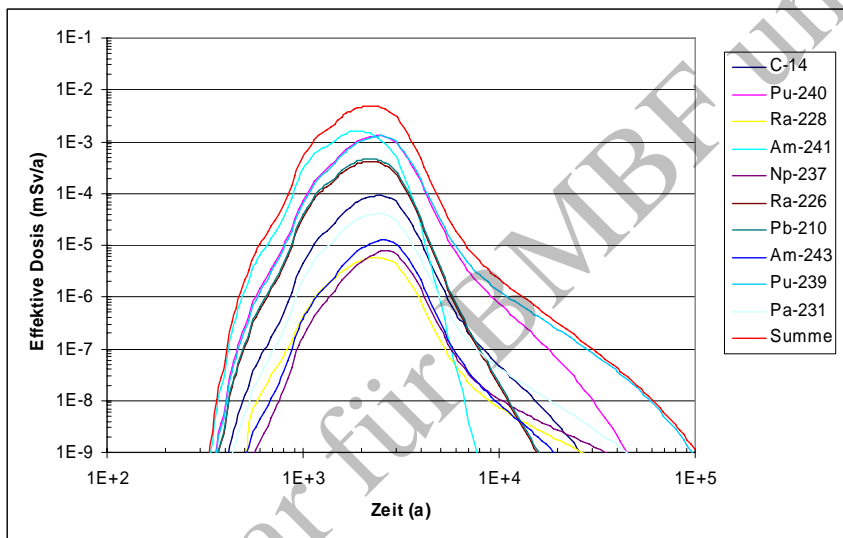
Referenzfall:	Effektive Dosis (mSv a^{-1})
D13-m-Amm	0,011
D13-vD-Amm	0,0049
D13-m-Witt	0,051

Tabelle 16: Beiträge von wichtigen Radionukliden zur potentiellen Strahlenexposition von Erwachsenen für Variante RX.5 (ALSA-C, 2006)

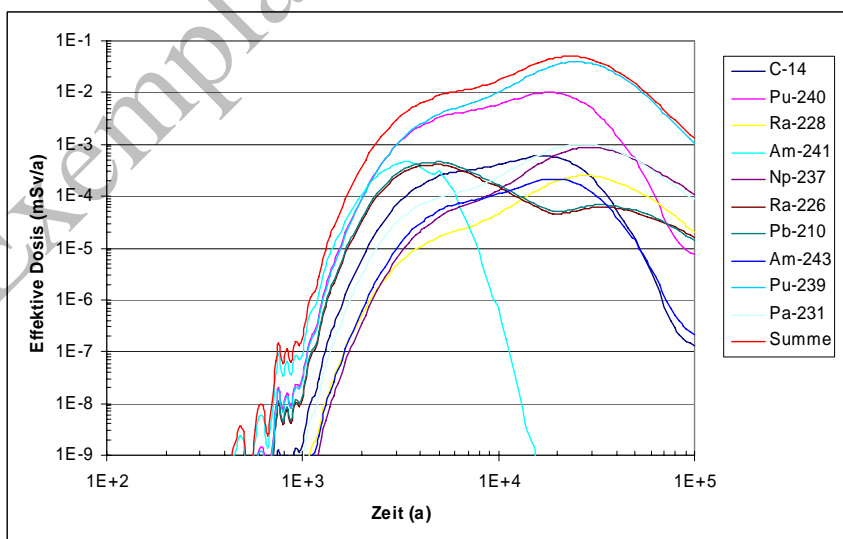
Radionuklid	Beiträge zur effektiven Dosis (%)		
	DR13-m-Amm	DR13-vD-Amm	DR13-m-Witt
^{14}C	2.28	1.74	0.92
^{240}Pu	34.0	25.1	17.1
^{228}Ra	0.28	0.12	0.45
^{241}Am	-	29.6	-
^{237}Np	0.70	0.12	1.52
^{226}Ra	0.87	8.39	0.09
^{210}Pb	0.98	9.46	0.11
^{243}Am	0.59	0.21	0.39
^{239}Pu	58.2	24.2	76.2
^{231}Pa	1.47	0.80	1.90
Summe	99.4	99.7	98.7



Referenzfall:
DR13-m-Amm



Referenzfall:
DR13-vD-Amm



Referenzfall:
DR13-m-Witt

Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf der potentiellen Strahlenexposition für Erwachsene bei Nutzung von kontaminierten Wässern für Variante RX.5 (ALSA-C, 2006)

6.3. Sensitivitätsbetrachtungen

Höhere Verzehraten, die die Sicherheitsfaktoren gemäß AVV einbeziehen, und geänderte Klimabedingungen, die u. a. eine Berechnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen nach sich ziehen, wurden auf ihre Sensitivität für die berechnete Strahlenexposition untersucht. Die Berechnungen werden für Erwachsene durchgeführt, wobei von einer Kontamination des Oberflächenwassers ausgegangen wird.

6.3.1 Verzehrgewohnheiten

Statt der in der Referenzentwicklung angenommenen, realitätsnäheren Verzehrgewohnheiten werden in der Sensitivitätsbetrachtung erhöhte Verzehraten unter Berücksichtigung der in der StrlSchV / AVV angegebenen Sicherheitsfaktoren unterstellt.

6.3.2 Veränderte Klimabedingungen

In weiteren Sensitivitätsbetrachtungen wird der Einfluss möglicher Klimaänderungen auf die Ausbreitung in der Biosphäre bzw. die daraus resultierenden Veränderungen der potentiellen Strahlenexpositionen betrachtet.

Einerseits wurde der Fall untersucht, dass aufgrund einer Abkühlung bei gleich bleibenden bzw. zunehmenden Niederschlägen jede Berechnung unterbleibt. In dem Fall ergibt sich die potentielle Exposition ausschließlich durch die Aufnahme von Trinkwasser und von Tränkwasser.

Andererseits wurde unterstellt, dass sich das Klima erwärmt. Dies bewirkt, dass sich die Durchschnittstemperatur erhöht, und dass sich die Hauptniederschlagszeit vom Sommer in den Winter verschiebt. Für diese Sensitivitätsbetrachtung wird angenommen, dass sich ein ähnliches Klima einstellt wie heute in Rom. Dieses ist geprägt durch ausreichende Winterniederschläge bei einer ausgeprägten Sommertrockenheit. Die Klimadaten für Rom sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17: Temperatur, Niederschlag und abgeleitetes Wasserdefizit für Rom (Heyer, 1981)

Monat	Temperatur (°C)	Niederschlag (mm)	Wasserdefizit (mm)
April	13,7	50	20
Mai	17,5	48	40
Juni	21,6	18	90
Juli	24,4	9	110
August	24,2	18	100
September	21,5	70	40
April-September	20,5	328	-

Die resultierenden Berechnungsmengen zum Ausgleich des Wasserdefizits sind in Tabelle 18 angegeben. Für sonstige Pflanzen ist die Berechnungsmenge geringer als das Wasserdefizit während der Vegetationsperiode, da in dieser Pflanzengruppe Getreide enthalten ist, das unter den Gegebenheiten Roms bereits ab Juni geerntet wird und daher nur im April und Mai Beregnung benötigt.

Wegen des hohen NaCl-Gehaltes im Wasser ergeben sich auch in diesem Fall die bereits diskutierten Folgen, die aus dem hohen Eintrag von Natrium mit dem Beregnungswasser resultieren. Mit zunehmender Aridität wächst die Gefahr der Bodenversalzung, verbunden damit sind irreversible Strukturprobleme des Bodens und Einschränkungen der Landnutzung (ver-

gleiche Abschnitt 4.3.3). Insofern ergeben diese Berechnungen ein sehr pessimistisches Ergebnis.

Tabelle 18: Berechnungsmengen für die klimatischen Verhältnisse Roms

Parameter	Pflanze		
	Weide	sonstige Pflanzen*	Blattgemüse
Berechnungsmenge ($1 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) während der Vegetationsperiode (180 d)	2,0	1,5	2,0

* Mittel über Getreide, Kartoffeln, Wurzelgemüse, Obst

6.3.3 Berechnungen strikt nach AVV

Darüber hinaus wurden Berechnungen durchgeführt, bei denen alle Parameter entsprechend den Empfehlungen der AVV zugrunde gelegt wurden. Dabei wird u.a. angenommen, dass alle Pflanzen gemäß der AVV berechnet werden und die Verzehraten einschließlich der Sicherheitsfaktoren zugrunde gelegt werden.

6.3.4 Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtungen

Die Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtungen für das Biosphärenmodell sind in Tabelle 19 angegeben. Für diese Berechnungen wurden nur die Radionuklide ^{14}C , ^{210}Pb , $^{226/228}\text{Ra}$, ^{231}Pa , ^{237}Np , $^{239/240}\text{Pu}$, $^{241,243}\text{Am}$ berücksichtigt, die 99 % der Exposition ausmachen.

Erwartungsgemäß ergeben sich für den Fall einer Klimaerwärmung höhere Expositionen, da in diesem Fall – im Gegensatz zur Referenzbiosphäre – eine Beregnung von Acker- und Weideflächen notwendig ist und sich die Beregnungsmengen in der Landwirtschaft und im Gartenbau außerdem drastisch erhöhen. Allerdings stellen die hier zugrunde liegenden klimatischen Verhältnisse von Rom einen hypothetischen und als extrem zu betrachtenden Fall dar. Deutlich geringere Expositionen ergeben sich für eine Abkühlung des Klimas. Die Exposition ergibt sich in diesem Fall ausschließlich durch die Nutzung von kontaminiertem Grundwasser als Trink- und Tränkwasser. Die Auswirkungen eines möglichen Klimawandels auf die hydrogeologische Situation und den Radionuklidtransport im Deckgebirge ist jedoch in beiden Fällen nicht berücksichtigt.

Deutlich geringere Expositionen ergeben sich für eine Abkühlung des Klimas. Die Exposition ergibt sich in diesem Fall ausschließlich durch die Nutzung von kontaminiertem Grundwasser als Trink- und Tränkwasser. Auch hier sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserneubildung und den Radionuklidtransport im Deckgebirge nicht berücksichtigt.

Höhere Expositionen ergeben sich, wenn die Verzehraten aus der AVV einschließlich der Sicherheitsfaktoren angenommen werden.

Insgesamt wird deutlich, dass trotz erheblicher Veränderungen der Randbedingungen in diesen Sensitivitätsbetrachtungen die Expositionen nur um etwa einen Faktor 2 variieren.

Die Sensitivitätsbetrachtung unter strikter Zugrundelegung der AVV ergibt in Anbetracht der zahlreichen Konservativitäten (Migration im Boden, Verzehraten, Beregnungsmengen) um den Faktor 3 bis 5 höhere maximale Expositionen.

Tabelle 19: Vergleich der normierten, potentiellen Exposition für Erwachsene (Kontamination von Oberflächenwasser) mit veränderten Randbedingungen in der Biosphäre

Ausbreitungspfad		Effektive Exposition für Erwachsene (mSv a ⁻¹) ¹⁴ C, ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra ²³¹ Pa, ²³⁷ Np ^{239/240} Pu, ^{241,243} Am				
		Realistischer Verzehr heutiges Klima	Realistischer Verzehr, Erwärmung	Realistischer Verzehr, Abkühlung	Verzehr incl. Sicherheitsfaktoren, heutiges Klima	Rechnung strikt nach AVV, heutiges Klima
Referenzfall:	abs.	0.011	0.020	0.0085	0.017	0.039
DR13-m-Amm	rel.	1.0	1.8	0.76	1.5	3.5
DR13-vD-Amm	abs.	0.0049	0.0095	0.0037	0.0078	0.023
	rel.	1.0	1.9	0.75	1.6	4.6
DR13-m-Witt	abs.	0.051	0.091	0.038	0.074	0.18
	rel.	1.0	1.8	0.75	1.5	3.5

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Eine eventuelle Freisetzung von in der Schachanlage Asse II eingelagerten Radionukliden in das Deckgebirge und deren Transport mit dem Grundwasserstrom kann zur Kontamination nutzbarer Oberflächen- und Grundwässer führen.

Im vorliegenden Bericht werden für die aus der Schachanlage Asse freigesetzten Radionuklide potentielle Strahlenexpositionen für eine erwachsene Referenzperson abgeschätzt. Zunächst wurde für jedes hier betrachtete Radionuklid eine standardisierte Konzentration von jeweils 1 Bq l⁻¹ unterstellt. Diese normierten Expositionen werden als Dosiskonversionsfaktoren bezeichnet. Durch Multiplikation der Dosiskonversionsfaktoren mit den berechneten Radionuklidkonzentrationen im oberflächennahen Wasser wurden die zu erwartenden potentiellen Strahlenexpositionen ermittelt.

Zur Berechnung der potentiellen normierten Strahlenexposition wurde unterstellt, dass die kontaminierten Wässer als Trinkwasser für Menschen, Tränkwasser für Haustiere, zur Beregnung von Nutzpflanzen sowie zur Speisung von Fischgewässern genutzt werden können. Durch diese Ausbreitungspfade ergibt sich eine interne Exposition. Darüber hinaus wurde die externe Exposition durch Aufenthalt auf kontaminierten Flächen sowie durch Inhalation resuspendierter Bodenteilchen betrachtet.

Die Berechnung der Strahlenexposition erfolgte in Anlehnung an die Modellansätze und Parameter der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zur Konkretisierung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV). Allerdings wurden Modellannahmen und Parameter bei der Modellierung der Beregnung und das Langzeitverhalten von Radionukliden im Boden an die Gegebenheiten des Standortes Asse angepasst. Aus den Modellansätzen der AVV und den Standortgegebenheiten wurde ein realitätsnahes, standortspezifisches Biosphärenmodell entwickelt.

Darüber hinaus wurden die in der AVV verwendeten Modellansätze einer kritischen Prüfung unterzogen. Hervorzuheben ist die Verteilung von Radionukliden nach einer Kontamination der Blätter, die in der AVV nicht berücksichtigt wird. Dies führt insbesondere für die die Exposition am Standort Asse stark beeinflussenden Elemente Radium, Thorium, Uran, Neptunium, Plutonium und Americium zu Überschätzungen der Pflanzenkontamination nach Applikation von kontaminiertem Beregnungswasser um mehr als einen Faktor 10.

Schließlich ist die in Unkenntnis zukünftiger Lebensweisen und Siedlungsstrukturen bewusst getroffene Annahme, dass der gesamte Trinkwasserbedarf und das gesamte Obst und Gemüse lokal produziert wird, als konservativ anzusehen. Auch für Kleingärtner ist die Annahme,

dass ausschließlich lokal produziertes Gemüse verzehrt wird, als pessimistisch anzusehen. Obwohl die Selbstversorgung bewusst angenommen wurde, sollte bei der Bewertung der berechneten Strahlenexpositionen die dieser Annahme innewohnende Konservativität nicht unberücksichtigt gelassen werden. In Anbetracht der Einbeziehung der Standortbedingungen, der vorsichtigen Annahmen für das Expositionsszenario und den überschätzenden Modellansätzen zur Pflanzenkontamination können mit den abgeleiteten Dosiskonversionsfaktoren eventuelle zukünftige Expositionen zur sicheren Seite hin abgeschätzt werden.

Unter diesen Randbedingungen ergeben sich für den Lösungspfad je nach dem betrachteten Ausbreitungspfad im Deckgebirge für Erwachsene effektive Dosen von 0,005 bis 0,05 mSv a⁻¹. Ingestion ist für die meisten Radionuklide der wichtigste Expositionspfad. Die Aufnahme von Trinkwasser und der Verzehr von pflanzlichen Produkten liefern in der Regel die größten Beiträge zu den normierten Expositionen. Die Inhalation von resuspendierten Bodenteilchen sowie die externe Exposition spielen für die relevanten Radionuklide nur eine untergeordnete Rolle. Im Fall der Nutzung von kontaminiertem Oberflächenwasser ist der Verzehr von Süßwasserfisch zu berücksichtigen.

Die Abschätzung der Exposition durch ¹⁴C über den Wasserpfad schließt das Auftreten von ¹⁴CO₂ und dessen Assimilation während der Photosynthese ein. Sollte ¹⁴CH₄ im Wasser auftreten, so ergeben sich in jedem Fall geringere Expositionen.

Im Rahmen von Sensitivitätsbetrachtungen wurde untersucht, inwieweit sich höhere und geringere Berechnungsmengen als Folge einer Erwärmung bzw. Abkühlung des Klimas auf die potentielle Exposition auswirken. Für den Fall der Erwärmung ergeben sich um etwa den Faktor 2 höhere, für den Fall der Abkühlung um diesen Faktor geringere Expositionen. Die für eine Klimaerwärmung zugrunde gelegten klimatischen Verhältnisse von Rom sind als pessimistisch anzusehen. Die Auswirkungen derartiger Klimabedingungen auf die hydrogeologische Situation sowie auf den Radionuklidtransport im Deckgebirge und in der Biosphäre wurden hier nicht berücksichtigt.

Für die genutzten Wässer wurde ein NaCl-Gehalt von 1 g l⁻¹ unterstellt. Dieser Wert liegt um einen Faktor 2 über dem Grenzwert in der Trinkwasserverordnung. Wässer mit NaCl-Gehalten von 1 g l⁻¹ sind geschmacklich nicht unerheblich beeinträchtigt. Des Weiteren ist auch die Verwendung derartiger Wässer zur Beregnung nicht uneingeschränkt möglich. Es kann zu nachhaltigen Verschlechterungen der Bodenstruktur und damit zu einer Verringerung der Bodenfruchtbarkeit kommen.

Die potentielle Exposition für Erwachsene wird für die zu erwartende Entwicklung des Gesamtsystems Asse zu mehr als 95 % durch die Radionuklide ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ^{239/240}Pu und ²⁴¹Am bestimmt, wobei ^{239/240}Pu und ²⁴¹Am mindestens 80 % beitragen. Die Bedeutung der Radionuklide variiert entsprechend der Transportzeit der Lösungen im Deckgebirge. Für das relevante Nuklidspektrum wird die über die Lebenszeit gemittelte jährliche Dosis gut durch die Exposition des Erwachsenen repräsentiert.

Knapp ein Fünftel der potentiellen Exposition ergeben sich hier durch ²²⁶Ra und ²¹⁰Pb, wobei Wasserkontaminationen von jeweils weniger als 1 mBq l⁻¹ für ²²⁶Ra und ²¹⁰Pb zugrunde liegen. Diese Werte liegen unterhalb der natürlichen Konzentrationen an ²²⁶Ra und ²¹⁰Pb in Oberflächenwässern, die gemäß BMU (2003) mit <2 bis 30 mBq l⁻¹ für ²²⁶Ra und 2 bis 70 mBq l⁻¹ für ²¹⁰Pb angegeben werden.

In diesem Bericht werden Dosiskonversionsfaktoren für die Nutzung von Grund- und Oberflächenwässern angegeben. Wegen der am Standort Asse nicht auszuschließenden Exposition über den Verzehr von Süßwasserfisch ist die Exposition durch eine Nutzung von kontaminiertem Oberflächenwässern höher. Unberücksichtigt bleibt hierbei die Verdünnung von Oberflä-

chenwasser durch Niederschläge, was zu erheblich geringeren Kontaminationen und damit zu geringeren potentiellen Expositionen führt.

8 Literatur

Achtnich, F.: Bewässerungsfeldbau, 1981

ALSA-C: Transportmodellierung - Fluid- und Radionuklidtransport am Standort Asse. Ergänzungsbericht ALSA-C-10.4B-NR227, NRG Petten / Colenco Power Engineering AG / GRS Braunschweig, Dezember 2006

Amberger, A.: Pflanzenernährung; Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1979.

Ayers, R.S., Westcot, D.W.: Water quality for agriculture; FAO, Rome, 1994, ISBN 92-5-102263-1.

BAGS (Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Hamburg): Standards zur Expositionsabschätzung, Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder (AGLMB), Hamburg, 1995

BfM (Bundesanstalt für Milchforschung): Untersuchungen zum Transfer von Strontium-, Cäsium- und relevanten Schwermetallradionukliden unter den radioökologischen Bedingungen der Umgebung von Gorleben, Abschlußbericht des Forschungsvorhabens St.Sch. 702c; Bundesanstalt für Milchforschung, Kiel, 1983.

BfS (Bundesamt für Strahlenschutz): Entwurf der Novellierung der AVV zu § 47 Strahlenschutzverordnung, Stand 21.1.2005, 2005.

BMI (Bundesministerium des Inneren): Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk.- GMBI. 1982, S. 220 ff., 1983.

BMU (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen; Bundesanzeiger 42 (Nr. 64a), 1990.

BMU (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2002; Bonn 2003.

BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1993, Bonn 1996.

BMU: Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (BGBl. 1 S. 2613, ber. 23. Januar 1991, BGBl. 1 S. 227) - BGBl. 111 2126-1-7, 1991.

BMU: Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung, BGBl, Teil I, Nr. 24, S.959, 2001.

Boeckx, P, van Cleemput, O.: Influence of chemical and physical soil properties on CH₄ oxidation in soils. In: P. Borrell, P. Borell, T. Cvitas, K. Kelly, W. Seiler (ed): Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere; Vol. 2, 409-413, Computational Mechanics Publications, Southampton, 1996.

Bogenrieder, A.: Bodenversalzung in der Bewässerungswirtschaft arider Zonen; Naturwissenschaftliche Rundschau, 35, 103-109, 1982.

Bundesminister für Jugend, Familie und Gesundheit (BMJFG) Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser; 1. August 1984 (BGBl. I S. 1036; 5.12.1990 S. 260; 26.2.1993 S. 278; 16.12.1993 S. 2436; 29.1.1998 S. 230; 14.10.1999 S. 2053) 14.12.2000 S. 1728; 21.5.2001 S. 959, 29.10.2001 S. 2785 Art. 309; 6.8.2002 S. 3082; 3.3.2003 S. 35203; 24.5.2004 S. 103004) (Gl.-Nr.: 2125-40-33).

Bunzl, K., Förster, H., Kracke, W., Schimmack, W.: Residence times of fallout ^{239/240}Pu, ²³⁸Pu, ²⁴¹Am and ¹³⁷Cs in the upper horizons of an undisturbed grassland soil; J. Environm. Radioact. 22, 11-27, 1994.

- Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W.: Vertical migration of $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs fallout in a forest soil under spruce; *Analyst.*, 117, 469-474, 1992.
- Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W., Auerswald, K.: Migration of $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine; *J. Environm. Radioact.* 28, 17-34, 1995a.
- Bunzl, K., Kofuji, H., Schimmack, W., Tsumura, A. Ueno, K., Yamamoto, M.: Residence times of global weapons testing fallout Np-237 in a grassland soil compared to Pu-239/240, Am-241 and Cs-137; *Health Physics*, 68, 89-93, 1995b.
- Colenco: Hydrogeologische Modellvorstellungen. Abschlussbericht 4956/07, Colenco Power Engineering AG, Oktober 2006a.
- DWD (Deutscher Wetterdienst): Amtliches Gutachten "Hydrometeorologische Bewertung der Niederschlags- und Verdunstungshöhen im Bereich des Bergwerkes Asse"; Deutscher Wetterdienst, Geschäftsfeld Hydrometeorologie, Berlin, März 2001.
- Eckelmann, W., Renger, M., Erfassung und Darstellung der Trockengefährdung landwirtschaftlich genutzter Standorte am Beispiel der Bodenkundlichen Standortkarte (1:200000), *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 22, 224-231, 1981; (zitiert in Strebel und Renger, 1982).
- EU: Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen, *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, 39, L 159/1-114, 1996.
- FDG (Projektträgerschaft im Dienste der Gesundheit): Die Nationale Verzehrsstudie, *Wirtschaftsverlag NW*, Bremerhaven, 1991.
- Geisler, G.: Pflanzenbau; Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 1980.
- Heyer, E.: Witterung und Klima; Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 1981.
- ICRP (1998) Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste.- International Commission of Radiological Protection, *Ann. of ICRP Publ. Nr. 81*, Pergamon Press, Oxford, New York.
- ICRP (1999): Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure.- International Commission of Radiological Protection, *Ann. of ICRP Publ. Nr. 82*, Pergamon Press, Oxford, New York.
- ICRP (International Commission on Radiation Protection): Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 2 Ingestion dose coefficients, *ICRP Publication 67, Annals of the ICRP*, 23, 1-167, 1993.
- ICRP (International Commission on Radiation Protection): Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 4 Inhalation dose coefficients, *ICRP Publication 71, Annals of the ICRP*, 25, 1-405, 1995.
- Jacob, P., Eklund, J., Gregor, J., Müller, H., Paretzke, H.G., Pröhl, G., Richter, M., Stapel, R.: Erstellung eines Echt-Zeit-Experten-Systems zur Abschätzung und Begrenzung radiologischer Konsequenzen in der Bundesrepublik Deutschland von Unfällen in kerntechnischen Einrichtungen GSF-Bericht 33/91, 1991.
- Kocher, D.C., Sjoreen, A.L.: Dose-Rate Conversion Factors for External Exposure to Photon Emitters in Soil; *Health Physics*, 48, 193-205, 1985.
- Kolb, R., Gürtler, H.: Ernährungsphysiologie landwirtschaftlicher Nutztiere, *Gustav Fischer Verlag*, Jena, 1971.
- Livens, F.R. and Baxter, M.S. (1988). Particle size and radionuclide levels in some West Cumbrian soils. *The Science of the Total Environment*. 70,1-17, 1988.

- Müller, H., Pröhl, G.: ECOSYS-87: A dynamic model for assessing the radiological consequences of nuclear accidents, *Health Physics*, 64, 232-252, 1993.
- Ng, Y.C., Colsher, C.S., Quinn, D.J., Thompson, S.E.: Transfer coefficients for the prediction of the dose to man via the forage-cow-milk pathway from radionuclides released to the biosphere. Lawrence Livermore Laboratory, Livermore (USA), Report UCRL-51939, 1977.
- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung: Böden in Niedersachsen, Hannover, 1997.
- NRC: Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR; Regulatory Guide 1.109: Part 50, Appendix I, 1976.
- Pröhl, G., Hoffman, F.O.: Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetation and of transfer in semi-natural ecosystems; IAEA-TECDOC-857, International Atomic Energy Agency, 1996.
- Pröhl, G., Müller, H.: Radiation exposure from radionuclides in ground water: an uncertainty analysis for selected exposure scenarios; *Radiation Environmental Biophysics*, 35, 205-218, 1996.
- Ruhr-Stickstoff: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau; Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1985.
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P.: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 1992.
- Scherer, E., Wichmann, K.: Treatment of groundwater containing methane – Combination of the processing stages desorption and filtration; *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 28, 145-154, 2000.
- Shinonaga, T., Schimmack, W., Gerzabek, M.H.: Vertical migration of ^{60}Co , ^{137}Cs and ^{226}Ra in agricultural soils as observed in lysimeters under crop rotation; *J. Environm. Radioactivity*, 79, 93-106, 2005.
- SSK (Strahlenschutzkommission - 130. Sitzung des Ausschusses Radioökologie): Pröhl, G., Biesold, H., Becker, A.: Vorschläge zur Veränderung der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern; 16./17.11. 1995.
- Strebel, M., Renger, O: Beregnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen, *Geologisches Jahrbuch F13*, 3-66, 1982.
- Umweltbundesamt (2005):
(<http://www.umweltbundesamt.de/luft/luftmessnetze/berichte.htm#jm>).
- UNSCEAR (United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation): Sources and effects of ionizing radiation; Report to the General Assembly 1988; United Nations, New York, 1993
- Whicker, R.D., Ibrahim, S.A.: Vertical migration of ^{134}Cs bearing soil particles in arid soils: implications for plutonium redistribution; *J. Environm. Radioactivity*, 88, 171-188, 2006.
- White, R., Thomas, G.W., Smith, M.S.: Modelling of water flow through undisturbed soil cores using a transfer function model derived from HTO and C1 transport; *Journal of Soil Science*, 35, 159-168, 1984.
- Wild, A.: Umweltorientierte Bodenkunde; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 1995.