

Mögliche Folgen eines Unfalls im KKW Mühleberg bei ähnlichen Frei- setzungen radioaktiver Stoffe wie aus einem Block des KKW Fukushima- Daiichi

Darmstadt, 31. August 2012

Im Auftrag von

**Ärztinnen und Ärzte für Umweltschutz (AefU),
Ärztinnen und Ärzte für soziale Verantwor-
tung/gegen den Atomkrieg (PSR/IPPNW),
Greenpeace Schweiz**

Öko-Institut e.V.

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
D-64295 Darmstadt
Telefon +49 (0) 6151 - 8191 - 0
Fax +49 (0) 6151 - 8191 - 133

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
D-79107 Freiburg
Hausadresse
Merzhauser Straße 173
D-79100 Freiburg
Telefon +49 (0) 7 61 - 4 52 95-0
Fax +49 (0) 7 61 - 452 95-288

Büro Berlin

Schicklerstr. 5-7
D-10179 Berlin

Telefon +49 (0) 30 - 40 50 85-0
Fax +49 (0) 30 - 40 50 85-388

Mögliche Folgen eines Unfalls im KKW Mühleberg bei ähnlichen Frei- setzungen radioaktiver Stoffe wie aus einem Block des KKW Fukushima- Daiichi

Autoren:

Dipl.-Phys. Christian Küppers

Dr. Ing. Veronika Ustohalova

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund und Aufgabenstellung	4
2	Ermittlung der zugrunde zu legenden Freisetzungsmenge	6
2.1	Schätzungen des Quellterms in Fukushima-Daiichi	6
2.2	Übertragung auf das KKW Mühleberg.....	7
3	Modellierung von Ausbreitung und Folgen	11
3.1	Auswahl möglicher Ausbreitungsbedingungen auf dem Luftpfad	14
3.2	Ausbreitung auf dem Wasserpfad	15
3.2.1	Radionuklidtransport im Fluss	15
3.2.2	Transport im Bielersee	20
3.2.3	Sedimentation	20
4	Konzepte der zu treffenden Schutzmaßnahmen in der Schweiz und in Deutschland	24
4.1	Schutzmaßnahmen und Dosisschwellen in der Schweiz	24
4.2	Schutzmaßnahmen und Eingreifrichtwerte in Deutschland	27
5	Berechnungsergebnisse und Diskussion	29
5.1	Strahlenexposition und Kontamination durch Freisetzungen in die Umgebungsluft	29
5.2	Notwendige Maßnahmen aufgrund der Freisetzungen in die Umgebungsluft	35
5.3	Kontamination und mögliche Strahlenexposition durch Freisetzungen in die Aare.....	42
5.4	Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse.....	47
6	Zusammenfassung	50
	Literaturverzeichnis	51

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Kernkraftwerk Mühleberg	11
Abbildung 3-2: KKM mit Aare, Bielersee und Rhein.....	12
Abbildung 3-3: Stauwehr am Eintritt der Aare in den Bielersee	12
Abbildung 3-4: Bielersee bei Hagneck	13
Abbildung 5-1: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 1 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet	33
Abbildung 5-2: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 10 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet.....	34
Abbildung 5-3: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 100 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet.....	35
Abbildung 5-4: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 1 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)	36
Abbildung 5-5: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 10 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)	37
Abbildung 5-6: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 100 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)	38
Abbildung 5-7: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 50 mSv durch Inhalation für die Schilddrüse (gelb markiert)	39
Abbildung 5-8: Gebiet mit Überschreitung der zulässigen Kontamination in frisch erzeugten Lebensmitteln (gelb markiert)	40
Abbildung 5-9: Gebiet mit Überschreitung einer Dosis von 50 mSv im ersten Jahr durch Gamma-Bodenstrahlung beim Aufenthalt im Freien (gelb markiert)	42

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Kraftwerksblöcke in Fukushima-Daiichi und KKM im Vergleich.....	6
Tabelle 2-2: Radionuklidinventare und Quellterm in die Luft für die Berechnungen.....	8
Tabelle 2-3: Quellterm in die Aare für die Berechnungen.....	10

Tabelle 3-1: Werte einzelner Eingangsparameter zur Transportberechnung in Aare und Rhein	23
Tabelle 3-2: Werte einzelner Eingangsparameter zur Sedimentationsberechnung	23
Tabelle 4-1: Dosissschwellen des Dosis-Maßnahmenkonzepts in der Schweiz /ABCN-VO 2011/	25
Tabelle 4-2: Höchstkonzentrationen für Cäsium- und Iod-Isotope in Lebensmitteln in der Schweiz /FIV 2012/	26
Tabelle 4-3: Dosis-Eingreifrichtwerte in Deutschland nach /SSK 2008/, für Einzelpersonen ohne die Berücksichtigung von Schutzvorkehrungen	27
Tabelle 4-4: Höchstwerte für Cäsium- und Iod-Isotope in Nahrungsmitteln in Deutschland /SSK 2004/	28
Tabelle 4-5: Höchstwerte der spezifischen Aktivität von Cs-134 und Cs-137 für Futtermittel /SSK 2010/	28
Tabelle 5-1: Strahlenexposition Erwachsener durch Freisetzungen in die Umgebungsluft	30
Tabelle 5-2: Bodenkontamination durch Freisetzungen in die Umgebungsluft (in Bq/m ²)	31
Tabelle 5-3: Kontamination von Lebensmitteln durch Freisetzungen in die Umgebungsluft aufgrund der direkten Ablagerung auf Pflanzenoberflächen	32
Tabelle 5-4: Aktivitätskonzentrationen und Sedimentkontamination in Aare, Bielersee und Rhein	43
Tabelle 5-5: Effektive Dosis Erwachsener durch Konsum von 100 Liter Wasser aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Winterszenario“	45
Tabelle 5-6: Effektive Dosis Erwachsener durch Konsum von 100 Liter Wasser aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Sommerzenario“	46
Tabelle 5-7: Effektive Dosis Erwachsener durch Verzehr von 1 kg Fisch aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Winterszenario“	46
Tabelle 5-8: Effektive Dosis Erwachsener durch Verzehr von 1 kg Fisch aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Sommerzenario“	47
Tabelle 5-9: Effektive Dosis Erwachsener durch Aufenthalt an Ufersediment von Aare, Bielersee oder Rhein über 100 Stunden (in mSv)	47

1 Hintergrund und Aufgabenstellung

Am 11. März 2011 um 14:46 Uhr japanischer Ortszeit kam es zu einem Erdbeben der Stärke 9,0 auf der Momenten-Magnituden-Skala, dessen Hypozentrum 155 Kilometer vom Standort Fukushima-Daiichi entfernt und in rund 30 Kilometer Tiefe im Pazifischen Ozean lag. Das Erdbeben löste außerdem einen schweren Tsunami aus, der knapp eine Stunde nach dem Erdbeben den Standort erreichte. Da gegen die etwa 14 m hohe Tsunami-Wellen keine ausreichenden Schutzmaßnahmen getroffen waren, wurde das Anlagengelände in weiten Teilen überschwemmt. Das Wasser zerstörte viele maschinentechnische und elektrische Einrichtungen und drang auch in Gebäuden ein. In den Maschinenhäusern liefen die Kellerräume voll Wasser, in denen die Notstromdiesel für die Notstromversorgung der Anlagen untergebracht waren. Es kam zum längerfristigen Ausfall der Kühlung und zur Kernschmelze in mehreren Kraftwerksblöcken der Anlage und zu massiven Freisetzungen radioaktiver Stoffe in die Umgebung.

Am Standort Fukushima-Daiichi gibt es sechs Reaktoren. Es handelt sich bei allen um Siedewasserreaktoren amerikanischer Bauart, die zwischen 1971 und 1979 in Betrieb genommen worden waren. In der Schweiz existiert mit dem KKW Mühleberg (KKM) eine Anlage, die aus den USA bezogen wurde und ähnlich aufgebaut ist wie die älteren der Blöcke in Fukushima-Daiichi. Das Öko-Institut e.V. wurde von den Ärztinnen und Ärzten für Umweltschutz (AefU), den Ärztinnen und Ärzten für soziale Verantwortung/gegen den Atomkrieg (PSR/IPPNW) sowie Greenpeace Schweiz beauftragt, zu untersuchen, welche Folgen sich ergeben würden, wenn eine ähnliche Freisetzung radioaktiver Stoffe, wie sie in Fukushima-Daiichi stattgefunden hat, sich im KKM ereignen würde.

Risikostudien haben immer wieder gezeigt, dass katastrophale Unfälle bei Kernkraftwerken möglich sind und sich die Anlagen im Wesentlichen nur darin unterscheiden, mit welcher Wahrscheinlichkeit solche Unfälle stattfinden und wodurch sie vorrangig ausgelöst würden. Auch zum KKM gibt es solche Untersuchungen (z. B. /Öko-Institut 1990, PLG 1990, Öko-Institut 1991, HSK 1991, Öko-Institut 1992/). Ein Aspekt der bislang nicht beachtet wurde, ist ein massiver Eintrag radioaktiver Stoffe in ein Oberflächengewässer durch austretendes kontaminiertes Wasser. Dies geschah in Fukushima dadurch, dass in großem Umfang von außen Wasser zur Kühlung der Reaktoren und der Brennelemente in den Lagerbecken zugeführt werden musste, dieses in den Anlagen stark kontaminiert wurde und durch überflutete Kanäle schließlich nach außen drang.

In der vorliegenden Untersuchung soll auftragsgemäß dargestellt werden, welche Folgen sich für die Schweiz und angrenzende Länder ergeben können, wenn eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Umgebungsluft am Standort des KKM erfolgen würde, die vergleichbar wäre mit der Freisetzung aus einem der Unfallreak-

toren in Fukushima. Das aufgrund der geringeren Leistung geringere Inventar des KKM an radioaktiven Stoffen wird dabei berücksichtigt. Außerdem ist zu untersuchen, welche Folgen ein mit dem Eintrag in den Pazifik am Standort Fukushima vergleichbarer Eintrag radioaktiver Stoffe in die Aare hätte.

In Kapitel 2 wird die hier zugrunde zu legende Freisetzungsmenge radioaktiver Stoffe aus dem KKM ermittelt. Kapitel 3 beschreibt die gewählte Modellierung von Ausbreitung und Folgen. In Kapitel 4 wird auf die in der Schweiz und Deutschland bestehenden Konzepte für Schutzmaßnahmen bei radiologischen Notfallsituationen eingegangen. Die Berechnungsergebnisse und ihre Diskussion finden sich in Kapitel 5. Kapitel 6 fasst die Ergebnisse zusammen.

2 Ermittlung der zugrunde zu legenden Freisetzungsmenge

In Kapitel 2 wird die Freisetzungsmenge an radioaktiven Stoffen ermittelt, die bei einer Übertragung der relativen Freisetzung aus einem Block des Kraftwerks Fukushima-Daiichi auf das KKM zu unterstellen wäre. In Tabelle 2-1 sind die sechs Blöcke des Kraftwerks Fukushima-Daiichi und das KKM gegenüber gestellt.

Tabelle 2-1: Kraftwerksblöcke in Fukushima-Daiichi und KKM im Vergleich

	Fukushima-Daiichi						Mühleberg
	Block 1	Block 2	Block 3	Block 4	Block 5	Block 6	
Inbetriebnahme	1971	1974	1976	1978	1978	1979	1972
Typ*	BWR-3	BWR-4	BWR-4	BWR-4	BWR-4	BWR-5	BWR-4
Sicherheitsbehältertyp	Mark-I	Mark-I	Mark-I	Mark-I	Mark-I	Mark-II	Mark-I
Elektrische Bruttoleistung (MW)	460	784	784	784	784	784	390

* BWR: Siedewasserreaktor (boiling water reactor)

Die nach dem Unfall im März 2011 geschätzten Freisetzungsmengen der Reaktoren des Kraftwerks Fukushima-Daiichi werden entsprechend der relativen Reaktorleistung des KKM übertragen.

2.1 Schätzungen des Quellterms in Fukushima-Daiichi

International wurden einige Abschätzungen gemacht, welche Freisetzungen bestimmter Radionuklide in die Umgebung (Quellterm) beim Unfall in Fukushima-Daiichi erfolgten. Genaue Abschätzungen der freigesetzten Menge an radioaktiven Stoffen sind schwierig und mit Unsicherheiten behaftet. Zunächst konnten die Freisetzungen während des Unfallgeschehens u. a. durch die Explosionen am Standort messtechnisch nicht erfasst werden. Für Abschätzungen mussten daher die aus der Umweltüberwachung verfügbaren Messdaten herangezogen werden. Mit Hilfe von atmosphärischen Ausbreitungsrechnungen, in denen die verfügbaren meteorologischen Daten berücksichtigt werden, konnten Rückschlüsse auf die Menge der freigesetzten radioaktiven Stoffe gezogen werden.

Im ENSI-Bericht /ENSI 2011/ werden verschiedene Angaben zu Quelltermschätzungen gemacht, die zu verschiedenen Zeitpunkten vorgenommen wurden. Für die

Einstufung in die INES-Skala (internationale Bewertungsskala für die Schwere von Unfällen) wurde von insgesamt $1,3 \cdot 10^{17}$ Bq bis $1,5 \cdot 10^{17}$ Bq in die Umgebungsluft freigesetztem Iod-131 und $6,1 \cdot 10^{15}$ Bq bis $1,2 \cdot 10^{16}$ Bq in die Umgebungsluft freigesetztem Cäsium-137 ausgegangen. Spätere Schätzungen japanischer Institutionen kamen zu $1,3 \cdot 10^{17}$ Bq bis $1,6 \cdot 10^{17}$ Bq für Iod-131 und $1,1 \cdot 10^{16}$ Bq bis $1,5 \cdot 10^{16}$ Bq für Cäsium-137. Für das langlebigste der Tellur-Isotope, Tellur-127m mit 109 Tagen Halbwertszeit, wird eine Gesamtfreisetzung in die Umgebungsluft von $1,1 \cdot 10^{15}$ Bq genannt. Hohe Freisetzungsraten an Cäsium-137 in den ersten Tagen nach dem Unfall werden mit etwa $8 \cdot 10^{14}$ Bq/h angegeben, nach etwa zwei Wochen waren diese auf etwa $2,5 \cdot 10^{12}$ Bq/h zurückgegangen.

Im Bericht /GRS 2012/ werden die Freisetzungen in die Umgebungsluft unter Bezug auf japanische Quellen mit insgesamt etwa $1 \cdot 10^{17}$ Bq bis $2 \cdot 10^{17}$ Bq für Iod-131 und etwa $1 \cdot 10^{16}$ Bq bis $2 \cdot 10^{16}$ Bq für Cäsium-137 angegeben. Ganz ähnliche oder identische Angaben finden sich in /BfS 2012/.

Im Rahmen der Notfallmaßnahmen wurden größere Mengen Wasser von außen zur Kühlung in die Reaktoren und Brennelementlagerbecken eingebracht. Aufgrund von Leckagen sammelte sich ein Großteil des Wassers in den Reaktorgebäuden und Maschinenhäusern. Dieses Wasser enthielt weit überwiegend Iod- und Cäsiumisotope. Anfang April gelangte ein Teil des hochkontaminierten Wassers unkontrolliert in den Pazifik.

Nach in /GRS 2012/ genannten Abschätzungen des Betreibers traten in der Zeit zwischen dem 1. und 6. April 2011 etwa 500 Tonnen Wasser mit einer Gesamtaktivität von etwa $5 \cdot 10^{15}$ Bq aus Block 2 aus. Spätere Freisetzungen in den Pazifik waren deutlich geringer. Auch in /ENSI 2011/ und /BfS 2012/ wird eine Schätzung der Gesamtfreisetzung von etwa $4,7 \cdot 10^{15}$ Bq zitiert. Die mittlere Aktivitätskonzentration der hochkontaminierten Wässer zeigte Anteile an der Gesamtaktivität von etwa 30 % für Cäsium-134 und Cäsium-137 sowie von etwa 64 % für Iod-131.

2.2 Übertragung auf das KKW Mühleberg

Die geschätzten Freisetzungsmengen aus den Blöcken des KKW Fukushima-Daiichi können für alle Blöcke insgesamt angegeben werden. Eine Zuordnung zu einzelnen Blöcken weist zusätzliche Unsicherheiten auf, da bei diesem Unfall keine Instrumentierung funktionstüchtig war, die eine blockspezifische Bilanzierung von Ableitungen radioaktiver Stoffe erlaubt hätte. Es tragen nicht alle Blöcke in gleichem Umfang zur Gesamtmenge der Freisetzungen bei, da die Schädigungsgrade unterschiedlich waren.

Für die weiteren Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Hälfte der Freisetzungsmenge in die Luft einem einzelnen Block zugerechnet werden kann, und zwar dem Block 1 mit 460 MW elektrischer Leistung, dessen Reaktorkern rela-

tiv stark geschädigt wurde. Diese Freisetzungsmenge wird entsprechend der Leistung des KKM skaliert (siehe Tabelle 2-2) und dabei hinsichtlich des Inventars des KKM an radioaktiven Stoffen vom Ende eines Betriebszyklusses der Anlage ausgegangen. Für die Freisetzung in den Pazifik wird davon ausgegangen, dass sie zur Hälfte dem Block 2 mit 784 MW elektrischer Leistung entstammt (siehe z. B. /GRS 2012, BfS 2012/).

Vereinfachend werden die Berechnungen auf die Radionuklide Xenon-133, Iod-131, Iod-132, Tellur-127m, Tellur-129m, Tellur-132, Cäsium-134, Cäsium-136 und Cs-137 begrenzt. Beim Edelgas Xenon-133 kann von einer praktisch vollständigen Freisetzung ausgegangen werden, da Edelgase zu den bei Kernschaden sehr leicht flüchtigen Stoffen zählen. Für diejenigen Tellur-, Iod- und Cäsium-Isotope, für die zu Fukushima-Daiichi keine Daten vorliegen, können diese aus den bilanzierten Isotopen übertragen werden, da die Flüchtigkeit der Radionuklide eine elementspezifische Eigenschaft ist. Die Skalierung für die Tellur-Isotope erfolgt ausgehend von Tellur-127m, da die Abschätzungen für dieses Isotope aufgrund seiner im Vergleich zu den anderen Tellur-Isotopen längsten Halbwertszeit am zuverlässigsten sind. Die Daten werden auf zwei Stellen gerundet, da die Eingangsdaten ohnehin einer großen Unsicherheit unterliegen.

Es wird von einer Freisetzung in die Umgebungsluft über einen Zeitraum von acht Stunden ausgegangen, da der wesentliche Teil der Freisetzung bei den am häufigsten zu erwartenden schweren Unfällen in einem solchen Zeitraum erfolgt. Der lange Zeitraum in Fukushima-Daiichi hängt mit dem dort sehr speziell abgelaufenen Ereignis und dem Zusammenwirken von Freisetzungen aus mehreren Quellen zusammen.

Tabelle 2-2: Radionuklidinventare und Quellterm in die Luft für die Berechnungen

Nuklid	Inventar KKM [Bq]	Freisetzung Fukushima-Daiichi	Freisetzung KKM	Freisetzungsbuchteil KKM
Xe-133	$2,0 \cdot 10^{18}$	praktisch vollständige Freisetzung	$2,0 \cdot 10^{18}$	100 %
Te-127m	$1,7 \cdot 10^{16}$	$1,1 \cdot 10^{15}$	$3,8 \cdot 10^{14}$	2,2 %
Te-129m	$8,0 \cdot 10^{16}$	-	$1,8 \cdot 10^{15}$	2,2 %
Te-132	$8,6 \cdot 10^{17}$	-	$1,9 \cdot 10^{16}$	2,2 %
I-131	$5,8 \cdot 10^{17}$	$1,5 \cdot 10^{17}$	$5,2 \cdot 10^{16}$	9 %
I-132	$1,4 \cdot 10^{18}$	-	$1,2 \cdot 10^{17}$	9 %
Cs-134	$1,4 \cdot 10^{17}$	-	$6,9 \cdot 10^{15}$	5 %
Cs-136	$3,1 \cdot 10^{16}$	-	$1,6 \cdot 10^{15}$	5 %
Cs-137	$1,0 \cdot 10^{17}$	$1,5 \cdot 10^{16}$	$5,2 \cdot 10^{15}$	5 %

In Tabelle 2-2 ist in der Spalte „Freisetzungsbruchteil KKM“ angegeben, wie groß der Anteil des Gesamtinventars des KKM bezogen auf das jeweilige Radionuklid ist, der bei der hier gewählten Methode der Übertragung aus dem KKM freigesetzt würde. Der Freisetzungsbruchteil zeigt, dass die Annahmen moderat im Vergleich zu vielen Studien zu Freisetzungen aus Leichtwasserreaktoren bei schnell ablaufenden Unfällen mit Kernschmelzen und Containmentversagen sind. Dann können die Freisetzungsbruchteile insbesondere für Iod und Cäsium auch Werte von 50-90 % erreichen. So wurden für zwei ausgewählte Unfallabläufe im KKM in /Öko-Institut 1990/ mögliche Freisetzungsbruchteile für Iod und Cäsium von bis zu 90 % ermittelt. Die für den Betreiber des KKM erstellte Untersuchung /PLG 1990/ kam zu Medianwerten der Freisetzungsbruchteile für Iod und Cäsium von unter 1 %; im Gutachten der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK, jetzt ENSI) wurden diese auf etwa 8 % für Iod und 9 % für Cäsium korrigiert. Die Untersuchung /GRS 1998/ kam für deutsche Siedewasserreaktoren zu Freisetzungsbruchteilen von bis zu 50 % für Iod und 30 % für Cäsium. Die hier geschätzte Freisetzungsmenge stellt also nicht die größtmögliche Freisetzung nach einem schweren Unfall dar.

Für die Berechnung der radiologischen Folgen wird davon ausgegangen, dass das Iod in elementarer Form freigesetzt wird, was für den überwiegenden Teil dieses Elements auch realistisch zu erwarten ist.

Bei den Freisetzungen in die Aare werden nur die Cäsium-Isotope Cs-134, Cs-136 und Cs-137 betrachtet. Zum einen ist Cäsium wegen seiner Löslichkeit zu einem relativ großen Teil in anfallendem Wasser zu erwarten. Zum anderen sind beim Wasserpfad mittel- und längerfristige Folgen hinsichtlich der Nutzung von Gewässern und deren Ufer relevant, so dass kurzlebige Radionuklide hier ausgeklammert werden können. Im Hinblick auf die Anreicherung in Süßwasserfisch ist darüber hinaus gerade Cäsium ein wesentliches Element.

In Tabelle 2-3 ist die den weiteren Berechnungen zugrunde gelegte Freisetzungsmenge in die Aare angegeben. Sie ergibt bei Skalierung eines Reaktors mit 784 MW elektrischer Leistung auf das KKM bei einer für Fukushima-Daiichi geschätzten abgeleiteten Gesamtaktivität von $5 \cdot 10^{15}$ Bq im Zeitraum vom 01.04.2011 bis 06.04.2011, enthalten in 500 m³ Wasser (siehe Kapitel 2.1).

Für die Berechnungen wurde angenommen, dass die Aktivitätsmenge über einen Zeitraum von acht Tagen abgeleitet wird.

Tabelle 2-3: Quellterm in die Aare für die Berechnungen

Radionuklid	Aktivität in Bq	Halbwertszeit
Cs-134	$3,1 \cdot 10^{14}$	2,06 Jahre
Cs-136	$3,2 \cdot 10^{13}$	13,16 Tage
Cs-137	$3,0 \cdot 10^{14}$	30,07 Jahre

3 Modellierung von Ausbreitung und Folgen

Das KKM ist in einem Bogen der Aare gelegen, kurz hinter dem Stausee Wohlen und etwa 18,6 Fluss-km vor dem Bielersee (siehe Abbildungen 3-1 und 3-2).



Abbildung 3-1: Kernkraftwerk Mühleberg

Die Aare fließt in Richtung des Bielersees über den Hagneckkanal. Der Hagneckkanal ist eine 8 Kilometer lange Wasserverbindung zwischen Aarberg und Bielersee. Der Kanal wurde als Teil der ersten Juragewässerkorrektur zwischen 1875 und 1878 gebaut. Zuvor war die Aare von Aarberg östlich des Bielersees nach Büren geflossen. Im Jahr 1900 ist bei der Mündung der Aare in den Bielersee ein Stauwehr errichtet worden, das die 9 Meter Höhenunterschied zur Stromerzeugung ausnutzt. Abbildung 3-3 zeigt dieses Stauwehr mit der von links kommenden Aare. Im Vordergrund ist die Alte Aare zu sehen, die dort noch relativ breit ist, aber im weiteren Verlauf inzwischen stark eingeeignet wurde. Über den Nidau-Büren-Kanal verlässt die Aare den Bielersee wieder und fließt über Solothurn und Olten bei Waldshut in den Rhein.

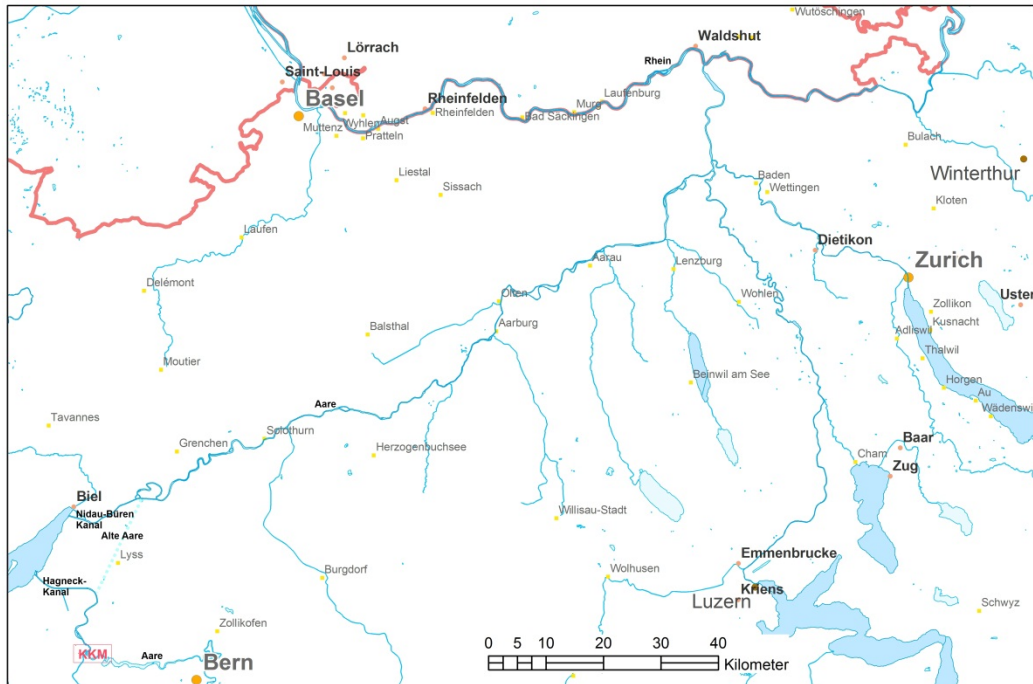


Abbildung 3-2: KKM mit Aare, Bielersee und Rhein



Abbildung 3-3: Stauwehr am Eintritt der Aare in den Bielersee

Wasser des Bielersees wird als Trinkwasser genutzt. So versorgt ein Seewasserwerk die Bevölkerung von Biel, Tüscherz und Nidau (teilweise) mit Trink- und Brauchwasser. Die Förderung erfolgt in der Gemeinde Ipsach in etwa 500 m Entfernung vom rechten Seeufer, etwa 38 m unter dem Seespiegel und ca. 5 m über dem Seegrund.

Abbildung 3-4 vermittelt einen Eindruck vom Bielersee bei Hagneck und verdeutlicht den hohen Freizeitwert dieses Gewässers.



Abbildung 3-4: Bielersee bei Hagneck

3.1 Auswahl möglicher Ausbreitungsbedingungen auf dem Luftpfad

Als meteorologisches Szenario zur Modellierung der Ausbreitung auf dem Luftpfad wurde eine relativ wahrscheinliche Konstellation ausgewählt:

- Hinsichtlich der Windrichtung zeigt sich nach /BKW 1990/ am Standort des KKM eine Kanalisierung auf westliche und östliche Richtungen. Nachts (19 Uhr bis 7 Uhr) herrschen Ostwinde vor, tagsüber (7 Uhr bis 19 Uhr) überwiegen West- und Südwestwinde. Ausgewählt wurde für die weiteren Untersuchungen ein zunächst von Westen wehender Wind, der in einem leichten Bogen zunächst auf Südwest schwenkt und später wieder mehr auf eine westliche Richtung. Hiermit soll vor allem über die Abbildungen deutlich gemacht werden, dass sich die Windrichtung während der Freisetzung und Ausbreitung grundsätzlich ändern kann.
- Für die Berechnung der Ausbreitung spielt die Luftturbulenz eine Rolle. In der ENSI-Richtlinie /ENSI 2009/ werden dazu sechs „Wetterkategorien“ (A bis F) unterschieden (in /SSK 2003/ und /AVV 2005/ als „Diffusionskategorien“ bezeichnet). Für die Berechnungen wurde hier die Wetterkategorie D ausgewählt, die eine mittlere Luftturbulenz beschreibt und üblicherweise am häufigsten auftritt. Es kann daher auch für den großräumigen Transport davon ausgegangen werden, dass es während der Ausbreitung zu keiner Änderung der Wetterkategorie kommt.
- Es wird ein leichter Niederschlag angenommen, der flächendeckend mit einer geringen Niederschlagsrate von 0,2 mm/h angesetzt wird.

Die Berechnung der Ausbreitung auf dem Luftpfad erfolgt mit dem Gaussmodell nach ENSI-Richtlinie G14 /ENSI 2009/. Neben den Kurzzeitausbreitungsfaktoren werden auch die Kurzzeitfaktoren für die Ablagerung durch Fallout und Washout gemäß dieser Richtlinie berechnet. Die Berechnungsmethode ist damit die gleiche, die in Deutschland beispielsweise in den Störfallberechnungsgrundlagen /SSK 2003/ oder dem Leitfaden für den Fachberater Strahlenschutz der Katastrophenschutzleitung bei kerntechnischen Unfällen /SSK 2004/ verwendet wird. Die Details der Modellierung und die Parameter sind in der ENSI-Richtlinie aufgeführt, so dass sie hier nicht weiter dargestellt werden müssen.

Mit der Freisetzung der radioaktiven Stoffe geht aufgrund des austretenden Dampfes sowie der Zerfallsenergie der Radionuklide eine Freisetzung von Wärme einher. Als in der Berechnung zu berücksichtigende Freisetzungshöhe wird daher nicht auf den Abluftkamin oder eine Gebäudehöhe des KKM Bezug genommen, sondern es wird aufgrund dieser thermischen Überhöhung der Freisetzung eine Freisetzungshöhe von 150 m über Grund geschätzt und den Berechnungen zugrunde gelegt. Eine Führung der radioaktiven Wolke durch die Geländetopographie wird bei dieser Freisetzungshöhe über die weiter oben gemachten Ausführungen hinaus nicht an-

genommen, da bei der gewählten Windrichtung zunächst keine Bergzüge im Abwind sind, die eine größere Höhe als die Freisetzungshöhe hätten.

3.2 Ausbreitung auf dem Wasserpfad

Die Modellierung der Ausbreitungsvorgänge über den Wasserpfad umfasst die Berechnung des Radionuklidtransportes und der Sedimentationsprozesse in der Aare und dem Rhein sowie im Bielersee. Durch die Sedimentation wird ein Teil der Radionuklide im Flussbett bzw. im Bielersee zurückgehalten. Die Radionuklidkonzentrationen im Wasser und Sediment sind dann Ausgangswerte für die radioökologische Bewertung der Umweltbelastung und der Strahlenexposition des Menschen.

Eine Berechnung analog der ENSI-Richtlinie G14 ist hier nicht möglich. Die Vorgehensweise wird daher nachfolgend im Detail dargestellt.

3.2.1 Radionuklidtransport im Fluss

Beschreibung der Transportvorgänge im Fluss

Nach der Freisetzung in Aare verbreiten sich die Stoffe aufgrund der Advektion (Bewegung mit dem Hauptstrom), turbulenter und molekularer Diffusion (Durchmischung aufgrund der Turbulenz bzw. Vorgänge auf der molekularen Ebene) sowie Dispersion (Geschwindigkeitsunterschiede über das Querprofil). Mit der Zeit bzw. dem Transportweg wird die Stoffwolke immer größer während sich die Konzentration verringert.

Wird ein Stoff punktuell in einen Fluss eingeleitet, so verbreitet er sich zunächst in alle Richtungen. Dieser Bereich wird als Nahfeld bezeichnet, in dem der Stofftransport eine dreidimensionale Betrachtung erfordert. Durch die Turbulenz vermischt sich der Stoff schnell über die Tiefe mit dem Flusswasser, ist aber noch nicht gleichmäßig über das ganze Querprofil verteilt. Dieser Bereich wird als Mittelfeld bezeichnet. Die Stoffverbreitung im Mittelfeld kann näherungsweise mit einem zweidimensionalen Ansatz beschrieben werden. Der Flussabschnitt mit einer gleichmäßigen lateralen Konzentrationsverteilung des Stoffes wird als Fernfeld bezeichnet und kann mit Hilfe einer eindimensionalen Betrachtung hinreichend beschrieben werden.

Anwendung des eindimensionalen Modellansatzes

Als Grundlage für die Modellierung der Ausbreitung freigesetzter radioaktiver Stoffe in der Aare wird das sogenannte Rhein-Alarmmodell, Version 2.1., herangezogen /KHR 2000/. Dieses Modell wurde in Zusammenarbeit mit der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigungen (IKSR) und der Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR/CHR) entwickelt und dient der Vorhersage der Verunreinigung bei Störfällen an mehreren Stationen des Rheins.

In das Rhein-Alarmmodell wurden die Rheinzuflüsse Aare und Mosel integriert. Zur Kalibrierung wurden Markierversuche mit hydrologischen Tracern – einer experimentellen Simulation des Schadstofftransportes – durchgeführt /KHR 1999/. Die in diesen Experimenten untersuchten Transportparameter wurden hier für die Berechnungen des Transportes in der Aare übernommen.

Das Rhein-Alarmmodell, Version 2.1, ist ein eindimensionales (1D) Stofftransportmodell für das Fernfeld, welches den Transport eines über den gesamten Querschnitt verteilten Stoffes abbildet. Die Version 2.1 wurde zusätzlich um ein zweidimensionales Modul zur Betrachtung der Stoffverbreitung über das Querprofil erweitert. Diese Erweiterung wurde für die hier durchgeführte vereinfachte Schätzung nicht miteinbezogen.

Die Anwendung des eindimensionalen Stofftransportmodells erfolgt unter der Annahme, dass sich die radioaktiven Stoffe gleich nach der Einleitung ins Wasser über den gesamten Querschnitt des Flusses gleichmäßig verteilen. Die Verbreitungsvorgänge im Nahfeld- und das Mittelfeldflussabschnitt nach der Einleitung werden daher vernachlässigt. Für die hier vorzunehmenden Bewertungen ist diese Vorgehensweise angemessen.

In der 1D-Betrachtung des Rhein-Alarmmodells erfolgt die Berechnung der Ausbreitung einer radioaktiven Schadstoffwolke unter Anwendung der analytischen Lösung (Gleichung 2) der eindimensionalen advektions-diffusion Transportgleichung (Gleichung 1, Taylor Modell) für eine punktförmige Einleitung. Die Anwendung der analytischen Lösung erfolgt unter folgenden weiteren Annahmen:

- Die in die analytische Lösung eingesetzten Parameterwerte sind für die ganze berechnete Strecke konstant.
- Die molekulare Diffusion ist für die hier betrachteten Transportvorgänge vernachlässigbar.
- Die radioaktiven Stoffe verteilen sich gleich nach der Einleitung über den ganzen Querschnitt des Flusses.

Die 1D-Advektions-diffusion-Transportgleichung für den Transport eines Stoffes in einem Fluss nach /KHR 2000/ lautet:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + u_s \frac{\partial \varphi}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} + \lambda \cdot \varphi = 0 \quad (1)$$

mit

φ über den Querschnitt gemittelte Konzentration [Bq/m³]

x Fließstrecke in Hauptströmungsrichtung [m]

t Zeit [s]

- D_x longitudinaler Dispersionskoeffizient [m^2/s]
 u_s mittlere Fließgeschwindigkeit in Hauptströmungsrichtung [m/s]
 λ Zerfallskonstante des radioaktiven Zerfalls [$1/\text{s}$]

Die analytische Lösung im Fall des Transports eines Stoffs mit radioaktivem Zerfall lautet:

$$\varphi(x,t) = \frac{M/Q}{\sqrt{4\pi \cdot D_x t / u_s^2}} \exp\left[-\frac{(x-u_s t)}{4D_x t} - \lambda \cdot t\right] \quad (2)$$

mit

- M freigesetzte Stoffmenge [Bq]
 Q Wasserabfluss aus der kerntechnischen Anlage [m^3/s]

Dabei ist

$$D_x = \alpha \cdot \frac{u_s^2 \cdot B^2}{a \cdot u_*} \quad u_* = \frac{u_s \cdot \sqrt{g}}{C} \quad (3)$$

mit

- α Proportionalitätskonstante, wird durch Kalibrierung festgelegt [-] (durch Tracerversuche an Aare und Rhein ermittelt)
 B Flussbreite [m]
 a mittlere Tiefe des Flusses [m]
 g Erdbeschleunigung [m/s^2]
 C Chézy-Koeffizient mit $C = 25 \cdot (a/k_n)^{1/6}$ [$\text{m}^{1/2}/\text{s}$] /SSK 1988/
 k_n Konstante von Nikuradse (für den Rhein 0,35 m) /SSK 1988/
 a mittlere Tiefe [m]

Die mittlere Geschwindigkeit wird je nach dem Flussprofil durch wenig durchgeströmte Bereiche des Flussbettes reduziert. Dazu wird ein Totzonenparameter eingeführt:

$$c = \frac{u_s}{1 + \beta} \quad (4)$$

mit

c mittlere – reduzierte - Fließgeschwindigkeit in Hauptströmungsrichtung [m/s]

β Totzonenparameter [-]

Im Rahmen der bereits erwähnten Tracerversuche an der Aare wurde der Einfluss der Totzonen auf die Geschwindigkeitsreduzierung ermittelt. Für eine globale Betrachtung hat sich erwiesen, dass infolge des kanalartigen Charakters des Flusses der Totzonenparameter gleich Null gesetzt werden kann /KHR 1999/, so dass also keine Reduzierung der mittleren Fließgeschwindigkeit in Hauptströmungsrichtung erfolgt.

Annahmen bei der Transportberechnung

Es wird angenommen, dass sich die Radionuklide homogen über den ganzen Flussquerschnitt gleich nach der Freisetzung in die Aare verteilen. Das innerhalb von 8 Tagen freigesetzte Inventar wird anschließend überwiegend in den Bielersee weitertransportiert. Dabei wird von pulsformigen Einleitungen jeweils eines Achtels der insgesamt freigesetzten Aktivität im Abstand von jeweils einem Tag ausgegangen. Abhängig von der Jahreszeit wird sich das kontaminierte Flusswasser im Bielersee entweder mit dem gesamten Seewasservolumen (bei Freisetzung im Winter) oder mit dem Volumen der obersten etwa 15 m-Schicht (bei Freisetzung im Frühsommer) vermengen. Dabei muss die durch Auflösung im Seewasservolumen und den Transport im See bewirkte Verschmierung der Schadstoffwolke bzw. Reduktion der Konzentration in Betracht gezogen werden. Dazu wurde näherungsweise eine Reduktion der Konzentration auf die Hälfte angenommen.

Die Aare- und Rheinflussführung wurden für die Untersuchungen in mehrere Teilabschnitte unterteilt und für jeden Abschnitt berechnet, welche Konzentrationen zu welcher Zeit nach der Freisetzung das Ende des Abschnittes erreichen.

Folgende Transportabschnitte werden unterschieden (siehe auch Abbildung 3-2):

- I. Abschnitt vom KKM über den Hagneckkanal bis zur Mündung in den Bielersee
- II. Transport bzw. Verweilzeit im Bielersee
- III. Abschnitt vom Bielersee über den Niddau-Büren-Kanal bis zur Mündung in den Rhein bei Koblenz, wiederum unterteilt in die Abschnitte: Bielersee – Büren a/d Aare – Solothurn – Olten – Aarau – Brugg - Koblenz
- IV. Abschnitte entlang der Rheinflussführung: Mündung bei Koblenz - Rheinfeldern - Basel

Nicht mitberücksichtigt für den Transport entlang der Flussführungen im Rahmen der vereinfachten Berechnungen wurden:

- Die mögliche Kontaminierung des Gerinnes der Alten Aare, die mit dem durchschnittlichen etwa elfmal kleineren Durchfluss der Hauptführung der Aare von 15 m/s durchflossen wird und für den Transport der Radionuklide von geringer Bedeutung wäre.
- Retentionswirkungen kleiner natürlichen Stauseen oder Blindarme entlang der Aareführung, wie dem Stausee Niederried, sowie der künstlichen Staustufen. Im Fall der künstlichen Staustufen wurde deren verzögernde Wirkung auf den Transport durch eine niedrigere angenommene mittlere Fließgeschwindigkeit simuliert.
- Die Aare verzweigt sich zwischen Murgenthal und der Mündung in den Rhein mehrmals in zwei Äste – Kraftwerkskanäle und Restaare - die sich in deren Transporteigenschaften deutlich unterscheiden. Der überwiegende Abfluss erfolgt in meisten Fällen über die Kraftwerkskanäle /KHR 1999/. Für die Berechnungen wurden jeweils die schnelleren beider Äste – die Kanäle - herangezogen, was für den Transport der radioaktiven Wolke auch der realistische Ansatz ist.

Für die hier vorgenommene Modellierung des Radionuklidtransportes wurden entsprechende vereinfachende Annahmen hinsichtlich der Parameterwerte getroffen:

- Konstante mittlere Geschwindigkeit entlang der Flussführung der Aare bzw. des Rheins. Eine reduzierte Fließgeschwindigkeit wurde für den Fall des Niddau-Büren-Kanals angesetzt /Nast 2009/.
- Konstante Gerinnebreite bzw. durchflossener Querschnitt entlang der Transportstrecke. Eine Änderung wurde nur für den Niddau-Büren-Kanal mitbetrachtet /Nast 2009/.
- Gerechnet wurde jeweils mit einem mittleren Jahresdurchfluss – entsprechend der hydrologischen Daten des Bundesamts für Umwelt (BAFU), siehe /<http://www.hydrodaten.admin.ch/de/>./
- Für die Transportberechnungen wurden Temperaturmessungen der Tiefenprofile des Bielersees herangezogen /AfU 2011, AfU 2012/, aus deren sich die Mächtigkeit der warmen Schicht von etwa 15 m ergibt und zwei unterschiedliche Szenarien für ein Sommer- und ein Winterereignis betrachtet werden.
- Die Distanz zwischen der Mündung des Hagneck-Kanals und des Abflusses in den Niddau-Büren-Kanal beläuft sich ungefähr auf eine Hälfte der Gesamtlänge des Sees. Die Zeit, zu der die Schadstofffront den Niddau-Büren-Kanal erreicht, wurde unter Berücksichtigung der mittleren Wasseraufenthaltszeit auf etwa vier Wochen ab dem Schadstoffeintritt in den See geschätzt.

3.2.2 Transport im Bielersee

Der Bielersee zeichnet sich durch einen relativ schnellen Wasseraustausch aus, zu dem seine drei Zuflüsse Zihl, Aare und Schüss beitragen. Die mittlere Aufenthaltszeit des Wassers wird in /BENEFRI 2012/ auf 54 bis 58 Tagen geschätzt. Die Aufenthaltszeit und der Sedimentationsmuster sind bei Bielersee mit seinen mehreren Zuflüssen durch eine induzierte Zirkulation geprägt, wobei vor allem Feinpartikel über mehrere Tage bis Wochen in der Suspension verbleiben /Wright 1980/. Ein weiterer beeinflussender Faktor ist die Änderung der Temperaturverteilung über die Tiefe während des Jahres, die beim Bielersee stark ausgeprägt ist /EAWAG 1994/.

3.2.3 Sedimentation

Die Beschreibung der Sedimentationsvorgänge im Fluss und Bielersee erfolgt basierend auf dem Kompartimentmodell nach /SSK 1988/. Diesem Modell liegt die Vorstellung zu Grunde, dass im Wesentlichen zwei Bereiche in einem Gewässer zu unterscheiden sind: Wasser und darin beinhaltete Schwebstoffe und Sediment mit Interstitialwasser. Ein Teil der Radionuklide wird gleich nach der Freisetzung an Schwebstoffe angelagert. Die Radionuklidkonzentration in Schwebstoffen ergibt sich dann aus dem Produkt der freigesetzten Radionuklidkonzentration und dem Konzentrationsfaktor KF der Schwebstoffe. Dieser Faktor wurde für verschiedene Radionuklide und Flüsse experimentell untersucht. Es wird angenommen, dass sich die Schwebstoffe während des weiteren Transportes an der oberen Sedimentschicht der Sohle ablagern. Die Intensität der Ablagerung ist standortabhängig und hängt primär von der Sedimentationszeit und der Sedimentationsrate ab. Daraus wird die Oberflächenaktivitätsbelegung O wie folgt berechnet:

$$O = \frac{\rho_s \cdot KF \cdot v_s}{\lambda} \cdot C_w \cdot (1 - \exp(-\lambda_{eff} \cdot t_s)) \quad (5)$$

mit

- O Oberflächenaktivitätsbelegung des Sediments [Bq/m²]
- ρ_s Sedimentdichte [g/cm³]
- KF Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe [l/kg]
- v_s Sedimentationsrate [cm/a]
- C_w Radionuklidkonzentration im Wasser mit Inhaltsstoffen [Bq/m³]
- λ_{eff} effektive Abbaukonstante im Sediment; wenn alle Abbaumechanismen außer radioaktivem Zerfall vernachlässigt werden, dann $\lambda_{eff} = \lambda$ [1/s]
- t_s Sedimentationszeit [s]

Bei Vernachlässigung aller Abbaumechanismen außer dem radioaktiven Zerfall im Sediment kann der Konzentrationsfaktor mit Hilfe der radioaktiven Zerfallskonstante folgendermaßen beschrieben werden:

$$K_e = \frac{\rho_s \cdot KF \cdot v_s}{\ln 2} \quad (6)$$

Annahmen bei der Berechnung der Sedimentation

Die Berechnung der Sedimentation wurde jeweils für die weiter oben genannten Abschnitte der Aare- und Rheinflussführung und für den Bielersee durchgeführt. Die Werte der einzelnen Parameter (siehe Kapitel 3.2.3, Gleichung 5) wurden in Anlehnung an /SSK1988/ festgelegt. Zur Schätzung der Sedimentationsraten, die als gleichmäßig angenommen wurden, wurden experimentelle Ermittlungen der Sedimentation in Schweizer Seen herangezogen.

Entsprechend /AVV 2005, SSK 1988/ wird für den im Kompartimentmodell eingeführten Koeffizienten K_e ein Wert von $100 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ verwendet (siehe Tabelle 3-2). Dem entsprechen nach /SSK 1988/ Werte der Sedimentationsraten für Flüsse in der Größenordnung von mm/a bis cm/a.

Sedimentation im Fluss

Für die Sedimentation in der Aare oberhalb des Bielersees wurde im Gegensatz zu den Transportberechnungen angenommen, dass sich die freigesetzten Radionuklide nicht über die ganze Gerinnebreite des Hagneckkanals verteilen, sondern entsprechend den Beobachtungen in der Realität (Nahfeld und Mittelfeld) eine Vermischung über im Schnitt ein Drittel des Gerinnes erfolgt /KHR 2000/. Dies ergibt eine reduzierte Sedimentationsfläche für diese Strecke. In /EAWAG 1994/ wurde aufgrund von messtechnischen Untersuchungen beispielsweise festgestellt, dass in die Aare aus dem KKM abgeleitetes Kobalt-60 anhand geringer Sorption an größeren Partikeln nur geringfügig sedimentiert (nur ca. 10 %) und somit etwa 90 % mit Schwebstoffen in den Bielersee gelangen. Dieses Ergebnis wurde hier auch für Cäsium übernommen.

Der Hochrhein unterhalb des Bodensees ist primär durch seinen Hauptzufluss Aare geprägt, deren Wasserführung beim Zusammenfluss in Koblenz höher ist, als die des Rheins. Für die Aare ab dem Bielersee sowie für den Rhein bis Basel wurde hier eine durchschnittliche Sedimentationsrate von 1 cm/a angesetzt.

Sedimentation im Bielersee

Für den Bielersee wurden zur Orientierung als Analoge die Ermittlungen aus anderen Schweizer Seen zu Radionukliden in Sedimenten /Röllin 2012/ übernommen, wo durchschnittliche Sedimentationsraten von 0,34 cm/a bis 0,74 cm/a ermittelt wurden. Weil der Bielersee insgesamt über ein vergleichsweise dreimal so großes Einzugsgebiet verfügt /BAFU 2007/ und die Aare zum Sedimenttransport in den

Bielersee deutlich beiträgt /Wright 1980/ und /BFG 2004/, wurde eine durchschnittliche Sedimentationsrate von max. 1 cm/a angesetzt. Aufgrund der im Kapitel 3.2.2. beschriebenen Suspensionsbildung, die dazu beiträgt, dass die eingetragenen Stoffe über längere Zeit in Lösung bleiben /Wright 1980/ und der kurzen Zeit des Eintrags beim hier untersuchten Ereignis wäre die Annahme einer höheren Sedimentationsrate nicht sinnvoll.

Die mitgeführte Sedimentfracht der Aare wird in Form eines wachsenden Deltas in den Bielersee getragen. Der See weist eine Filterfunktion bezüglich Geschiebe- und Schwebfracht auf /BFG 2004/.

Die vor allem in Sommer- und Herbstmonaten ausgeprägte obere warme Schicht behindert den vertikalen Seewasseraustausch. Die stabile Schichtung im Sommer trägt dazu bei, dass sich die Aare im Bereich der Thermokline einmischt und die potenziell eingetragenen Schadstoffe über längere Zeit nahe an der Wasseroberfläche verbleiben /EAWAG 1994/. In den Abfluss aus dem See in den Niddau-Büren-Kanal gelangen somit höhere Konzentrationen der eingetragenen Radionuklide. Im Winter ist dagegen mit einer höheren Sedimentation zu rechnen und zwar entsprechend der Einmischung des Aarewassers, welche im nördlichen Teil des Beckens zwischen Hagneckkanal und Mündung in den Niddau-Büren-Kanal dominiert /EAWAG 1994/. Die Ermittlungen in /EAWAG 1994/ haben weiterhin ergeben, dass auch im Fall der erhöhten Sedimentation in Wintermonaten etwa 50 % des eingetragenen Kobalt-60 abgelagert werden. Dies würde auch den Beobachtungen der Suspensionsbildung in /Wright 1980/ entsprechen.

Die Oberflächenaktivitätsbelastung und sich daraus ergebende Strahlenexpositionen im Winter- und Sommerszenario stellen demnach zwei mögliche Fälle dar, wobei im Sommer eine minimale Sedimentation der eingetragenen Radionuklide zu erwarten ist und Im Winter mindestens 50 % der radioaktiven Stoffe im Seesediment verbleiben.

In Tabelle 3-1 sind die wesentlichen Parameter zur Berechnung des Transports für die einzelnen Flussabschnitte im Überblick dargestellt. Tabelle 3-2 zeigt die wichtigen Parameter zur Berechnung der Sedimentation.

Tabelle 3-1: Werte einzelner Eingangsparameter zur Transportberechnung in Aare und Rhein

Abschnitt	Parameter					
	Fließstrecke ab Mündung x [km]	Mittlere Geschwindigkeit in Hauptstromrichtung u_s [m/s]	Mittlerer Durchfluss Q [m ³ /s]	Mittlere Tiefe a [m]	Mittlere Gerinnebreite B [m]	Proportionalitätskoeffizient α [-]
KKM – Mündung Bielersee	18,6	1,5	175	2	60	0,005
Bielersee – Büren	11,4	0,45 /Nast 2009/	244	8	70	0,0016
Büren – Solothurn	32	1,5	250	2	85	0,0016
Solothurn – Olten	65,5	1,5	260	2	87	0,005
Olten – Aarau	82	1,5	270	2	90	0,005
Aarau – Brugg	103	1,5	290	2	97	0,005
Brugg - Koblenz	121	1,4	560	4	100	0,002
Koblenz - Rheinfelden	167	1,12	1.037	2,5	100	0,002
Rheinfelden - Basel	182	1,12	1.050	2,5	100	0,002

Tabelle 3-2: Werte einzelner Eingangsparameter zur Sedimentationsberechnung

Abschnitt	Parameter			
	Sedimentdichte ρ_s [kg/l]	Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe K_e [l·m ⁻² ·d ⁻¹]	Sedimentationsrate v_s [cm/a]	Sedimentationszeit t [d]
Aare bis Bielersee	1,5	100	1	8
Bielersee	1,5	100	1	58
Aare ab Bielersee	1,5	100	1	1
Rhein	1,5	100	1	1

4 Konzepte der zu treffenden Schutzmaßnahmen in der Schweiz und in Deutschland

4.1 Schutzmaßnahmen und Dosisschwellen in der Schweiz

In der Schweiz gibt es für kerntechnische Unfälle ein Dosis-Maßnahmen-Konzept, auf dessen Basis über die in der Umgebung zu treffenden Maßnahmen entschieden wird. Dieses Dosis-Maßnahmen-Konzept ist in der Verordnung über die Organisation von Einsätzen bei ABC- und Naturereignissen (ABCN-Einsatzverordnung) /ABCN-VO 2011/ festgelegt. Diese Verordnung regelt die Organisation von Einsätzen des Bundes zur Bewältigung von Ereignissen von nationaler Tragweite, die Bevölkerung, Tiere und Umwelt durch erhöhte Radioaktivität, durch biologische oder chemische Schadenereignisse sowie durch Naturereignisse (ABCN-Ereignisse) gefährden oder beeinträchtigen.

Mit dem Dosis-Maßnahmen-Konzept soll das gesundheitliche Risiko der Bevölkerung bei einem Ereignis mit erhöhter Radioaktivität klein gehalten werden. Nach Eintritt des Ereignisses werden zuerst einschneidende Maßnahmen angeordnet; anschließend können sie je nach Lage wieder gelockert werden. Die Maßnahmen werden im Sinne einer Erfolgskontrolle überprüft, mit den jeweils neusten Dosisbilanzen korreliert und, wenn nötig und sinnvoll, neuen Gegebenheiten angepasst.

Primäre Größe für die Anordnung von Schutzmaßnahmen ist die ohne Anordnung von Schutzmaßnahmen erwartete Dosis der höchstexponierten Bevölkerung.

Als weitere wichtige Entscheidungsfaktoren werden in der Verordnung die eingesparte und die verbleibende Dosis, die verfügbare Zeit, die Durchführbarkeit der Maßnahmen, die Nebenwirkungen von Maßnahmen, die mögliche weitere Entwicklung der radiologischen Lage sowie die Gesamtlage genannt.

Für jede der hauptsächlich in Frage kommenden Schutzmaßnahmen gilt eine Dosisschwelle. Liegt die erwartete Dosis oberhalb der Dosisschwelle, so ist die betreffende Schutzmaßnahme gemäß der Verordnung, wenn irgend möglich und sinnvoll, anzuordnen. Die Dosisschwellen sind in Tabelle 4-1 aufgelistet.

Tabelle 4-1: Dosisschwellen des Dosis-Maßnahmenkonzepts in der Schweiz /ABCN-VO 2011/

Maßnahme	Dosisschwelle [mSv]	Dosisart und Expositionspfade
Aufenthalt im Haus für Kinder, Jugendliche und schwangere Frauen	1	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung und Inhalation im Freien; Integrationszeit 2 Tage
Geschützter Aufenthalt (im Haus, Keller oder Schutzraum)	10	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung und Inhalation im Freien; Integrationszeit 2 Tage
Vorsorgliche Evakuierung oder geschützter Aufenthalt	100	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung und Inhalation im Freien; Integrationszeit 2 Tage
Einnahme von Iodtabletten	50	Schilddrüsendosis aus der Inhalation von radioaktivem Iod; Integrationszeit 2 Tage

Als Dosis ist in allen Fällen die Dosis zugrunde zu legen, die durch äußere Exposition oder durch Inhalation während der ersten beiden Tage nach dem Ereignis ohne die in Betracht gezogene Schutzmaßnahme zu erwarten ist. Die Dosis durch Inhalation bezieht sich auf die Folgedosis durch die innerhalb von zwei Tagen eingeatmeten Radionuklide.

Lebensmittelrichtwerte werden in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln /FIV 2012/ festgelegt, die genaue Angaben zu den Höchstkonzentrationen für Radionuklide in Lebensmitteln in Form von „Toleranzwerten“ und „Grenzwerten“ enthält. Der Toleranzwert ist die Höchstkonzentration, bei dessen Überschreitung das Lebensmittel als verunreinigt oder sonst im Wert vermindert gilt. Der Grenzwert ist die Höchstkonzentration, bei dessen Überschreitung das Lebensmittel für die menschliche Ernährung als ungeeignet eingestuft wird. Die Grenzwerte für Cäsium- und Iod-Isotope sind mit den in der EU für den Tschernobyl-Unfall festgelegten Richtwerten deckungsgleich. In Tabelle 4-2 sind die Toleranz- und Grenzwerte für die hier relevanten Cäsium- und Iod-Isotope angegeben.

Tabelle 4-2: Höchstkonzentrationen für Cäsium- und Iod-Isotope in Lebensmitteln in der Schweiz /FIV 2012/

Lebensmittel	Toleranzwert Cäsium-Isotope [Bq/kg]	Grenzwert Cäsium-Isotope [Bq/kg]	Toleranzwert Iod-Isotope [Bq/kg]	Grenzwert Iod-Isotope [Bq/kg]
Lebensmittel von geringer Bedeutung	10	12.500	10	20.000
Wildwachsende Speisepilze	600	1.250	-	-
Wildfleisch	600	1.250	-	-
Wildbeeren	100	1.250	-	-
Übrige Lebensmittel allgemein	10	1.250	10	2.000
Flüssige Lebensmittel	10	1.000	10	500
Säuglingsanfangs- und Folgenahrung	10	400	10	150

Zu den Lebensmitteln von geringer Bedeutung sind nach /FIV 2012/ insbesondere zu zählen: Gewürze; Kräutertees; gezuckerte (haltbar gemachte) Früchte, Fruchtschalen und andere Pflanzenteile; Hefe und andere nicht lebende Einzeller; Hopfen (Blütenzapfen); Kapern; Kaviar und Kaviarersatz; Knoblauch; Küchenkräuter; Maniok und dessen Produkte; Maranta; Paranüsse; Algen; Topinambur; Trüffel; Salep; Schalen von Zitrusfrüchten und Melonen; Süßkartoffeln; Vitamine und Provitamine; Gelier-, Verdickungs- und Überzugsmittel pflanzlicher Herkunft (Zusatzstoffe).

In der Schweiz ist die Nationale Alarm Zentrale (NAZ) als Fachstelle des Bundes insbesondere für Ereignisse mit vermuteter oder erhöhter Radioaktivität zuständig, bei denen eine Gefährdung für die Bevölkerung und die Umwelt besteht oder bestehen kann. Bei all diesen Ereignissen beschränkt sich die Tätigkeit der NAZ nicht nur auf die frühzeitige Warnung der Behörden und die rechtzeitige Alarmierung der Bevölkerung. Als eigentliche Fachstelle ist die NAZ auch zuständig für die Erfassung der radiologischen Lage und die Beurteilung der notwendigen Schutzmaßnahmen. In Fällen hoher Dringlichkeit kann sie in eigener Kompetenz die notwendigen Verhaltensanweisungen anordnen.

Die NAZ ist der permanente Kern einer größeren Organisation, der Einsatzorganisation bei erhöhter Radioaktivität (EOR). Diese verfügt über zahlreiche Messmittel bei Partnerorganisationen von Bund und Kantonen. Im Ereignisfall kann die NAZ diese zur Erfassung der radiologischen Lage einsetzen. Die Schutzmaßnahmen selbst werden vom Bundesrat angeordnet, in Fällen höchster Dringlichkeit von der NAZ. Die Grundlagen für die Berechnung der Dosen für die verschiedenen Szenarien erarbeitet die Eidgenössische Kommission für atom-chemischen (AC)Schutz (KOMAC).

4.2 Schutzmaßnahmen und Eingreifrichtwerte in Deutschland

Grundlagen der Regelungen des Notfallschutzes in Deutschland sind neben Atomgesetz und Strahlenschutzverordnung das Strahlenschutzvorsorgegesetz, die Katastrophenschutzgesetze der Länder, der Leitfaden für den Fachberater Strahlenschutz /SSK 2004/, der Maßnahmenkatalog /SSK 2010/ und die radiologischen Grundlagen mit Rahmenempfehlungen /SSK 2008/.

Für die Gefahrenabwehr sind in der Bundesrepublik Deutschland die Bundesländer zuständig. Für gravierende Fälle der nuklearspezifischen Gefahrenabwehr kann auf Anforderung der Länder über das Lagezentrum von BMU/BMI das Bundesamt für Strahlenschutz tätig werden, wenn das betroffene Bundesland die Bedrohungslage nicht in erforderlichem Umfang mit eigenen technischen und/oder personellen Mitteln beherrschen kann.

Dosis-Eingreifrichtwerte sind in den „Radiologischen Grundlagen“ /SSK 2008/ begründet und festgelegt (siehe Tabelle 4-3). Die Dosis-Eingreifrichtwerte gelten für Einzelpersonen der Bevölkerung ohne Berücksichtigung von Schutzvorkehrungen.

Tabelle 4-3: Dosis-Eingreifrichtwerte in Deutschland nach /SSK 2008/, für Einzelpersonen ohne die Berücksichtigung von Schutzvorkehrungen

Maßnahme	Dosis-Eingreifrichtwert	Dosisermittlung
Aufenthalt in Gebäuden	10 mSv	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung und Inhalation im Freien; Integrationszeit 7 Tage
Einnahme von Iodtabletten für Kinder bis 18 Jahre/ Schwangere	50 mSv	Schilddrüsendosis aus der Inhalation von radioaktivem Iod; Integrationszeit 7 Tage
Einnahme von Iodtabletten für Personen von 19 bis 45 Jahren	250 mSv	Schilddrüsendosis aus der Inhalation von radioaktivem Iod; Integrationszeit 7 Tage
Evakuierung	100 mSv	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung und Inhalation im Freien; Integrationszeit 7 Tage
langfristige Umsiedlung	100 mSv	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung durch auf dem Erdboden und sonstigen Oberflächen abgelagerte Radionuklide; Integrationszeit 1 Jahr
temporäre Umsiedlung	30 mSv	Effektive Dosis aus externer Bestrahlung durch auf dem Erdboden und sonstigen Oberflächen abgelagerte Radionuklide; Integrationszeit 1 Monat

Die Richtwerte für kurzfristige Maßnahmen für Nahrungsmittel in Deutschland wurden entsprechend der Verordnungen des Rates der Europäischen Union in Deutschland übernommen. Sie sind in Tabelle 4-4 aufgelistet.

Tabelle 4-4: Höchstwerte für Cäsium- und Iod-Isotope in Nahrungsmitteln in Deutschland /SSK 2004/

Nahrungsmittel	Cäsium-134/137 [Bq/kg]	Iod-Isotope [Bq/kg]
Nahrungsmittel für Säuglinge	400	150
Milcherzeugnisse	1.000	500
Andere Nahrungsmittel außer Nahrungsmittel von geringer Bedeutung	1.250	2.000
Flüssige Nahrungsmittel	1.000	500
Nahrungsmittel von geringer Bedeutung	12.500	20.000

Für Maßnahmen und Empfehlungen, die sich auf Futtermittel beziehen, wurden aufgrund eines Hinweises der EU-Kommission in /SSK 2010/ die EU-Höchstwerte für Futtermittel nicht herangezogen, sondern eigene Werte abgeleitet, um zu verhindern, dass durch Futtermittel eine Überschreitung von Eingreifrichtwerten bei Nahrungsmitteln hervorgerufen wird. Nachfolgend sind diese in Tabelle 4-5 aufgeführt.

Tabelle 4-5: Höchstwerte der spezifischen Aktivität von Cs-134 und Cs-137 für Futtermittel /SSK 2010/

Tierart	Konzentration in Bq/kg (1), (2)
Schwein	1.250
Geflügel, Lamm, Kalb	2.500
Sonstige	5.000

- (1) Mit diesen Werten soll zur Einhaltung der zulässigen Höchstwerte für Nahrungsmittel beigetragen werden. Sie allein gewährleisten jedoch keinesfalls eine Einhaltung der Höchstwerte und berühren auch nicht die Verpflichtung, die Radioaktivitätswerte in Erzeugnissen tierischen Ursprungs, die für den menschlichen Verzehr bestimmt sind, zu kontrollieren.
- (2) Diese Werte gelten für zum unmittelbaren Verbrauch bestimmte Futtermittel.

5 Berechnungsergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die Berechnungsergebnisse für die Freisetzungen in die Umgebungsluft und die Aare dargestellt. Die zu treffenden Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung werden an diesen gespiegelt.

5.1 Strahlenexposition und Kontamination durch Freisetzungen in die Umgebungsluft

Mit den in den vorangegangenen Kapiteln genannten Annahmen zu Quellterm und Ausbreitungsbedingungen wurde die mögliche Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung ermittelt. In Tabelle 5.1 sind die Schilddrüsendosen Erwachsener durch Inhalation, die effektive Dosis Erwachsener durch Inhalation, die effektive Dosis Erwachsener durch Gamma-Bodenstrahlung über 2 Tage sowie die effektive Dosis Erwachsener durch Gamma-Bodenstrahlung über 1 Jahr für den Entfernungsbereich bis 350 km angegeben. Die Dosen beziehen sich jeweils auf den dauernden Aufenthalt im Freien. Schutzmaßnahmen zur Dosisreduzierung sind also nicht berücksichtigt, so dass die Vergleichbarkeit mit den Dosis-schwellen des schweizerischen Dosis-Maßnahmen-Konzepts gewährleistet ist.

Tabelle 5-1: Strahlenexposition Erwachsener durch Freisetzungen in die Umgebungsluft

Entfernung [km]	Schilddrüsendosis durch Inhalation [mSv]	Effektive Dosis durch Inhalation [mSv]	Effektive Dosis durch Gamma- Bodenstrahlung über 2 Tage [mSv]	Effektive Dosis durch Gamma- Bodenstrahlung über 1 Jahr [mSv]
1	5.600	400	500	13.000
5	8.300	600	170	3.800
10	2.900	210	73	1.800
15	1.400	100	43	1.200
20	830	62	29	820
25	540	41	21	630
30	370	28	16	510
35	300	23	13	420
40	250	19	11	360
45	210	16	9,4	310
50	180	14	8,0	270
60	140	11	6,1	210
70	110	8,4	4,8	160
80	85	6,7	3,8	130
90	68	5,4	3,1	110
100	55	4,4	2,5	90
125	34	2,8	1,6	59
150	21	1,8	1,0	39
175	14	1,2	0,7	27
200	9,2	0,8	0,5	19
250	4,2	0,4	0,2	9,7
300	2,0	0,2	0,1	5,2
350	1,0	0,1	0,1	2,8

In Tabelle 5-2 sind die ermittelten Bodenkontaminationen durch Fall- und Washout für Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137 im Entfernungsbereich bis 350 km angegeben. Die Bodenkontaminationen sind überwiegend durch Washout verursacht. Der Anteil des Washouts ist dabei für Iod und Cäsium unterschiedlich sowie etwas von der Entfernung abhängig. Der Anteil beträgt bei Iod 65 % bis 80 % der Gesamtkontamination und bei den Cäsium-Isotopen 93 % bis 96 % der Gesamtkontamination.

Tabelle 5-2: Bodenkontamination durch Freisetzungen in die Umgebungsluft (in Bq/m²)

Entfernung [km]	I-131 [Bq/m ²]	Cs-134 [Bq/m ²]	Cs-137 [Bq/m ²]
1	1.900.000.000	220.000.000	160.000.000
5	900.000.000	60.000.000	46.000.000
10	360.000.000	30.000.000	22.000.000
15	200.000.000	19.000.000	14.000.000
20	140.000.000	14.000.000	10.000.000
25	96.000.000	11.000.000	8.000.000
30	73.000.000	8.600.000	6.500.000
35	60.000.000	7.100.000	5.400.000
40	50.000.000	6.100.000	4.600.000
45	42.000.000	5.200.000	3.900.000
50	36.000.000	4.500.000	3.400.000
60	28.000.000	3.500.000	2.700.000
70	22.000.000	2.800.000	2.100.000
80	17.000.000	2.300.000	1.700.000
90	14.000.000	1.900.000	1.400.000
100	11.000.000	1.600.000	1.200.000
125	6.800.000	1.000.000	760.000
150	4.300.000	680.000	510.000
175	2.800.000	470.000	360.000
200	1.900.000	330.000	250.000
250	850.000	170.000	130.000
300	400.000	91.000	69.000
350	190.000	50.000	38.000

Anhand der auf dem Boden abgelagerten Aktivität lässt sich auch die Kontamination von Lebensmitteln entsprechend der ENSI-Richtlinie /ENSI 2009/ errechnen. Kontaminationen durch die direkte Ablagerung auf Pflanzenoberflächen und Weidegras sind in Tabelle 5-3 zusammengestellt.

Wird eine Ernte verworfen, so erfolgt eine weitere Kontamination noch über die Wurzelaufnahme. Diese führt zu deutlich geringeren Kontaminationen der Pflanzen bzw. über das Weidegras zur Kontamination von Milch und Fleisch. Die Kontamination durch die bei Cäsium-137 auch noch langfristig erfolgende Wurzelaufnahme beträgt relativ zur Kontamination durch die direkte Ablagerung auf Pflanzenoberflächen etwa 0,08 % für Blattgemüse, etwa 0,12 % für sonstige pflanzliche Lebensmittel und etwa 0,1 % für Milch und Fleisch.

Tabelle 5-3: Kontamination von Lebensmitteln durch Freisetzungen in die Umgebungsluft aufgrund der direkten Ablagerung auf Pflanzenoberflächen

Nuklid	Entfernung [km]						
	1	10	20	50	100	200	300
Blattgemüse							
I-131	1.330.000	688.000	198.000	43.900	13.200	2.230	481
Cs-134	26.600	15.100	4.680	1.150	392	84	23
Cs-137	20.000	11.300	3.530	864	295	63	17
sonstige pflanzliche Lebensmittel							
I-131	3.110.000	1.610.000	462.000	102.000	31.000	5.200	1.120
Cs-134	62.000	35.300	10.900	2.670	914	195	54
Cs-137	46.700	26.600	8.240	2.020	689	147	40
Milch							
I-131	1.720.000	889.000	256.000	56.700	17.200	2.880	621
Cs-134	57.200	32.600	10.000	2.470	844	180	50
Cs-137	43.100	24.500	7.600	1.860	636	136	37
Fleisch							
I-131	5.750.000	2.960.000	853.000	189.000	57.200	9.610	2.070
Cs-134	343.000	195.000	60.500	14.800	5.060	1.080	297
Cs-137	259.000	147.000	45.600	11.100	3.820	816	224

Das zeitliche Fortschreiten der radioaktiven Wolke sowie die räumliche Ausdehnung von Gebieten, in denen bestimmte mögliche Strahlenexpositionen überschritten werden, sind in den Abbildungen 5-1 bis 5-3 veranschaulicht. Die Abbildungen beziehen sich auf die Dosis durch Inhalation und äußere Exposition über das erste Folgejahr ohne Schutzmaßnahmen. Dargestellt sind die Ausdehnungen für effektive Dosen von 1 mSv, 10 mSv und 100 mSv.

Eine effektive Dosis von 1 mSv im Jahr gilt in der Schweiz als allgemeiner Grenzwert für Personen der Bevölkerung, ohne Berücksichtigung von natürlicher Strahlenexposition und Strahlenexposition aus dem medizinischen Bereich (schweizerische Strahlenschutzverordnung Art. 37, deutsche Strahlenschutzverordnung § 46).

Die Zeitangaben in den Abbildungen 5-1 bis 5-3 stellen nicht dar, nach welcher Zeit die jeweilige Dosis im Gebiet erreicht wird, da sich die Dosis immer auf das erste Folgejahr bezieht. Die Zeitangaben sollen nur verdeutlichen, nach welcher Zeit ab Freisetzung der radioaktiven Stoffe aus dem KKM die radioaktive Wolke im ausgewählten meteorologischen Szenario am jeweiligen Ort eingetroffen ist.

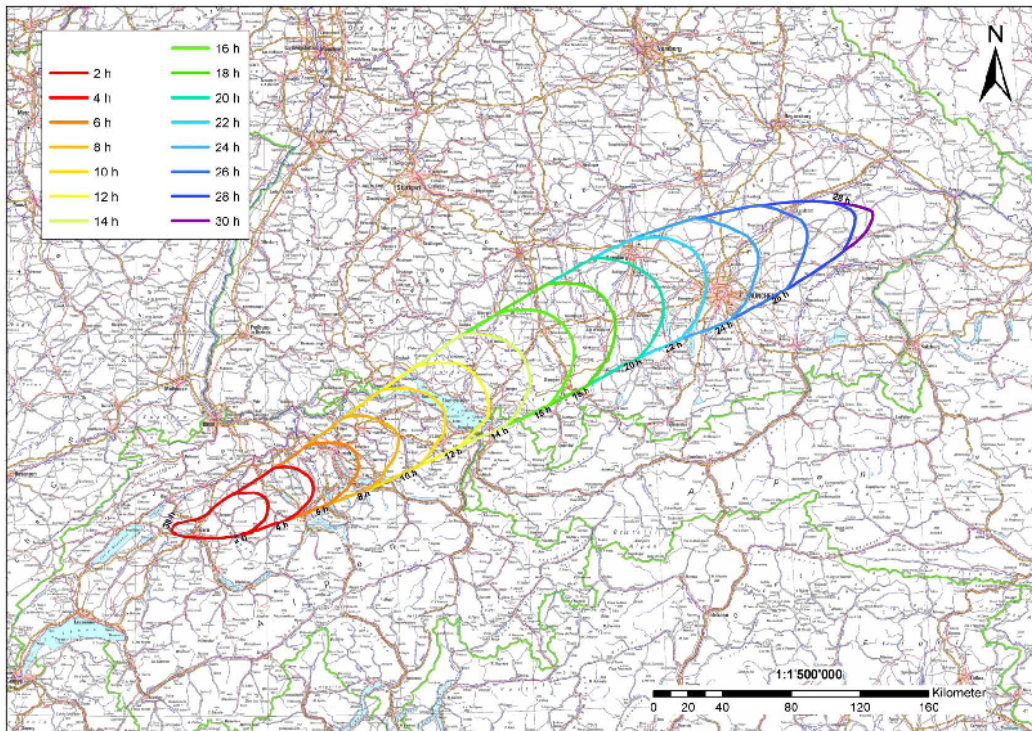


Abbildung 5-1: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 1 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet

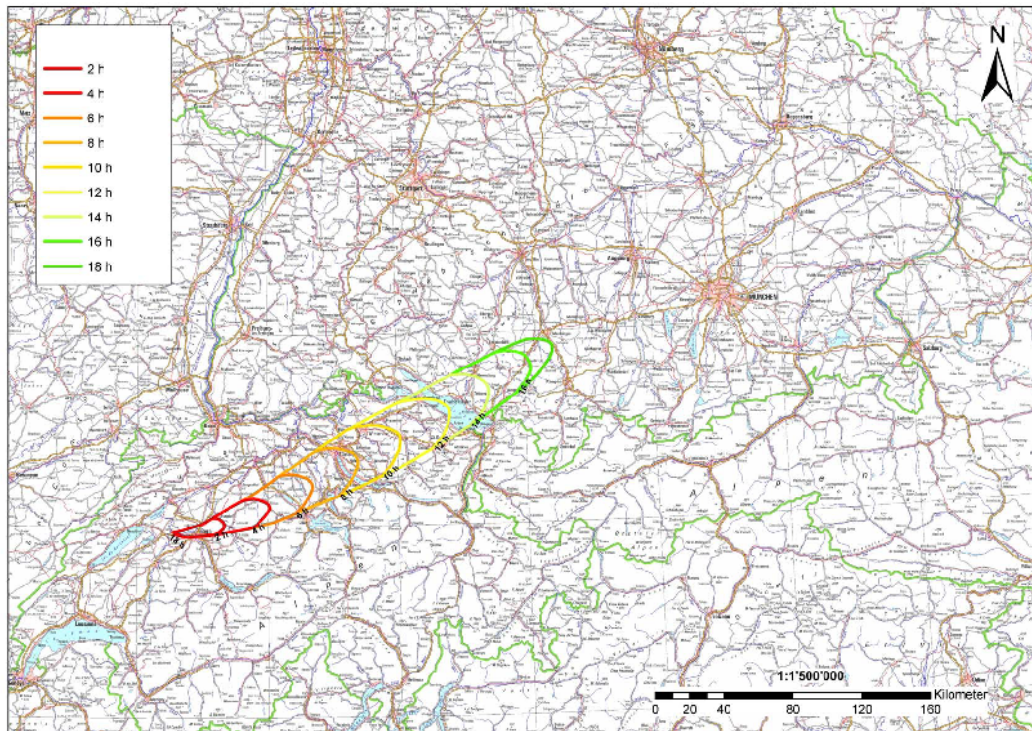


Abbildung 5-2: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 10 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet

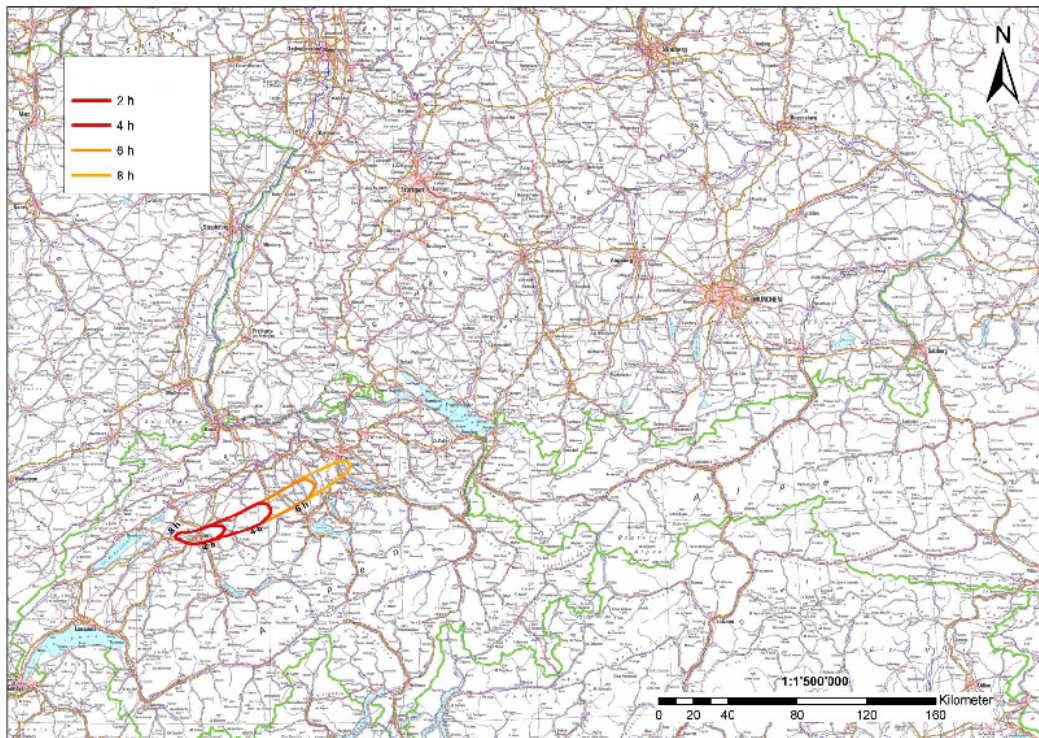


Abbildung 5-3: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 100 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung im ersten Folgejahr und dem zeitlichen Fortschreiten der radioaktiven Wolke in diesem Gebiet

5.2 Notwendige Maßnahmen aufgrund der Freisetzungen in die Umgebungsluft

In Kapitel 4 wurden die in der Schweiz festgelegten Dosissschwellen aufgeführt, bei deren Überschreiten die Maßnahmen Aufenthalt im Haus, geschützter Aufenthalt im Haus, vorsorgliche Evakuierung oder Einnahme von Iodtabletten erforderlich werden (siehe Tabelle 4-1).

In Abbildung 5-4 ist gelb eingezeichnet das Gebiet eingetragen, in dem im gewählten Szenario der Aufenthalt im Haus für Kinder, Jugendliche und schwangere Frauen anzuordnen wäre, da die Dosissschwelle von 1 mSv effektive Dosis durch Inhalation und äußere Bestrahlung in zwei Tagen überschritten würde. Das Gebiet erstreckt sich bis zum Bodensee an die deutsche Grenze. In Deutschland selbst müssten nach den dortigen Regelungen keine Maßnahmen des Katastrophenschutzes getroffen werden, da dort ein Eingreifrichtwert von 10 mSv effektive Dosis über sieben Tage gilt, der nicht erreicht wird. Betroffen wären bei der gewählten Windrichtung von dieser Maßnahme auch große Städte wie Bern und Zürich.

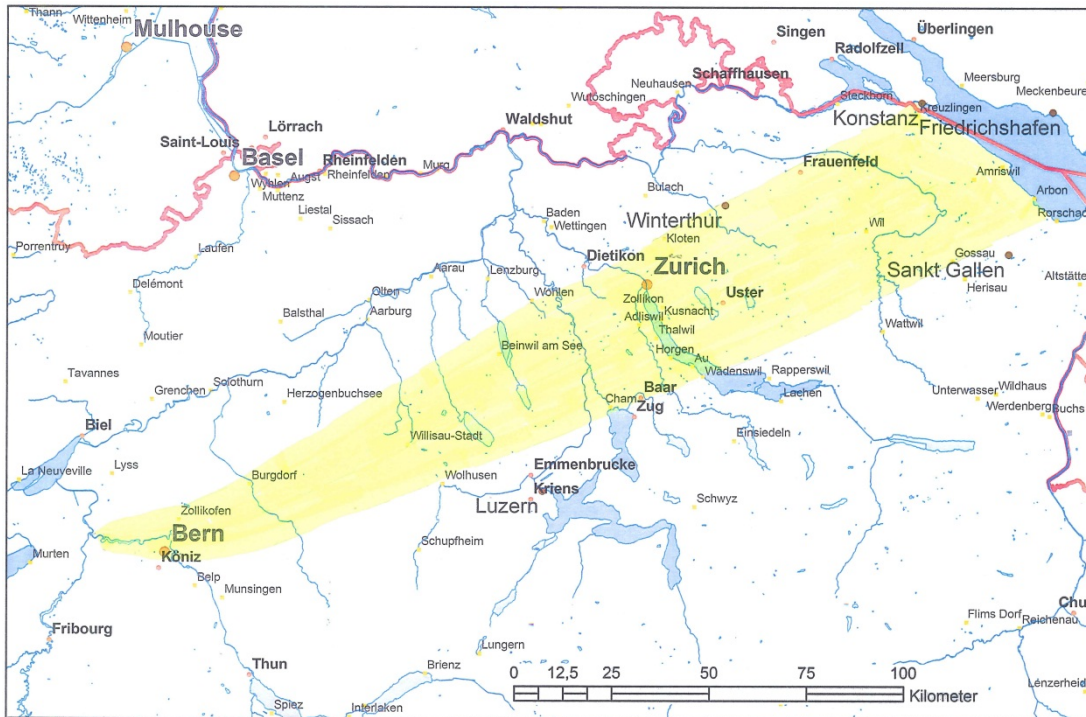


Abbildung 5-4: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 1 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)

Abbildung 5-5 zeigt das Gebiet, in dem im gewählten Szenario für alle Personen ein geschätzter Aufenthalt im Haus, Keller oder Schutzraum anzuordnen wäre, da die Dosischwelle von 10 mSv effektive Dosis durch Inhalation und äußere Bestrahlung in zwei Tagen überschritten würde. Das Gebiet erstreckt sich bis in eine Entfernung von etwas mehr als 80 km. Auch Teile Berns wären bei der gewählten Windrichtung von dieser Maßnahme betroffen.

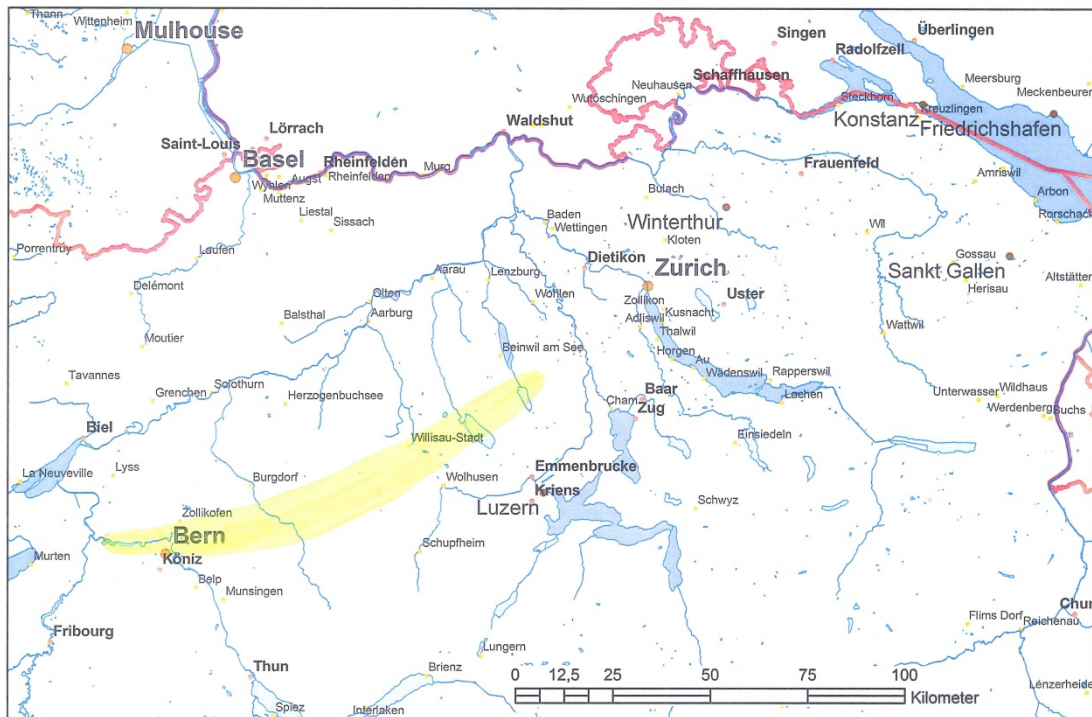


Abbildung 5-5: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 10 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)

In Abbildung 5-6 ist das Gebiet dargestellt, in dem im gewählten Szenario die Dosischwelle von 100 mSv effektive Dosis durch Inhalation und äußere Bestrahlung in zwei Tagen überschritten würde. Für dieses Gebiet wäre eine vorsorgliche Evakuierung in Betracht zu ziehen. Das Gebiet umfasst bei der gewählten Windrichtung auch Teile der Stadt Bern.

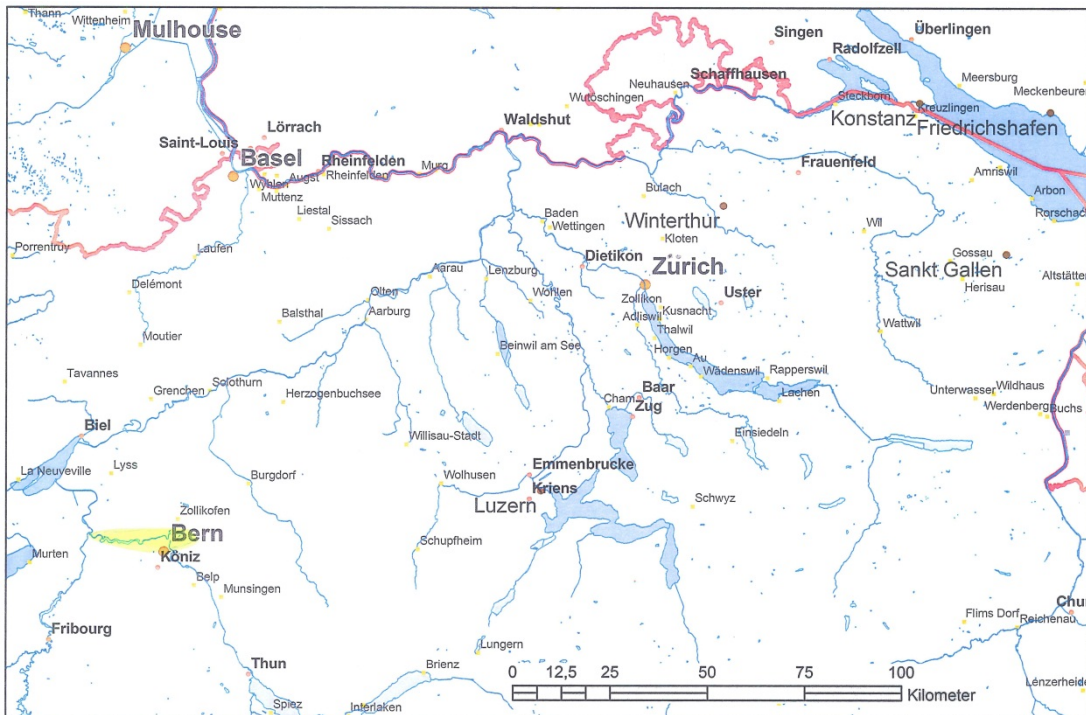


Abbildung 5-6: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 100 mSv durch Inhalation und äußere Bestrahlung innerhalb von 2 Tagen (gelb markiert)

Abbildung 5-7 zeigt das Gebiet, in dem im gewählten Szenario die Dosischwelle von 50 mSv für die Schilddrüse durch Inhalation von Iod-Isotopen überschritten würde. Bei Überschreitung dieser Schwelle ist die Einnahme von Iodtabletten vorgesehen. Diese müssten vor dem Eintreffen der radioaktiven Wolke eingenommen werden, um ihre Schutzwirkung entfalten zu können. Das Gebiet erstreckt sich bis zum Zürichsee und umfasst beispielsweise die Stadt Bern. Bei geringfügig anderer Windrichtung müsste auch die Bevölkerung von Zürich noch mit Iodtabletten versorgt werden.

Die Iodtabletten müssen zum wirksamen Schutz eingenommen worden sein, bevor die radioaktive Wolke zum Einatmen von radioaktiven Iod-Isotopen führt. Allerdings dürfen sie auch nicht zu früh eingenommen werden, sondern maximal wenige Stunden vor dem Eintreffen der Wolke. Die speziellen Tabletten sind für die allermeisten der betroffenen Haushalte nicht vorverteilt worden und einfache Medikamente mit Iod, wie sie in Apotheken erhältlich sind, enthalten bei weitem zu wenig Iod, um schützend zu wirken. Insofern ist also absehbar, dass die Maßnahme nicht in vollem Umfang durchgeführt werden kann, da die Tabletten nicht rechtzeitig ausgegeben sind. In diesem Fall müssten dann Ersatzmaßnahmen zum Schutz getroffen werden, gegebenenfalls auch die Evakuierung von besonders empfindlichen Personen, nämlich Kindern, Jugendlichen und schwangeren Frauen. Dies wiederum würde aber eine vollständige Evakuierung nahelegen, um Familien nicht zu trennen.

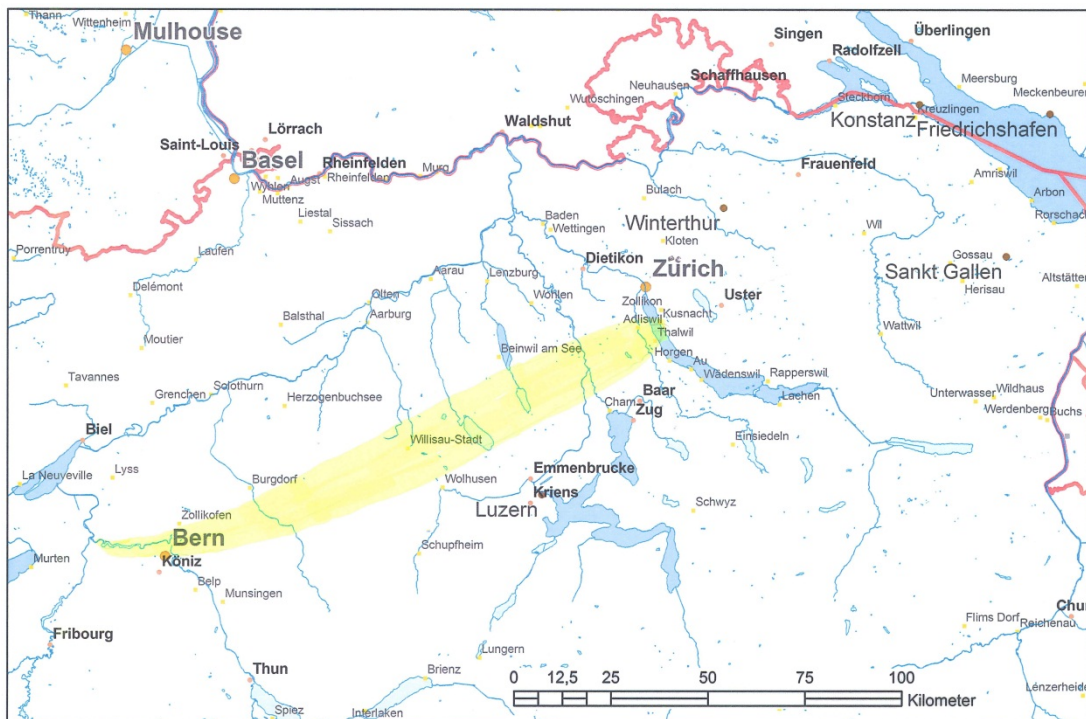


Abbildung 5-7: Gebiet mit Überschreitung einer möglichen effektiven Dosis von 50 mSv durch Inhalation für die Schilddrüse (gelb markiert)

In Abbildung 5-8 ist das Gebiet gelb markiert, in dem landwirtschaftliche Produkte nicht mehr geerntet und vermarktet werden könnten, das der Grenzwert für Lebensmittel in der Schweiz bzw. die in Deutschland anzuwendenden EU-Höchstwerte überschritten wären. Da die betroffenen Gebiete für die in Tabelle 5-3 unterschiedenen Nahrungsmittelgruppen jeweils ähnlich sind, ist hier nur eine einzelne Darstellung aufgenommen, die die Größe des Gebiets verdeutlichen soll. Das Gebiet erstreckt sich über Bern, Zürich, St. Gallen, den Bodensee und das Allgäu bis in den Bereich südlich von Augsburg. Die Abbildung bezieht sich auf die direkte Kontamination, also nicht auf langfristige Kontamination durch die Wurzel Aufnahme über den Transfer vom Boden in die Pflanze. Für landwirtschaftliche Produkte ist auch in 1 km Abstand vom KKM keine Überschreitung der zulässigen Höchstwerte durch langfristige Aufnahme von Cäsium-137 aus dem Boden zu befürchten (siehe Tabelle 5-3 in Verbindung mit den Ausführungen zum Verhältnis der Kontamination durch direkte Ablagerung und Wurzel Aufnahme von etwa 1000:1). Für bestimmte Nahrungsmittel können aber aufgrund besonderer Anreicherungseffekte dennoch Vermarktungsverbote auch langfristig notwendig werden, wie sich nach dem Unfall in Tschernobyl insbesondere für Waldpilze sowie Wildschwein- und Rehfleisch gezeigt hat.

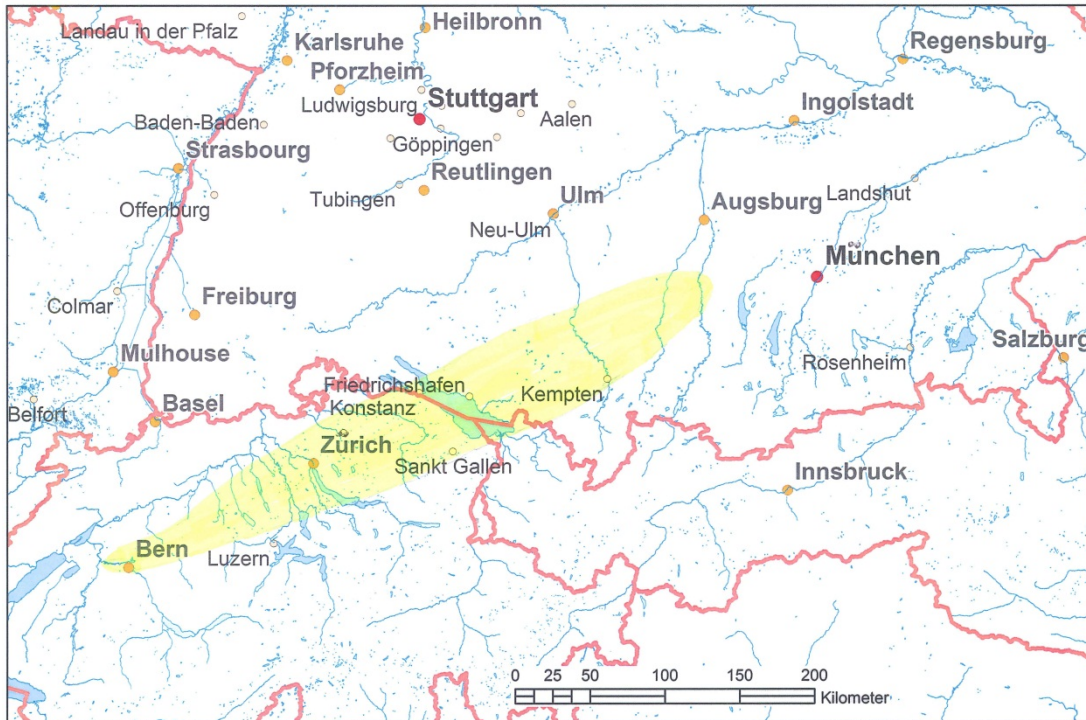


Abbildung 5-8: Gebiet mit Überschreitung der zulässigen Kontamination in frisch erzeugten Lebensmitteln (gelb markiert)

Hinsichtlich der Notwendigkeit einer Umsiedlung sind in der Schweiz keine Vorgaben gemacht, so dass darüber im konkreten Fall zu entscheiden wäre.

Nach dem Unfall in Tschernobyl wurde dort eine Zoneneinteilung vorgenommen, die beispielsweise in /IAEA 2001/ beschrieben ist. Die Zonen I und II wurden zwangsevakuiert, zuerst Zone I und nachfolgend auch Zone II. Die Bewohner der Zone III konnten dort verbleiben, erhielten aber ein Anrecht auf freiwillige Umsiedlung. Die Zone I wird dabei so definiert, dass die Bodenkontamination mit Cäsium-137 den Wert von 1.480.000 Bq/m² (50 Ci/km²) überschreitet. Die Zone II umfasst das Gebiet mit einer Kontamination von 555.000 Bq/m² bis 1.480.000 Bq/m² (15 Ci/km² - 50 Ci/km²). Wie sich aus Tabelle 5-2 ablesen lässt, würde unter der hier für den Unfall im KKM getroffenen Annahmen ein Gebiet bis in eine Entfernung von mehr als 80 km zur Zone I zählen, ein Gebiet bis in eine Entfernung von mehr als 125 km noch zur Zone II. Würden gleiche Maßstäbe wie in der Ukraine und Weißrussland nach dem Unfall in Tschernobyl angewandt, so müsste aus radiologischer Sicht auch eine Umsiedlung von größeren Städten, u. a. Bern und Zürich, in Betracht gezogen werden.

Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) hat in ihren Publikationen 103 und 109 ebenfalls Dosiskriterien genannt, die für Notfallsituationen gelten sollen. In /ICRP 2007/ wird ein Bereich von Werten zwischen 20 mSv und 100 mSv im Jahr für ungewöhnliche und häufig extreme Situationen empfohlen, in denen Maßnah-

men zur Verringerung von Expositionen kontraproduktiv wären. Die ICRP ist der Ansicht, dass eine Schutzmaßnahme bei einer Dosis, die bis zu 100 mSv im Jahr ansteigt, nahezu immer gerechtfertigt ist. Bedingung für diese hohen Dosen ist aber, dass die Expositionssituation einen großen Nutzen mit sich bringt. Wenn also beispielsweise über die weitere Nutzung der Stadt Bern oder der Stadt Zürich aufgrund dort vorliegender hoher Kontaminationen zu entscheiden wäre, dann können dazu andere Dosiskriterien herangezogen werden, als wenn es sich um ein ländliches Gebiet ohne besondere überregionale Bedeutung handelt.

In /ICRP 2008/ wird in Par. 60 noch einmal bekräftigt, dass ein Richtwert am oberen Ende der Bandbreite von 20 mSv bis 100 mSv in ungewöhnlichen oder extremen Situationen nur dann gewählt werden darf, wenn Maßnahmen zur Reduzierung der Dosis große nachteilige Auswirkungen hätten. Für die Maßnahme des Verbleibens im Haus empfiehlt die ICRP eine Höchstdauer von zwei Tagen, für die Evakuierung eine Höchstdauer von einer Woche. Würde also aus radiologischen Gründen eine Rückkehr erst später als nach einer Woche erfolgen können, so wäre eine temporäre oder langfristige Umsiedlung die zu treffende Schutzmaßnahme.

Orientiert man sich am unteren Wert von 20 mSv im Jahr, der bei Personen der Bevölkerung auch nach einer Notfallsituation nicht überschritten werden soll, so lässt sich dies mit den hier ermittelten effektiven Dosen durch Bodenstrahlung über ein Jahr vergleichen. Dazu ist in Abbildung 5-9 das Gebiet gelb eingezeichnet, in dem durch Gamma-Bodenstrahlung beim Aufenthalt im Freien über das erste Folgejahr eine effektive Dosis von 50 mSv überschritten. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass in diesem Gebiet durch Dekontaminationsmaßnahmen und bei Berücksichtigung von Abschirmeffekten beim Aufenthalt in Gebäuden eine Dosis von 20 mSv oder weniger im Jahr erreicht. Insofern wäre es also aus radiologischer Sicht geboten, dieses Gebiet umzusiedeln. Es erstreckt sich in eine Entfernung bis etwa 140 km vom KKM.

Die Orientierung am Wert von 20 mSv im Jahr zum Schutz von Personen der Bevölkerung steht in Zusammenhang mit der Notfallsituation und den Nachteilen einer weiteren Reduzierung. Es sei betont, dass diese Dosis deutlich höher ist als die außerhalb von Notfallsituationen zulässige Strahlenexposition von 1 mSv im Jahr. Sie beträgt auch ein Vielfaches der natürlichen Strahlenexposition.

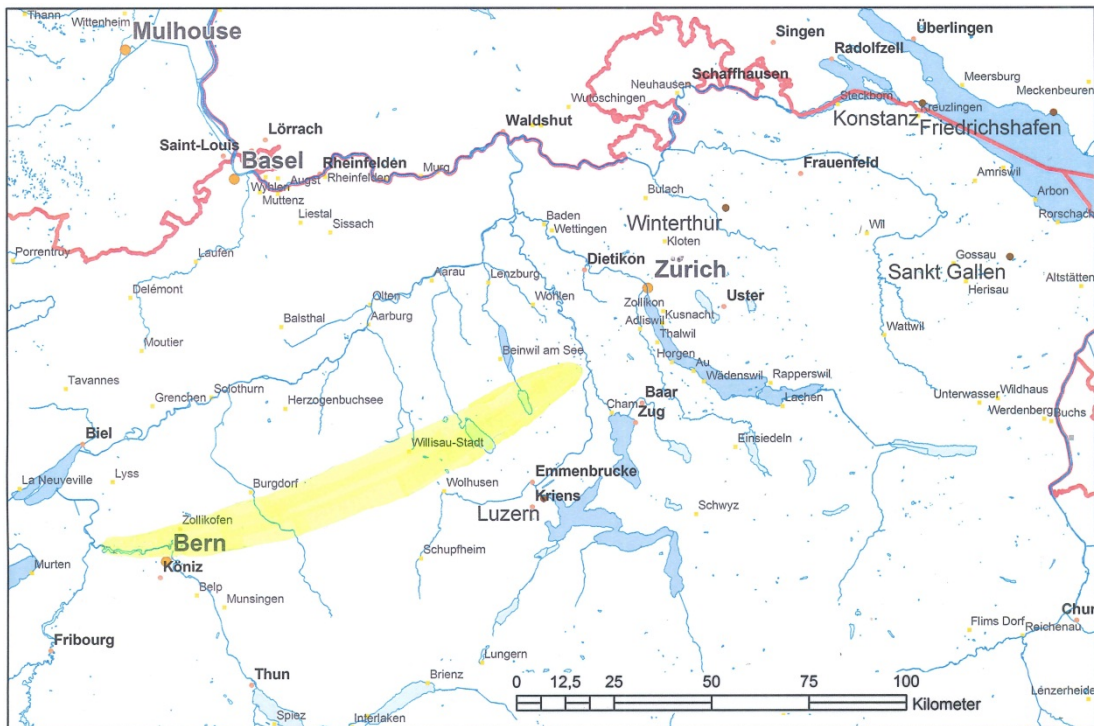


Abbildung 5-9: Gebiet mit Überschreitung einer Dosis von 50 mSv im ersten Jahr durch Gamma-Bodenstrahlung beim Aufenthalt im Freien (gelb markiert)

5.3 Kontamination und mögliche Strahlenexposition durch Freisetzungen in die Aare

Auf der Basis der in Kapitel 3 beschriebenen Modellierung wurden die Aktivitätskonzentrationen in Wasser von Aare, Bielersee und Rhein berechnet, außerdem die Oberflächenaktivitätsbelegung von Sedimenten in diesen Gewässern. Ab dem Bielersee wird zwischen einer Freisetzung im Winter und im Sommer unterschieden, um das jeweilige Temperaturprofil des Sees zu berücksichtigen. Die Ergebnisse der zu erwartenden Höchstwerte, die aber in dieser Höhe nicht beispielsweise am ganzen Bielersee auftreten, sind in Tabelle 5-4 zusammengestellt.

Tabelle 5-4: Aktivitätskonzentrationen und Sedimentkontamination in Aare, Bielersee und Rhein

Abschnitt	Jahreszeit	Distanz ab Mündung [km]	Verweilzeit	Aktivitätskonzentration im Wasser [Bq/m ³] Oberflächenaktivitätsbelegung im Sediment [Bq/m ²]					
				Cs-134		Cs-136		Cs-137	
				Wasser	Sedi-ment	Wasser	Sedi-ment	Wasser	Sedi-ment
KKM – Bielersee	-	18,6	4 h	4,0·10 ⁸	1,8·10 ¹⁰	4,1·10 ⁷	1,8·10 ⁹	4,0·10 ⁸	1,7·10 ¹⁰
Bielersee	Winter	-	30 d*	4,9·10 ⁹	1,0·10 ¹⁰	1,1·10 ⁸	2,4·10 ⁷	4,9·10 ⁹	1,0·10 ¹⁰
	Sommer			2,4·10 ¹⁰		2,4·10 ⁸		2,9·10 ¹⁰	
Bielersee – Büren	Winter	11,4	7 h**	16.800	8,7	92	0,19	16.800	8,7
	Sommer			79.000		368		79000	
Büren – Solothurn	Winter	32	11 h	16.600	8,5	91	0,18	16000	8,5
	Sommer			78.000		364		75000	
Solothurn – Olten	Winter	65,5	17 h	7.000	8,2	38	0,18	6.800	8,2
	Sommer			33.000		152		32.000	
Olten – Aarau	Winter	82	20 h	5.700	7,9	31	0,17	5.600	7,8
	Sommer			2.700		124		2.600	
Aarau – Brugg	Winter	103	24 h	4.400	7,4	23	0,16	4.400	7,3
	Sommer			2.100		92		2.100	
Brugg - Koblenz	Winter	121	29 h	4.200	3,8	22	0,08	4.000	3,8
	Sommer			2.000		88		1.900	
Koblenz - Rheinfelden	Winter	167	40 h	3.100	2,1	16	0,05	2.800	2,1
	Sommer			1.400		64		1.300	
Rheinfelden - Basel	Winter	182	43,5 h	2.600	2,0	14	0,04	2.600	2,0
	Sommer			1.200		56		1.200	

* Geschätzte Zeit, nach der die radioaktive Wolke die Mündung in den Niddau-Büren-Kanal erreicht.

** Zeit, nach der die radioaktive Wolke den Bielersee verlassen hat.

Ausgehend von Kontaminationen von Wasser und Sediment lassen sich die Strahlenexpositionen ermitteln, die möglich sind, wenn bestimmte Expositionspfade nicht durch Nutzungs- oder Aufenthaltsverbote verhindert werden. Die hier betrachteten Expositionspfade sind:

- Trinkwasserkonsum:

Falls Wasser der Aare bis zum Bielersee bzw. Wasser des Bielersees als Trinkwasser genutzt bzw. weiter genutzt würde, wären beträchtliche Strahlenexpositionen möglich, auch wenn nur wenige Liter Wasser konsumiert würden (siehe Tabellen 5-5 und 5-6). Die möglichen Strahlenexpositionen würden bis zum Bielersee etwa 1,6 mSv effektive Dosis pro Liter Trinkwasser betragen, im Bielersee bis zu etwa 1.000 mSv effektive Dosis pro Liter Trinkwasser. In den Tabellen sind die Dosen für den Konsum von 100 Liter Wasser angegeben, was dem durchschnittlichen Konsum eines Erwachsenen in zwei Monaten entspre-

chen würde. Bezogen auf die Aare bis zum Bielersee würden die Kontaminationen und damit auch die möglichen Strahlenexpositionen nach einigen Tagen wieder deutlich zurückgegangen sein. Im Bielersee können die Kontaminationen auch über einige Monate auf dem sehr hohen Niveau bleiben. Ab dem Bielersee sind die möglichen Strahlenexpositionen dagegen gering (maximal 0,3 mSv effektive Dosis bezogen auf den Konsum von 100 Liter Wasser).

Die Gewinnung von Trinkwasser aus dem Bielersee daher sofort eingestellt werden und wäre aus radiologischen Gründen über längere Zeit nicht mehr möglich.

- **Fischverzehr:**

Cäsium wird in Süßwasserfisch besonders stark angereichert, so dass auch durch 1986 nach dem Unfall in Tschernobyl mit Niederschlägen in Seen der Schweiz gelangtes Cäsium-137 zum Teil eine weitere Vermarktung von Fisch unmöglich machte. Gemäß der ENSI-Richtlinie /ENSI 2009/ oder der deutschen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift /AVV 2005/ wird von einem Anreicherungs-faktor 1.500 ausgegangen. Das bedeutet, dass bei länger im Wasser vorliegender Kontamination von 1 Bq pro Liter Cäsium-137 in Fisch eine Konzentration von 1.500 Bq/kg angenommen wird.

Die entsprechenden Berechnungsergebnisse sind in den Tabellen 5-7 und 5-8 zusammengestellt. In der Aare bis zum Bielersee ergeben sich zwar rechnerisch so hohe effektive Dosen, dass eine Fischvermarktung nicht mehr möglich wäre. Diese sind in den Tabellen aber in Klammern gesetzt, da sich der Anreicherungs-faktor auf eine langfristig im Gewässer vorliegende Kontamination bezieht. Da diese hier aber nach wenigen Tagen wieder stark rückläufig ist, können sich diese rechnerischen Werte der Folgedosen nicht ergeben. Es ist aber davon auszugehen, dass die zulässigen Kontaminationen in Fisch kurzzeitig die entsprechenden Grenzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung überschreiten können, so dass die Vermarktung kurzzeitig unterbunden werden muss.

Im Bielersee könnten die Strahlenexpositionen schon bei Verzehr nur eines einzelnen Fisches extrem hoch sein. Dort wäre auf nicht absehbare Zeit eine Vermarktung von Fisch nicht mehr möglich. Auch wenn sich Cäsium in Sedimenten abgelagert hat kann es noch über die Nahrungskette in Fisch angereichert werden.

Bezogen auf die Aare ab dem Bielersee und auf den Rhein ist von keinen Einschränkungen auszugehen, wenn berücksichtigt wird, dass dort wiederum nur eine kurzzeitige Kontamination im Wasser und eine niedrige Kontamination im Sediment vorliegt, so dass die in den Tabellen ausgewiesenen rechnerischen Ergebnisse stark überschätzend sind.

- **Aufenthalt an Sediment:** Beim Aufenthalt am Ufer der Aare, des Bielersees und des Rheins kommt es durch freiliegendes kontaminiertes Sediment zu einer

äußeren Strahlenexposition. Da es sich nur um einen Sedimentstreifen handelt wurde in den Berechnungen ein „Uferfaktor“ berücksichtigt. Als Wert wurden 0,2 entsprechend /ENSI 2009/ oder /AVV 2005/ angesetzt.

Für eine Aufenthaltszeit von 100 Stunden an stark kontaminiertem Ufersediment sind in Tabelle 5-9 die äußeren Strahlenexpositionen eines Erwachsenen angegeben. Sie belaufen sich an der Aare bis zum Bielersee auf etwa 120 mSv, so dass schon ein Aufenthalt über wenige Stunden am Ufer der Aare mit freiliegendem Sediment aus radiologischer Sicht vermieden werden müsste. Am Bielersee ergeben sich über 100 Stunden Strahlenexpositionen von mehr als 1.000 mSv, so dass dort auch ein Aufenthalt an Stellen des Ufers, an denen nur sehr wenig hoch kontaminiertes Sediment freiliegt, nicht mehr möglich wäre. Diese Situation würde auch noch über viele Jahre und voraussichtlich Jahrzehnte bestehen bleiben.

Tabelle 5-5: Effektive Dosis Erwachsener durch Konsum von 100 Liter Wasser aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Winterszenario“

Abschnitt	Nuklid			
	Cs-134	Cs-136	Cs-137	Summe
KKM – Bielersee	760	78	760	1.600
Bielersee	9.310	209	9.310	18.800
Bielersee – Büren	0,03	0,00	0,03	0,06
Büren – Solothurn	0,03	0,00	0,03	0,06
Solothurn – Olten	0,01	0,00	0,01	0,03
Olten – Aarau	0,01	0,00	0,01	0,02
Aarau – Brugg	0,01	0,00	0,01	0,02
Brugg – Koblenz	0,08	0,00	0,01	0,09
Koblenz - Rheinfelden	0,01	0,00	0,01	0,01
Rheinfelden - Basel	0,00	0,00	0,00	0,01

Tabelle 5-6: Effektive Dosis Erwachsener durch Konsum von 100 Liter Wasser aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Sommerszenario“

Abschnitt	Nuklid			
	Cs-134	Cs-136	Cs-137	Summe
KKM – Bielersee	760	78	760	1.600
Bielersee	45.600	456	55.100	101.000
Bielersee – Büren	0,15	0,00	0,15	0,30
Büren – Solothurn	0,15	0,00	0,14	0,29
Solothurn – Olten	0,06	0,00	0,06	0,12
Olten – Aarau	0,05	0,00	0,05	0,10
Aarau – Brugg	0,04	0,00	0,04	0,08
Brugg - Koblenz	0,04	0,00	0,04	0,07
Koblenz - Rheinfelden	0,03	0,00	0,02	0,05
Rheinfelden - Basel	0,02	0,00	0,02	0,05

Tabelle 5-7: Effektive Dosis Erwachsener durch Verzehr von 1 kg Fisch aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Winterszenario“

Abschnitt	Nuklid			
	Cs-134	Cs-136	Cs-137	Summe
KKM – Bielersee	(11.400)	(1.170)	(11.400)	(24.000)
Bielersee	140.600	3.140	140.000	282.000
Bielersee – Büren	0	0	0	(1)
Büren – Solothurn	0	0	0	1
Solothurn – Olten	0	0	0	0
Olten – Aarau	0	0	0	0
Aarau – Brugg	0	0	0	0
Brugg - Koblenz	(1)	0	0	(1)
Koblenz - Rheinfelden	0	0	0	0
Rheinfelden – Basel	0	0	0	0

Tabelle 5-8: Effektive Dosis Erwachsener durch Verzehr von 1 kg Fisch aus Aare, Bielersee oder Rhein (in mSv) für das „Sommerszenario“

Abschnitt	Nuklid			
	Cs-134	Cs-136	Cs-137	Summe
KKM – Bielersee	(11.400)	(1.170)	(11.400)	(24.000)
Bielersee	684.000	6.840	826.000	1.520.000
Bielersee – Büren	(2)	0	(2)	(4)
Büren – Solothurn	(2)	0	(2)	(4)
Solothurn – Olten	(1)	0	(1)	(2)
Olten – Aarau	(1)	0	(1)	(2)
Aarau – Brugg	(1)	0	(1)	(1)
Brugg – Koblenz	(1)	0	(1)	(1)
Koblenz - Rheinfelden	0	0	0	(1)
Rheinfelden – Basel	0	0	0	(1)

Tabelle 5-9: Effektive Dosis Erwachsener durch Aufenthalt an Ufersediment von Aare, Bielersee oder Rhein über 100 Stunden (in mSv)

Abschnitt	Nuklid			
	Cs-134	Cs-136	Cs-137	Summe
KKM – Bielersee	83	11	28	123
Bielersee	1.090	3	388	1.480
Bielersee – Büren	0,0000009	0,0000000	0,0000003	0,0000013
Büren – Solothurn	0,0000009	0,0000000	0,0000003	0,0000013
Solothurn – Olten	0,0000009	0,0000000	0,0000003	0,0000012
Olten – Aarau	0,0000009	0,0000000	0,0000003	0,0000012
Aarau – Brugg	0,0000008	0,0000000	0,0000003	0,0000011
Brugg - Koblenz	0,0000004	0,0000000	0,0000001	0,0000006
Koblenz - Rheinfelden	0,0000002	0,0000000	0,0000001	0,0000003
Rheinfelden - Basel	0,0000002	0,0000000	0,0000001	0,0000003

5.4 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

Die Freisetzung eines Anteils der im KKM enthaltenen Radionuklide in die Umgebungsluft oder die Aare, wie er etwa dem beim Unfall in Fukushima-Daiichi freigesetzten Anteil eines Kraftwerkblocks entspricht, hätte massive Auswirkungen in der Schweiz und Nachbarländern. Im zugrunde gelegten meteorologischen Szenario müsste beispielsweise in der Schweiz ein großes Gebiet umgesiedelt werden. Die erforderlichen Maßnahmen wurden oben auf der Basis eines Szenarios dargestellt, das eine relativ wahrscheinliche Situation repräsentiert. Die Schwere der Auswirkungen wird daran deutlich, aber die von einzelnen einschneidenden Schutzmaß-

nahmen betroffenen Gebiete und Städte stellen auf dieser Basis nur mögliche Beispiele dar, die die Dimension verdeutlichen sollen.

Die Strahlenexposition nach einem konkreten Unfall hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Die Höhe von Niederschlägen hat großen Einfluss auf die resultierenden Kontaminationen von Flächen und Bewuchs, die Jahreszeit hat Einfluss auf den Umfang der notwendigen Maßnahmen in der Landwirtschaft. Welche konkreten Gebiete betroffen wären, hängt wesentlich von der Windrichtung ab. So kann die Einnahme von Iodtabletten je nach Windrichtung beispielsweise in Zürich, in Luzern oder Basel notwendig sein.

Für die Berechnungen wurden räumlich homogene Niederschlagsverhältnisse angenommen. In der Realität sind diese aber lokal sehr unterschiedlich, so dass sich kleinräumig Abweichungen von Kontaminationen nach oben und unten ergeben. Dies wird auch deutlich an den Erfahrungen der Unfälle in Tschernobyl und Fukushima-Daiichi. Hohe Belastungen sind dort aufgetreten, wo bei hoher Luftkontamination Niederschläge erfolgten, in Weißrussland in Gebieten, die dann noch später umgesiedelt wurden, in Fukushima in nordwestlicher Richtung des Kraftwerks. Die Identifizierung solcher höher belasteter Gebiete hat oft Wochen und Monate in Anspruch genommen. Auf diese Weise können auch Städte von Schutzmaßnahmen betroffen sein, die weiter entfernt sind als die hier ausgewiesenen Gebiete. Durch den angenommenen gleichmäßigen Niederschlag auf der gesamten Strecke des atmosphärischen Transports der radioaktiven Stoffe wird deren Konzentration durch das Auswaschen immer weiter reduziert. Regnet es auf dem Transportweg zunächst nicht, in größerer Entfernung dann aber stärker, so können dort auch sehr viel größere Ablagerungen radioaktiver Stoffe erfolgen.

Für die bei einem realen Unfall zu treffenden Schutzmaßnahmen bedeuten diese Unsicherheiten auch, dass solche Maßnahmen in größeren Gebieten vorgesehen oder durchgeführt werden müssen, als es hier in den Berechnungsergebnissen zunächst zum Ausdruck kommt. Der Katastrophenschutz muss sich auch auf leichte Änderungen der aktuellen Windrichtung und anderer meteorologischer Randbedingungen einstellen, da für die Maßnahmen ein zeitlicher Vorlauf erforderlich ist. So müssen die Iodtabletten eingenommen werden, bevor das radioaktive Iod am jeweiligen Ort eintrifft. Bei der Verteilung muss daher nach einem tatsächlichen Unfall eher „großzügig“ vorgegangen werden.

Unter einer Evakuierung wurde hier die Räumung von bewohntem Gebiet verstanden, bei der die evakuierten Personen nach einigen Tagen zurückkehren können. Mit dem Begriff Umsiedlung ist eine längerfristige Räumung gemeint, die auch erst nach einigen Tagen beginnen kann. Die Evakuierung soll vor kurzfristiger Strahlenexposition und der Inhalation radioaktiver Stoffe beim Durchzug der radioaktiven Wolke schützen. Die Umsiedlung schützt vor allem vor Bodenstrahlung durch abgelagerte langlebige Radionuklide. Ist ein Schutz durch Verbleiben im Haus, Keller oder Schutzraum nach einigen Tagen aufgrund zu hoher externer Bestrahlung

durch abgelagerte Radionuklide noch erforderlich, so ist es angemessen, dann noch eine Evakuierung oder Umsiedlung vorzunehmen. Die Regelungen in der Schweiz machen für solche Fälle keine detaillierten Vorgaben, da im konkreten Notfall weitere Aspekte neben der Strahlenexposition einzubeziehen sind, insbesondere die Nebenwirkungen der einschränkenden Maßnahme. Auf diese Weise kann die Entscheidung über eine Schutzmaßnahme auch vom betroffenen Gebiet abhängen, ob es sich beispielsweise um eine bedeutsame Großstadt handelt oder um dünnbesiedelte wenig genutzte Flächen.

Durch die Einleitungen von radioaktivem Cäsium in die Aare käme es zu massiven Problemen der Nutzung des Bielersees. Die weitere Gewinnung von Trink- und Brauchwasser aus dem See müsste auf nicht absehbare Zeit eingestellt werden, ebenso der Fischfang. Auch der Aufenthalt an Ufersediment des Sees wäre radiologisch nicht mehr zu vertreten, so dass er insgesamt abgesperrt werden müsste. Rein theoretisch ließe sich die starke Kontamination des Bielersees verhindern, wenn rechtzeitig eine „Umleitung“ der Aare über die Alte Aare als Notfallmaßnahme durchgeführt werden könnte. Dies ist aber nicht realistisch, da der Altarm den Aareabfluss nicht aufnehmen kann. Außerdem würden dann andere bewohnte Flächen umgesiedelt werden müssen, da sehr hohe Strahlenexpositionen entlang der Alten Aare und an dann überfluteten Flächen auftreten würden.

6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurde dargestellt, welche Folgen sich für die Schweiz und angrenzende Länder ergeben können, wenn eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Umgebungsluft am Standort des Kernkraftwerks Mühleberg (KKM) erfolgen würde, die vergleichbar wäre mit der Freisetzung aus einem der Unfallreaktoren in Fukushima-Daiichi. Außerdem wurde ermittelt, welche Folgen ein mit dem Eintrag in den Pazifik am Standort Fukushima vergleichbarer Eintrag radioaktiver Stoffe in die Aare hätte. Bei der Übertragung wurde berücksichtigt, dass es in Fukushima-Daiichi zu Freisetzungen aus mehreren Reaktoren kam und diese jeweils eine höhere Leistung als das KKM aufwiesen. Die Freisetzungen in die Umgebungsluft sind dabei geringer, als sie nach verschiedenen früheren Untersuchungen bei sehr ungünstigen Unfallabläufen aus dem KKM möglich sind. Unfallbedingte Freisetzungen in die Aare waren in der Vergangenheit nicht betrachtet worden, da immer von der Möglichkeit der vollständigen Rückhaltung unfallbedingt kontaminierter Wässer in der Anlage ausgegangen wurde.

Für die Berechnungen des atmosphärischen Transports und der räumlichen Auswirkungen wurde von einem relativ wahrscheinlichen etwa von Westen wehenden Wind und mittlerer Luftturbulenz sowie einem flächendeckenden sehr leichten Regen ausgegangen. In die Aare freigesetzte Radionuklide gelangen über den Hagneck-Kanal in den Bielersee, wo ein großer Teil von ihnen verbleibt, während der übrige über den Nidau-Büren-Kanal und die Aare dem Rhein zufließt.

Im gewählten Szenario müssten bis zur Grenze nach Deutschland, am Bodensee, Bewohner aufgefordert werden, geschlossene Räume, Keller und Schutzräume aufzusuchen. Bis in eine Entfernung von mehr als 15 km vom KKM müsste eine vorsorgliche Evakuierung in Betracht gezogen werden. Dort wo ein Verbleib in geschlossenen Räumen über mehrere Tage erforderlich wäre, müsste ebenfalls eine anschließende Evakuierung erfolgen. Die Einnahme von Iodtabletten zum Schutz der Schilddrüse vor radioaktivem Iod wäre bis in eine Entfernung von über 100 km notwendig. Erntefähige landwirtschaftliche Produkte wären auch außerhalb der Schweiz bis weit in das Allgäu hinein nicht mehr vermarktbar. Um den notwendigen Schutz der Bevölkerung sicher zu stellen, wären auch umfangreiche Umsiedlungen erforderlich, die auch die Städte Bern oder Zürich umfassen könnten.

Durch die Einleitungen von radioaktivem Cäsium in die Aare käme es zu massiven Problemen der Nutzung des Bielersees. Die weitere Gewinnung von Trink- und Brauchwasser aus dem See müsste auf nicht absehbare Zeit eingestellt werden, ebenso der Fischfang. Auch der Aufenthalt an Ufersediment des Sees wäre radiologisch nicht mehr zu vertreten, so dass er insgesamt abgesperrt werden müsste.

Literaturverzeichnis

- ABCN-VO 2011 Verordnung über die Organisation von Einsätzen bei ABC- und Naturereignissen (ABCN-Einsatzverordnung) vom 20. Oktober 2010 (Stand am 1. Januar 2011), 520.17
- AfU 2011 Amt für Umwelt (AfU): Bielersee – Lac de Bienne, Tiefenprofile 2011, gemessen an der tiefsten Stelle, AWA Amt für Wasser und Abfall, Service de l'énergie et de l'environnement, Staat Freiburg, 2011
- AfU 2012 Amt für Umwelt (AfU): Bielersee – Lac de Bienne, Tiefenprofile 2011, gemessen an der tiefsten Stelle, AWA Amt für Wasser und Abfall, Service de l'énergie et de l'environnement, Staat Freiburg, 2012
- AVV 2005 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrISchV, Stand 13.05.2005
- BAFU 2007 Ereignisanalyse Hochwasser 2005, Teil 1 – Prozesse, Schäden und erste Einordnung, Bundesamt für Umwelt BAFU, Editoren: Gian Reto Bezzola, Christoph Hegg, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, und der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf 2007
- BENEFRI 2012 BENEFRI: Die Qualität des Murten-, Neuenburger- und Bielersees überwacht durch die Arbeitsgruppe BENEFRI der zuständigen Fachstellen der Kantone Bern, Freiburg und Neuenburg. Link: <http://www.die3seen.ch>
- BFG 2004 Veranstaltungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG), Feststoffhaushalt und Sedimentbewirtschaftung – anthropogene Steuerung natürlicher Prozesse?, 4/2005 7. Gewässermorphologisches Kolloquium am 3./4. November 2004 in Koblenz
- BfS 2012 Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Die Katastrophe im Kernkraftwerk Fukushima nach dem Seebeben vom 11. März 2011 - Beschreibung und Bewertung von Ablauf und Ursachen, BfS-SK-18/12, Salzgitter, März 2012
- BKW 1990 Bernische Kraftwerke AG (BKW): KKM – Kernkraftwerk Mühleberg – Sicherheitsbericht 1989, Ausgabe 31. August 1990
- EAWAG 1994 EAWAG - Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung: Peer Review und Planung 1996-1999 der EAWAG, Jahresbericht 1994 - Der Vierwaldstättersee - fast ein helvetischer Ozean, Dübendorf, 1994

- ENSI 2009 Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, Richtlinie für die schweizerischen Kernanlagen G14, Ausgabe Februar 2008, Revision 1 vom 21.12.2009
- ENSI 2011 Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Auswirkung Fukushima 11032011 – Radiologische Auswirkungen aus den kerntechnischen Unfällen in Fukushima am 11.03.2011, Brugg, 16.12.2011
- FIV 2012 Verordnung des EDI über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV) vom 26. Juni 1995 (Stand 07.05.2012), 817.021.23
- GRS 1998 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS): Sicherheitsanalytische Untersuchungen zu schweren Unfällen in SWR, GRS-A-2519, Köln, Mai 1998
- GRS 2012 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS): Fukushima Daiichi 11. März 2011 – Unfallablauf/Radiologische Folgen, GRS-S-51, Köln, März 2012
- HSK 1991 Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): Gutachten zum Gesuch um unbefristete Betriebsbewilligung und Leistungserhöhung für das Kernkraftwerk Mühleberg. - HSK 11/250, KSA 11/150, Würenlingen, Oktober 1991
- IAEA 2001 International Atomic Energy Agency (IAEA): Present and future environmental impact of the Chernobyl accident, IAEA-TECDOC-1240, Wien, August 2001
- ICRP 2007 International Commission on Radiological Protection (ICRP): The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103
- ICRP 2008 International Commission on Radiological Protection (ICRP): Application of the Commission's Recommendations for the Protection of People in Emergency Exposure Situations, ICRP Publication 109, Approved by the Commission in October 2008
- KHR 1999 Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR): Rhein-Alarm-Modell Version 2.1, Erweiterung um die Kalibrierung von Aare und Mosel, Kalibrierungsergebnisse von Aare und Mosel aufgrund der Markierversuche 05/92, 11/92 und 03/94, Projektleitung: A. van Mazijk – TU Delft, Ch. Leibundgut – Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., Projektbearbeitung: H.P. Neff – Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., Auftraggeber: Internationa-

- le Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR), Bericht Nr. II-14 der KHR, 1999
- KHR 2000 Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR): Analyse und Evaluierung der 2-D-Module zur Berechnung des Stofftransportes in der Windows-Version des Rheinlandmodells in Theorie und Praxis Projektleitung: A. van Mazijk – TU Delft, J. A. G. van Gils – WL | Delft Hydraulics, V. Weitbrecht – Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe Projektbearbeitung: S. Vollstedt - Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, Auftraggeber: Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR), Bericht Nr. II-16 der KHR, 2000
- Nast 2009 M. Nast: Die Zweite Juragewässerkorrektion im Kanton Freiburg, Artikel vom 2009 für Kanton Freiburg basierend auf „überflutet – überlebt – überlistet: Die Geschichte der Juragewässerkorrekturen“ von Matthias Nast. Biel 2006 (Hgg. vom Verein Schlossmuseum Nidau)
- Öko-Institut 1990 Öko-Institut e.V.: Ausgewählte Sicherheitsprobleme und Auswirkungen von schweren Unfällen des Kernkraftwerks Mühleberg/Schweiz, Darmstadt, März 1990
- Öko-Institut 1991 Öko-Institut e.V.: Beurteilung der zur Erlangung einer endgültigen Betriebsbewilligung für das KKW Mühleberg öffentlich aufgelegten Unterlagen - Teil B - Beurteilung ausgewählter Themen der Mühleberg Sicherheitsanalyse (MUSA), Darmstadt, März 1991
- Öko-Institut 1992 Öko-Institut e.V.: Stellungnahme zu dem im Bewilligungsverfahren für das KKW Mühleberg öffentlich aufgelegten Gutachten der HSK und den ebenfalls aufgelegten Stellungnahmen von KSA und BKW, Darmstadt, März 1992
- PLG 1990 Pickard, Lowe and Garrick, Inc.: MUSA – Mühleberg Sicherheitsanalyse – Hauptbericht, PLG-0782, Bern 1990
- Röllin 2012 S. Röllin et al.: Natürliche und künstliche Radionuklide in Sedimenten von drei Schweizer Seen, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, Spiez/Hochschule Ravensburg-Weingarten, April 2012
- SSK 1988 Strahlenschutzkommission (SSK): Radionuklide in Wasser-Schwebstoff-Sediment-Systemen und Abschätzung der Strahlenexposition, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 9, Köln 1988
- SSK 2003 Strahlenschutzkommission (SSK): Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV - Neufassung des Kapitels 4: Berechnung der Strahlenexposition, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 186. Sitzung der SSK am 11. September 2003

- SSK 2004 Strahlenschutzkommission (SSK): Leitfaden für den Fachberater Strahlenschutz der Katastrophenschutzleitung bei kerntechnischen Unfällen. Berichte der SSK, Heft 37 (2004)
- SSK 2008 Strahlenschutzkommission (SSK): Radiologische Grundlagen für Entscheidungen über Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung bei unfallbedingten Freisetzungen von Radionukliden, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, GMBI. Nr. 62/63, 19.12.2008
- SSK 2010 Strahlenschutzkommission (SSK): Übersicht über Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition nach Ereignissen mit nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen (Maßnahmenkatalog), Berichte der SSK, Heft 60 (2010), Teile 1 und 2
- Wright 1980 R.F. Wright, P. Nydegger (1980): Sedimentation of detrital particulate matter in lakes: Influence of currents produced by inflowing rivers, Water Resour. Res., 16(3), 597–601