

Untersuchung möglicher Folgen eines schweren Unfalls in einem schweize- rischen Kernkraftwerk auf die Trink- wasserversorgung

Darmstadt, den 18.06.2014

Im Auftrag des

Trinationalen Atomschutzverbandes (TRAS)

Basel, 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-79017 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

Untersuchung möglicher Folgen eines schweren Unfalls in einem schweizerischen Kernkraftwerk auf die Trinkwasserversorgung

Autoren:

Dr.-Ing. Veronika Ustohalova

Dipl.-Phys. Christian Küppers

Dipl.-Ing. Manuel Claus

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Hintergrund und Einleitung	5
2 Abschätzung möglicher Quellterme und Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe	7
2.1 Freisetzungen radioaktiver Stoffe aus dem KKW Fukushima-Daichi und ihr zeitlicher Verlauf	7
2.1.1 Vergleich der Ergebnisse von Ermittlungen durch Behörden und wissenschaftliche Einrichtungen	7
2.1.2 Mittel- und langfristige Entwicklungen basierend auf dem Vergleich aktueller Ermittlungen	14
2.2 Übertragung auf die schweizerischen Kernkraftwerke Beznau, Gösgen und Leibstadt	14
2.2.1 Freisetzung in die Umgebungsluft.....	14
2.2.2 Freisetzung in den Vorfluter und in das Grundwasser.....	18
3 Wasserkontamination über den Luftpfad.....	21
3.1 Berechnung der Oberflächenkontamination	21
3.1.1 Berechnungsgrundlagen.....	22
3.1.2 Abbildung der Trajektorie.....	24
3.1.3 Berechnungsergebnisse und Auswahl von Szenarien zur weiteren Betrachtung.....	25
3.2 Abschätzung der Aktivitätskonzentration in Seen durch Fall- und Washout	31
3.2.1 Unmittelbare Aktivitätskonzentrationen	31
3.2.2 Längerfristige Aktivitätskonzentrationen.....	34
3.2.2.1 Entfernungs- und Akkumulationsprozesse.....	34
3.2.2.2 Bedeutung für einzelne Radionuklide.....	35
3.3 Abschätzung der Gefährdung von Grundwasser durch Fall- und Washout	36
3.3.1 Kontamination tieferer Bodenschichten.....	36
3.3.2 Kontamination von Grundwasser	38
4 Wasserkontamination durch Direkteintrag	40
4.1 Kontamination von Rhein und Aare durch direkten Eintrag von radioaktivem Wasser	40
4.1.1 Grundzüge des Rhein-Alarm-Modells	40
4.1.2 Randbedingungen bei der Berechnung mit dem Rhein-Alarm-Modell.....	43
4.1.3 Ergebnisse der Berechnungen	44
4.2 Grundwasserkontamination durch direkten Eintrag von radioaktivem Wasser	53

5	Folgen für die Trinkwasserversorgung	58
5.1	Kriterien für die Nutzbarkeit von Trinkwasser bei Kontamination mit radioaktiven Stoffen	59
5.1.1	Alarmschwellenwerte	59
5.1.2	Gesetzliche Anforderungen an das Trinkwasser	60
5.2	Kontamination des Trinkwassers aus Seen	61
5.2.1	Überschreitung von Toleranz- und Grenzwerten in Seen	61
5.2.2	Voraussichtliche Überschreitungszeit der Toleranzwerte in Seen.....	62
5.2.3	Folgen für auf Seewasser angewiesene Städte wie Zürich.....	62
5.3	Kontamination des Trinkwassers aus Aare und Rhein aufgrund einer Freisetzung von Radionukliden in Aare oder Rhein	63
5.3.1	Überschreitung von Toleranz- und Grenzwerten	63
5.3.2	Rückgang der Aktivitätskonzentrationen bis zur Unterschreitung von Toleranz- und Grenzwerten	65
5.3.3	Folgen für auf Flusswasser angewiesene Städte wie Basel	67
5.4	Kontamination des Trinkwassers aufgrund einer Kontamination des Grundwasser durch abgeregnete Radionuklide oder direkten Eintrag.....	68
5.4.1	Kontamination von Grundwasser durch abgeregnete Radionuklide oder direkten Eintrag.....	68
5.4.2	Folgen für auf Grundwasser angewiesene Städte wie Aarau	69
6	Maßnahmen des Notfallschutzes bei einer Kontamination von Trinkwasser	70
6.1	Rechtliche Grundlagen der Trinkwasserversorgung in Notlagen	70
6.2	Überprüfung der Situation in der Schweiz nach dem Unfall in Fukushima durch das ENSI	71
6.3	Realisierbarkeit der Trinkwasserversorgung im Katastrophenfall	76
7	Routinemäßige Überwachung von Oberflächen- und Grundwasser sowie Verbesserungsmöglichkeiten an den Kraftwerken.....	79
7.1	Routinemäßige Überwachung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser an den schweizerischen KKW	79
7.2	Messnetz des Bundesamts für Gesundheit	80
7.3	Möglichkeiten zur Reduzierung von Risiken für die Trinkwasserversorgung	80
7.3.1	Maßnahmen nach direktem Eintrag radioaktiver Stoffe in das Grundwasser am Kernkraftwerk	81
7.3.2	Maßnahmen gegen einen Eintrag radioaktiver Stoffe in den Vorfluter	81
	Literaturverzeichnis	83

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1:	Zeitliche Summenkurve freigesetzter Spaltprodukte bezogen auf alle Blöcke des KKW Fukushima-Daiichi (Daten aus /TEPCO 2012/ modifiziert)	10
Abb. 2.2:	Direkte Freisetzung von Cäsium-137 in den Pazifik	13
Abb. 2.3:	Für weitere Betrachtungen angesetzte Freisetzungsraten über den Luftpfad am Beispiel des KKW Leibstadt.....	17
Abb. 2.4:	Für weitere Betrachtungen angesetzte Freisetzungsraten über den Wasserpfad am Beispiel des KKW Leibstadt.....	19
Abb. 3.1:	Kontamination des Zürichsees mit Cäsium-137 durch einen Unfall im KKW Leibstadt in kBq/m^2 (1000 Bq/m^2)	27
Abb. 3.2:	Kontamination des Bodensees mit Cäsium-137 durch einen Unfall im KKW Leibstadt in kBq/m^2 (1000 Bq/m^2)	28
Abb. 3.3:	Oberflächenkontamination durch das KKW Leibstadt entlang der Hauptachse.....	29
Abb. 4.1:	Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 30 Tage nach einem Unfall im KKW Gösgen	47
Abb. 4.2:	Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 2 Tage nach einem Unfall des KKW Gösgen (Detail mit der Abflachung der Schadstofffront)	47
Abb. 4.3:	Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 30 Tage nach dem Unfall im KKW Leibstadt	49
Abb. 4.4:	Verteilung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 über das Querprofil am Standort Basel-Bisfelden - zeitliche Entwicklung nach dem Unfall im KKW Leibstadt	49
Abb. 4.5:	Verteilung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 über das Querprofil am Standort Rheinfelden/Rhein während der Zeit der maximalen Konzentrationen nach einem Unfall im KKW Leibstadt.....	50
Abb. 4.6:	Grundwasserkarte Kanton Aargau /AGIS 2014/	54
Abb. 5.1:	Langfristiger Verlauf der Aktivitätskonzentrationen am Standort Aarau nach einem Unfall im KKW Gösgen im Verhältnis zu den Toleranz- und Grenzwerten.....	67

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Abschätzungen der Gesamtfreisetzung auf dem Luftpfad in verschiedenen Referenzen (in Bq)	9
Tab. 2.2: Freisetzungsmengen einzelner Blöcke des KKW Fukushima-Daiichi /JNES 2012/ (in Bq) – die jeweils höchsten Freisetzungsmengen eines Radionuklids sind hervorgehoben.....	10
Tab. 2.3: Abschätzung der Gesamtfreisetzung auf dem Wasserpfad (in Bq)	13
Tab. 2.4: Technische Daten der Kernkraftwerke Beznau, Gösgen und Leibstadt	16
Tab. 2.5: Zugrunde gelegte Gesamtfreisetzungen einzelner Spaltprodukte (in Bq)	17
Tab. 2.6: Zugrunde gelegte Gesamtfreisetzungen einzelner Spaltprodukte in das Wasser (in Bq)	19
Tab. 3.1: Annahmen für die atmosphärische Ausbreitung	24
Tab. 3.2: Oberflächenkontaminationswerte durch Freisetzungen aus dem KKW Beznau	30
Tab. 3.3: Oberflächenkontaminationswerte durch Freisetzungen aus dem KKW Leibstadt	30
Tab. 3.4: Ungünstigste Szenarien für die Kontamination von Seen.....	30
Tab. 3.5: Aktivitätskonzentrationen wichtiger Radionuklide in Schweizer Seen nach instantaner homogener Durchmischung mit den Gesamtvolumina (in Bq/m ³)	33
Tab. 3.6: Aktivitätskonzentrationen wichtiger Radionuklide in Schweizer Seen nach instantaner homogener Durchmischung mit reduzierten Volumina (in Bq/m ³)	34
Tab. 3.7: Bodenkontaminationen und Bodenprofile nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl /StMLU 1987/	37
Tab. 3.8: Kontaminationen und Bodenprofile für Cäsium-137 von Weideböden in Bayern nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bis 2005 (in Bq/kg, bezogen auf Trockensubstanz) /BLU 2006/	37
Tab. 3.9: Zusammenhang zwischen Oberflächenkontamination und Grundwasserkontamination an beispielhaften Messstellen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl.....	38
Tab. 4.1: Flusskilometer und absolute Distanzen der Kernkraftwerke zu betrachteten Orten	50
Tab. 4.2: KKW Gösgen: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen (in Bq/m ³).....	51
Tab. 4.3: KKW Beznau: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen (in Bq/m ³).....	51
Tab. 4.4: KKW Leibstadt: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen in (Bq/m ³).....	52
Tab. 4.5: Reduktion der Aktivitätskonzentrationen am Tag 30 nach dem Unfall (in Bq/m ³).....	52
Tab. 5.1: Bewertungsmatrix	58

Tab. 5.2: Mögliche Alarmschwellen in Rhein und Aare (Gesamtabgabe in Bq, sonst Bq/L)	60
Tab. 5.3: Für Trinkwasser gültige Höchstwerte (in Bq/L)	61
Tab. 5.4: Aktivitätskonzentrationen in Seen zur Trinkwassernutzung im Vergleich mit gesetzlichen Grenzwerten (in Bq/L)	62
Tab. 5.5: Maximale Aktivitätskonzentrationen in Aare und Rhein an ausgewählten Orten innerhalb der ersten 12 Tage der Freisetzung (in Bq/L)	64
Tab. 5.6: Zeiten, ab welchen die Toleranz- und Grenzwerte überschritten werden	64
Tab. 5.7: Langfristige Aktivitätskonzentrationen in Aare und Rhein an ausgewählten Orten (in Bq/L)	65
Tab. 5.8: Zeiten, ab welchen die Toleranz- und Grenzwerte unterschritten werden	66

Zusammenfassung

Das Öko-Institut hat sich im Auftrag des Trinationalen Atomschutzverbandes (TRAS) mit Sitz in Basel mit den möglichen Folgen eines Unfalls in einem der drei Kernkraftwerke Leibstadt, Beznau und Gösgen auf die Trinkwasserversorgung in der Schweiz befasst.

Die Kernkraftwerke Beznau und Gösgen, die an der Aare liegen, sowie das KKW Leibstadt, das kurz hinter der Aare-Mündung am Rhein liegt, können von Extremereignissen bedroht werden, die über die Auslegung der Anlagen hinausgehen. Gerade bei älteren Kernkraftwerken steht die Auslegung deutlich gegenüber den heutigen Anforderungen zurück. Mit Beznau I ist in der Schweiz der älteste Reaktor Europas in Betrieb. Beznau I ist annähernd 45 Jahre alt. Selbst der jüngste Reaktor in Leibstadt erreicht bereits ein Alter von 29 Jahren.

Bei einem Unfall mit Ausfall der Kühlsysteme kann es erforderlich sein, von außen Kühlwasser ins Reaktorinnere (und in die Lagerbecken mit Brennelementen) einzubringen, um eine Kernschmelze abzuwenden. Beim schweren Unfall im japanischen Kernkraftwerk Fukushima-Daiichi am 11. März 2011 floss Wasser in den Pazifik, das mit $1,3 \cdot 10^{13}$ Becquerel pro Kubikmeter radioaktivem Iod bzw. $2,3 \cdot 10^{12}$ Becquerel pro Kubikmeter radioaktivem Cäsium außerordentlich hoch kontaminiert war. Der Fall, dass hoch kontaminiertes Wasser über verschiedene Wegsamkeiten in Gewässer gelangen könnte, wurde bislang in probabilistischen Sicherheitsanalysen nicht berücksichtigt. Bei einem ähnlichen Ereignis in der Schweiz würde hochkontaminiertes Kühlwasser direkt in die Aare bzw. den Rhein und ins Grundwasser gelangen.

Auch die Verbreitung der Radionuklide über den Luftpfad als Folge eines auslegungsüberschreitenden Ereignisses kann durch den Fall- und Washout zu hohen Flächenkontaminationen führen, die auch Seeoberflächen in größeren Entfernungen betreffen können.

Zur Beurteilung der Folgen eines massiven Eintrags in das Wasser von Aare und Rhein, ins Grundwasser und in Seen wurden die Freisetzungen nach dem Unfall im Kernkraftwerk Fukushima-Daiichi herangezogen. Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines solchen Unfalls in einem der schweizerischen Kernkraftwerke wurde dabei nicht untersucht. Die thermische Leistung und der verwendete Kernbrennstoff der Kernkraftwerke in der Schweiz wurden bei der Übertragung der Freisetzungsmengen berücksichtigt. Ausgehend von einer umfangreichen Auswertung von Literatur und öffentlichen zugänglichen Messwerten zum Standort Fukushima-Daiichi wurde eine Abschätzung des Quellterms für den Austritt von Radionukliden über den Luft- und über den Wasserpfad vorgenommen. Der zeitliche Verlauf der Freisetzung konnte dadurch annähernd bestimmt werden. Für die anschließende Betrachtung der Kontamination der betroffenen Fließgewässer durch den direkten Eintrag von kontaminierten Wässern sowie einiger Seen wie des Zürichsees, des Bo-

densees oder des Vierwaldstättersees durch Fall- und Washout waren diese zeitlichen Verläufe zweckmäßig und in ihrer Genauigkeit ausreichend. Im Hinblick auf die mögliche Kontamination von Grundwasser durch direkten Eintrag wurde konservativ von einer sofortigen Freisetzung des gesamten Quellterms ausgegangen.

Mit dem Rhein-Alarm-Modell wurde der Transport der in den Vorfluter freigesetzten Radionuklide im Flusslauf von Aare und Rhein berechnet. Der zeitliche Ablauf der Aktivitätskonzentrationen entlang der Flüsse konnte ermittelt und somit die Information gewonnen werden, wann und in welchem Ausmaß die freigesetzten Radionuklide relevante Standorte entlang des Flusslaufes erreichen würden.

Zur Ausbreitung der Radionuklide über obere Bodenschichten bis ins Grundwasser in Folge des Fall- und Washouts wurden Daten aus der Umweltüberwachung in Folge des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl im Jahr 1986 in der Schweiz und in Deutschland ausgewertet. Ein Eintrag ins Grundwasser auf diesem Wege ist grundsätzlich möglich, würde jedoch aller Voraussicht nach nicht zu großflächigen Grundwasserverunreinigungen führen. Zur Abschätzung der Folgen des direkten Eintrags hochkontaminierter Wässer ins Grundwasser wurden standortspezifische Grundwasserverhältnisse ermittelt. Es wurden Abschätzungen möglicher lokal begrenzter Grundwasserkontaminationen vorgenommen.

Insgesamt zeigt die Studie einen starken Einfluss auf die Trinkwasserversorgung nicht nur in der Schweiz, sondern auch in Deutschland, da die betrachteten Seen und die Fließgewässer Aare und Rhein bei einem Unfall stark gefährdet wären.

In allen Städten, die aus Rhein und Aare Trinkwasser beziehen, müsste die Trinkwassergewinnung sofort eingestellt werden. Es zeigte sich, dass die schweizerischen Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Trinkwasser bereits kurz nach dem Unfall in allen ausgewählten Fällen überschritten werden und auch über 90 Tage hinaus ein Qualitätsverlust bzw. eine Gefährdungssituation für die Trinkwasserversorgung aus Rhein und Aare vorliegt. Im Rhein bei Basel wurden Konzentrationen von bis zu 6.600 Bq/L radioaktives Strontium, 9.100 Bq/L radioaktives Iod und 2.600 Bq/L radioaktives Cäsium berechnet. In der Aare bei Aarau liegen die berechneten Maximalwerte bei 58.400 Bq/L Strontium, 54.900 Bq/L Iod und 20.800 Bq/L Cäsium. Hinzu kämen gegebenenfalls weitere freigesetzte Radionuklide, die hier nicht betrachtet worden sind. Eine langfristige Kontamination von aus Grundwasser gewonnenem Trinkwasser ist möglich, wenn das Grundwasser durch Grundwasseranreicherung mittels Flusswasser gewonnen wird. Der zunächst als Filter wirksame Boden kann dann auch eine langfristige Quelle von Kontamination darstellen.

Die Seen wären bei vorherrschenden Westwinden und moderatem Regen, die in den betrachteten Szenarien die gesamte Oberfläche der Seen betreffen, mit bis zu 150 Bq/L Strontium, 1.900 Bq/L Iod und 110 Bq/L Cäsium belastet, die gegenüber denen in Rhein und Aare zwar deutlich geringer ausfallen, jedoch deutlich langsa-

mer abnehmen. Der Zürichsee ist durch seine Nähe zu den Kernkraftwerken Beznau und Leibstadt stärker gefährdet als beispielsweise der Bodensee oder der Vierwaldstättersee. Um die mögliche Überschreitungszeit von Toleranzwerten in Seen zu bestimmen wurden Messwerte und Modellierungsergebnisse von Cäsium-137 im Bodensee nach dem Wash- und Fallout in Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl ausgewertet. Es zeigte sich, dass bei einer Übertragung auf den Zürichsee eine Überschreitung der Toleranzwerte der langlebigen Radionuklide auch über Jahre hinweg möglich ist.

Zur Bewertung der Folgen für die Trinkwasserversorgung wurden die ermittelten Summen der Strontium- und der Cäsiumisotope als auch die Aktivitätskonzentration von Iod-131 mit den gesetzlichen Anforderungen an das Trinkwasser in der Schweiz verglichen. Der untere der beiden gesetzlich festgelegten Werte zur Beurteilung des Trinkwassers als flüssiges Nahrungsmittel, der sogenannte Toleranzwert, ist für das unterstellte Szenario das aus radiologischer Sicht zu bevorzugende Bewertungskriterium. Bei einem schweren Unfall wären Personen noch durch viele weitere Expositionspfade der ionisierenden Strahlung ausgesetzt, weswegen die Exposition durch Aufnahme über das kontaminierte Trinkwasser eine als so gering wie mögliche Zusatzbelastung darstellen sollte. Der Toleranzwert für radioaktives Strontium liegt bei 1 Bq/L, die für radioaktives Iod und Cäsium bei 10 Bq/L. Der weit höher angesetzte Grenzwert liegt bei 125 Bq/L Strontium, 500 Bq/L Iod und 1000 Bq/L Cäsium. Allerdings bestehen auch bei Unterschreitung des Toleranzwertes durch den Konsum noch radiologische Risiken, so dass solches Trinkwasser voraussichtlich auf Akzeptanzprobleme in der Bevölkerung stoßen wird.

Repräsentativ für Städte, die vorzugsweise Grundwasser nutzen, wurde die Struktur der Wasserversorgung der Stadt Aarau, die Stadt Zürich als eine Stellvertreterin für Seewasser nutzende Städte und schließlich die Stadt Basel betrachtet, die am Rhein liegt. Aarau könnte Grundwasser voraussichtlich unter gleichzeitiger messtechnischer Überwachung weiter nutzen, sofern die Brunnen nicht im Abstrom der Kernkraftwerke liegen, also beispielsweise das Grundwasser aus dem Suhretal. Brunnen im Abstrom des Aaregrundwassers müssten dagegen sofort außer Betrieb genommen werden. Die Aufbereitung von Rheinwasser für die Stadt Basel und von Wasser aus dem Zürichsee wurde dahingehend betrachtet, inwiefern sich daraus rückhaltende Effekte für die Radionuklide ergeben. Verallgemeinernd kann gesagt werden, dass eine kurze Grundwasserpassage wie bei der Uferfiltration des Rheinwassers und die Langsamfiltration des Zürichseewassers für an Partikel sorbierte Radionuklide eine rückhaltende Wirkung haben, gelöste Radionuklide aber ungehindert bis zum Endverbraucher gelangen würden. Zunächst im Boden rückgehaltene Radionuklide können langfristig wieder ins Grund- und Trinkwasser gelangen. Eingesetzte Aktivkohlefilter bieten für gelöste Ionen keinen nennenswerten Schutz.

Die in der Schweiz nach dem Unfall und Fukushima angestoßenen Untersuchungen zur Möglichkeit der Trinkwasserversorgung nach einem solchen Unfall sind noch

nicht abgeschlossenen. So sind noch die Möglichkeiten der Überwachung zu verbessern und ein Maßnahmenkonzept zu entwickeln. Diese Arbeiten sollen erst bis Ende 2015 durch das ENSI und andere Organisationen abgeschlossen sein. Die hier durchgeführten Untersuchungen lassen es zumindest zweifelhaft erscheinen, ob die Versorgung mit radiologisch unbedenklichem Trinkwasser in ausreichendem Umfang nach einem Unfall aufrechterhalten werden kann. Die in der Schweiz für Notlagen geforderte Mindestmenge an Trinkwasser, z. B. ab dem sechsten Tag 15 Liter pro Person und Tag für private Haushalte, bedeutet eine extreme Einschränkung der Versorgung (der durchschnittliche Verbrauch liegt bei über 300 Liter pro Person und Tag). Durch die auch für Industrieunternehmen nicht mehr gewährleistete normale Entsorgung käme es auch zu erheblichen ökonomischen Auswirkungen. Um eine ausreichende Versorgung in Notlagen realistischer erscheinen zu lassen, müssten solche Szenarien auch im Detail geplant und im Rahmen von regelmäßigen Übungen behandelt werden.

Die in der Schweiz betriebenen Kernkraftwerke wurden zu einer Zeit errichtet, als die sicherheitstechnischen Anforderungen und die Auslegung weit hinter dem heutigen Stand zurück lagen. Es haben zwar Nachrüstungen stattgefunden und nach dem Unfall im KKW Fukushima-Daiichi wurden Sicherheitsüberprüfungen durchgeführt und weitere Maßnahmen beschlossen. Eine vollständige Nachrüstung auf ein heute bei Neuanlagen gefordertes Sicherheitsniveau ist aber nicht zu erreichen, sondern es lässt sich lediglich die Wahrscheinlichkeit eines schweren Unfalls reduzieren. Bisherige Nachrüstungen hatten sich auf Verbesserungen an Sicherheitssystemen konzentriert und dienten der Reduzierung des Risikos eines Kernschmelzens. Im hier untersuchten Szenario eines Eintrags von hochkontaminierten Wasser in die Aare und den Rhein können andersartige Nachrüstungen das Risiko einer Kontamination von Trinkwasser reduzieren.

Die wirksamste Maßnahme gegen eine Kontamination des Trinkwassers mit radioaktiven Stoffen ist die Verhinderung der Freisetzung am Ort des Kernkraftwerks. Es sollten daher bei einem weiteren Betrieb der schweizerischen Kernkraftwerke

- Untersuchungen zu möglichen Wegsamkeiten für Wasser aus den Kernkraftwerken nach Ereignissen wie Erdbeben und Überflutung durchgeführt werden,
- gegebenenfalls technische Gegenmaßnahmen gegen solche Wegsamkeiten ergriffen werden und
- Einrichtungen für die Kernkraftwerke vorgesehen werden, die den Umgang mit großen von außen zugeführten Wassermengen erlauben.

Eine Kontamination von aus Seen gewonnenem Trinkwasser, wenn bei einem Kernschmelzen luftgetragen freigesetzte Radionuklide über einem solchen See abgeregnet werden, wird durch die vorangehend genannten Maßnahmen aber nicht verhindert.

1 Hintergrund und Einleitung

Am 11. März 2011 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 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 Gebäude 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.

Maßgebende Schäden wie Risse in den Baustrukturen kamen möglicherweise auch durch das Erdbeben selbst zustande, für die allein die Tsunami-Wellen nicht verantwortlich waren.

Risikostudien haben immer wieder gezeigt, dass katastrophale Unfälle in Kernkraftwerken möglich sind und sich die Anlagen im Wesentlichen nur darin unterscheiden, mit welcher Wahrscheinlichkeit solche Unfälle stattfinden und wodurch sie vorrangig ausgelöst würden. Ein Aspekt, der aber vor dem Unfall in Fukushima 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. Eine weitere Möglichkeit der Kontamination von Oberflächengewässern, insbesondere Seen, ist der Eintrag von in die Umgebungsluft freigesetzten radioaktiven Stoffen durch Washout (und Fallout).

Bei älteren Kernkraftwerken steht die Auslegung deutlich gegenüber den heutigen Anforderungen zurück. Mit Beznau I ist in der Schweiz der älteste Reaktor Europas in Betrieb. Beznau I ist annähernd 45 Jahre alt. Selbst der jüngste Reaktor in Leibstadt erreicht bereits ein Alter von 29 Jahren.

Das Öko-Institut e.V. hat in 2012 im Auftrag der Ärztinnen und Ärzten für Umweltschutz (AefU), den Ärztinnen und Ärzten für soziale Verantwortung/gegen den Atomkrieg (PSR/IPPNW) sowie Greenpeace Schweiz eine Studie erstellt, in der unter anderem die Auswirkungen einer Einleitung von radioaktivem Wasser mit einer mit dem Unfall in Fukushima-Daiichi vergleichbaren Menge an radioaktiven Cäsium-Isotopen aus dem KKW Mühleberg in die Aare untersucht wurden /Öko-Institut

2012/. Diese Studie zeigte massive Auswirkungen im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung und das Fischereiwesen.

Der Tritnationale Atomschutzverband (TRAS), Basel, hat dies zum Anlass genommen, das Öko-Institut e.V. mit einer weiteren Untersuchung zu beauftragen. Diese soll sich auf die übrigen Kernkraftwerke der Schweiz und den Eintrag radioaktiver Stoffe in Oberflächengewässer beziehen. Im Vordergrund sollte die Frage der Trinkwasserversorgung bis hin zur Versorgung in Basel stehen. Neben einem direkten Eintrag in den Vorfluter durch austretendes kontaminiertes Wasser sollten auch ein Eintrag ins Grundwasser sowie ein Eintrag über ein Abregnen aus in die Umgebungsluft freigesetzten radioaktiven Stoffen betrachtet werden.

In Kapitel 2 wird die hier zugrunde zu legende Freisetzungsmenge und Freisetzungsrates bei Übertragung der Erkenntnisse aus dem Ablauf in Fukushima auf die schweizerischen KKW ermittelt. Kapitel 3 befasst sich mit der Kontamination von Oberflächenwasser, d. h. der Aare, des Rheins sowie einiger schweizerischer Seen, und Grundwasser über den Luftpfad. In Kapitel 4 wird die mögliche Kontamination von Aare und Rhein sowie Grundwasser durch direkte Einleitungen aus den KKW untersucht. In Kapitel 5 werden die Auswirkungen eines solchen Katastrophenszenarios auf die Trinkwasserversorgung dargestellt. Maßnahmen des Notfallschutzes werden in Kapitel 6 beschrieben. Kapitel 7 wird auf die bisherige routinemäßige Überwachung von Oberflächen- und Grundwasser an den schweizerischen Kernkraftwerken und Verbesserungsmöglichkeiten eingegangen.

2 Abschätzung möglicher Quellterme und Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe

Auftragsgemäß soll unterstellt werden, dass sich in einem der schweizerischen KKW Beznau, Gösgen oder Leibstadt ein Unfall ereignet, bei dem es zu einer mit dem KKW Fukushima-Daiichi vergleichbaren Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebungsluft sowie in das Wasser kommt. Die so ermittelte Freisetzungsmenge stellt nicht die größtmögliche Freisetzung nach einem schweren Unfall dar.

Zur Abschätzung der zugrunde zu legenden Quellterme im Hinblick auf die Umgebungsluft, den Vorfluter sowie das möglicherweise in hydraulischem Kontakt stehende Grundwasser waren die zum Unfall in Fukushima-Daiichi vorliegenden Daten auf dem Kenntnisstand des Jahres 2013 zu erheben und auszuwerten (Kapitel 2.1). Bei Freisetzungen, die auch in der Zukunft in Fukushima noch andauern (relevant sind hier Freisetzungen in Vorfluter und Grundwasser) werden diese auf der Basis plausibler Annahmen in die Zukunft extrapoliert. Die einbezogenen Radionuklide werden auf solche begrenzt, die – insbesondere aufgrund ihrer Halbwertszeit - für die Trinkwasserkontamination relevant werden können.

Die Freisetzungen in Fukushima-Daiichi müssen soweit wie möglich einem einzelnen Block zugeordnet werden, um eine Übertragung auf die schweizerischen KKW entsprechend der Verhältnisse der Aktivitätsinventare zu ermöglichen. Diese Übertragung erfolgt in Kapitel 2.2.

2.1 Freisetzungen radioaktiver Stoffe aus dem KKW Fukushima-Daiichi und ihr zeitlicher Verlauf

2.1.1 Vergleich der Ergebnisse von Ermittlungen durch Behörden und wissenschaftliche Einrichtungen

Der zeitliche Verlauf der Freisetzungen radioaktiver Stoffe aus dem KKW Fukushima-Daiichi wurde vom Anlagenbetreiber TEPCO und staatlichen Forschungseinrichtungen aus den Umweltmessdaten der Aktivitätskonzentrationen und der Ortsdosisleistung, die nach dem Unfall ermittelt wurden, rekonstruiert. Hierzu wurden verschiedene Modelle zur Stoffausbreitung in der Atmosphäre und im Meerwasser herangezogen. Die Ergebnisse der Modellierungen wurden auf einem technischen Workshop, der von der japanischen Aufsichtsbehörde Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA) am 23. und 24. Juli 2012 veranstaltet wurde, vorgestellt.

Daten zum zeitlichen Verlauf der atmosphärischen Ausbreitung sind der Präsentation des Betreibers von Fukushima-Daiichi entnommen /TEPCO 2012/, zur ausführlicheren Darstellung von Modellierungsansätzen der atmosphärischen Ausbreitung sei auf die Veröffentlichung von Stohl et al. /Stohl 2012/ verwiesen.

Im Hinblick auf die ozeanische Stoffausbreitung werden für die vorliegende Studie die Ergebnisse des Central Research Institute of Electric Power Industry /CRIEPI 2012/ herangezogen. Außerdem werden die Ergebnisse zur ozeanischen Stoffausbreitung der Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology /JAMSTEC 2012/ und der Japan Atomic Energy Agency JAEA mit den oben genannten verglichen. Diese Ergebnisse wurden u. a. in den Artikeln /Honda 2012/ und /Masumoto 2012/ veröffentlicht.

Die methodischen Ansätze der genannten Arbeiten sind insofern vergleichbar, als in allen Fällen aus dem Abgleich der mit den Modellen berechneten Werte und den gemessenen Werten auf den zeitlichen Verlauf der Quelle geschlossen wurde (inverse Modellierung).

Eine alternative Vorgehensweise gegenüber dem alleinigen Bezug auf Messwerte ist die modellhafte Abbildung der relevanten Komponenten der Kraftwerksblöcke und die Ermittlung von Freisetzungen anhand von Randbedingungen wie der Temperatur, des Druck und der Enthalpie in den Reaktordruckbehältern, von Ventilöffnungen etc. Auf diese Weise lassen sich Freisetzungen auch den einzelnen Kraftwerksblöcken zuordnen. Ermittlungen der Freisetzungen auf dieser Basis erfolgten durch die Japan Nuclear Energy Safety Organization (JNES) /JNES 21012/.

Gesamtfreisetzung über den Luftpfad

In Tab. 2.1 sind Abschätzungen der Gesamtfreisetzung auf dem Luftpfad für die Radionuklide Xenon-133, Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137 aus den weiter oben genannten Referenzen sowie von der japanischen Nuclear Safety Commission (NSC) Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA) zusammengestellt. Der Vergleich dieser Abschätzungen zeigt Folgendes:

- Die frühen Angaben aus dem Jahre 2011 der NSC und der NISA für Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137 liegen etwa in derselben Größenordnung, wie sie sich aufgrund späterer Modellierung ergibt.
- Die Berechnungen von TEPCO führen anscheinend zu einer Unterschätzung der Freisetzung von Xe-133 von etwa einer Größenordnung.
- Die angegebenen Werte verschiedener Referenzen zu den Radionukliden, unterscheiden sich Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137 um den Faktor zwei bis drei.

Tab. 2.1: Abschätzungen der Gesamtfreisetzung auf dem Luftpfad in verschiedenen Referenzen (in Bq)

Xe-133	I-131	Cs-134	Cs-137	Referenz
k.A.	$1,5 \cdot 10^{17}$	$1,2 \cdot 10^{16}$	$1,2 \cdot 10^{16}$	/NSC 2011/
k.A.	$1,3 \cdot 10^{17}$	$6,1 \cdot 10^{15}$	$6,1 \cdot 10^{15}$	/NISA 2011/
$1,5 \cdot 10^{19}$	k.A.	k.A.	$3,7 \cdot 10^{16}$	/Stohl 2012/*
$5,0 \cdot 10^{17}$	$5,0 \cdot 10^{17}$	$1,0 \cdot 10^{16}$	$1,0 \cdot 10^{16}$	/TEPCO 2012/*
$9,2 \cdot 10^{18}$	$3,4 \cdot 10^{17}$	$1,5 \cdot 10^{16}$	$1,3 \cdot 10^{16}$	/JNES 2012/

*auch ein zeitlicher Verlauf der Freisetzung wird angegeben

k.A.: Es werden keine Angaben gemacht

Als die differenzierteste Betrachtung ist die Modellierung der Japan Nuclear Energy Safety Organization (JNES) anzusehen. Die einzelnen Reaktorblöcke sowie die dort vorkommenden Ereignisse und Randbedingungen wurden dabei modelliert, was eine Zuordnung von Freisetzungen zu einzelnen Kraftwerksblöcken ermöglicht. Die Angaben der JNES zur Gesamtfreisetzung liegen verglichen mit anderen Angaben in einem oberen Wertebereich. Für die weiteren Untersuchungen werden daher hier die Ergebnisse der JNES zugrunde gelegt.

Aus den Arbeiten der JNES geht hervor, dass bei den meisten Spaltprodukten der Freisetzungsanteil aus Block 2 des KKW Fukushima-Daiichi dominant war. Der zeitliche Verlauf der modellierten Freisetzungen des Blocks 2 ist ebenfalls in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen oben genannter Abschätzungen aus Messwerten in der Umgebung.

Aus diesen Gründen wird im Folgenden die Gesamtfreisetzung des Blocks 2, wie sie in /JNES 2012/ ermittelt wurde (siehe Tab. 2.2), für die weiteren Untersuchungen herangezogen. Damit wird auf den Block mit den höchsten Freisetzungen hier relevanter Radionuklide Bezug genommen. Nur beim radioaktiven Edelgas Xe-133 wären die Freisetzungen aus Block 3 größer. Für die Ableitung über den Wasserpfad sowie für den Fall- und Washout nach Freisetzung in die Luft spielt dieses Radionuklid als Edelgas aber keine Rolle.

Tab. 2.2: Freisetzungsmengen einzelner Blöcke des KKW Fukushima-Daiichi /JNES 2012/ (in Bq) – die jeweils höchsten Freisetzungsmengen eines Radionuklids sind hervorgehoben

Radionuklid	Block 1	Block 2	Block 3
Xe-133	$1,6 \cdot 10^{18}$	$3,3 \cdot 10^{18}$	$4,3 \cdot 10^{18}$
I-131	$4,8 \cdot 10^{16}$	$1,9 \cdot 10^{17}$	$1,0 \cdot 10^{17}$
Cs-134	$1,2 \cdot 10^{15}$	$7,1 \cdot 10^{15}$	$6,7 \cdot 10^{15}$
Cs-137	$9,7 \cdot 10^{14}$	$6,3 \cdot 10^{15}$	$5,8 \cdot 10^{15}$
Te-132	$4,6 \cdot 10^{16}$	$8,3 \cdot 10^{16}$	$3,3 \cdot 10^{16}$
Ba-140	$1,0 \cdot 10^{15}$	$1,9 \cdot 10^{16}$	$3,5 \cdot 10^{14}$
Sr-89	$6,9 \cdot 10^{14}$	$1,2 \cdot 10^{16}$	$2,2 \cdot 10^{14}$

Zeitlicher Verlauf der Freisetzungen in die Luft

Abb. 2.1 zeigt die kumulierte Freisetzung der Radionuklide Xe-133, Iod-131 und Cäsium-134/137 aus allen Kraftwerksblöcken über die ersten 20 Tage nach dem Unfall.

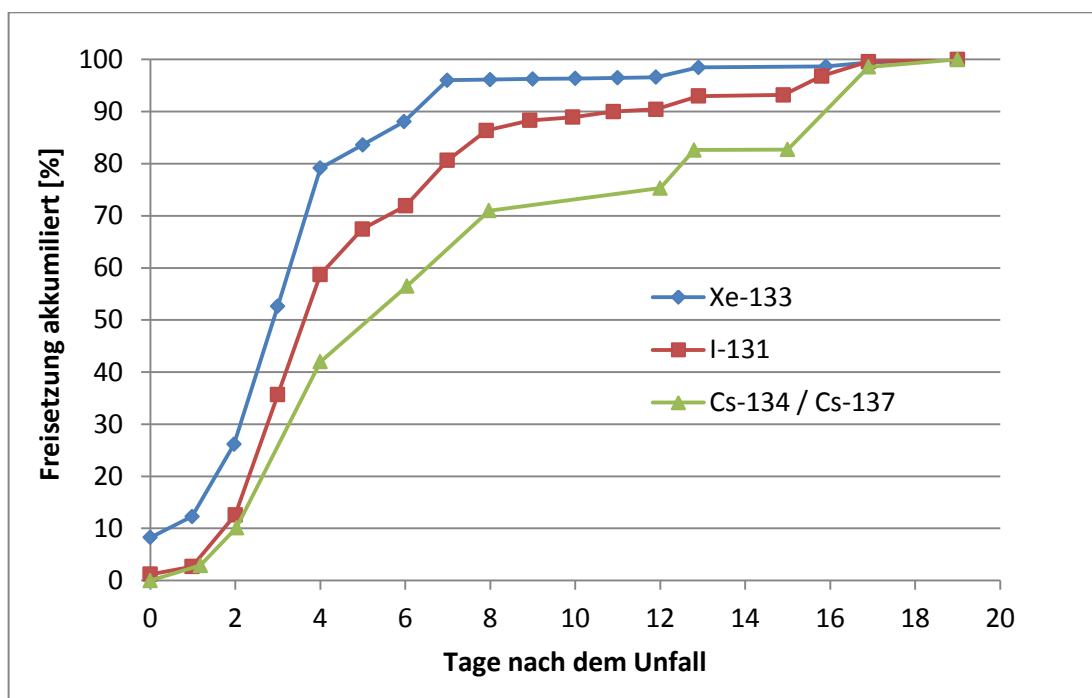


Abb. 2.1: Zeitliche Summenkurve freigesetzter Spaltprodukte bezogen auf alle Blöcke des KKW Fukushima-Daiichi (Daten aus /TEPCO 2012/ modifiziert)

Aus der zeitlichen Summenkurve nach /TEPCO 2012/ kann die zeitliche Ableitung gebildet werden, um die täglichen Freisetzungsraten zu ermitteln. Die Freisetzungsraten können gemeinsam mit den Werten der Gesamtfreisetzung des ungünstigsten Reaktorblockes nach /JNES 2012/ und charakteristischer Eigenschaften der Kernkraftwerke der Schweiz dazu verwendet werden, den zeitlichen Verlauf der Freisetzungen auf die schweizerischen Kernkraftwerken zu übertragen. Dies erfolgt in Kapitel 2.2.

Gesamtfreisetzung über den Wasserpfad

Soweit bis heute bekannt, stammt der Großteil des ausgetragenen radioaktiven Wassers aus einer Öffnung im Turbinengebäude des Blocks 2. Das Wasser, welches mit $1,3 \cdot 10^{13}$ Bq/m³ Iod-131 bzw. $2,3 \cdot 10^{12}$ Bq/m³ Cäsium-134/137 kontaminiert war, floss daraufhin vermutlich zu großen Teilen in den Pazifik ab /Öko-Institut 2011, CRIEPI 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 stark kontaminierten Wassers in den Reaktorgebäuden und Maschinenhäusern. Da ein Wassereinbruch in dieser Menge nicht vorgesehen war, kam es zum Abfluss in den Pazifik über verschiedene Kanäle. Außerdem besteht bei den Reaktorblöcken des KKW Fukushima-Daiichi ein Austausch von Grundwasser und noch in der Anlage vorhandenem radioaktivem Wasser über Undichtigkeiten von Gebäuden.

Für die ersten zwei Wochen nach dem Unfall am 11.03.2011 liegen keine Messdaten des Eintrags in den Pazifik vor, da dieser Eintrag offenbar nicht erkannt oder in seiner Relevanz unterschätzt wurde. Es ist auch nicht möglich, Ableitungen der ersten Tage zu rekonstruieren oder auch nur annähernd plausibel zu schätzen. Aus diesem Grund bedeutet in Abb. 2.2 auf der Zeitachse der Tag 0 nicht den 11.03.2011, sondern den 26.03.2011, den ersten Tag, ab dem Messungen vorgenommen wurden.

An welcher Stelle des Kernkraftwerks ein solches Wasser austritt und auf welchem Weg es abfließt, ob es über versiegelte Flächen bis zum Vorfluter gelangt oder vorher versickern kann, hängt von den jeweiligen baulichen Gegebenheiten und den am Gebäude verursachten Schäden ab. Generell ist aber auch bei schweizerischen Kernkraftwerken ein Abfluss hochkontaminierter Wässer in den Vorfluter oder ein Eintrag ins Grundwasser möglich. So wurde in /ENSI 2013/ festgestellt, dass zwar die bisherigen Störfallanalysen der Kernkraftwerke zeigen, dass bei allen Auslegungstörfällen keine unzulässige Freisetzung radioaktiver Stoffe an die Umwelt erfolgt, auch nicht über den Wasserpfad. Ob man eine relevante Belastung des Flusswassers durch kontaminiertes Kühl- oder Löschwasser bei allen Auslegungstörfällen aber völlig ausschließen kann, wird laut /ENSI 2013/ nochmals überprüft. Zu auslegungsüberschreitenden Ereignissen führt /ENSI 2013/ aus:

„Bei einem Extrem-Ereignis, das über die Auslegung des Kernkraftwerks hinausgeht, können grössere Mengen radioaktiver Stoffe in den Flusslauf gelangen. Bei einem solchen Ereignis muss damit gerechnet werden, dass die Grenzen der kontrollierten Zone verletzt werden, beispielsweise infolge von Rissen in den Betongrundplatten der Gebäude oder in Verbindungskanälen. Somit könnten grosse Mengen radioaktiv kontaminiertes Kühl- bzw. Feuerlöschwasser unkontrolliert in die Umwelt gelangen. Wie mit diesen Wassermengen während und im Nachgang eines Unfalls umgegangen werden muss, damit sie möglichst geringe Auswirkungen auf Mensch und Umwelt haben, muss noch untersucht werden.

Eine Quantifizierung der radioaktiven Stoffe, die das Kernkraftwerkareal über den Wasserpfad verlassen, ist stark vom Schadensbild des Kernkraftwerks nach einem Extremereignis abhängig und dadurch sehr schwierig. Entscheidend ist, ob die Abgaben direkt in den Fluss gelangen oder auf dem Gelände versickern und so in das Grundwasser gelangen. Mangels besseren Wissens kann man am Standort eines schweizerischen Kernkraftwerks die gleiche Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Aare bzw. Rhein annehmen, wie sie bei Fukushima zwischen dem 1. und 6. April 2011 aus Block II in das Meer erfolgte.“

Auch in der vorliegenden Untersuchung wird unterstellt, dass eine Freisetzung erfolgt, die der eines Blockes des KKW Fukushima-Daiichi entspricht, ohne dass dies einer möglichen Obergrenze entsprechen muss.

Der Quellterm für den Wasserpfad lässt sich nicht plausibel in einen Quellterm für Grundwasser und einen Quellterm für den Vorfluter unterteilen, da Analogien der Abflussverhältnisse des überschwemmten Anlagengeländes von Fukushima-Daiichi zu anderen Anlagen nicht getroffen werden können. Ein weiterer Grund ist, dass zwar an vielen Stellen kontaminiertes Grundwasser festgestellt wurde und bis heute festgestellt werden kann (siehe auch Kapitel 2.1.2), die Kenntnis über die hydrogeologischen Verhältnisse und die Verteilung der Quellen der Kontamination jedoch nicht genau genug bekannt ist, um daraus einen Quellterm ins Grundwasser ableiten zu können.

Deswegen ist es zweckmäßig, für das Grundwasser als auch für den Vorfluter im schlimmsten Fall jeweils die Gesamtfreisetzung anzunehmen.

Die Angaben zur gesamten Freisetzung über den Wasserpfad sind in den oben genannten Arbeiten häufig auf Iod-131 und Cäsium-134/137 beschränkt. Dies ist insofern nachvollziehbar, als sowohl Iod als auch Cäsium aufgrund ihrer vergleichsweise guten Löslichkeit zu einem großen Teil in Wasser übertreten, das auf Bereiche ho-

her Kontamination mit diesen Radionukliden trifft. Daten zum Austrag in den Pazifik finden sich in /CRIEPI 2012/ und können Tab. 2.3 entnommen werden.

Tab. 2.3: Abschätzung der Gesamtfreisetzung auf dem Wasserpfad (in Bq)

I-131	Cs-134	Cs-137	Referenz
$1,1 \cdot 10^{16}$	$3,5 \cdot 10^{15}$	$3,6 \cdot 10^{15}$	/CRIEPI 2012/
k.A.	k.A.	$4,0 \cdot 10^{15}$	IAEA /JAMSTEC 2012/
k.A.	k.A.	$5,6 \cdot 10^{15}$	JAMSTEC /JAMSTEC 2012/

k.A.: Es werden keine Angaben gemacht

Zeitlicher Verlauf der Freisetzungen ins Wasser

Von CRIEPI, JAEA und JAMSTEC werden in /CRIEPI 2012/ und /JAMSTEC 2012/ tägliche Freisetzungsmengen für die ersten 40 Tage nach dem Unfall angegeben und werden hier den weiteren Untersuchungen zugrunde gelegt. Die Daten zur Freisetzung von Cäsium-137 sind in relativ guter Übereinstimmung (siehe Abb. 2.2). Die Freisetzungen erfolgen auch über den 40. Tag nach Beginn der Messungen hinaus, sind aber auf unter 1 % der höchsten Tageswerte abgesunken (logarithmischer Maßstab in Abb. 2.2).

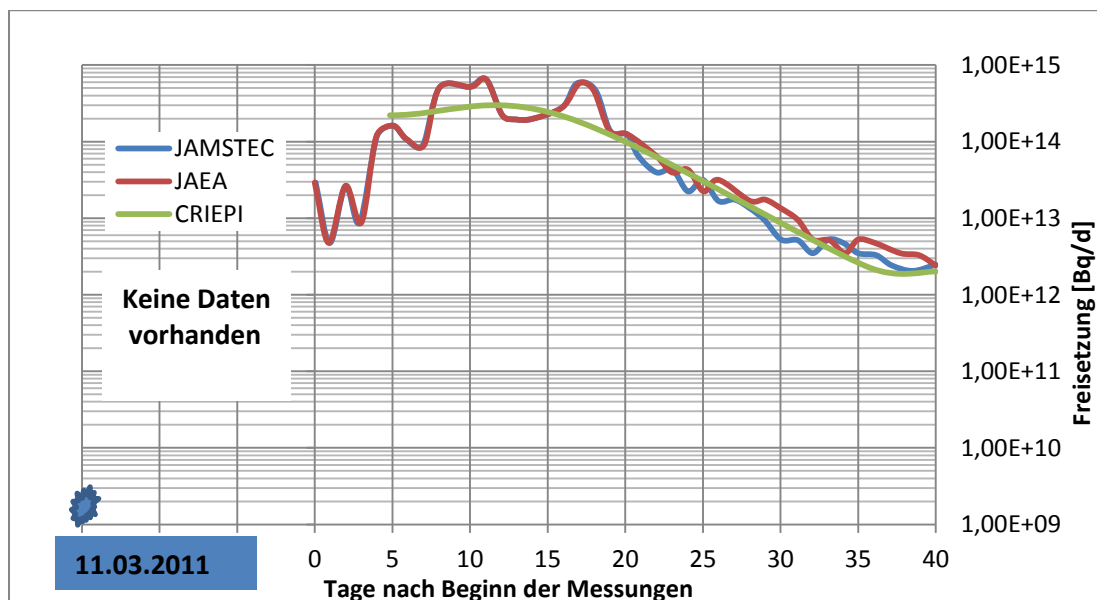


Abb. 2.2: Direkte Freisetzung von Cäsium-137 in den Pazifik

Der Bericht /CRIEPI 2012/ enthält neben Angaben zur Freisetzung von Cäsium-Isotopen auch solche zur Freisetzung von Iod-131, die hier für weiteren Berechnungen verwendet werden.

Freisetzungen von Radionukliden mit Wasser finden am Standort Fukushima-Daiichi auch noch nach mehr als drei Jahren seit dem Unfall statt. Diese langfristigen Freisetzungen wurden hier nicht einbezogen, da sie besonders schwierig auf die Verhältnisse in der Schweiz, insbesondere was die Möglichkeit zwischenzeitlicher Gegenmaßnahmen angeht, übertragen werden können.

2.1.2 Mittel- und langfristige Entwicklungen basierend auf dem Vergleich aktueller Ermittlungen

Weitere Freisetzungen von radioaktiven Stoffen, beispielsweise in das Grundwasser, sind am Standort Fukushima-Daiichi auch weiterhin möglich, da große Mengen von kontaminiertem Wasser in den unterkellerten Anlagengebäuden, den Drainageleitungen und den Auffangbehältern anstehen. Die Kontaminationen dieser Wässer variieren über mehrere Größenordnungen. Hochkontaminiert sind beispielsweise die Keller der Turbinengebäude von Block 2. Dort wurden am 20. September 2013 vom Betreiber TEPCO $1,2 \cdot 10^{10}$ Bq/m³ Cäsium-134 und $2,8 \cdot 10^{10}$ Bq/m³ Cäsium-137 gemessen /TEPCO 2013/. Die Kontaminationen im Turbinengebäude des Blocks 1 liegen etwa eine Größenordnung darunter, die in den verschiedenen Drainageleitungen sind etwa fünf Größenordnungen niedriger.

Einzelne hohe Grundwasserkontaminationen von $1,4 \cdot 10^6$ Bq/m³ Cäsium-134 bzw. $2,8 \cdot 10^6$ Bq/m³ Cäsium-137 vom 27. November 2013 an der Grundwassermessstelle No.1-2 /TEPCO 2013/ lassen sich durch Diffusion von Radionukliden aus hochkontaminierten Lösungen erklären. Ein direkter Abfluss dieser Lösungen nach außen in das Grundwasser findet indes wahrscheinlich nicht statt, da das Grundwasser in besagte Gebäude eindringt. Diese Messwerte sind von der International Atomic Energy Agency (IAEA) bestätigt worden /IAEA 2012/.

2.2 Übertragung auf die schweizerischen Kernkraftwerke Beznau, Gösgen und Leibstadt

2.2.1 Freisetzung in die Umgebungsluft

Bei einem Kernschmelzen wird eine Vielzahl von Radionukliden freigesetzt und kann in die Umgebung gelangen. Dabei sind nur relativ wenige dieser Radionuklide entscheidend für mögliche Strahlenexpositionen. Dies hängt von ihrem relativen Anteil an der Gesamtfreisetzung radioaktiver Stoffe, von ihrer physikalischen und biologischen Halbwertszeit sowie von ihren radiologischen und chemischen Eigenschaften ab.

Radioaktive Edelgase werden bei einem Kernschmelzen praktisch vollständig freigesetzt. Sie führen zu einer äußeren Exposition beim Aufenthalt in oder unter der radioaktiven Wolke. Für die hier durchzuführenden Untersuchungen hinsichtlich der Kontamination von Oberflächen- und Grundwasser spielen sie aber keine Rolle. Radioaktive Edelgase (sie z. B. Xenon-133) werden daher nachfolgend nicht weiter betrachtet.

Elemente oder deren Verbindungen mit niedrigem Dampfdruck bei den zu erwartenden Temperaturen sind sehr schwer flüchtig. Hierzu zählen auch das Uran und die Transurane (insbesondere Plutonium, Americium, Curium). Plutonium war beispielsweise in Fukushima-Daiichi nach dem Unfall auch auf dem Anlagengelände, außerhalb der Reaktorgebäude, nur in ähnlicher Menge messbar wie allgemein auf der nördlichen Erdhalbkugel aufgrund des Fallouts der oberirdischen Atomwaffentests¹. Radionuklide der Aktiniden können daher für die weiteren Untersuchungen vernachlässigt werden.

Aus den vorliegenden Abschätzungen zu den Freisetzungen aus dem KKW Fukushima-Daiichi werden die Daten für die relevanten Radionuklide Iod-131, Cäsium-134, Cäsium-137, Tellur-132, Barium-140 und Strontium-89 auf die Kernkraftwerke Beznau, Gösgen und Leibstadt übertragen. Dabei werden die absoluten Freisetzungsmengen aus Block 2 des KKW Fukushima-Daiichi als Freisetzungsbruchteile (freigesetzter Anteil der im Reaktorkern insgesamt vorliegenden Menge des jeweiligen Radionuklids) interpretiert. Durch einen Vergleich des Inventars des Blocks 2 des KKW Fukushima-Daiichi mit den Inventaren der KKW Beznau 1, Beznau 2, Gösgen und Leibstadt ergibt sich dann die aus diesen KKW als freigesetzt anzunehmende Menge. Bei Radionukliden des gleichen Elements kann von gleich hohen Freisetzungsanteilen ausgegangen werden. Die oben genannten Radionuklide werden daher noch um Cäsium-136, Tellur-127m, Tellur-129m und Strontium-90 ergänzt. Daten des nuklidspezifischen Inventars wurden /SSK 2004b/ entnommen.

Das Inventar radioaktiver Stoffe eines Kernkraftwerks ist insbesondere abhängig von der thermischen Leistung und dem sogenannten Abbrand, der die pro Masse Kernbrennstoff erzeugte Energie bzw. stattgefundenen Spaltungen beschreibt. Das Inventar kurzlebiger Radionuklide ist direkt proportional zu thermischen Leistung. Das Inventar langlebiger Radionuklide nimmt mit dem Abbrand immer weiter zu. Konservativ wird angenommen, dass die Freisetzung der Radionuklide kurz vor dem Ende eines Betriebszyklus, also kurz vor einem Brennelementwechsel, stattfindet. Der mittlere Abbrand des Kerns und dessen Spaltproduktaktivität wird also für diesen Zeitpunkt näherungsweise bestimmt.

¹ Insgesamt wurden durch die Atomwaffentests etwa 4 Mg Plutonium-239 in die Atmosphäre freigesetzt, davon etwa 80 % über der Nordhalbkugel und etwa 20 % über der Südhalbkugel /GSF 1989, UNSCEAR 2000/.

In den KKW Beznau und Gösgen werden zwei Arten von Brennstoff eingesetzt: Uran-Brennelemente und Mischoxid-Brennelemente (MOX-Brennelemente). Uran-Brennelemente enthalten als Brennstoff angereichertes Uran, während MOX-Brennelemente auch Plutonium als Brennstoff enthalten. Während sich Plutonium in Uran-Brennelementen erst im Laufe der Einsatzzeit bildet, ist dieses in frischen MOX-Brennelementen also bereits enthalten. Die Spaltausbeuten einzelner Spaltprodukte bei der Spaltung von Uran-235, Plutonium-239 und Plutonium-241 unterscheiden sich nur wenig, so dass auch der Spaltstoffgehalt und die Anteile verschiedener Radionuklide sich bei den beiden Brennelementarten nur wenig unterscheiden. MOX-Brennelemente weisen zwar ein etwas höheres Aktivitätsinventar an Spaltprodukten auf als Uran-Brennelemente gleichen Abbrands, die Unterschiede sind aber so gering, dass sie hier nicht berücksichtigt werden müssen. Da bereits in frischen MOX-Brennelementen Plutonium enthalten ist bilden sich darin schneller und mehr Radionuklide der Transurane/Aktiniden. Diesbezüglich haben eingesetzte MOX-Brennelemente einen deutlich höheren Gehalt als Uran-Brennelemente. Wie weiter oben ausgeführt, sind diese Radionuklide aber besonders schwer flüchtig und wurden beim Unfall in Fukushima-Daiichi praktisch nicht freigesetzt. Die Art des Brennstoffs ist daher hier die Abschätzung der Freisetzung insgesamt unerheblich.

Einige technische Daten der betrachteten Kernkraftwerke können Tab. 2.4 entnommen werden. Die Gesamtfreisetzungen, die für die weiteren Berechnungen grundlegend sind, werden in Tab. 2.5 aufgeführt.

Tab. 2.4: Technische Daten der Kernkraftwerke Beznau, Gösgen und Leibstadt

	KKW Beznau	KKW Gösgen	KKW Leibstadt
Typ	Druckwasser- reaktor	Druckwasser- reaktor	Siedewasser- reaktor
Brennstoff	UO ₂ /MOX	UO ₂ /MOX	UO ₂
Anzahl der Blöcke	2	1	1
Thermische Leistung pro Block [MW]	1.130	3.002	3.600
Abbrand entladener Brennele- mente [GWd/t]	k.A.	50	53
Mittlerer Abbrand des Kerns [GWd/t]	ca. 31	ca. 31	ca. 31

Quelle: allgemein zugängliche Betreiberinformation
k.A.: Keine Angaben verfügbar

Die Freisetzungsraten, wie sie für die weiteren Berechnungen verwendet werden, können beispielhaft für das KKW Leibstadt der Abb. 2.3 entnommen werden.

Tab. 2.5: Zugrunde gelegte Gesamtfreisetzungen einzelner Spaltprodukte (in Bq)

Radionuklid	KKW Beznau*	KKW Gösgen	KKW Leibstadt
I-131	$1,8 \cdot 10^{17}$	$2,4 \cdot 10^{17}$	$2,9 \cdot 10^{17}$
Cs-134	$6,7 \cdot 10^{15}$	$9,0 \cdot 10^{15}$	$1,1 \cdot 10^{16}$
Cs-136	$1,4 \cdot 10^{15}$	$1,8 \cdot 10^{15}$	$2,2 \cdot 10^{15}$
Cs-137	$6,9 \cdot 10^{15}$	$9,2 \cdot 10^{15}$	$1,1 \cdot 10^{16}$
Xe-133	$3,1 \cdot 10^{18}$	$4,2 \cdot 10^{18}$	$5,0 \cdot 10^{18}$
Te-132	$7,9 \cdot 10^{16}$	$1,0 \cdot 10^{17}$	$1,3 \cdot 10^{17}$
Te-127m	$6,6 \cdot 10^{14}$	$8,8 \cdot 10^{14}$	$1,1 \cdot 10^{15}$
Te-129m	$2,0 \cdot 10^{15}$	$2,7 \cdot 10^{15}$	$3,2 \cdot 10^{15}$
Ba-140	$1,8 \cdot 10^{16}$	$2,4 \cdot 10^{16}$	$2,9 \cdot 10^{16}$
Sr-89	$1,1 \cdot 10^{16}$	$1,5 \cdot 10^{16}$	$1,8 \cdot 10^{16}$
Sr-90	$1,9 \cdot 10^{15}$	$2,5 \cdot 10^{15}$	$3,0 \cdot 10^{15}$

* beim KKW Beznau beziehen sich die Freisetzungen auf beide Blöcke gemeinsam, da von einem Ereignis ausgegangen wird, das zum Kernschmelzen in beiden Blöcken führt

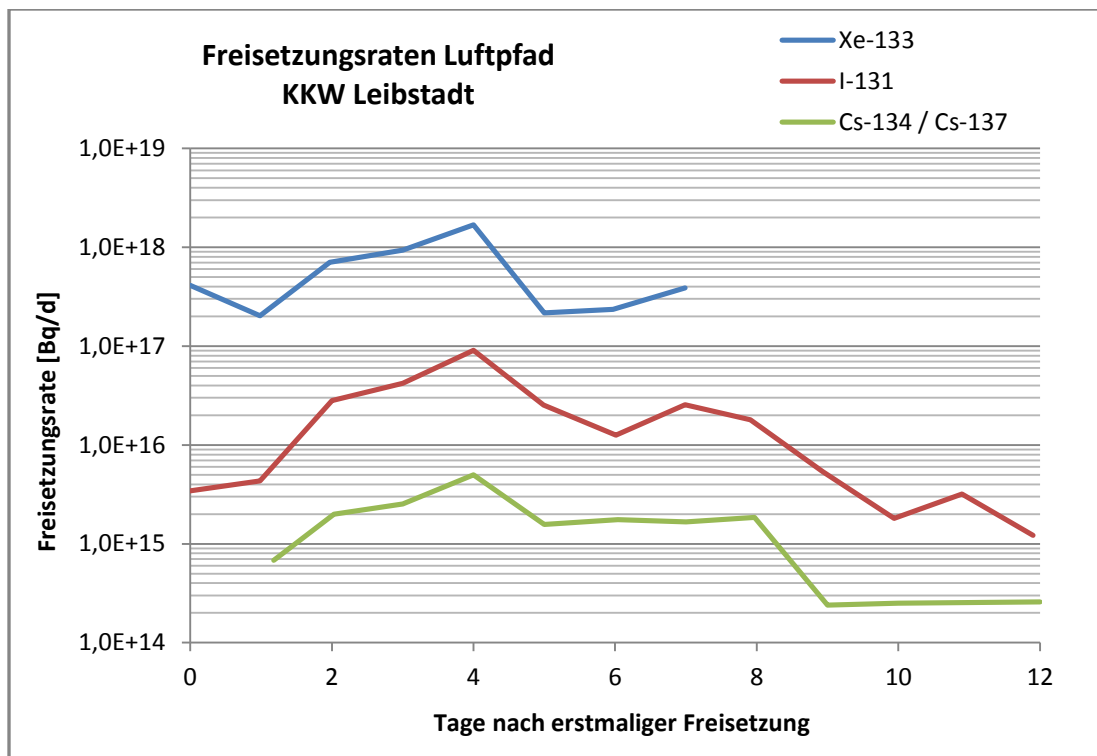


Abb. 2.3: Für weitere Betrachtungen angesetzte Freisetzungsraten über den Luftpfad am Beispiel des KKW Leibstadt

Die hier angesetzten Freisetzungen über den Luftpfad sind aus thermischer Leistung und Abbrand des Blocks 2 des KKW Fukushima-Daiichi skaliert auf die drei schweizerischen Kernkraftwerke. Der Blocks 2 des KKW Fukushima-Daiichi hatte

eine thermische Leistung von 2381 MW. Daraus ergeben sich entsprechend den Daten der schweizerischen Anlagen (siehe Tabelle 2.4) für beide Blöcke des KKW Beznau zusammen etwas geringere Freisetzung, für das KKW Gösgen eine höhere und für das KKW Leibstadt eine nochmals höhere Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebungsluft. Der angenommene Freisetzungsbruchteil bei den schweizerischen Anlagen entspricht also dem tatsächlichen Freisetzungsbruchteil des Blocks 2 des KKW Fukushima-Daiichi. Er beträgt beispielsweise etwa 9 % des Inventars für Iod-Isotope, etwa 5 % des Inventars für Cäsium-Isotope und etwa 2 % des Inventars für Tellur-Isotope.

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. In probabilistischen Risiko-untersuchungen für schweizerische Kernkraftwerke werden beispielsweise folgende Freisetzungsbruchteile bzw. freigesetzte Aktivitätsmengen angegeben:

- KKW Leibstadt: 14 % bis 19 % des Inventars als Cäsiumiodid bei Szenarien, bei denen frühzeitig die Materialschleuse oder das gesamte Containment versagt /ENSI 2009a/.
- KKW Gösgen: Iod-Freisetzung bis $2,8 \cdot 10^{15}$ Bq, Cäsium-Freisetzung bis $8,47 \cdot 10^{16}$ Bq, Cäsiumiodid-Freisetzung bis $8,9 \cdot 10^{17}$ Bq (also mehr als 10 % des Cäsium- und Iod-Inventars) /ENSI 2012/.
- KKW Beznau: Für Block 2 bis 10 % des Inventars an radioaktiven Aerosolen /HSK 1994/.

Die hier angesetzte Freisetzungsmenge stellt also nicht die größtmögliche Freisetzung nach einem schweren Unfall dar.

2.2.2 Freisetzung in den Vorfluter und in das Grundwasser

Für die Untersuchungen zu Freisetzungen in den Vorfluter sind zunächst die Radionuklide Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137 wesentlich. Elementares Iod ist zwar schlecht wasserlöslich, Iod-131 kann jedoch auch als Iodid in Wasser gelöst werden. Ionisches Cäsium ist grundsätzlich gut wasserlöslich.

Wie bereits beim Luftpfad wird hier auch beim Wasserpfad der Quellterm um Radionuklide erweitert, die ebenfalls im Wasser vorgelegen haben müssen bzw. noch darin vorliegen. Strontium-90 ist gut wasserlöslich und von seiner Radiotoxizität her relevant und wird daher mitberücksichtigt. Die Form des zeitlichen Verlaufs der Freisetzung von Strontium wird derjenigen von Cäsium angepasst. Andere Radionuklide können dagegen vernachlässigt werden, auch Tritium, das sicher zu einem großen Teil auf diesem Wege abgegeben würde².

² Auch bei vollständiger Freisetzung des Tritiums in den Vorfluter wäre die Dosis im Verhältnis zu den angesetzten Radionukliden gering.

Die Freisetzen werden, wie beim Luftpfad, nach der thermischen Leistung sowie dem mittleren Abbrand skaliert und auf die Freisetzen aus Block 2 des KKW Fukushima-Daiichi bezogen. Für die Berechnung des Transports über Aare und Rhein wird davon ausgegangen, dass der gesamte Quellterm des Wasserpfads in den Vorfluter freigesetzt wird.

Die zugrunde gelegten Gesamtfreisetzen in das Wasser sind für die einzelnen Kernkraftwerke in Tabelle 2.6 aufgelistet. Die Freisetzungsraten, wie sie für die weiteren Berechnungen verwendet werden, können beispielhaft für das KKW Leibstadt der Abb. 2.4 entnommen werden.

Tab. 2.6: Zugrunde gelegte Gesamtfreisetzen einzelner Spaltprodukte in das Wasser (in Bq)

Radionuklid	KKW Beznau*	KKW Gösgen	KKW Leibstadt
Iod-131	$1,0 \cdot 10^{16}$	$1,4 \cdot 10^{16}$	$1,7 \cdot 10^{16}$
Cs-137	$4,0 \cdot 10^{15}$	$5,2 \cdot 10^{15}$	$6,3 \cdot 10^{15}$
Sr-90	$2,9 \cdot 10^{15}$	$3,8 \cdot 10^{15}$	$4,6 \cdot 10^{15}$

* beim KKW Beznau beziehen sich die Freisetzen auf beide Blöcke gemeinsam, da von einem Ereignis ausgegangen wird, das zum Kernschmelzen in beiden Blöcken führt

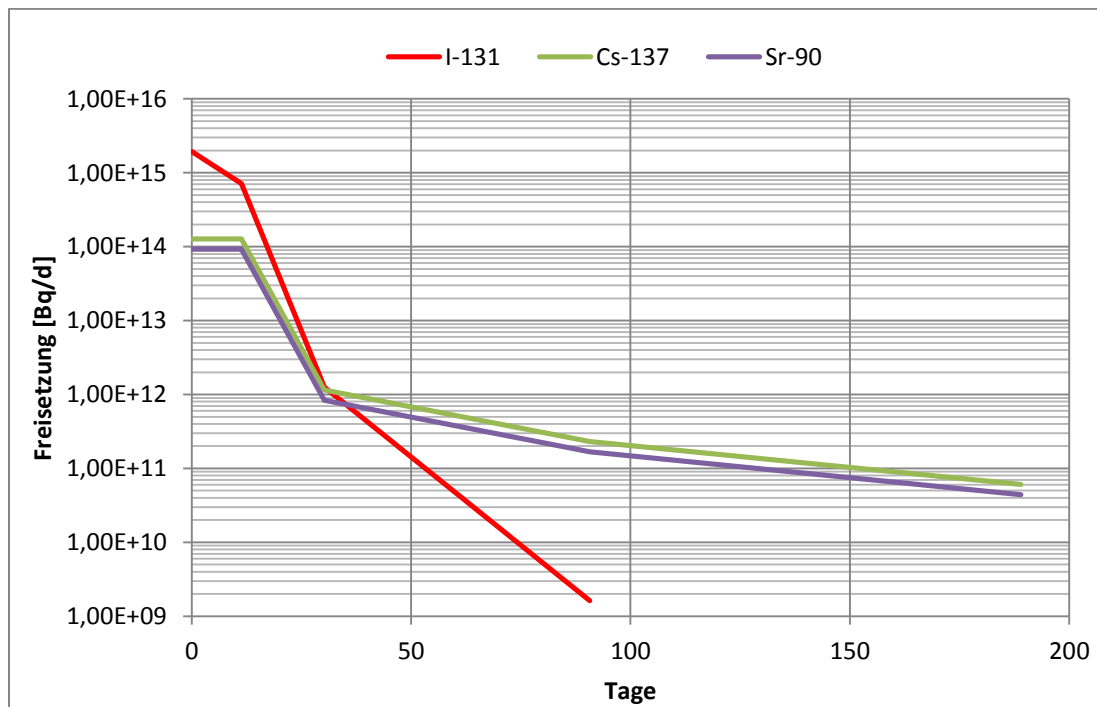


Abb. 2.4: Für weitere Betrachtungen angesetzte Freisetzungsraten über den Wasserpfad am Beispiel des KKW Leibstadt

In die Berechnungen mit dem Rhein-Alarm-Modell für die Trinkwasserkontamination über den Wasserpfad (siehe Kapitel 4.1) fließen die Freisetzungsraten über den anfänglichen Zeitraum von zwölf Tagen ein, für die die höchsten Werte ermittelt wurden (siehe Abb. 2.4). Diese zwölf Tage entsprechen dem Plateau der Freisetzungsmengen wie sie in /CRIEPI 2012/ angegeben sind (siehe Abb. 2.2).

Für die weiteren Betrachtungen und Berechnungen ist es zweckmäßig, den gedachten Tag 0 auf den Beginn des Zeitpunkts dieses Plateaus zu legen, da für die ersten zwei Wochen nach dem Unfall am 11.03.2011 keine Messdaten des Eintrags in den Pazifik vorliegen. Dieser Eintrag wurde offenbar nicht erkannt oder in seiner Relevanz unterschätzt.

Der Vergleich mit dem Unfallhergang von Fukushima-Daiichi ist hier generischer Natur. Bei einem Unfall in den KKW Beznau, Leibstadt oder Gösgen im Zusammenhang infolge eines Extremereignisses könnte die für die direkte Freisetzung verantwortliche Öffnung in Gebäudefundamenten oder über andere Wegsamkeiten nach vorherigem Einbringen von Kühlwasser von außen den Direkteintrag möglich machen. Dies wurde jedoch bislang nicht in probabilistischen Sicherheitsanalysen betrachtet, in denen kontaminiertes Wasser stets als in der Anlage gefasst und zurückgehalten angenommen wird.

Es ist ersichtlich, dass Freisetzungen, die später erfolgen, mehrere Größenordnungen unterhalb der anfänglichen Werte liegen. Dennoch könnten auch solche niedrigeren Freisetzungen noch zur Notwendigkeit der Unterbrechung der Trinkwasserversorgung aus Rhein oder Aare führen. Dies wird in ebenfalls in Kapitel 4.1 diskutiert.

Auf die Bedeutung der angenommenen Freisetzungen für die Kontamination des Grundwassers wird in Kapitel 5.4 eingegangen.

3 Wasserkontamination über den Luftpfad

Eine Kontamination von Oberflächenwasser durch den Eintrag von radioaktiven Stoffen, die luftgetragen freigesetzt und transportiert wurden, ist in den üblichen Berechnungsverfahren nicht enthalten. Dennoch hatte beispielsweise der Unfall in Tschernobyl 1986 gezeigt, dass solche Einträge nicht unerheblich sind. In der Schweiz wurden nach dem Unfall aufgrund der hohen Anreicherung von Cäsium in Süßwasserfisch entsprechend hohe Kontaminationen gemessen. In /BAG 1986/ werden für den August 1986 in Süßwasserfisch aus der Südschweiz Messwerte von in der Regel zwischen etwa 150 Bq/kg bis 1.400 Bq/kg an Cäsium-137 berichtet.

Ein Eintrag in Fließgewässer über den Luftpfad wird hier nicht weiter untersucht, da dieser in Aare und Rhein gegenüber dem direkten Eintrag mit dem Wasser zu vernachlässigen ist³. Ein Eintrag in stehende Gewässer, der bei den untersuchten KKW nur über den Luftpfad möglich ist, kann sich je nach den Eigenschaften eines Sees auch längerfristig auswirken.

Der denkbare Eintragspfad, dass kontaminierter Boden durch Auswaschung in das Gewässer gelangt, kann gegenüber dem Szenario des direkten Washouts in die Seeoberfläche oder des Direkteintrags in Fließgewässer ebenso vernachlässigt werden. Gelangen die Radionuklide durch Niederschläge in den Boden, so wird nur ein geringer Teil via Bodenauswaschung in den See oder den Fluss getragen. In der Schweiz hatten Untersuchungen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl ergeben, dass weniger als 1 % der auf dem Boden abgelagerten Cäsium-Aktivität über die Flüsse abgeführt worden ist /KUeR 1986/.

Die Berechnungen der Kontamination von Seen über den Luftpfad setzen auf der Kontamination von Oberflächen auf und sind in Kapitel 3.1 beschrieben. Aus oberflächenbezogenen Kontaminationen werden anschließend Aktivitätskonzentrationen in Seen berechnet (Kapitel 3.2). In Kapitel 3.3 wird die Gefährdung von Grundwasser über den Luftpfad abgeschätzt.

3.1 Berechnung der Oberflächenkontamination

In Kapitel 3.1.1 werden die Grundlagen der hier durchgeführten Berechnung der Oberflächenkontamination über den Luftpfad dargestellt. In Kapitel 3.1.1 werden die Pfade ausgewählt, die für die Abschätzung von Konsequenzen weiter zu betrachten sind.

³ Selbst unter der Annahme, dass die atmosphärische Ausbreitung immer dem Flusslauf folgen würde, läge bei einer unterstellten mittleren Breite von 20 m der Eintrag nur bei etwa 1/100 des direkten Eintrags gemäß Kapitel 2.2.2.

3.1.1 Berechnungsgrundlagen

Als Grundlage für die Berechnung der Oberflächenkontamination dient das Gauß-Fahnen-Modell, wie es beispielsweise in /ENSI 2009b/, /IAEA 2001/ oder /SSK 2004a/ beschrieben ist. Es handelt sich um ein Ausbreitungsmodell, welches von einem Transport der Radionuklide entlang der Hauptausbreitungsrichtung (x-Richtung) ausgeht. Die Diffusion wird mittels einer Gaußverteilung quer zur Hauptausbreitungsrichtung (y-Richtung) und in vertikaler Richtung (z-Richtung) beschrieben. Sie nimmt mit der Ausbreitungsrichtung und der Transportzeit der Wolke zu.

Der Falloutfaktor eines Radionuklids r wird nach /SSK 2004a/ berechnet aus:

$$F_r = v_{g,r} \cdot \hat{\chi}$$

Dabei sind

F_r Falloutfaktor für das Nuklid r [$1/m^2$]

$v_{g,r}$ Ablagerungsgeschwindigkeit für das Nuklid r [m/s]

$\hat{\chi}$ Kurzeitenausbreitungsfaktor [s/m^3]

Für den Fallout wird der Kurzeitenausbreitungsfaktor in der Höhe $z = 0$ bestimmt:

$$\hat{\chi}(x, y) = \frac{1}{2\pi \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x) \cdot u_{eff}} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2(x)}} \cdot e^{-\frac{h_{eff}^2}{2\sigma_z^2(x)}}$$

Dabei sind:

$\sigma_y(x)$ Horizontaler Ausbreitungsparameter [m]

$\sigma_z(x)$ Vertikaler Ausbreitungsparameter [m]

u_{eff} Mittlere Windgeschwindigkeit in effektiver Freisetzungshöhe [m]

h_{eff} Effektive Freisetzungshöhe [m]

Die Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z können als Funktion $f(x)$ aufgefasst werden. Sie sind grundsätzlich von der Distanz in Ausbreitungsrichtung x bzw. der Transportzeit der Wolke entlang der Ausbreitungsrichtung und der Diffusionskategorie abhängig. Die mittlere Windgeschwindigkeit hängt außer von der effektiven Freisetzungshöhe noch von der Diffusionskategorie ab. Die Diffusionskategorie beschreibt die Luftturbulenz zur Unterscheidung von sechs verschiedenen Wetterlagen mit deutlich unterschiedlichen Auswirkungen auf die Ausbreitung von Schadstoffen.

Der Washoutfaktor ist unspezifisch für die hier betrachteten Radionuklide und wird nach folgender Formel berechnet:

$$\hat{W}(x, y) = \frac{\Lambda}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_y(x) \cdot u_{eff}} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2(x)}}$$

Dabei ist:

$\hat{W}$ Washoutfaktor [$1/m^2$]

Λ Washoutkoeffizient [$1/s$]

Der Washoutkoeffizient wird im Wesentlichen durch die Niederschlagsintensität bestimmt.

Zur näheren Ausführung der Abhängigkeiten einzelner Parameter untereinander sei auf /SSK 2004a/ verwiesen.

Das Modell geht während der Zeit der Radionuklidfreisetzung von konstanten meteorologischen Bedingungen aus. Die Bahn (Trajektorie) der Wolke hat während dieser Zeit eine konstante Bahnkrümmung. Hält die Freisetzung über einen längeren Zeitraum (den Berechnungsgrundlagen nach /SSK 2004a/ zufolge länger als acht Stunden) an, müssen die berechneten Parameter zur Beschreibung der Kontamination durch Wash- und Fallout auf ein Achtel reduziert werden, da davon auszugehen ist, dass sich die meteorologischen Bedingungen am Emissionsort ändern.

$$\chi = \frac{1}{8} \cdot \hat{\chi}$$

mit χ als Stöfallausbreitungsfaktor im Zeitraum mehrerer Tage

$$W = \frac{1}{8} \cdot \hat{W}$$

mit W als Stöfallwashoutfaktor im Zeitraum mehrerer Tage.

Wird ein schwerer kerntechnischer Unfall analog zum Unfallhergang von Fukushima-Daiichi mit Freisetzungen über mehrere Tage angenommen, so ist die gesamte Freisetzung des Quellterms (siehe Tab. 2.5) innerhalb eines kurzen Zeitraums von etwa acht Stunden nicht sinnvoll (siehe Abb. 2.3). Ein Szenario, welches die Gesamtfreisetzung in mehreren Tagen unterstellt, wäre aufgrund der Reduktion des Kurzzeitausbreitungsfaktors und des Washoutfaktors auf ein Achtel dagegen nicht mehr notwendigerweise konservativ.

Für die nachfolgenden Berechnungen wird so vorgegangen, dass die höchste Freisetzung eines Tages als kurzzeitiges Ereignis mit konstanten meteorologischen Ausbreitungsbedingungen angenommen wird und dafür keine Reduktionsfaktoren eingeführt werden.

Die zeitabhängige Oberflächenkontamination $B_r(t)$ wird schließlich zu

$$B_r(t) = A_r \cdot (F_r + W) \cdot e^{-\lambda_r \cdot t}$$

Dabei sind:

B_r Oberflächenkontamination [Bq/m^2]

A_r Gesamtfreisetzung im betrachteten Zeitintervall [Bq]

λ_r physikalische Zerfallskonstante des Nuklids r [1/s]

t Zerfallszeit t [s]

Für die Berechnungen nach /SSK 2004a/ sind eine Reihe von Parameterwerten festzulegen und Annahmen zu treffen. Als Diffusionskategorie wurde die Diffusionskategorie D (mittlere Luftturbulenz) gewählt, die als die statistisch häufigste anzusehen ist. Zugleich führt sie aber bei größeren Quelldistanzen auch zu den höchsten Kontaminationen. Als Freisetzungshöhe der radioaktiven Stoffe über Grund wurde von einer Höhe von 150 m ausgegangen, da von einer thermischen Überhöhung bei der Freisetzung auszugehen ist. Für einen stärkeren Niederschlag, der mit einer Intensität von etwa 5 mm/h über einen Zeitraum von 8 Stunden anhält, wird in /BWG 2005/ eine mittlere Häufigkeit von alle 2,33 Jahre (bezogen auf Bern) angegeben. Für die Berechnungen wird hier von einer mittleren Niederschlagsintensität von 1 mm/h über eine Zeitdauer von 8 Stunden und über die betrachteten Distanzen von bis zu 80 km in Hauptausbreitungsrichtung ausgegangen. In Tab. 3.1 sind die getroffenen Annahmen zusammengefasst.

Tab. 3.1: Annahmen für die atmosphärische Ausbreitung

Niederschlagsintensität [mm/h]	1
Emissionshöhe [m]	150
Windgeschwindigkeit in 150 m Höhe [m/s]	2,13
Diffusionskategorie	D

3.1.2 Abbildung der Trajektorie

Die Trajektorie wird konservativ so abgebildet, dass eine möglichst große Oberfläche des Sees von Fall- und Washout betroffen ist. Hierbei wird auf dem atmosphärischen Transportweg von keinen Hindernissen durch Gelände, das die Ausbreitungsrichtung verschieben könnte, ausgegangen. Der Durchzug der radioaktiven Wolke entlang der länglichen Form eines Sees, wie beispielsweise des Zürichsees, ist aufgrund der orografischen Beziehung des Sees zu umgebenden Erhebungen grundsätzlich plausibel.

Zwischen dem jeweiligen Kernkraftwerk und den Seen wird möglichst eine direkte Verbindung gewählt. Die gewählte Trajektorie kann jedoch auch eine gekrümmte Bahnlinie darstellen, wenn dadurch größere Teile der Oberfläche mit höheren Werten kontaminiert werden. Für die jeweiligen Seen werden die Distanzen zum Emissionsort entsprechend bestimmt.

Die tatsächliche Wahrscheinlichkeit der Ausbildung der unterstellten Bahnkrümmung wird in der weiteren Betrachtung nicht diskutiert. Zum einen liegen lediglich Daten zur Windstatistik am Emissionsort, den Kernkraftwerken, in den jeweiligen

Sicherheitsberichten der Standorte vor. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass innerhalb der betrachteten Ausbreitungsdistanzen während eines festen Zeitpunkts unterschiedliche Windrichtungen in 150 m Höhe vorherrschen können. In der hier verwendeten Modellierung wird vereinfachend ein fester Zeitpunkt betrachtet, für den dann für den jeweiligen See ein ungünstiges Strömungsbild vorherrscht.

Zum anderen wäre für die Beurteilung der Wahrscheinlichkeit der späteren Zielgröße, der Aktivitätskonzentration, eine multifaktorielle Analyse notwendig, die beispielsweise auch lokale Starkregen über dem See berücksichtigen würde.

Es ist festzuhalten, dass für die Berechnung der Kontamination des jeweiligen Sees

- ein ungünstiges atmosphärisches Strömungsbild gewählt wurde, für das häufige westliche Windrichtungen vorherrschend sind (bei Wahl anderer Strömungsbilder kann sich auch die völlige Kontaminationsfreiheit des jeweiligen Sees ergeben) und
- für sonstige meteorologische Bedingungen wie Niederschlag und Diffusionskategorie mittlere und wahrscheinliche Parameter gewählt wurden (siehe Tab. 3.1).

3.1.3 Berechnungsergebnisse und Auswahl von Szenarien zur weiteren Betrachtung

Mit der im vorangegangenen Abschnitt dargestellten Modellierung können die Oberflächenkontaminationen einzelner Nuklide für alle abgeleiteten Quellterme entlang der unterstellten Trajektorie und in unterschiedlichen Entfernungen zur Trajektorie berechnet werden.

Nachfolgend werden repräsentativ Oberflächenkontaminationen von Iod-131 und Cäsium-137 auf der Hauptausbreitungsrichtung als auch flächenhafte Kontaminationen dargestellt und die Vorgehensweise zu deren Bestimmung erläutert. Außerdem wird die Kontamination einiger Oberflächengewässer durch Fall- und Washout abgeschätzt. Aus diesen flächenbezogenen Werten werden in Kapitel 3.2 Aktivitätskonzentrationen in Seen ermittelt. Die Darstellung erfolgt hier beispielhaft, um die Vorgehensweise zu demonstrieren.

Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich immer auf die Summe der Kontamination durch Fall- und Washout. In den relevanten Distanzen der Seen von den Kernkraftwerken ist im hier zugrunde gelegten meteorologischen Szenario die Kontamination durch Washout etwa um den Faktor 50 höher als die durch Fallout.

In den nachfolgenden Tabellen wurden solche Distanzen für die beispielhafte Darstellung ausgewählt, die sich aufgrund der Lage der Kernkraftwerke zum Zürichsee ergeben. Dabei wird möglichst eine direkte Verbindung gewählt.

Für das KKW Beznau, dessen Trajektorie direkt über den Zürichsee zeigt, wird in 40 km Quelldistanz in etwa 3,4 km Abstand senkrecht zur Hauptausbreitungsrichtung

tung ein Oberflächenkontaminationswert für Iod-131 von $3 \cdot 10^7$ Bq/m² ermittelt (Tab. 3.2). In 50 km Quelldistanz beträgt der Abstand senkrecht zur Hauptausbreitungsrichtung etwa 1,7 km für den gleichen Wert der Kontamination. Werden die Punkte gleicher Kontamination verbunden (Isolinien) kann mit genügender Genauigkeit der oberflächliche Eintrag in das jeweilige Gewässer abgeschätzt werden.

Vergleicht man diese Werte für das KKW Beznau mit denen des KKW Leibstadt (Tab. 3.3), so erkennt man, dass durch den größeren Quellterm des KKW Leibstadt ähnlich große Flächen mit den entsprechenden Werten kontaminiert sind. Der größere Quellterm wiegt hier die etwas größere Quelldistanz des KKW Leibstadt zum Zürichsee (ca. 38 km bis 78 km) gegenüber der Quelldistanz des KKW Beznau zum Zürichsee (ca. 30 km bis 70 km) auf.

Für eine konservative Betrachtung der Kontamination des Zürichsees muss ein Unfall im KKW Leibstadt oder KKW Beznau herangezogen werden (siehe Abb. 3.1), da aus Unfällen in den anderen Kernkraftwerken geringere Kontaminationen erwartet werden. Diese sind radiologisch voraussichtlich ebenfalls erheblich, jedoch ist es zweckmäßig für den Notfallschutz den ungünstigsten Fall zu unterstellen.

Für die Betrachtungen möglicher Kontaminationen des Bodensees stellt ebenfalls ein Unfall im KKW Leibstadt das ungünstigste Szenario dar (siehe Abb. 3.2).

Dass der Bodensee ebenfalls zu den in den untersuchten Szenarien gefährdeten Gewässern zählt, ist auch im Hinblick auf den grenzüberschreitenden Notfallschutz und die Umweltüberwachung beachtenswert, da nicht nur die Schweiz, sondern insbesondere auch Baden-Württemberg den Bodensee als wichtige Trinkwasserressource nutzt⁴ /ZVBWV 2014/. Maßnahmen des Notfallschutzes betrachten wir in dieser Studie jedoch im nationalen Kontext der Schweiz (siehe Kapitel 6).

Der Einfluss der Quelldistanz auf die Oberflächenkontamination ist in Abb. 3.3 dargestellt. Für den Zürichsee oder einen der kleineren Seen wie den Hallwilersee im Schweizer Mittelland werden durch das KKW Leibstadt rechnerisch die höchsten Kontaminationen ermittelt. Für weiter entfernt liegende Seen wie den Zugersee oder den Vierwaldstättersee stellt der unterstellte Unfall im KKW Gösgen das ungünstigste Szenario dar.

⁴ Das Bodenseewasser versorgt in Baden-Württemberg 147 Städte und Gemeinden, darunter Stuttgart, Reutlingen, Pforzheim und Heilbronn, sowie 34 Wasserversorgungszweckverbände. Die Jahresabgabe von 125 Mio. Kubikmeter erreicht damit etwa 4 Mio. Bürgerinnen und Bürger der Bundesrepublik Deutschland.

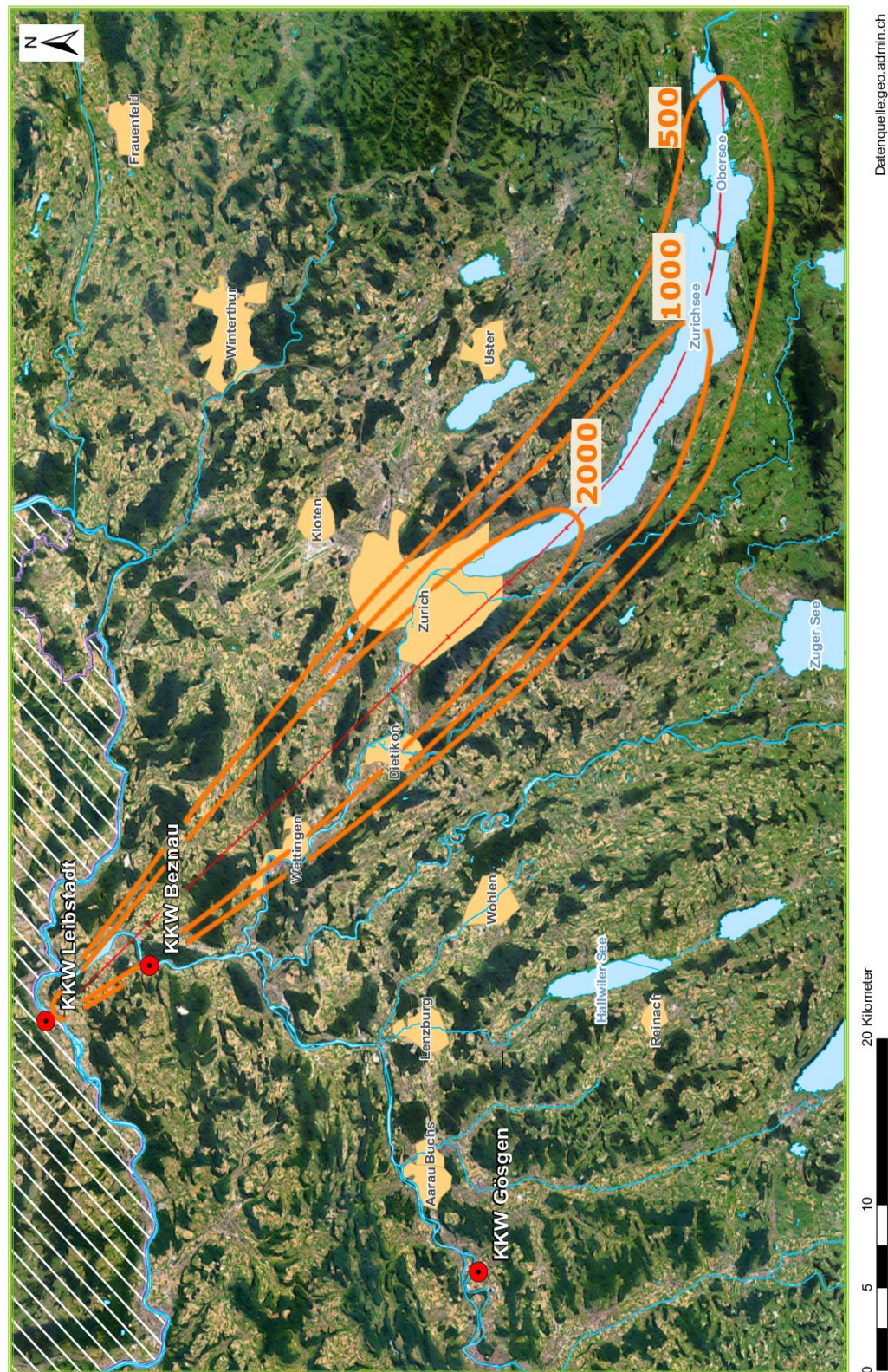


Abb. 3.1: Kontamination des Zürichsees mit Cäsium-137 durch einen Unfall im KKW Leibstadt in kBq/m^2 (1000 Bq/m^2)

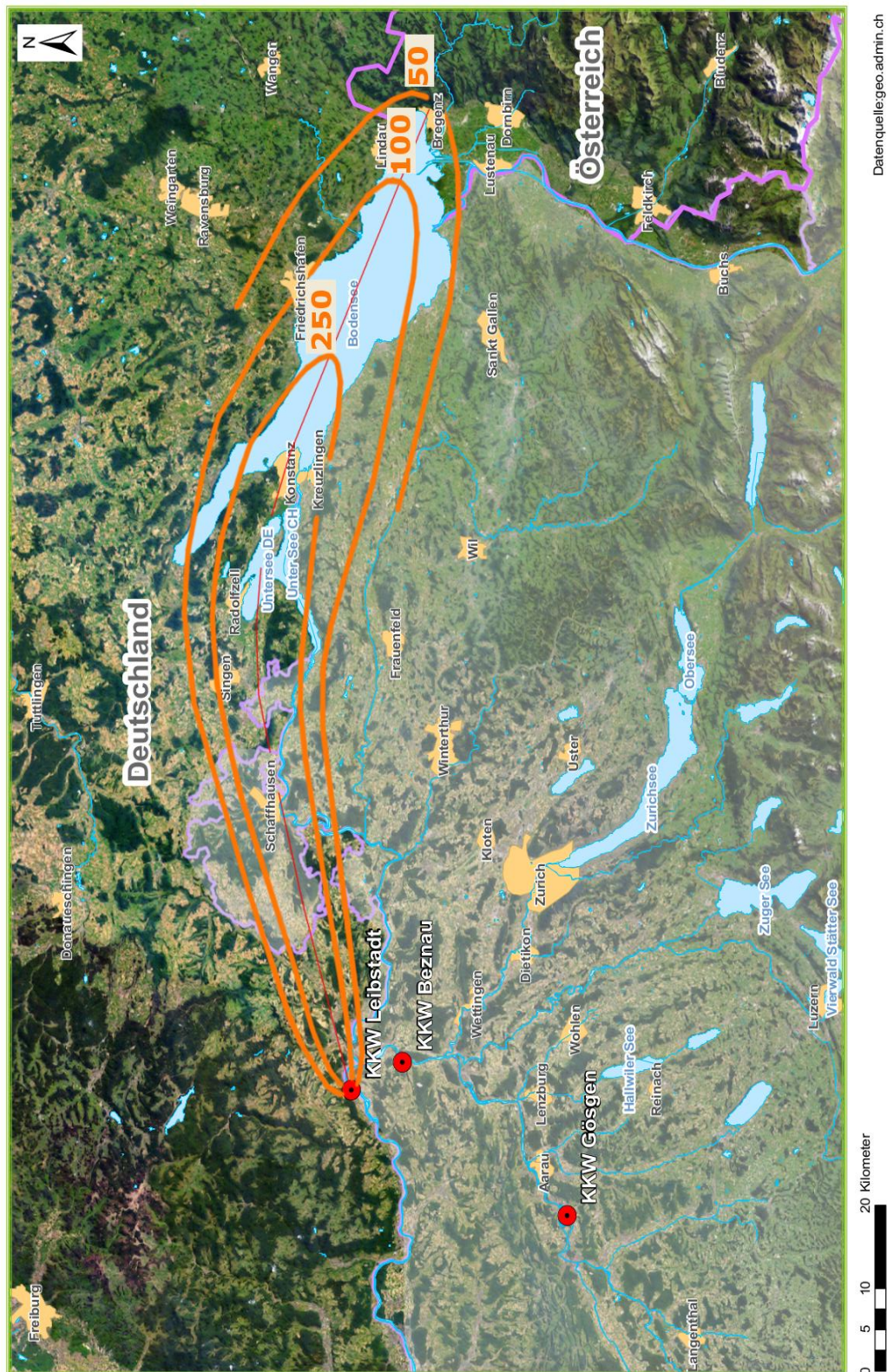


Abb. 3.2: Kontamination des Bodensees mit Cäsium-137 durch einen Unfall im KKW Leibstadt in kBq/m² (1000 Bq/m²)

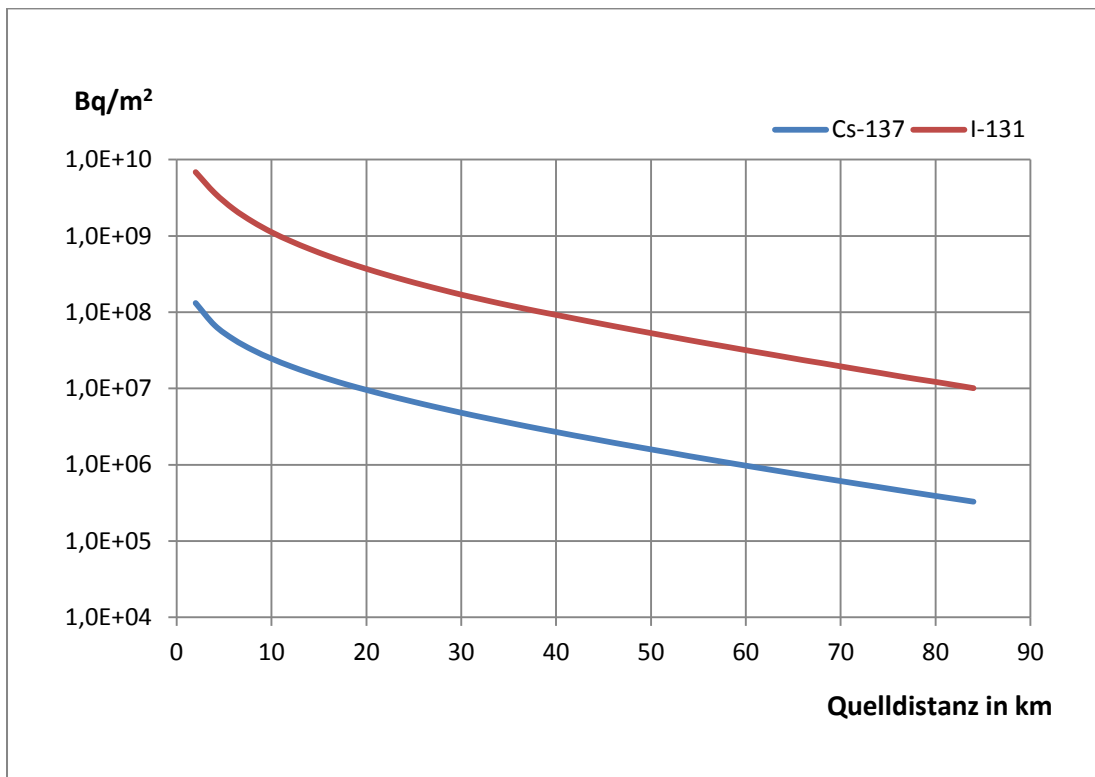


Abb. 3.3: Oberflächenkontamination durch das KKW Leibstadt entlang der Hauptachse

Für alle Seen wird der ungünstigste Fall rechnerisch ermittelt, indem die Werte auf der Hauptachse miteinander verglichen werden. Für den ungünstigsten Fall werden jeweils die Oberflächeneinträge aus Isolinien abgeleitet. Die ungünstigsten Szenarien, d. h. mit dem für die jeweiligen Seen ungünstigsten Kernkraftwerk, werden in Tab. 3.4 dargestellt.

Tab. 3.2: Oberflächenkontaminationswerte durch Freisetzungen aus dem KKW Beznau

Oberflächenkontamination [Bq/m ²]	Quelldistanz [km]				
	30	40	50	60	70
I-131	Horizontaler Abstand zur Hauptachse [m]				
8·10 ⁷	1.800	-	-	-	-
5·10 ⁷	2.800	1.600	-	-	-
4·10 ⁷	3.200	2.500	-	-	-
3·10 ⁷	3.700	3.400	1.700	-	-
2·10 ⁷	4.200	4.300	3.600	-	-
1·10 ⁷	5.000	5.500	5.600	5.000	3.000
Cs-137	Horizontaler Abstand zur Hauptachse [m]				
2·10 ⁶	2.100	-	-	-	-
1·10 ⁶	3.500	3.100	600	-	-
9·10 ⁵	3.600	3.400	1.800	-	-
7·10 ⁵	4.000	4.000	3.100	-	-
5·10 ⁵	4.400	4.600	4.300	2.800	-

Tab. 3.3: Oberflächenkontaminationswerte durch Freisetzungen aus dem KKW Leibstadt

Oberflächenkontamination [Bq/m ²]	Quelldistanz [km]				
	38	48	58	68	78
I-131	Horizontaler Abstand zur Hauptachse [m]				
8·10 ⁷	2.000	-	-	-	-
5·10 ⁷	3.400	2.000	-	-	-
4·10 ⁷	3.900	3.100	-	-	-
3·10 ⁷	4.500	4.000	2.300	-	-
2·10 ⁷	5.100	5.100	4.300	1.800	-
1·10 ⁷	6.100	6.500	6.500	5.800	4.000
Cs-137	Horizontaler Abstand zur Hauptachse [m]				
2·10 ⁶	2.600	-	-	-	-
1·10 ⁶	4.200	3.800	1.700	-	-
9·10 ⁵	4.400	4.100	2.600	-	-
7·10 ⁵	4.900	4.800	3.900	-	-
5·10 ⁵	5.400	5.500	5.100	3.700	-

Tab. 3.4: Ungünstigste Szenarien für die Kontamination von Seen

Betroffener See	KKW Leibstadt	KKW Beznau	KKW Gösgen
Zürichsee	x	x	
Zugersee			x
Bodensee	x		
Vierwaldstättersee			x
Hallwilersee	x		

3.2 Abschätzung der Aktivitätskonzentration in Seen durch Fall- und Washout

Die in Kapitel 3.1 abgeschätzten Werte von Oberflächenkontaminationen durch Fall- und Washout werden nachfolgend verwendet, um die Aktivitätskonzentration in Seen abzuschätzen. Dazu wird zunächst die Modellierung dargestellt, mit der die Ausbreitung in einem See beschrieben werden kann.

3.2.1 Unmittelbare Aktivitätskonzentrationen

In Seen können sich Temperaturschichtungen aufbauen, zwischen denen ein reduzierter Austausch stattfindet. Als Hypolimnion wird die untere Wasserschicht in einem geschichteten stehenden Gewässer bezeichnet. Aufgrund der Dichteanomalie des Wassers (größte Dichte bei etwa 4 °C) weist diese die Temperatur von etwa 4 °C auf. Diese Schicht wird nur durch interne Wellen und deren Ausgleichsströmungen bewegt. Als Epilimnion wird die oberste Wasserschicht bezeichnet, die bei flachen Seen mit höheren Temperaturen auch den Seeboden berühren kann. Ansonsten kommt es im Sommer kaum zu einem vertikalen Austausch von warmem Wasser der oberen Schicht und dem kalten Wasser der unteren Schicht. Zwischen diesen beiden Schichten kann sich gegebenenfalls eine als Metalimnion bezeichnete Schicht ausbilden, die dann einen großen Temperaturgradienten aufweist.

Die turbulente vertikale Diffusion (Eddy-Diffusion) in Stillgewässern wird oftmals mittels des 1. Fick'schen Gesetzes beschrieben:

$$F_z = -K_z \cdot \frac{\delta c}{\delta z}$$

Dabei sind

F_z turbulent-diffusiver Fluss in vertikaler Richtung [Bq/(s·m²)]

K_z turbulenter Diffusionskoeffizient [m²/s]

$\frac{\delta c}{\delta z}$ Konzentrationsgradient der Radionuklide in vertikaler Richtung [Bq/m⁴]

In Seen des schweizerischen Mittellands wurden im Hypolimnion Werte für den turbulenten Diffusionskoeffizienten zwischen 0,15 cm²/s und 0,5 cm²/s ermittelt [Bührer 1993]. Vereinfachend kann von einer unendlich großen vertikalen Diffusion ausgegangen werden, d. h. nach einem Integrationsschritt ist der Konzentrationsgradient der Radionuklide mit der Tiefe gleich Null und die Durchmischung ist vollständig.

Weiterhin wird von einer Zirkulation und einer Durchmischung der Radionuklide mit einem Großteil des Seevolumens ausgegangen. Diese Annahme ist im Hinblick auf eine Folgenbetrachtung für die Trinkwasserversorgung als konservativ anzusehen, da die Seefassungen zum Schutz des Trinkwassers im Hypolimnion, also in tieferen Bereichen des Sees, angebracht werden. Würden sich die Radionuklide nur mit dem Epilimnion, also der wärmeren Schicht des Sees, instantan vermischen, so

müsste davon ausgegangen werden, dass die Trinkwasserfassung vor sofortigen Kontaminationen noch geschützt ist.

Selbstverständlich gelangen Radionuklide auch ohne den angenommenen vertikalen Wassermassenaustausch mit der Trinkwasserfassung in Kontakt. Der dominierende Prozess ist dann die Sedimentation nach der Anlagerung beispielsweise von Cäsium-137 an Tonminerale und anschließender Calcit-Fällung /Lindner 1991/. Dieser Prozess findet jedoch um einiges langsamer statt als die turbulente Diffusion. Die mittlere Aufenthaltszeit von Cäsium-Isotopen im Epilimnion des Bodensees beträgt während der Zeit einer stabilen Schichtung etwa 12 bis 17 Tage /Mangini 1990/.

In den gemäßigten Breiten zirkulieren Stillgewässer ein- bis zweimal im Jahr. Die Zirkulation kann im Frühjahr und im Herbst stattfinden, während sich im Sommer und im Winter aufgrund eines Sprungs in der vertikalen Temperaturverteilung eine stabile Dichteschichtung einstellt. Eine Vollzirkulation ist dann gegeben, wenn sich im Vertikalprofil kein Dichtegradient mehr ausbildet. Am Beispiel des Bodensees wurde die Periodizität der Vollzirkulation in den Jahren 1974 bis 1992 untersucht /Bührer 1993/. In den Monaten November bis Februar löst sich die Schichtung auf und es kommt zur Vermischung, die Vollzirkulation ist dann im März erreicht. Jedoch kommt es auch zu Abweichungen vom Regelfall; bei schlechten oder mäßigen Durchmischungen ist weiterhin eine Temperatursprungschicht ausgebildet, die sich in 150 m bis 200 m Tiefe des Bodensees befindet. So gab es im Winter der Jahre 1988/1989 keine vollständige Durchmischung.

Aufgrund solcher und ähnlicher Betrachtungen sind also Szenarien denkbar, bei der es auch in der Phase der Zirkulation zu keiner vollständigen Durchmischung kommt. Möglicherweise ist die Konzentration in der Nähe der Seefassung dann gegenüber dem Szenario der homogenen Vermengung mit dem gesamten Seevolumen erhöht, so dass eine rechnerische Erhöhung der zunächst abgeschätzten Konzentration gerechtfertigt ist. In einem Gutachten zur Tragweite der Strahlenfolgen eines schweren Unfalls des tschechischen KKW Temelin im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung wird beispielsweise ein Szenario der vollständigen Durchmischung von einem Szenario mit Vermischung in einem erweiterten Epilimnion unterschieden und in letzterem die Hälfte des Volumens eines Stausees zur Bestimmung von Aktivitätskonzentrationen angesetzt /Klumpar 2011/. Auch hier legen wir für die weiteren Betrachtungen einen Faktor 2 als Sicherheitszuschlag zugrunde, der die Reduzierung des an der Durchmischung beteiligten Wasservolumens auf die Hälfte beschreibt.

Für andere Nutzungsformen wie Baden oder die Fischerei wiederum ist eine Durchmischung mit einem Großteil des Wasservolumens nicht konservativ. Für solche Nutzungsformen, die jedoch nicht im Mittelpunkt der Studie stehen sollen, wird von einem geringeren Mischungsvolumen ausgegangen. Dieses wird mit einem Zehntel des Seevolumens angesetzt.

Der Quantifizierung des tatsächlich durchmischten Volumens für jedes Stillgewässer soll an dieser Stelle nicht nachgegangen werden, da eine solche Quantifizierung in Anbetracht der Unsicherheit der Eingangsparameter und der Modellparameter problematisch wäre. Stattdessen wird in einer ersten Abschätzung zunächst von einer instantanen homogenen Vermengung der Radionuklide im See ausgegangen (siehe Tab. 3.5).

Folgende Annahmen werden dabei getroffen:

- Die Radionuklide erreichen ohne weitere Verweil- und Zerfallszeit in der oberen Seeschicht (dem Epilimnion) die Trinkwasserfassung.
- Der Radionuklideintrag erfolgt während der Phase der Zirkulation eines Sees mit raschem vertikalen Wassermassenaustausch.

Die so ermittelten Aktivitätskonzentrationen werden dann mit den verschiedenen Konservativitätsfaktoren – 2 für Trinkwassernutzung und 10 für sonstige Nutzungsformen – multipliziert (siehe Tab. 3.6).

Tab. 3.5: Aktivitätskonzentrationen wichtiger Radionuklide in Schweizer Seen nach instantaner homogener Durchmischung mit den Gesamtvolumina (in Bq/m³)

	I-131	Cs-134	Cs-137	Te-127m	Te-129m	Te-132	Ba-140	Sr-89	Sr-90
für die Trinkwasserversorgung relevante Seen									
Zürichsee	$9,5 \cdot 10^5$	$2,7 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^4$	$3,7 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^4$	$4,4 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^5$	$6,3 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^4$
Vierwaldstättersee	$2,6 \cdot 10^5$	$8,2 \cdot 10^3$	$8,2 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3$	$3,3 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^4$	$3,1 \cdot 10^3$
Bodensee	$1,1 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^3$	$3,4 \cdot 10^3$	$4,5 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^3$	$5,4 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$7,7 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^3$
für weitere Nutzungsformen relevante Seen									
Zugersee	$4,8 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^4$	$1,9 \cdot 10^3$	$5,7 \cdot 10^3$	$2,2 \cdot 10^5$	$5,1 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^4$	$5,4 \cdot 10^3$
Hallwilersee	$4,8 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^4$	$5,7 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^5$	$3,2 \cdot 10^5$	$5,4 \cdot 10^4$

Tab. 3.6: Aktivitätskonzentrationen wichtiger Radionuklide in Schweizer Seen nach instantaner homogener Durchmischung mit reduzierten Volumina (in Bq/m³)

	I-131	Cs-134	Cs-137	Te-127m	Te-129m	Te-132	Ba-140	Sr-89	Sr-90
für die Trinkwasserversorgung relevante Seen – Konservativitätsfaktor 2									
Zürichsee	$1,9 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^4$	$5,4 \cdot 10^4$	$7,4 \cdot 10^3$	$2,2 \cdot 10^4$	$8,8 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^4$
Vierwaldstättersee	$5,2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^3$	$6,6 \cdot 10^3$	$2,6 \cdot 10^5$	$4,6 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10^4$	$6,2 \cdot 10^3$
Bodensee	$2,2 \cdot 10^5$	$6,8 \cdot 10^3$	$6,8 \cdot 10^3$	$9,0 \cdot 10^2$	$2,8 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^3$
für weitere Nutzungsformen relevante Seen – Konservativitätsfaktor 10									
Zugersee	$4,8 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^4$	$5,7 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^5$	$3,2 \cdot 10^5$	$5,4 \cdot 10^4$
Hallwilersee	$4,8 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^7$	$5,1 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^5$

3.2.2 Längerfristige Aktivitätskonzentrationen

Längerfristige Aktivitätskonzentrationen in Seen sind gerade für die Bestimmung der Ausfallzeit eines Sees als Trinkwasserressource interessant. Um die mögliche Überschreitungszeit von Grenzwerten in Seen zu diskutieren (siehe Kapitel 5.2.2), müssen die Entfernungs- und Akkumulationsprozesse quantifiziert werden. Vorausschauend auf die Bewertungskriterien der Nutzbarkeit von Trinkwasser (siehe Kapitel 5.1) beschränken wir uns bei der Betrachtung von Entfernungs- und Akkumulationsprozessen auf Iod-131, die Cäsium-Isotope und die Strontium-Isotope.

3.2.2.1 Entfernungs- und Akkumulationsprozesse

Entfernungs- und Akkumulationsprozesse werden im Folgenden aufgeführt. Aussagen zur Sedimentation und Rücklösung sind einer Studie zum Verhalten von Cäsium-137 im Bodensee in Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl entnommen /Lindner 1991/.

Entfernungsprozesse:

Radionuklide verlassen im Wesentlichen den Wasserkörper des Sees durch

- Sedimentation,
- Entfernung durch Abfluss, sowie
- radioaktiven Zerfall.

Akkumulationsprozesse:

Radionuklide verbleiben im Wesentlichen im System See durch

- Rücklösung aus Sediment.

Tonmineralpartikel bilden reaktive Oberflächen für das langlebige Radionuklid Cäsium-137. Radionuklid-Tonmineralkomplexe sind dann Nukleationszentren für die Bildung von Calcitkristallen, die durch Sedimentation aus dem Seewasser entfernt werden.

Für die Rücklösung hingegen sind vermutlich temperaturgesteuerte Austauschprozesse mit Ammonium-Ionen in Moorböden des Wassereinzugsbereichs als auch im Sediment des Sees verantwortlich.

Sedimentation und Rücklösung als konkurrierende und gegenläufige Effekte sind vom Chemismus und der limnologischen Charakteristika des Sees abhängig. Verallgemeinernd kann gesagt werden, dass bei Seen mit moorigen Einzugsgebieten wie den deutschen Seen Schreckensee und Vorsee die Rücklösung von Cäsium-137 die Sedimentation dominieren kann, während in großen und tiefen Hartwasserseen Cäsium-137 irreversibel an Tonminerale gebunden wird. Die Sorptionsfähigkeit von Tonmineral-Partikeln kann durch huminstoffartige Wasserinhaltsstoffe inaktiviert werden.

Schließlich nimmt die Aktivität eines Radionuklids in einem geschlossenen System, also auch ohne Betrachtung anderer Entfernungsprozesse, mit dem Zerfallsgesetz ab.

3.2.2.2 Bedeutung für einzelne Radionuklide

Vereinfachend kann der Rückgang der Aktivität von Iod-131 mit einer Halbwertszeit von 8 Tagen ausschließlich durch den radioaktiven Zerfall betrachtet werden.

Das Verhalten von Radionukliden mit längeren Halbwertszeiten soll anhand von Modellierungsergebnissen mit dem dreidimensionalen Modell THREETOX zu Cäsium-137 im Bodensee nachvollzogen werden und die in Kapitel 3.2.2.1 erwähnten Prozesse berücksichtigen /Maderich 1998/.

In der Seemitte des Bodensees betrug die berechnete Aktivitätskonzentration von Cäsium-137 im September 1986 etwa 130 Bq/m^3 . 5 Monate später betrug sie den Berechnungen zufolge noch etwa 80 Bq/m^3 , weitere 7 Monate später noch etwa 30 Bq/m^3 .

Ungeachtet komplexer Vorgänge kann vereinfachend für einen tiefen Hartwassersee wie dem Bodensee von einer Halbierung der Aktivitätskonzentration in einem halben Jahr ausgegangen werden. Für Seen mit moorigen Einzugsgebieten nimmt die Aktivitätskonzentration für das langlebige Cäsium-137 dagegen auch über Jahre nicht ab. Für Cäsium-134 kann dasselbe Verhalten angenommen werden, da es sich bei den chemischen Vorgängen um elementspezifische Eigenschaften handelt.

Für die Strontiumisotope ist ebenso anzunehmen, dass in einem See mit hartem Wasser, also einem Wasser mit kalkabscheidendem Charakter, diese an der Calcitfällung teilnehmen. Strontium ist wie Calcium ein Erdalkalimetall und gehört zu den

Härtebildnern. Dessen Radioisotope verhalten sich chemisch völlig identisch wie die stabilen Isotope.

3.3 Abschätzung der Gefährdung von Grundwasser durch Fall- und Washout

Wie in Kapitel 3.1 dargestellt, sind in unmittelbarer Nähe der Kernkraftwerke im untersuchten Unfallszenario Oberflächenkontaminationswerte von über $5 \cdot 10^9 \text{ Bq/m}^2$ Iod-131 und 10^8 Bq/m^2 Cäsium-137 zu erwarten. Im Hinblick auf Oberflächengewässer wurde in Kapitel 3.2 festgestellt, dass für verschiedene Nutzungsszenarien von Wasserkontaminationen von beispielsweise bis zu etwa $5 \cdot 10^7 \text{ Bq/m}^3$ Iod-131 und bis zu $1,4 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$ Cäsium-137 aufgrund des Fall- und Washouts auszugehen ist. Im Folgenden ist noch zu untersuchen, ob auch erhebliche Kontaminationen des Grundwassers in Betracht zu ziehen sind.

3.3.1 Kontamination tieferer Bodenschichten

Durch Fall- und Washout abgelagerte Radionuklide befinden sich zunächst auf der oberen Bodenschicht und werden durch den Niederschlag in die tieferen Bereiche der ungesättigten Bodenzone eingetragen. Der Transport erfolgt je nach der Sättigung unterschiedlich schnell, die Sorptionseigenschaften der betrachteten Radionuklide spielen zudem eine wesentliche Rolle. Erst nachdem sie tiefere Schichten nahe dem Grundwasserspiegel erreicht haben, könnten sie in genutztes Grundwasser und damit auch in Trinkwasser gelangen.

Beispielsweise am Pegel 3603 der Gemeinde Zürich (Limmatgrundwasserstrom) wurde 2012 ein Jahresmittel des Grundwasserstands von etwa 399 m über Meereshöhe gemessen. Die Geländeoberkante liegt bei etwa 408 m über Meereshöhe /Zürich 2012/. Um das Grundwasser zu erreichen, müssten die Radionuklide also einen vertikalen Weg von 9 m durch den ungesättigten Bodenkörper zurücklegen. In Basel Stadt, beispielsweise am Pegel 0148, lag der Grundwasserstand im Mittel etwa 8 m unter Geländeoberkante /Basel 2012/.

Hinsichtlich eines Eintrags in das genutzte Grundwasser sind aufgrund der langen Transportzeit von der Oberfläche bis in einige Meter Tiefe nur Radionuklide mit entsprechend langer Halbwertszeit zu betrachten, hier also Strontium-90 und Cäsium-137. Zu diesen beiden Radionukliden liegen umfangreiche Erkenntnisse über das Verhalten in Böden vor, da sie sowohl im Rahmen der oberirdischen Atomwaffentests bis in die 1960er Jahre als auch durch die Reaktorkatastrophe in Tschernobyl 1986 großflächig abgelagert wurden. Tab. 3.7 zeigt Messergebnisse zu Bodenprofilen bei sandigen und lehmigen Böden, die in Bayern 1986 erhoben wurden /StMLU 1987/.

Tab. 3.7: Bodenkontaminationen und Bodenprofile nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl /StMLU 1987/

Messort	Probenahmedatum	Entnahmetiefe in cm	Cs-137 in Bq/kg
Rehau (schluffiger Lehm)	25.09.86	0-2	116
		2-12	14
		12-30	<2
Dörfles-Esbach (schluffiger Lehm)	22.09.86	0-10	10
		10-25	13
		25-35	<2
Nürnberg (lehmiger Sand)	02.10.86	0-10	12
		10-20	4
		20-30	<2
Fürth (sandiger Lehm)	01.10.86	0-10	18
		10-20	<1
Stockstadt (lehmiger Sand)	16.09.86	0-2	123
		2-13	<1
Pettstadt (lehmiger Sand)	30.09.86	0-12	14
		12-20	<1

Die in Tab. 3.7 zusammengestellten Messwerte rühren von Orten her, an denen eine Aktivitätsablagerung an Cäsium-137 in der Größenordnung von 10^3 Bq/m² bis 10^4 Bq/m² erfolgte.

In /BLU 2006/ wird über die Entwicklung der Bodenkontamination durch Cäsium-137 in Bayern bis 2005 berichtet. Für Weideböden werden dabei die in Tab. 3.8 genannten tiefenabhängigen Konzentrationen genannt. Eine zeitliche Auswertung in /BLU 2006/ ergab über den Zeitraum bis 2005 eine stetig fallende Tendenz der Konzentration in der Tiefe von 0 cm bis 10 cm. In 10 cm bis 20 cm stieg die Aktivitätskonzentration in der Tendenz bis 1999 an und fällt danach ab. In 20 cm bis 30 cm Tiefe zeigt sich dieser Effekt ebenfalls, allerdings mit einem in das Jahr 2000 verschobenen Maximum der Aktivitätskonzentration von Cäsium-137.

Tab. 3.8: Kontaminationen und Bodenprofile für Cäsium-137 von Weideböden in Bayern nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bis 2005 (in Bq/kg, bezogen auf Trockensubstanz) /BLU 2006/

Entnahmetiefe in cm	Minimum	Maximum	Mittelwert
0-10	10	358	118
10-20	4	145	52
20-30	<1	34	11

Messwerte aus der Schweiz zur Untersuchung des Fallouts aus den oberirdischen Kernwaffentests bestätigen das Bild der langsamen Migration von Cs-137 in tiefere Bodenschichten. Eine Untersuchung einer Messreihe in Arenenberg ergab eine

mittlere effektive Halbwertszeit von ca. 16 Jahren in den oberen Bodenschichten /Völkle 1985/. Allgemein wird sowohl für Cäsium-137 als auch für Strontium-90 beobachtet, dass noch keine messbare Kontamination durch die oberirdischen Atomwaffentests oder den Unfall in Tschernobyl einige Meter Tiefe in Böden erreicht hat.

3.3.2 Kontamination von Grundwasser

Im Folgenden werden einige Erkenntnisse aus dem Jahresbericht zur Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung von 1986 des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) /BMU 1986/ dargestellt.

Einige darin aufgeführten routinemäßig durchgeführten Messungen durch das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes in Berlin lassen eine Zuordnung von Grundwasserkontaminationen mit Cäsium-137 in einigen Regionen in Bayern und den dortigen Oberflächenkontaminationen zu. Die Werte zu den Oberflächenkontaminationen werden dem Bericht der Strahlenschutzkommission (SSK) des BMU aus 2006 entnommen /SSK 2006/. Die Daten sind in Tab. 3.9 aufgeführt.

Die Messungen, die zusätzlich zu den routinemäßig durchgeführten Messungen 1986 nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl durchgeführt wurden, erlauben leider keine solche räumliche Zuordnung.

Tab. 3.9: Zusammenhang zwischen Oberflächenkontamination und Grundwasserkontamination an beispielhaften Messstellen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl

Messort	Oberflächenkontamination Cs-137 /SSK 2006/	Grundwasserkontamination Cs-137 /BMU 1986/	Anzahl der Proben
Weiden i.d. Oberrheinpfalz	ca. 10^4 Bq/m ²	0,01 Bq/L	3
Ochsenfurt	ca. 10^4 Bq/m ²	0,02 Bq/L	2

Im Zusammenhang mit vorhergehenden Betrachtungen zu Kontaminationen tieferer Bodenschichten (siehe Kapitel 3.3.1) lassen sich die Daten so interpretieren, dass Cäsium-137 auf präferentiellen Fließwegen ins Grundwasser gelangt ist, da die Bodenproben allein (siehe Tab. 3.7, Tab. 3.8) keinen Hinweis liefern, dass eine schnelle Migration ins Grundwasser möglich ist.

Die hier abgeschätzten Bodenkontaminationen für die zu betrachtenden Kernkraftwerke in der Schweiz betragen in unmittelbarer Kraftwerksnähe bis zu 10^8 Bq/m², in 20 km Abstand zur Quelle noch bis zu 10^7 Bq/m² und in 60 km Abstand noch bis zu 10^6 Bq/m². Postuliert man beispielsweise einen linearen Zusammenhang zwischen

gefundenen Oberflächen- und Grundwasserkontaminationen in Ochsenfurt mit einem Faktor von $2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{L}$, so ergibt dies in unmittelbarer Nähe zu einem Kernkraftwerk in der Schweiz eine Grundwasserkontamination durch Cäsium-137 von bis zu 200 Bq/L, in 20 km Entfernung noch von bis zu 20 Bq/L und in 60 km Abstand noch von bis zu 2 Bq/L. Eine solche Übertragung ist jedoch vorsichtig zu bewerten, da sie auf einer dünnen Datengrundlage basiert und die standortspezifischen Gegebenheiten wie Grundwasserstand und geohydrologische Verhältnisse vernachlässigt. Zudem sind an den meisten untersuchten Grundwasserstellen keine Kontaminationen von Cäsium-137 festgestellt worden /BMU 1986/.

Daten zu Strontium-90 lassen sich aus einschlägiger Literatur für einen solchen Zusammenhang nicht herstellen.

Die Daten lassen insgesamt den Schluss zu, dass die Kontamination des Grundwassers durch Fall- und Washout von Cäsium-137 und Strontium-90 gegenüber der Kontamination von Oberflächengewässern oder des Grundwassers durch direkten Eintrag beispielsweise von in Kellerräumen von nukleartechnischen Anlagen anstehenden hochkontaminierten Wassers als nachrangig anzusehen ist. Eine Kontamination des Grundwassers ist aber zumindest an einigen Orten auch in der Schweiz nicht auszuschließen. Insbesondere in Gebieten mit karstigen Grundwasserleitern oder solchen mit aufgelockertem Kristallin wären voraussichtlich Grundwasserkontaminationen zu erwarten. Grundwasser in einem Kalkgebiet wie dem Juragebirge in der Westschweiz ist für Einträge aus Wash- und Fallout besonders vulnerabel. Ein hohes Ausbreitungsvermögen besitzt eindringendes Regenwasser auch in weiten Gebieten des Alpenhauptkammes /BAL 2008/. Im Hochgebirge stellt sich jedoch die Frage, ob Luftmassen dann einzelne Orte erreichen. Die Vorgehensweise mit dem in Kapitel 3.1.1 beschriebenen Modell zur atmosphärischen Ausbreitung stößt hier an seine Grenzen.

Bei einer Trinkwassergewinnung aus einem Aquifer, deren obere Bodenschichten mit Oberflächenkontamination der hier unterstellten Höhe belastet sind, wäre in jedem Fall messtechnisch zu überwachen.

4 Wasserkontamination durch Direkteintrag

Unter der Wasserkontamination durch Direkteintrag wird hier der Eintrag der im Wasser gelösten Radionuklide über Freisetzungen aus dem jeweiligen Kernkraftwerk in seinen Vorfluter verstanden.

Es wird angenommen, dass die Freisetzungen in den Vorfluter über die Kühlwasserein- und -ausläufe im Aarebett bzw. Rhein erfolgen. Die Freisetzung des kontaminierten Wassers direkt in den Fluss kann dann als eine punktuelle Quelle betrachtet werden. Die Verbreitung erfolgt zunächst in allen Richtungen und erfordert eine dreidimensionale Betrachtung. Dieser Bereich wird als Nahfeld bezeichnet. Im Weiteren vermischen sich freigesetzte Stoffe vor allem durch die Turbulenz über die Tiefe aber noch nicht über das ganze Querprofil des Flusses. Dieser Bereich wird Mittelfeld (bzw. wird über Mischlänge in diesem Zusammenhang gesprochen) genannt. Die Stoffverbreitung kann hier hinreichend mit einem zweidimensionalen Ansatz beschrieben werden. Die weitere Vermischung des Stoffes stromabwärts erfolgt zunehmend auch in der Querrichtung bis sich eine gleichmäßige laterale Konzentrationsverteilung eingestellt hat. Dieser Abschnitt wird als Fernfeld bezeichnet. Der Stofftransport kann im Fernfeld für einfache Abschätzungen auch mit einem eindimensionalen Ansatz beschrieben werden.

Die Berechnung des Transportes relevanter Radionuklide (Cäsium-137/137, Iod-131 und Strontium-89/90) über die Aare in den Rhein wurde mit Hilfe des zweidimensionalen Rhein-Alarm-Modells (Version 3.08) durchgeführt, welches von WL|DELFT HYDRAULICS im Auftrag der Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes entwickelt wurde.

In Kapitel 4.1 wird die Kontamination von Rhein und Aare durch direkten Eintrag von radioaktivem Wasser untersucht, in Kapitel 4.2 die Grundwasserkontamination durch einen direkten Eintrag.

4.1 Kontamination von Rhein und Aare durch direkten Eintrag von radioaktivem Wasser

Im Folgenden werden der theoretische Hintergrund des Rhein-Alarm-Modells (4.1.1) und die daraus abgeleiteten Berechnungsvorgaben (Randbedingungen) zum Radionuklidtransport in Aare und Rhein beschrieben (Kapitel 4.1.2). Die Ergebnisse der Berechnungen werden im Kapitel 4.1.3 vorgestellt.

4.1.1 Grundzüge des Rhein-Alarm-Modells

Die hier für die Berechnungen angewendete Version 3.08. des Rhein-Alarm-Modells basiert auf der Version 2.10, die in /van Mazijk 1996, Klavers 1993, Spreafico 1993/ beschrieben wird. Im Folgenden wird kurz die Ableitung des ein- und zweidimensionalen Ansatzes des Rhein-Alarm-Modells vorgestellt.

Die Berechnung des Transportes im Fernfeld basiert im Rhein-Alarm-Modell auf der 1D Advektions-Diffusions-Gleichung für den Transport der gelösten Stoffe nach Taylor. Aus der Gleichung (1) wurde die analytische Lösung in der unten aufgeführten Form (2) abgeleitet:

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

mit

- φ über den Querschnitt gemittelte Konzentration [Bq/m³]
 x Fließstrecke in Hauptströmungsrichtung [m]
 t Zeit [s]
 D_x longitudinaler Dispersionskoeffizient [m²/s]
 u_s mittlere Fließgeschwindigkeit in Hauptströmungsrichtung [m/s]
 λ Zerfallskonstante des radioaktiven Zerfalls [1/s]

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

- M freigesetzte Stoffmenge [Bq]
 Q Wasserabfluss aus der kerntechnischen Anlage [m³/s]

Dabei ist nach /Fischer 1979/

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

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/s²]
 C Chézy-Koeffizient [m^{1/2}/s] /IKSR/KHR 1993/
 k_n Konstante von Nikuradse (für den Rhein 0,35 m) /SSK 1988/

Die mittlere Geschwindigkeit wird je nach dem Flussprofil durch wenig durchströmte 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 [-]

Die zweidimensionale Betrachtung im Mittelfeld wurde ausgehend aus der folgenden Differentialgleichung abgeleitet:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + c \frac{\partial \varphi}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 \varphi}{\partial y^2} + k \cdot \varphi = 0 \quad (5)$$

mit

y laterale Koordinate [m]

D_y lateraler Dispersionskoeffizient [m²/s]

Bei einem zweidimensionalen Transport spielen sowohl Längs- als auch Querdispersion eine Rolle, die Ausbreitung wird sowohl in der longitudinalen als auch transversalen Richtung berücksichtigt. Die analytische Lösung wurde mit mehreren Umformungen so abgeleitet, dass sie das 2D-Modell in Abhängigkeit vom 1D-Modell darstellt (Gleichung 6).

$$\varphi(x, y, t) = \frac{\varphi(x, t)}{\sqrt{4\pi \cdot \frac{D_y t}{B^2}}} \cdot \sum_{n=-\infty}^{\infty} \left(\exp \left[-\frac{\left(\frac{y}{B} - 2n - \frac{y_0}{B} \right)^2}{4D_y t / B^2} \right] + \exp \left[-\frac{\left(\frac{y}{B} - 2n + \frac{y_0}{B} \right)^2}{4D_y t / B^2} \right] \right) \quad (6)$$

Dabei lässt sich sogenannte Mischlänge berechnen, die angibt, nach welcher Distanz sich der Schadstoff zu 95 % über den ganzen Querschnitt verteilt hat /Fischer 1979/:

$$L_m \approx 0,4 \cdot \frac{u_s \cdot b^2}{D_y}$$

mit

- b Entfernung des Orts der Einspeisung zum am weitesten entfernten Ufer [m]
(b entspricht bei Ufer einspeisung der Flussbreite B und bei Einspeisung in Flussmitte der halben Flussbreite $B/2$)

Für den lateralen Dispersionskoeffizienten wird die Näherung nach /Rutherford 1994/ angewendet:

$D_y = \gamma \cdot a \cdot u_*$, wobei γ eine Proportionalitätskonstante ist.

Über die Mischlänge wird der Transport als zweidimensional betrachtet.

Bezogen auf den Rhein wurde die Mischlänge bei einer Ufer einspeisung mit folgenden Werten auf der Länge von 50 km bis 150 km abgeschätzt:

B 150 m bis 200 m

D 5 m

u_s 1 m/s

C 50 [$\text{m}^{1/2}/\text{s}$]

γ 0,6

Der Wert der Proportionalitätskonstante γ ist für verschiedene Flüsse unterschiedlich, speziell für den Rhein wird in /van Mazijk 1996/ der Wert von 0,6 angegeben.

4.1.2 Randbedingungen bei der Berechnung mit dem Rhein-Alarm-Modell

Berechnet wurde der zweidimensionale Transport der Radionuklide Strontium-89, Strontium-90, Iod-131, Cäsium-134 und Cäsium-137. Der radioaktive Zerfall der Radionuklide während des Transports wurde berücksichtigt.

Eine Freisetzung des kontaminierten Wassers in den Fluss über die Wasserableitungen des jeweiligen Kernkraftwerkes wird entsprechend den jeweiligen örtlichen Bedingungen angenommen: am rechten Ufer der Aare im Fall der KKW Gösgen, in der Mitte der Aare Beznau (auf einer künstlichen Insel) und am linken Ufer des Rheins im Fall des KKW Leibstadt. Dies würde der direkten Freisetzung des ausgehenden radioaktiven Wassers durch eine Öffnung im Turbinengebäude des Blocks 2 des KKW Fukushima-Daiichi am ehesten entsprechen. Die Koordinate des Ortes der Freisetzung entspricht jeweils dem Fluss-Kilometer (siehe Tab. 4.1).

Die 2D-Berechnung ermöglicht eine Darstellung der Konzentrationsunterschiede über den Querschnitt im Nah- und Mittelfeld. Der Abschnitt, ab welchem eine homogene Durchmischung stattfindet, wird bei der Datenausgabe entsprechend dokumentiert. Diese Information ist von Bedeutung, wenn sich eine Trinkwasserentnahmestelle im Bereich des Nah- oder Mittelfeldes befindet, das Wasser über das

Querprofil noch nicht homogen vermischt wird und an dem Ufer entweder stärker oder deutlich weniger oder kaum kontaminiert sein kann.

Weiterhin wird vom Rhein-Alarm-Modell die Information über die maximalen Konzentrationen mit den Zeiten des Eintretens entlang des Flusses ausgegeben.

Die höchsten Freisetzen aus dem KKW Fukushima-Daiichi wurden innerhalb der ersten zwölf Tage nach dem Unfall beobachtet (siehe Abb. 2.4). Diese Zeitspanne wird hier für die durchgeführten Berechnungen übernommen. Die Version 3.08 des Rhein-Alarm-Modells ermöglicht für den Fall einer Punktquelle in Gewichtseinheiten (kg) die Angabe der Einleitung in den Fluss als eine Stoßeinleitung oder als eine Einleitung über eine längere Zeit. Weil die Berechnung mit der oben aufgeführten Form der analytischen Lösung der Advektions-Diffusions-Gleichung erfolgt, wird im Fall der punktförmigen Quelle mit bekannten freigesetzten Stoffmengen über eine vorgegebene Zeit von maximal 20 Tagen kein kontinuierlicher Eintrag ins Wasser vom Modell als Input definiert, sondern die Stoffmenge fließt jeweils in Form von kurz hintereinander erfolgenden Pulsfreisetzungen innerhalb dieser Zeit in die Berechnung ein. Deswegen haben die Ausgabedateien für die Stellen nahe an der Quelle keinen kontinuierlichen Charakter und müssen entsprechend interpretiert bzw. angepasst werden.

Weil die Eingabe der Menge des freigesetzten Stoffes im Rhein-Alarm-Modell in kg erfolgt, mussten die freigesetzten Mengen der jeweiligen Radionuklide von einer Aktivität in die Masse umgerechnet werden. Die Ergebnisdateien des Rhein-Alarm-Modells mit der Information der Konzentrationsentwicklung in $\mu\text{g/L}$ über die Zeit wurden dann in die Aktivitätskonzentration in Bq/L (resp. Bq/m^3) umgerechnet.

Die Vorgabe des zeitlichen Ablaufes der Freisetzung erfolgte in Form einer konstanten Funktion bzw. konstant dosierten Pulse innerhalb der ersten 12 Tage (siehe Abb. 2.4). Beim Iod, wo eine Reduktion der Freisetzungsmengen innerhalb dieser Zeitspanne festgestellt wurde, wurde ein Mittelwert dosiert. Entsprechend dem Unfallablauf, wie in der in Abb. 2.4 am Beispiel KKW Leibstadt dargestellt, wurde für die Zeit nach den ersten 12 Tagen eine lineare Funktion der Reduktion des Quellterms für die Freisetzung innerhalb der weiteren 18 Tage festgelegt und nachgerechnet. Als Datum und zeitlicher Bezugspunkt eines hypothetischen Unfalls wurde bei der Eingabe in das Rhein-Alarm-Modell der 01.03.2014 0:00 Uhr festgelegt.

4.1.3 Ergebnisse der Berechnungen

Das Rhein-Alarm-Modell ermöglicht die Berechnung des Transportes einer chemischen Substanz mit Zerfall. Der im Kapitel 2.2.2 entsprechend dem Ablauf des Unfalls in Fukushima-Daiichi abgeleitete Quellterm für die Radionuklide Strontium-89, Strontium-90, Cäsium-134, Cäsium-137 und Iod-131 wurde übernommen und die Berechnungen für jedes Radionuklid durchgeführt. Im Hinblick auf die Trinkwasserkontamination wird konservativ angenommen, dass keine oder nur eine geringfügige

Absetzung der radioaktiven Stoffe auf der Sohle des Flusses erfolgt. Der direkt ins Flusswasser eingeleitete Quellterm vermischt sich mit dem Flusswasser und wird weitertransportiert. Entsprechend den Vorgaben des zweidimensionalen Transportes kann der Vermischungsprozess im Nahfeld annähernd und im Mittelfeld gut abgebildet werden. Je nach dem Freisetzungsort – rechtes Ufer des Aarekanals beim KKW Gösgen, Mitte des Flusses beim KKW Beznau und linkes Ufer des Rheins beim KKW Leibstadt wird eine homogene Durchmischung über das ganze Querprofil in einer bestimmten Distanz vom Freisetzungsort erreicht.

Die Berechnungen haben außerdem gezeigt, dass die Schadstofffront mit dem Transport entlang des Flusses relativ steil bleibt und das Maximum hauptsächlich durch den radioaktiven Zerfall (vor allem beim kurzlebigen Iod-131) und durch die voranschreitende Durchmischung des Quellterms im Mittel- und Fernfeld reduziert wird (siehe am Beispiel des Cäsium-137, Abb. 4.2). Die Reduzierung der angekommenen Aktivitätskonzentrationen am Ort erfolgt zeitnah mit dem Nachlassen der Freisetzung an der Quelle nach den ersten 12 Tagen. Eine deutlichere Abflachung der Maxima und der steilen Schadstofffront durch die hydrodynamische Dispersion erfolgt dann ab etwa 100 km Entfernung von dem Freisetzungsort (Distanzen siehe Tab. 4.1, Beispiel für Cäsium-137 in Abb. 4.2).

Der zeitliche Verlauf der Aktivitätskonzentration im Fluss wird für die an der Aare und am Rhein liegenden Städte Aarau, Rheinfelden am Rhein und Basel im Weiteren betrachtet. Die Berechnung erfolgt jeweils für ein Radionuklid. Die Zeiten der angekommenen Maxima unterscheiden sich für die einzelnen Radionuklide geringfügig und werden für die Gesamtaussage gerundet. Als die Zeit des Ankommens des Maximums wird jeweils ein gemittelter Wert aus dieser Zeiten genommen und sollte als zeitliche Orientierung verstanden werden. Der Hauptanstieg der Aktivitätskonzentrationen erfolgt im Schnitt 1 Stunde früher. Die relativ langsam voranschreitende Durchmischung über das Querprofil des Flusses trägt dazu bei, dass das gegenüberliegende Ufer erst nach einigen Kilometern mit der Entfernung belastet wird. Im Weiteren wird der Verlauf für jedes Kernkraftwerk näher beschrieben.

Verlauf der Aktivitätskonzentrationen nach einem Unfall im KKW Gösgen

Die Stadt Aarau liegt direkt am Fluss Aare ungefähr 7 km vom KKW Gösgen entfernt. Die Schadstofffront würde die Stadt sehr früh, in ca. 2 Stunden nach dem Unfall bzw. der Freisetzung in den Fluss, erreichen. Die Maxima der Aktivitätskonzentrationen würden durch die noch nicht entwickelte Durchmischung über das Querprofil (erfolgt erst in der Nähe des Standortes Stilli) vor allem das rechte Ufer des Flusses belasten und über die ganze Zeit der Freisetzungen anhalten. Die maximale Gesamtaktivitätskonzentration würde sich hier in Summe auf $1,34 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^3$ belaufen und über die Zeitspanne von 12 Tagen andauern. Am Standort Stilli kann die Herabsetzung der Aktivitätskonzentrationen durch die Vermischung über das gesamte Querprofil betrachtet werden, die Werte betragen ca. $5,1 \cdot 10^7 \text{ Bq/m}^3$ (siehe Tab. 4.2 und Abb. 4.1).

Durch die weitere Verdünnung nach der Mündung in den Rhein wird der Wert auf etwa $1,4 \cdot 10^7$ Bq/m³ reduziert und bleibt in dieser Größenordnung für die Standorte Rheinfelden am Rhein und Basel erhalten. Die Schadstofffront würde die Städte nach 22 bzw. 26 Stunden erreichen, was einer durchschnittlichen Geschwindigkeit des Schadstofftransportes im Rhein von 1,3 m/s entspricht (Tab. 4.2 und Abb. 4.2).

Nach 30 Tagen sinken die Aktivitätskonzentrationen auf insgesamt $1,3 \cdot 10^3$ Bq/m³ in Aarau und auf $4,4 \cdot 10^5$ Bq/m³ in Stilli; in Rheinfelden und Basel dann auf $1,3 \cdot 10^5$ Bq/m³ (Tab. 4.5).

Im Weiteren wird der Verlauf des Radionuklidtransportes am Beispiel der Berechnung für das Cäsium-137 erläutert. Das Abklingen der Aktivitätskonzentrationen korreliert mit der Reduktion der Quellterms am Ort der Freisetzung. Der scharfe Übergang zwischen den anhaltenden Maxima und der absteigenden Ast der Kurve (siehe Abb. 4.1) an den Standorten Aarau und Stilli hängt vor allem vom Verlauf der Freisetzung an der Quelle, welche sich an dem schematischen Ablauf des Unfalles in Fukushima-Daiichi orientiert, ab (Abb. 2.4). Aus den Abb. 4.1 und Abb. 4.2 ist auch die erwähnte Reduktion der Aktivitätskonzentrationen durch die Vermischung über das Querprofil in Stilli und den Zufluss des Rheines im Rheinfelden und Basel ersichtlich. Durch die Reduktion des Quellterms am Kühlwasserauslauf im Kernkraftwerk innerhalb der folgenden 18 Tage sinken die Werte der Aktivitätskonzentrationen auf $1,0 \cdot 10^5$ Bq/m³ in Stilli und weiter auf $1,0 \cdot 10^4$ Bq/m³ in Rheinfelden und Basel (Tab. 4.5).

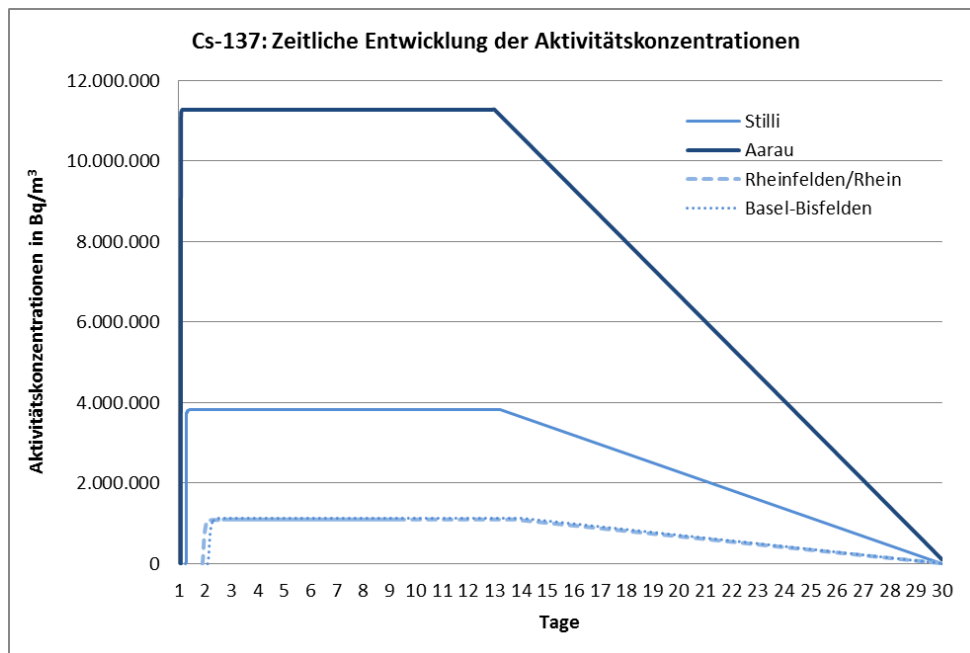


Abb. 4.1: Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 30 Tage nach einem Unfall im KKW Gösgen

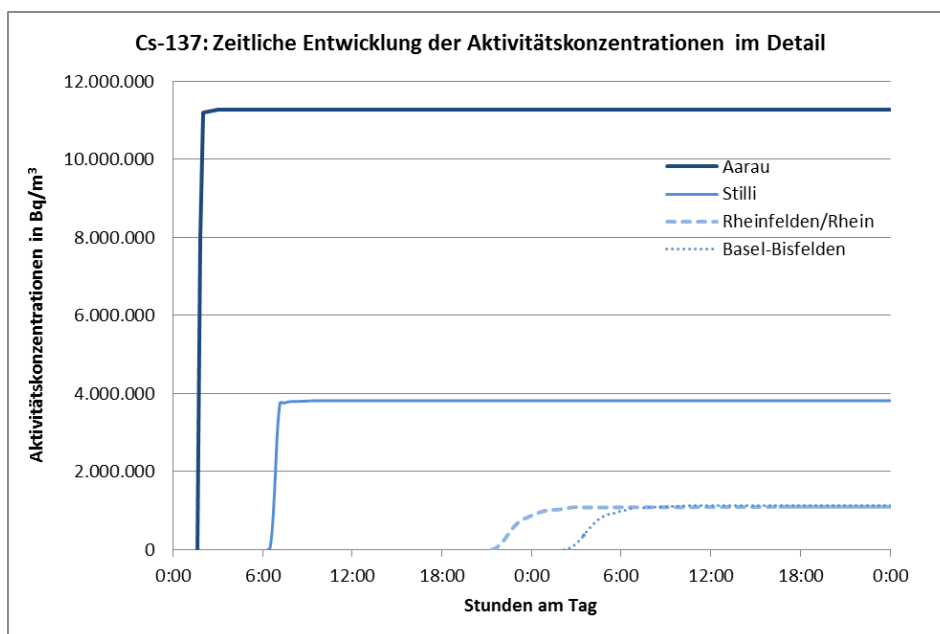


Abb. 4.2: Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 2 Tage nach einem Unfall des KKW Gösgen (Detail mit der Abflachung der Schadstofffront)

Verlauf der Aktivitätskonzentrationen nach einem Unfall im KKW Beznau

Nach einem Unfall im KKW Beznau würden die maximalen Gesamtaktivitätskonzentrationen von $1,06 \cdot 10^7$ Bq/m³ Rheinfelden am Rhein und Basel nach 20 bzw. 23 Stunden erreichen und entsprechend der Freisetzung am Ort der Quelle weitere 12 Tage andauern (siehe Tab. 2.1). Weil das KKW Beznau nur 7 km von der Mündung der Aare in den Rhein auf einer künstlichen Insel liegt (Tab. 4.1), werden beide Ufer gleich belastet und es kommt sehr früh zu einer Herabsetzung der Aktivitätskonzentrationen durch die Vermischung mit Rheinwasser (Tab. 4.3). Am Tag 30 nach dem Unfall sinken die Gesamtaktivitätskonzentrationen in Aarau auf $0,9 \cdot 10^5$ Bq/m³ und in Rheinfelden bzw. Basel auf $1,3 \cdot 10^5$ Bq/m³ (Tab. 4.5).

Verlauf der Aktivitätskonzentrationen nach einem Unfall im KKW Leibstadt

Die Schadstofffront nach einem Unfall im KKW Leibstadt würde Rheinfelden und Basel nach 14 bzw. 17 Stunden mit einer Gesamtaktivitätskonzentration von $1,84 \cdot 10^7$ Bq/m³ erreichen (Tab. 4.4). Das Herabsetzen der Maxima der Aktivitätskonzentrationen erfolgt hier durch die Durchmischung über das Querprofil, die erst in Basel abgeschlossen wird. Die Abbildungen Abb. 4.3 und Abb. 4.4 demonstrieren am Beispiel des Cäsium-137 das Voranschreiten der Durchmischung über das Querprofil zwischen Rheinfelden und Basel. Somit bleibt das linke Ufer innerhalb der ersten etwa 40 km bis 45 km stärker belastet, wie die Verteilung der Aktivitätskonzentrationen über das Querprofil im Rheinfelden zeigt (Abb. 4.5). Am Tag 30 betragen die Aktivitätskonzentrationen in Basel bzw. Rheinfelden $1,6 \cdot 10^5$ Bq/m³ und $1,5 \cdot 10^5$ Bq/m³ (Tab. 4.5).

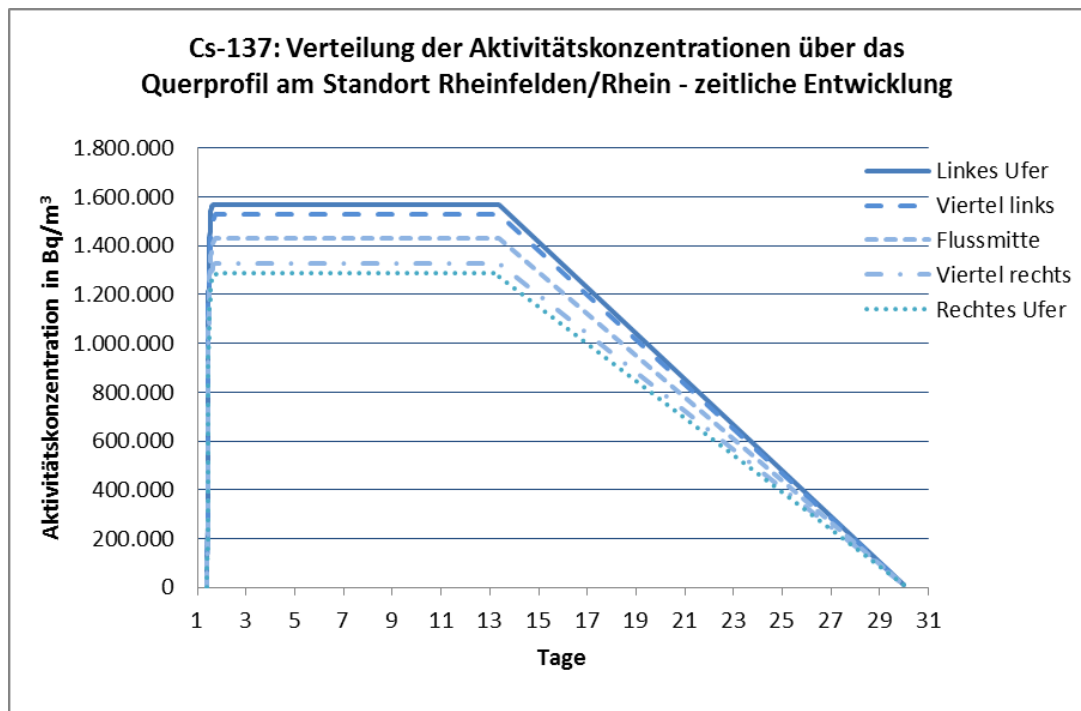


Abb. 4.3: Zeitliche Entwicklung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 entlang der Aare innerhalb der ersten 30 Tage nach dem Unfall im KKW Leibstadt

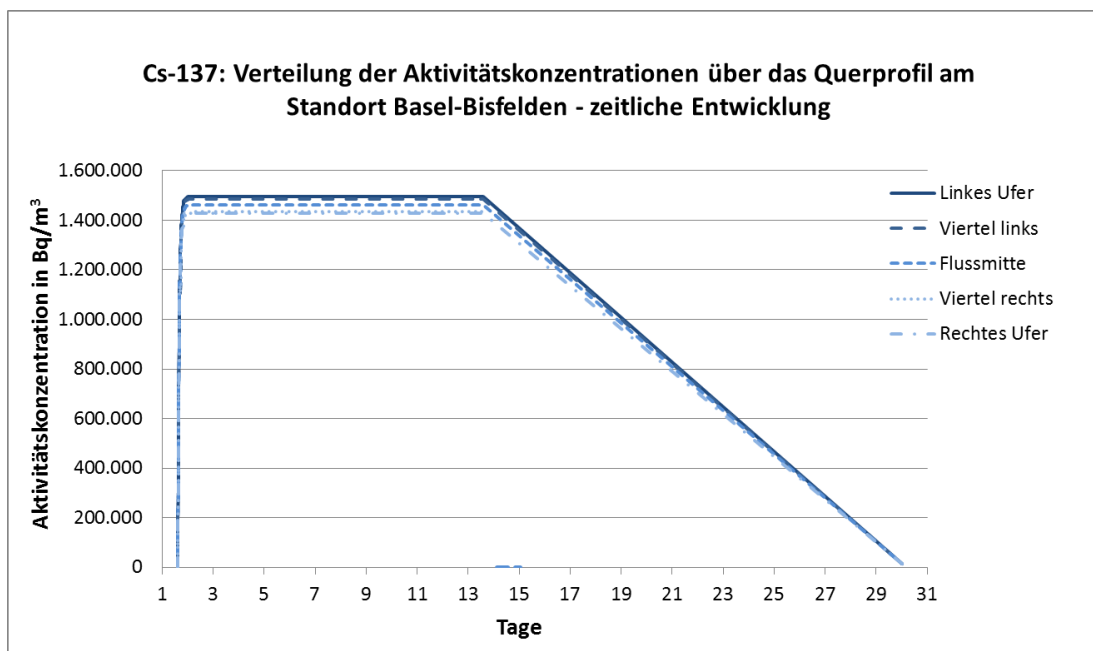


Abb. 4.4: Verteilung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 über das Querprofil am Standort Basel-Bisfelden - zeitliche Entwicklung nach dem Unfall im KKW Leibstadt

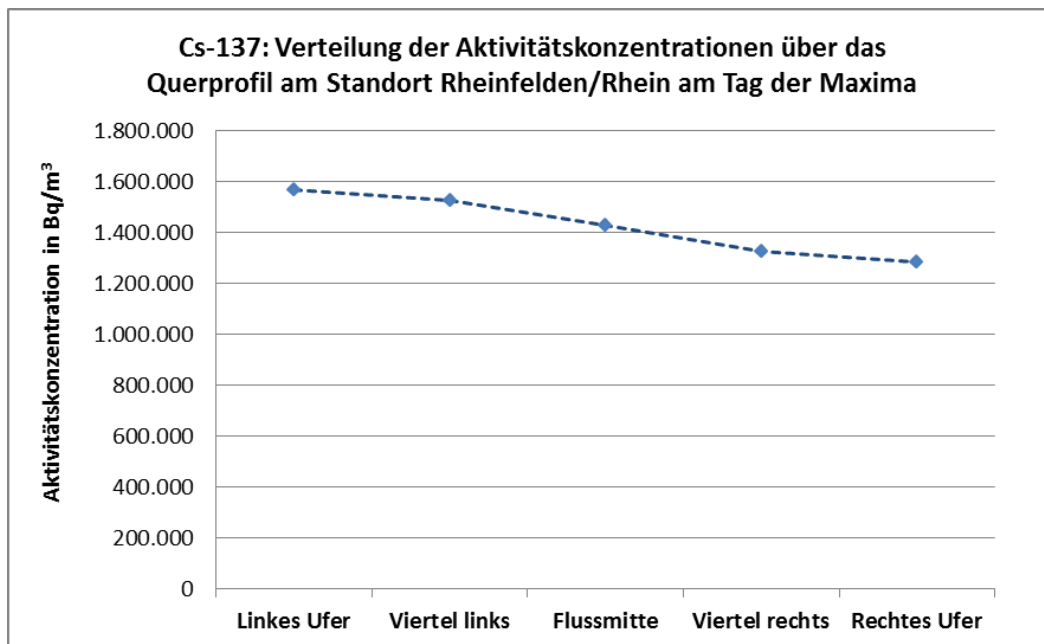


Abb. 4.5: Verteilung der Aktivitätskonzentration von Cs-137 über das Querprofil am Standort Rheinfelden/Rhein während der Zeit der maximalen Konzentrationen nach einem Unfall im KKW Leibstadt

Tab. 4.1: Flusskilometer und absolute Distanzen der Kernkraftwerke zu betrachteten Orten

KKW/betrachteter Ort	Flusskilometer		Absolute Distanz in [km]		
	Aare	Rhein	Gösgen	Beznau	Leibstadt
KKW Gösgen	260,0	-	-	-	-
KKW Beznau	298,0	-	-	-	-
KKW Leibstadt	-	110,0	-	-	-
Aarau	267,5	-	7,5	-	-
Aare/Stilli	294,0	-	34,0	-	-
Mündung Aare/Rhein	305,0	-	45,0	7,0	-
Rheinfelden am Rhein	-	147,7	90,2	52,2	45,2
Basel Bisfelden	-	163,9	106,4	68,4	61,4
Weil am Rhein	-	174	116,5	78,5	71,5

Tab. 4.2: KKW Gösgen: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen (in Bq/m³)

Radionuklid	Ort			
	Aarau	Messstelle Stilli	Rheinfelden	Basel
I-131	54,9·10 ⁶	24,0·10 ⁶	6,5·10 ⁶	6,4·10 ⁶
Cs-134	9,5·10 ⁶	3,2·10 ⁶	1,0·10 ⁶	1,0·10 ⁶
Cs-137	11,3·10 ⁶	3,8·10 ⁶	1,1·10 ⁶	1,1·10 ⁶
Sr-89	50,1·10 ⁶	16,9·10 ⁶	4,8·10 ⁶	4,8·10 ⁶
Sr-90	8,3·10 ⁶	2,9·10 ⁶	8·10 ⁵	8·10 ⁵
Summe	1,34 ·10 ⁸	5,08·10 ⁷	1,42·10 ⁷	1,41·10 ⁷
Zeit bis zum Eintreffen der Schadstofffront	02:30 h	8:00 h	23:30 h	26:30 h

Tab. 4.3: KKW Beznau: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen (in Bq/m³)

Radionuklid	Ort		
	Mündung Aare	Rheinfelden	Basel
I-131	20,3·10 ⁶	5,1·10 ⁶	5,1·10 ⁶
Cs-134	2,7·10 ⁶	7,4·10 ⁵	7,4·10 ⁵
Cs-137	3,1·10 ⁶	8,1·10 ⁵	8,1·10 ⁵
Sr-89	1,4·10 ⁷	3,3·10 ⁶	3,3·10 ⁶
Sr-90	2,3·10 ⁶	6,0·10 ⁵	6,0·10 ⁵
Summe	4,24·10 ⁷	1,06·10 ⁷	1,06·10 ⁷
Zeit bis zum Eintreffen der Schadstofffront	05:00 h	20:00 h	23:00 h

Tab. 4.4: KKW Leibstadt: Zeiten des Eintretens und die Werte der maximalen Aktivitätskonzentrationen in (Bq/m³)

Radionuklid	Ort	
	Rheinfelden	Basel
I-131	9,2·10 ⁶	9,1·10 ⁶
Cs-134	1,2·10 ⁶	1,2·10 ⁶
Cs-137	1,4·10 ⁶	1,4·10 ⁶
Sr-89	5,6·10 ⁶	5,6·10 ⁶
Sr-90	1,0·10 ⁶	1,0·10 ⁶
Summe	1,84·10 ⁷	1,83·10 ⁷
Zeit bis zum Eintreffen der Schadstofffront	14:00 h	17:00 h

Tab. 4.5: Reduktion der Aktivitätskonzentrationen am Tag 30 nach dem Unfall (in Bq/m³)

Ort	KKW	I-131	Cs-134	Cs-137	Sr-89	Sr-90
Aarau	Gösgen	52·10 ³	100·10 ³	103·10 ³	351·10 ³	76·10 ³
Stilli		23·10 ³	29·10 ³	35·10 ³	119·10 ³	26·10 ³
Rheinfelden	Gösgen	6·10 ³	9·10 ³	10·10 ³	34·10 ³	7·10 ³
	Beznau	5·10 ³	7·10 ³	7·10 ³	23·10 ³	5·10 ³
	Leibstadt	9·10 ³	11·10 ³	13·10 ³	43·10 ³	9·10 ³
Basel	Gösgen	6·10 ³	9·10 ³	10·10 ³	34·10 ³	7·10 ³
	Beznau	5·10 ³	7·10 ³	7·10 ³	23·10 ³	5·10 ³
	Leibstadt	9·10 ³	11·10 ³	13·10 ³	39·10 ³	9·10 ³

4.2 Grundwasserkontamination durch direkten Eintrag von radioaktivem Wasser

Die Annahmen zu den hydrogeologischen Verhältnissen und der Bewertung des Transportes der freigesetzten Radionuklide orientieren sich an der Wegleitung Grundwasserschutz des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft /BUWAL 2004/ und dem Modul zur Vollzugshilfe Grundwasserschutz des Bundesamtes für Umwelt zur Bemessung von Schutzzonen /BAFU 2012/.

Die wichtigsten Grundwasservorkommen der Schweiz erstrecken sich in den mit Lockergestein gefüllten Tälern. Dazu gehören unter anderem das Aare- und Rheintal. Die Kernkraftwerke Gösgen, Beznau und Leibstadt befinden sich allesamt in Gebieten mit nutzbaren Grundwasservorkommen des Lockergesteins, welche in einem Abstand innerhalb eines Kilometers zur Aare und zum Rhein eine Mächtigkeit von mindestens 2 Metern, häufig jedoch auch von 10 Metern bis zu über 20 Metern haben können /AGIS 2014, BUWAL 2004/.

Die Lockergesteins-Grundwasserleiter sind mit dem Vorfluter in hydraulischem Kontakt. Die fluviatilen Schotter sind durch sehr hohe Durchlässigkeitswerte gekennzeichnet, sie betragen häufig rund 10^{-2} m/s mit geringer durchlässigen Silt- und Sandlagen oder -linsen. Häufig ist der Grundwasserleiter durch eine Deckschicht variierender Mächtigkeit abgetrennt, die sich durch einen erhöhten Feinkornanteil auszeichnet und daher ebenfalls geringere Durchlässigkeit hat. Der Grundwasserleiter ist nach unten hin durch einen Grundwasserstauer wie Lehm begrenzt /BAFU 2012/.

Für den Fall der Grundwasserkontamination wird konservativ für eine Unterstrom liegende Grundwasserfassung angenommen, dass das aus dem Kernkraftwerk austretende radioaktive Wasser nicht direkt mit dem Vorfluter transportiert würde, sondern zunächst in eine sehr gut durchlässige fluviatile Schotterpackung eindringt. Die Ausbreitung der Kontamination erfolgt dann mit der Grundwasserfließrichtung. Sie zeigt senkrecht zu den Isohypsen und folgt in etwa der Fließrichtung von Aare und Rhein und kommuniziert mit diesen durch wechselseitige Ex- und Infiltration /AGIS 2014/.

Eine Übersicht über die Grundwasserverhältnisse im Aare- und Rheintal ist in Abb. 4.6 wiedergegeben. Dort lässt sich auch die Lage der beiden Kernkraftwerke Leibstadt und Beznau zu Trinkwasserbrunnen und Grundwasserschutzzonen erkennen.

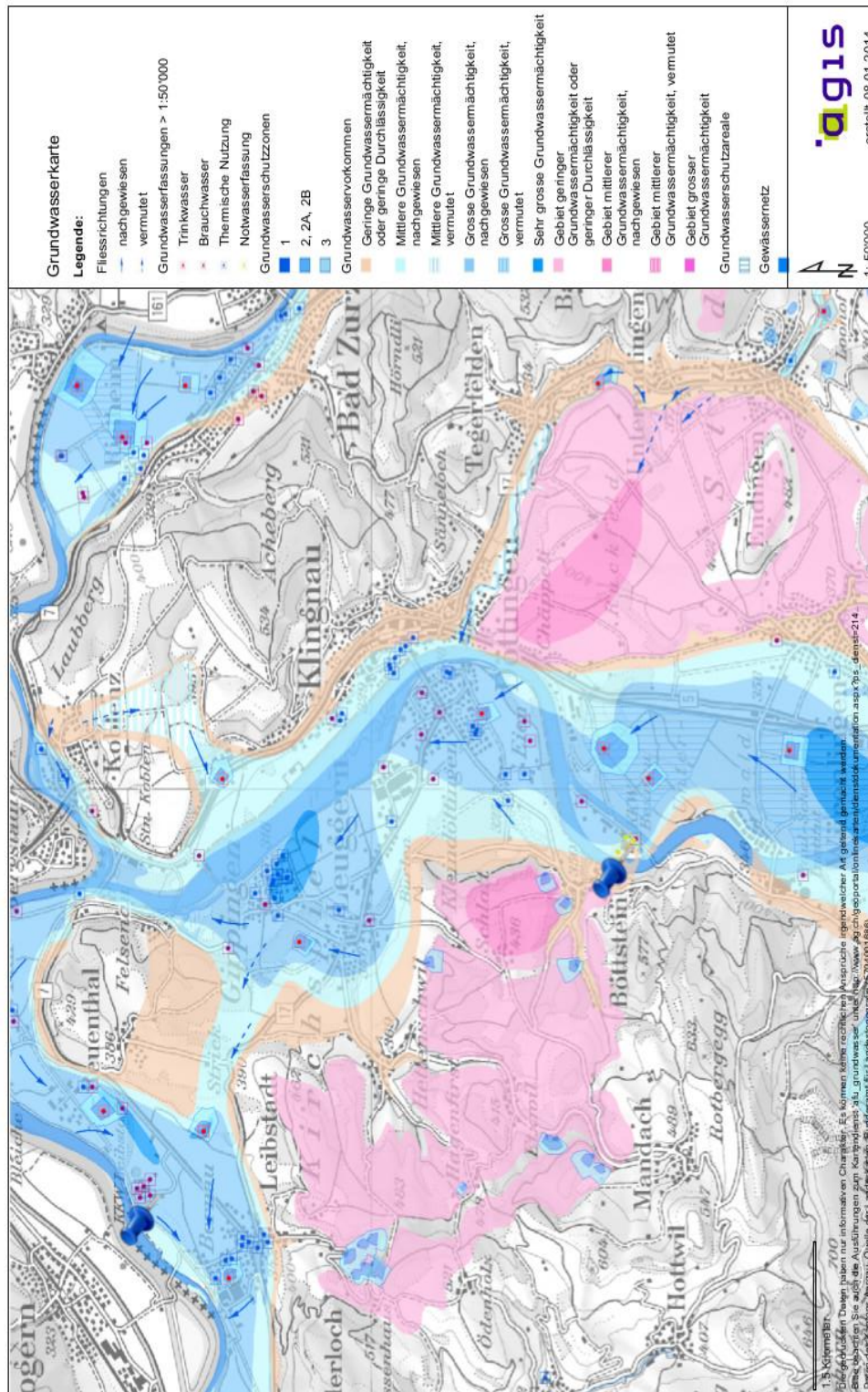


Abb. 4.6: Grundwasserkarte Kanton Aargau /AGIS 2014/

Liegt eine Wasserfassung im Oberstrom des Grundwassers, so ist diese vor Kontamination geschützt. Ob und in welcher Quantität die Schadstofffahne eine im Unterstrom des Schadstoffherdes liegende Quelfassung erreicht, wird im Weiteren mit einer annähernden Berechnung anhand der bekannten hydrogeologischen Verhältnisse diskutiert.

Eine genaue Ermittlung der Verbreiterung der Schadstoffwolke für den konkreten Fall würde eine numerische Modellierung mit entsprechendem Aufwand erfordern. Dazu wären auch genaue Kenntnisse der standortspezifischen geohydrologischen Situation notwendig. Eine Betrachtung in dieser Tiefe erfolgt hier nicht.

Liegt der Abstrom des Schadstoffherdes außerhalb des Entnahmebereichs, so wird die Quelfassung nicht kontaminiert. Die Kontamination der Quelfassung ist daher in erster Linie (neben der Entfernung von der Schadstoffquelle) von der Entnahmebreite B abhängig. Die Entnahmebreite ist ein Parameter, der gut zur Ermittlung des Volumens des kontaminierten Grundwasserkörpers und damit der Aktivitätskonzentration des Grundwassers geeignet ist. Die Entnahmebreite B berechnet sich nach /BAFU 2012/ wie folgt:

$$B = \frac{Q}{H \cdot k \cdot i_0}$$

Dabei sind:

- Q Entnahmemenge des Brunnens [m^3/s]
- H Mächtigkeit des Aquifers [m]
- k hydraulische Durchlässigkeit [m/s]
- i_0 natürliches Gefälle des Grundwasserstroms

Das natürliche Gefälle des Grundwasserstroms im Bereich von Brunnenfassungen im Unterstrom der Kernkraftwerke Leibstadt und Beznau beträgt etwa 1 m pro 300 m bei Normalabfluss /AGIS 2014/. In der Region um das Kraftwerk Gösgen kann von ähnlichen Werten ausgegangen werden, da es sich um vergleichbare geohydrologische Verhältnisse handelt.

Wird die hohe Durchlässigkeit der fluviatilen Schotter von 10^{-2} m/s /BAFU 2012/ angesetzt, die Werte der Mächtigkeit des Aquifers mit 10 m und die Entnahmemenge mit $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ($6.000 \text{ L}/\text{min}$)⁵ angenommen, so erhält man für die Entnahmebreite einen Wert von etwa 300 m.

⁵ Eine solche Brunnenleistung von $6.000 \text{ L}/\text{min}$ versorgt bei einem Wasserverbrauch von 184 Litern pro Einwohner und Tag in etwa knapp 50.000 Einwohner. Brunnen dieser Leistung sind im Aaretal häufig anzutreffen /AGIS 2014/.

Unabhängig von öffentlich zur Verfügung stehenden Geoinformationen zu Grundwasserständen und -fließrichtungen muss davon ausgegangen werden, dass sich bei Hochwasserereignissen die Grundwasserfließrichtungen auch ändern können. Dann bestünde für eine im Unterstrom eines Kernkraftwerks liegende Grundwasserfassung eine akute Gefährdung, da deren Entnahmebereich mehrere hundert Meter groß ist.

Dies gilt grundsätzlich für alle drei Kraftwerksstandorte. Im Unterstrom aller Kernkraftwerke befinden sich in Entfernungen von wenigen hundert Metern bis zu einem Kilometer Trinkwasserfassungen. Diese werden kontaminiert, wenn der Entnahmebereich, welcher über die Entnahmebreite beschrieben wird, im Abstrom des Emissionsortes liegt.

Wird eine schnelle homogene Durchmischung des Quellterms mit einem Grundwasserkörper auf einem Gebiet mit 1000 m Länge⁶, 300 m Entnahmebreite, einer für das Rhein/Aaretal repräsentativen Mächtigkeit von 10 m und einer durchflusswirksamen Porosität von 10 % /BAFU 2012/ angenommen, so ergibt sich für den kontaminierten Grundwasserkörper ein Volumen von 300.000 m³. Bezieht man den gesamten Quellterm des KKW Leibstadt (siehe Kapitel 2.2) auf diesen Grundwasserkörper, so folgt daraus eine Aktivitätskonzentration von etwa 5·10¹⁰ Bq/m³ Iod-131 bzw. 2·10¹⁰ Bq/m³ Cäsium-137. Für potentielle Brunnen in der Nähe der Kernkraftwerke Beznau und Gösgen ändern sich die Werte entsprechend der veränderten Volumina und der Quellterme.

Obwohl es sich um eine annähernde Berechnung handelt, kann für alle drei Kraftwerksstandorte verallgemeinernd ausgesagt werden, dass in naheliegenden Trinkwasserbrunnen von wenigen 100 m durchaus Konzentrationen von über 10¹⁰ Bq/m³ Iod-131 und Cäsium-137 nicht auszuschließen sind. Solche Werte liegen vier Größenordnungen über den am Standort Fukushima-Daiichi Ende 2013 gemessenen Konzentrationen im Grundwasser (siehe Kapitel 2.1.2).

Eine solche Betrachtung zeigt, dass von einer sehr hohen Kontamination des Grundwassers ausgegangen werden muss, welche nur langsam durch Verdünnung und Forttransport abnehmen würde. Dabei ist festzuhalten, dass die radionuklid-spezifischen Sorptionseigenschaften eine zentrale Rolle bei der Frage spielen, ob die Kontamination lokal begrenzt vorliegt oder über weitere Strecken transportiert werden kann.

Für die Einschätzung, wie schnell kontaminiertes Grundwasser naheliegende Brunnen erreicht, wird die Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers benötigt. Wird die natürliche Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers in Metern pro Tag nach folgender Beziehung geschätzt /BAFU 2012/,

⁶ Am Beispiel eines südwestlich des Kernkraftwerks Leibstadt befindlichen Trinkwasserbrunnens ermittelte Entfernung

$$v_0 = \frac{k \cdot i_0 \cdot 86400}{p}$$

mit

v_0 natürliche Strömungsgeschwindigkeit [m/d]

p strömungswirksame Porosität

so wird sie mit sonst gleichen Bedingungen resp. Parameterwerten wie bei der Abschätzung der Entnahmebreite den Wert von etwa 30 Metern pro Tag erreichen. Im Nahfeld eines Brunnens ist die Strömungsgeschwindigkeit jedoch deutlich höher.

Hochkontaminiertes Wasser könnte somit in Einzelfällen naheliegende Trinkwasserfassungen binnen weniger Tage erreichen, weswegen deren Nutzung unmittelbar einzustellen wäre.

Mit größerer Entfernung von der Quelle sind die Aktivitätskonzentrationen voraussichtlich geringer, und somit die Grundwasserfassungen weniger kontaminiert, da zunehmend Verdünnungs- und Rückhalteeffekte wirksam werden. Eine genaue Information darüber, welche Fassungen in welchem Ausmaß im Ernstfall tatsächlich kontaminiert werden, kann hier nicht beurteilt werden.

Bis zu welchen Aktivitätskonzentrationen Alarm- und Schwellenwerte oder sonstige Grenzwerte erreicht oder überschritten werden, ist Gegenstand des Kapitels 5.

5 Folgen für die Trinkwasserversorgung

Die ermittelte Wasserkontamination über die verschiedenen betrachteten Eintragspfade durch Fall- und Washout (siehe Kapitel 3) bzw. durch Direkteintrag (siehe Kapitel 4) sollen im Folgenden mit Kriterien aus der aktuellen Fachdiskussion und der geltenden Gesetzgebung in der Schweiz verglichen werden.

Für die unterschiedlichen Trinkwasserressourcen wie den verschiedenen betrachteten Seen, dem Rhein und der Aare sowie Grundwasser konnte ausgehend von vorangegangenen Betrachtungen prioritär zu bewertende Eintragspfade ermittelt werden. Für diese wurden aufgrund von Berechnungsverfahren oder annähernden konservativen Abschätzungen Aktivitätskonzentrationen (Kontaminationen) ermittelt.

Es sind solche Seen beschrieben worden, welche nicht von Aare und Rhein durchflossen werden (Vierwaldstättersee, Zürichsee, Zugersee, Hallwilersee); der Bodensee liegt im Oberstrom des Aarezuflusses in den Rhein. Daher ist der Fall- und Washout der einzige Eintragspfad für diese Stillgewässer. Für Aare und Rhein würde der alleinige Fall- und Washout zwar ebenfalls zu Kontaminationen führen, da aber gleichzeitig auch der Direkteintrag zu erwarten und daher zu bewerten ist und dieser zu höheren Kontaminationen führt, braucht der untergeordnete Eintragspfad nicht separat bewertet zu werden. Für das Grundwasser werden sowohl die ermittelten Aktivitätskonzentrationen durch Fall- und Washout als auch durch den Direkteintrag bewertet, da diese unterschiedliche räumliche Auswirkungen haben.

Tab. 5.1: Bewertungsmatrix

	Fall- und Washout	Direkteintrag
Seen	x	-
Fließgewässer	-	x
Grundwasser	x	x

x Bewertung des Szenarios

- keine Bewertung des Szenarios

Die Bewertung erfolgt auf der Basis des Vergleichs der ermittelten Aktivitätskonzentrationen mit den gesetzlichen Anforderungen an Trinkwasser als auch aufgrund von Überlegungen zur räumlichen und zeitlichen Tragweite der Überschreitung. Dabei werden die entsprechenden Informationen der Trinkwasserentnahme und -vorbereitung an den betroffenen Orten herangezogen und der Einfluss der Trinkwasseraufbereitung diskutiert.

So kann der Frage nachgegangen werden, ob bei dem unterstellten schweren Unfall in einem der Kernkraftwerke Leibstadt, Beznau oder Gösgen bestehende Grenzwerte überschritten werden, und wie lange ein gesundheitsgefährdender Zustand mög-

licherweise anhalten kann. Wie viele Personen dann möglicherweise überschlägig betroffen sind, lässt sich an einigen Wasserversorgern beispielhaft zeigen.

Es gibt außerdem verschiedene Kriterien, die für das Einleiten von Notfallschutzmaßnahmen oder allgemein für die Nutzbarkeit einer Trinkwasserressource herangezogen werden sollen. Im Folgenden werden verschiedene Alarmschwellen zusätzlich zu den gesetzlichen Grenzwerten für das Trinkwasser aufgeführt.

In Kapitel 5.1 werden zunächst Kriterien dargestellt, mit denen in der Schweiz die Nutzbarkeit von Trinkwasser bei einer unfallbedingten Kontamination mit radioaktiven Stoffen zu bewerten wäre. Anhand dieser Kriterien wird in Kapitel 5.2 die Kontamination von aus Seen gewonnenem Trinkwasser, in Kapitel 5.3 die Kontamination von aus der Aare und dem Rhein gewonnenem Trinkwasser sowie in Kapitel 5.4 die Kontamination von aus Grundwasser gewonnenem Trinkwasser bewertet.

5.1 Kriterien für die Nutzbarkeit von Trinkwasser bei Kontamination mit radioaktiven Stoffen

5.1.1 Alarmschwellenwerte

Das ENSI diskutiert in /ENSI 2013/ die Alarmschwelle für Radioaktivität nach dem Internationalen Warn- und Alarmplan Rhein. Wird im Rhein bei Basel ein Konzentrationswert von 25 Bq/L aller gamma-strahlenden Nuklide über 2 Stunden lang überschritten oder liegt eine Gesamtabgabe in den Rhein von 1.250 GBq vor, so soll eine Warnung erfolgen /IKSR 2013/.

Das Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Stadt als eine der sieben internationalen Hauptwarnzentralen hat dann die stromabwärts liegenden Staaten nach einem festgelegten Verfahren zu alarmieren.

Weiterhin geht das ENSI davon aus, dass bei Aktivitätskonzentrationen unterhalb 1/100 der in der Strahlenschutzverordnung (StSV Anhang 3 Spalte 9) festgelegten nuklidspezifischen Freigrenze keine Gefährdung der Trinkwasserversorgung zu erwarten ist /ENSI 2013/.

Eine Übersicht über die vom ENSI genannten Kriterien gibt Tab. 5.2.

Tab. 5.2: Mögliche Alarmschwellen in Rhein und Aare (Gesamtabgabe in Bq, sonst Bq/L)

Radionuklid	1/100 der Frei- grenze nach StSV Anhang 3 Spalte 9	Alarmschwelle Rheinwasser bei Basel	
		Konzentrations- wert über 2 h	Gesamtabgabe
Strontium-90	4	-	-
Iod-131	5	-	-
Cäsium-134	5	-	-
Cäsium-137	8	-	-
Summe gamma- strahlender Nuklide	-	25	$1,25 \cdot 10^9$

Für die Beurteilung ermittelter Aktivitätskonzentrationen in Flüssen, Seen und Grundwasser orientieren wir uns an den gesetzlichen Anforderungen an das Trinkwasser (siehe Kapitel 5.1.2).

5.1.2 Gesetzliche Anforderungen an das Trinkwasser

Die Anforderungen an das Trinkwasser sind in der Schweiz im Wesentlichen durch Verordnungen des Eidgenössischen Departements des Innern (EDI) geregelt.

Die Verordnung des EDI über Trink-, Quell- und Mineralwasser sieht in Abschnitt 2, Art. 3, Anforderungen an das Trinkwasser vor. Demnach gilt Trinkwasser an der Stelle, an der es an den Verbraucher abgegeben wird, als genusstauglich, wenn u.a. die in der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) in der neuesten Fassung definierten Kriterien erfüllt sind /EDI 2005/. In der FIV werden als Kriterien sogenannte Toleranz- und Schwellenwerte genannt. Der Toleranzwert ist die Höchstkonzentration, bei deren Überschreitung das Lebensmittel als verunreinigt oder sonst im Wert vermindert gilt. Der Grenzwert ist die Höchstkonzentration, bei deren Überschreitung das Lebensmittel für die menschliche Ernährung als ungeeignet gilt (Art. 2 der FIV) /EDI 1995/. Die genannten Verordnungen stützen sich auf Artikel 4 und Artikel 14 der Lebensmittel- und Gebrauchsgegenständeverordnung vom 23. November 2005.

Trinkwasser wird als flüssiges Nahrungsmittel gehandhabt. In Folge eines Reaktorunfalls liegt eine Belastungssituation vor, bei der von einer dauerhaften Kontamination des Trinkwassers durch eine Vielzahl von Radionukliden sowie von einer Strahlenexposition des Verbrauchers sowohl durch Trinkwasserkonsum als auch durch den Verzehr anderer Lebensmittel ausgegangen werden muss. Dem Bundesamt für Gesundheit zur Folge sollten daher die Toleranzwerte für Nahrungsmittel eingehalten werden, um der Empfehlung der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) zu entsprechen, dass die zusätzliche jährliche Gesamtdosis durch künstliche Radioisotope in der Nahrung 1 mSv nicht überschritten werden sollte /BAG 2012/.

Die Höchstgrenzen für Radionuklide gelten für die jeweilige Nuklidgruppe. In der vorliegenden Studie sollen die Summe der Strontium-Isotope Strontium-89 und

Strontium-90, das Iod-Isotop Iod-131, sowie die Summe der Cäsiumisotope Cäsium-134 und Cäsium-137 betrachtet werden. Dabei wird der Toleranzwert für die jeweilige Nuklidgruppe als Bewertungskriterium bevorzugt angewendet.

Tab. 5.3: Für Trinkwasser gültige Höchstwerte (in Bq/L)

Isotope	Grenzwert	Toleranzwert
Strontium-Isotope	125	1
Iod-Isotope	500	10
Cäsium-Isotope	1.000	10

Da eine Wirkungsschwelle für ionisierende Strahlung nicht bekannt ist, wird zu Strahlenschutz Zwecken gemeinhin davon ausgegangen, dass jede noch so geringe Dosis zu einem späteren Schaden (insbesondere Krebs) führen kann. Hieraus resultiert auch das ALARA-Prinzip („as low as reasonably achievable“), das auch unterhalb von Grenzwerten anzuwenden ist. Auch dies spricht für die Heranziehung der Toleranzwerte bei der Bewertung der Kontamination von Trinkwasser. Ein Gesundheitsrisiko besteht aber grundsätzlich auch noch bei Einhaltung der Referenzwerte.

5.2 Kontamination des Trinkwassers aus Seen

5.2.1 Überschreitung von Toleranz- und Grenzwerten in Seen

Ausgehend von den berechneten Oberflächenkontaminationen durch Fall- und Washout wurden in Kapitel 3.2 die Aktivitätskonzentrationen in Seen, die zur Gewinnung von Trinkwasser genutzt werden, ermittelt.

Tab. 5.4 zeigt diese Aktivitätskonzentrationen im Vergleich mit den Toleranz- und Grenzwerten der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV). In Zürichsee, Vierwaldstättersee und Bodensee sind für alle drei Nuklidgruppen die Toleranzwerte überschritten. Im Falle des Zürichsees sind sogar die Grenzwerte für alle drei Nuklidgruppen überschritten, im Vierwaldstättersee liegt die Aktivitätskonzentration von Iod-131 im Bereich des Grenzwertes. Der Zürichsee ist von einer Beeinträchtigung der Trinkwassernutzung durch Fall- und Washout aufgrund seiner Nähe zu den Kernkraftwerken Leibstadt und Beznau am stärksten betroffen.

Die Aktivitätskonzentration von Iod-131 und der Summenwert der Strontium-Isotope sind offensichtlich die ausschlaggebenden Indikatoren für die Überschreitung der Toleranzwerte. Im Zürichsee werden der Iod-131-Toleranzwert um das 190-fache und der Summenwert der Strontium-Isotope um das 150-fache überschritten. Die Aktivitätskonzentration der Cäsiumisotope überschreitet ihren Toleranzwert um das 11-fache.

In den beiden anderen Seen werden die Toleranzwerte ebenfalls um ein Vielfaches überschritten, weshalb alle Seen zur Gewinnung von Trinkwasser bei den unterstellten kerntechnischen Unfällen und Randbedingungen nicht ohne weiteres nutzbar wären. Lediglich im Bodensee liegt die Aktivitätskonzentration der Cäsium-Isotope nahe am Toleranzwert. Kommt es zu keinem Regen, so sind nur geringe Überschreitungen von Toleranzwerten und keine Überschreitungen von Grenzwerten zu befürchten, da der Eintrag durch Fallout hierzu nicht ausreichend ist.

Tab. 5.4: Aktivitätskonzentrationen in Seen zur Trinkwassernutzung im Vergleich mit gesetzlichen Grenzwerten (in Bq/L)

See	KKW	Summe Sr-89/Sr-90	I-131	Summe Cs-134/Cs-137
Zürichsee	Leibstadt / Beznau	150	1.900	110
Vierwaldstättersee	Gösgen	42	520	32
Bodensee	Leibstadt	18	220	14
Toleranzwert		1	10	10
Grenzwert		125	500	1.000

5.2.2 Voraussichtliche Überschreitungszeit der Toleranzwerte in Seen

Ausgehend von den Betrachtungen zu längerfristigen Aktivitätskonzentrationen in Seen (siehe Kapitel 3.2.2) lässt sich feststellen, dass eine Unterschreitung der Toleranzwerte im Zürichsee möglicherweise erst in einigen Jahren erreicht wird, geht man von irreversiblen Fixierung von Strontium und Cäsium im Sediment aus.

Auch bei den ermittelten Iod-Konzentrationen ist eine Unterschreitung der Toleranzwerte durch radioaktiven Zerfall erst nach etwa 5 Halbwertszeiten, also etwa 40 Tagen im Bodensee bzw. 8 Halbwertszeiten, also etwa 64 Tagen im Zürichsee zu erwarten.

5.2.3 Folgen für auf Seewasser angewiesene Städte wie Zürich

Zürich bezieht sein Trinkwasser zu 70 Prozent aus dem Zürichsee, der Rest wird aus Quell- und Grundwasser zugespeist. In den beiden Seewasserwerken Moos und Lengg erfolgt eine siebenstufige Aufbereitung /Zürich 2014/.

Durch Zugabe einer Aluminiumsulfatlösung bilden sich Flocken, an die sich u. a. mineralische Partikel anlagern. Zur Filtration sind Schnellfilter, anschließende Aktivkohlefilter und am Ende der Aufbereitungskette Langsamfilter im Einsatz. Der zweischichtige Schnellfilter aus grobkörnigem, leichtem Bimsstein und darunter liegendem Quarzsand sorgt für eine erste Reinigung und Partikelrückhaltung. An die Ak-

tivkohle adsorbieren beispielsweise organisch gebundene Halogene und polarisierbare Kohlenwasserstoffe. Ionisches Magnesium, Calcium (als zweiwertiges Kation analog zu Strontium) oder Kalium (als einwertiges Kation analog zu Cäsium) werden jedoch nicht adsorbiert. Die Langsamfiltration stellt schließlich eine natürliche Grundwasserpassage nach, die einen weitgehenden Partikelrückhalt gewährleistet.

Verallgemeinernd kann gesagt werden, dass der an Partikel adsorbierte Anteil von Radioisotopen in den in Reihe geschalteten Filterstufen weitgehend zurückgehalten wird. Der Abscheidungsgrad hängt damit vermutlich auch von der chemischen Beschaffenheit des Rohwassers ab, also ob Strontium und Cäsium schon zu einem erheblichen Anteil partikulär vorliegen. Ionische Radionuklide werden voraussichtlich weniger oder gar nicht zurückgehalten.

Vergegenwärtigen wir nochmals die Aktivitätskonzentrationen der betrachteten Radionuklide von Strontium und Cäsium in Tab. 5.4, so muss davon ausgegangen werden, dass im für die Stadt Zürich gewonnenen Seewasser möglicherweise der Toleranzwert für einige Jahre überschritten bleibt.

5.3 Kontamination des Trinkwassers aus Aare und Rhein aufgrund einer Freisetzung von Radionukliden in Aare oder Rhein

5.3.1 Überschreitung von Toleranz- und Grenzwerten

Entsprechend den Ermittlungen in Fukushima-Daiichi dauerte die besonders hohe Freisetzung über den Wasserpfad etwa 12 Tage. Der weitere Verlauf konnte für Iod-131 bis etwa 90 Tage und für Cäsium-137 und Strontium-90 bis über 190 Tage nach Beginn der beobachteten Freisetzungen rekonstruiert werden (siehe Abb. 2.4 und Kap. 2.2.2).

Die Berechnungen mit dem Rhein-Alarm-Modell beziehen sich auf die 12 Tage der maximalen Freisetzung. Für die Folgezeit wurden dann die sinkenden Aktivitätskonzentrationen an den ausgewählten Orten mit Hilfe einer Verhältnisrechnung unter Berücksichtigung einer Zerfallskorrektur ermittelt. Im Folgenden wird dargestellt, zu welchem Zeitpunkt die Toleranz- und Grenzwerte überschritten bzw. unterschritten werden.

Die Aktivitätskonzentrationen steigen rasch und halten entsprechend dem Ablauf der Freisetzung an der Quelle an, wie in Kapitel 4.1.3 (siehe Abb. 4.1, Abb. 4.2) erläutert wurde. Die berechneten maximalen Konzentrationen in Aare und Rhein liegen weit über den Toleranz- und Grenzwerten. In Aarau liegt die Summe der Strontium-Isotope um mehr als zwei Größenordnungen über dem Grenzwert und um vier Größenordnungen über dem Toleranzwert. Die Maximalwerte in weiter entfernt liegenden Städten sind um etwa eine Größenordnung niedriger. In Tab. 5.5 sind die ermittelten maximalen Radionuklidkonzentrationen an Standorten Aarau,

Rheinfelden und Basel sowie die Toleranz- und Grenzwerte für Trinkwasser aufgeführt.

In der Tab. 5.6 ist dargestellt, wann nach der Freisetzung an diesen Orten die Toleranz- und Grenzwerte für die Radionuklide überschritten werden. Weil die Berechnung mit dem Modellansatz grundsätzlich nur ein Orientierungsmaß darstellen kann, sind die Zeiten für den schnell ablaufenden Transportprozess im Fluss als eine Orientierungsgröße zu verstehen und in einer Größenordnung von Stunden angegeben. Zusätzlich ist zu beachten, dass der Anstieg der Aktivitätskonzentrationen mit der Zeit in dieser Anfangsphase auch in weiter entfernten Orten wie Basel steil verläuft (siehe dazu Abb. 4.1). In einem solchen Fall ergeben sich ähnliche Zeiten der Überschreitungen für die Isotope des Strontiums, Iods und Cäsiums, so dass diese in Tab. 5.6 zusammengefasst dargestellt werden können. Dem entsprechend ist die Überwachung der Kontamination des Flusswassers nach dem Unfall anzupassen (siehe Kapitel 6.3).

Tab. 5.5: Maximale Aktivitätskonzentrationen in Aare und Rhein an ausgewählten Orten innerhalb der ersten 12 Tage der Freisetzung (in Bq/L)

Ort	KKW	Summe Sr-89/Sr-90	I-131	Summe Cs-134/Cs-137
Aarau	Gösgen	58.400	54.900	20.800
Rheinfelden	Gösgen	5.600	6.500	2.100
	Beznau	3.900	5.100	1.550
	Leibstadt	6.600	9.200	2.600
Basel	Gösgen	5.600	6.400	2.100
	Beznau	3.900	5.100	1.550
	Leibstadt	6.600	9.100	2.600
Toleranzwert		1	10	10
Grenzwert		125	500	1.000

Tab. 5.6: Zeiten, ab welchen die Toleranz- und Grenzwerte überschritten werden

Ort	KKW	Zeitpunkt der Überschreitung des Toleranz- und Grenzwertes nach Beginn der Freisetzung (in Stunden)
Aarau	Gösgen	1
Rheinfelden	Gösgen	21
	Beznau	14
	Leibstadt	9
Basel	Gösgen	26
	Beznau	19
	Leibstadt	14

5.3.2 Rückgang der Aktivitätskonzentrationen bis zur Unterschreitung von Toleranz- und Grenzwerten

Der Rückgang der Aktivitätskonzentrationen nach den ersten 12 Tagen entspricht der angenommenen linearen Abnahme des Quellterms. Die Werte am 30. und 90. Tag nach Beginn der angenommenen maximalen Freisetzung werden nachstehend aufgeführt (Tab. 5.7). Die Zeitpunkte, ab welchen die Toleranz- bzw. Grenzwerte unterschritten werden, sind in Tab. 5.8 aufgeführt. Auch hier ist die Zeitangabe als eine Orientierungsgröße zu betrachten, die Zeiten sind in einer Größenordnung von Tagen angegeben. Die Aktivität von I-131 nimmt aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit von acht Tagen am schnellsten ab. Die Zeiten der Unterschreitung für Rheinfelden und Basel unterscheiden sich sehr geringfügig, wie aus Tab. 5.7 ersichtlich ist.

Der Konzentrationsverlauf wird im Verhältnis zu den Toleranz- und Grenzwerten am Beispiel des Standortes Aarau nach einem Unfall im KKW Gösgen demonstriert (siehe Abb. 5.1).

Tab. 5.7: Langfristige Aktivitätskonzentrationen in Aare und Rhein an ausgewählten Orten (in Bq/L)

Ort	KKW	Summe Sr-89/Sr-90	I-131	Summe Cs-134/Cs-137
am 30. Tag				
Aarau	Gösgen	427	52	203
Rheinfelden	Gösgen	41	6	19
	Beznau	29	5	14
	Leibstadt	48	9	24
Basel	Gösgen	41	6	19
	Beznau	29	5	14
	Leibstadt	48	9	24
am 90. Tag				
Aarau	Gösgen	45	0	41
Rheinfelden	Gösgen	4	0	4
	Beznau	3	0	3
	Leibstadt	5	0	5
Basel	Gösgen	4	0	4
	Beznau	3	0	3
	Leibstadt	5	0	5
Toleranzwert		1	10	10
Grenzwert		125	500	1.000

Tab. 5.8: Zeiten, ab welchen die Toleranz- und Grenzwerte unterschritten werden

Ort	KKW	Summe Sr-89/Sr-90	I-131	Summe Cs-134/Cs-137
		Zeitpunkt der Unterschreitung des Toleranzwer- tes (in Tagen ab Beginn der Freisetzung)		
Aarau	Gösgen	> 90 Tage	79	90
Rheinfelden	Gösgen		30	41
	Beznau		30	40
	Leibstadt		30	43
Basel	Gösgen		30	42
	Beznau		30	40
	Leibstadt		30	44
		Zeitpunkt der Unterschreitung des Grenzwertes (in Tagen ab Beginn der Freisetzung)		
Aarau	Gösgen	78	30	30
Rheinfelden	Gösgen	30	28	22
	Beznau	30	28	18
	Leibstadt	35	28	23
Basel	Gösgen	30	29	22
	Beznau	30	28	18
	Leibstadt	36	28	24

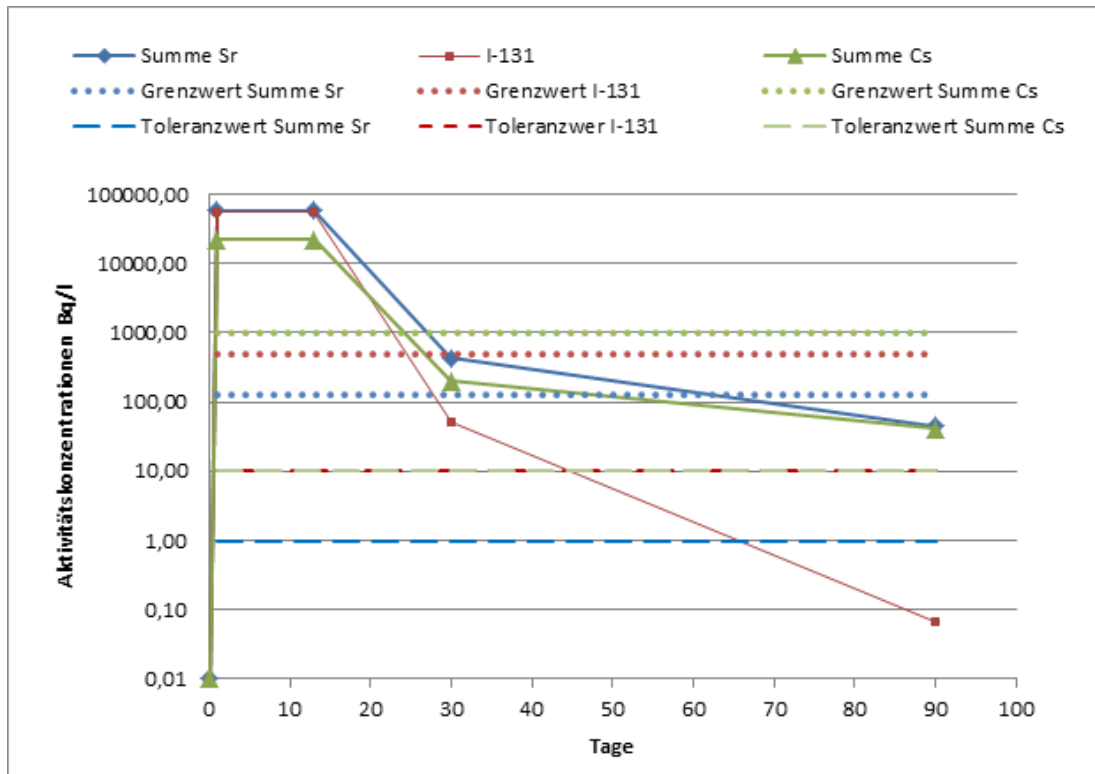


Abb. 5.1: Langfristiger Verlauf der Aktivitätskonzentrationen am Standort Aarau nach einem Unfall im KKW Gösgen im Verhältnis zu den Toleranz- und Grenzwerten

Aus den obigen Darstellung ergibt sich, dass die Toleranz- und Grenzwerte zeitnah nach dem Unfall in allen ausgewählten Fällen überschritten werden und auch über 90 Tage hinaus eine Gefährdungssituation für die Trinkwassergewinnung aus Rhein und Aare vorliegt, da zumindest für die Gruppe der Strontium-Isotope der Toleranzwert weiterhin überschritten ist (für Aarau zusätzlich auch der Toleranzwert für die Gruppe der Cäsium-Isotope). Weitere bei einem Unfall freigesetzte Radionuklide, die hier nicht betrachtet worden sind, müssten gegebenenfalls bei der Bewertung der Qualität des Wassers mit einbezogen werden. Eine Gefährdungssituation für die Trinkwassergewinnung kann demnach deutlich länger als drei Monate bestehen. Eine Bestimmung der Dauer über einen solchen Zeitraum hinaus wäre aber sehr spekulativ, so dass hier darauf verzichtet wurde.

5.3.3 Folgen für auf Flusswasser angewiesene Städte wie Basel

Die Trinkwasserversorgung von Basel stützt sich auf Grundwasseranreicherungen durch künstliche Anreicherung des Grundwassers in Langen Erlen /IWB 2014/ und Hardwasser in der Muttener Hard /Hardwasser 2014/. Dem Rhein entnommenes Flusswasser wird vorgereinigt und zur Versickerung gebracht. Das auf natürliche Weise gereinigte Wasser speist den Grundwasserstrom und wird in mehreren

Grundwasserbrunnen gefasst und dem Pumpwerk zugeleitet. Dort wird das Wasser weiter chemisch-physikalisch aufbereitet und dann ins Leitungsnetz gepumpt.

Es kann angenommen werden, dass die Grundwasserpassage eine gewisse Rückhaltung von Radionukliden zur Folge hat, welches zumindest ab dem 90. Tag die Gefährdungssituation weiter entschärfen sollte. Wie hoch diese ist, kann quantitativ nicht bewertet werden, da diese von zu vielen Faktoren abhängig ist und die übliche Trinkwasseraufbereitung nicht auf die gezielte Abtrennung von Radionukliden in – bezogen auf ihre Masse – extrem geringen Konzentrationen ausgelegt wird. Dazu muss noch in Betracht gezogen werden, dass die in den Grundwasserkörper bereits eingetragenen Radionuklide eine Quelle der radiologischen Belastung für weitere Jahre sein können.

Es ist deswegen absolut notwendig, die Kontamination der Trinkwasserwerke möglichst zeitnah nach dem Unfall und während der folgenden Zeit extrem hoher Aktivitätskonzentrationen zu unterbinden (vgl. Tab. 5.5).

5.4 Kontamination des Trinkwassers aufgrund einer Kontamination des Grundwasser durch abgeregnete Radionuklide oder direkten Eintrag

Eine Kontamination von aus Grundwasser gewonnenem Trinkwasser ist im untersuchten Unfallszenario grundsätzlich möglich. Eine solche Kontamination ist sowohl durch in die Umgebungsluft freigesetzte und abgeregnete Radionuklide möglich, als auch durch unmittelbar aus der Anlage in das lokale Grundwasser eindringende Radionuklide.

5.4.1 Kontamination von Grundwasser durch abgeregnete Radionuklide oder direkten Eintrag

Eine Kontamination über abgeregnete Radionuklide ist auch noch in größerer Entfernung des verunfallten Kernkraftwerks möglich, wenn es durch lokalen Starkregen zu einer intensiven Auswaschung kommt und ein Eindringen ins Grundwasser möglich ist, ohne dass eine erhebliche Verzögerung und Rückhaltung durch Bodenschichten erfolgt. Eine solche Verzögerung und Rückhaltung ist zwar in der Regel zu erwarten, ein schneller Eintrag ins Grundwasser ist aber auch nicht auszuschließen. Dies zeigen die nach dem Unfall in Tschernobyl 1986 gemessenen Werte zum Transport von Cäsium-137 im Boden sowie zur Kontamination von Grundwasser (siehe Kapitel 3.3). Setzt man nach dem Unfall in Tschernobyl gemessene Kontaminationen von Grundwasser mit Cäsium-137 ins Verhältnis zur durch den Unfall verursachten Bodenkontamination, so ergibt die Hochrechnung auf die durch das hier untersuchte Unfallszenario und die dadurch hervorgerufenen Bodenkontaminationen, dass bei einer Nutzung von Grundwasser als Trinkwasser Toleranzwerte der FIV überschritten werden können.

Im untersuchten Unfallszenario ist nicht zu erwarten, dass es in einem Umfang zur Kontamination von Grund- und Trinkwasser kommt, der die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser vor große Schwierigkeiten stellen würde. Einschränkungen wären zwar möglich, wären aber lokal begrenzt und könnten voraussichtlich durch andere Quellen kompensiert werden. Die Schwierigkeit nach einem Unfall besteht aber in der Notwendigkeit umfänglicher Messungen in Anlagen zur Trinkwassergewinnung, um zu überprüfen ob im Einzelfall Toleranzwerte überschritten sind oder nicht. Die dazu nötige Infrastruktur von den Probenahmen, über die radiologische Untersuchung bis zur Bewertung geht weit über das hinaus, was für die routinemäßige Umweltüberwachung in der Schweiz vorhanden ist (siehe Kapitel 7).

Bei einem direkten Eintrag von Radionukliden aus einer betroffenen Anlage in das Grundwasser sind extrem hohe Kontaminationen möglich. Diese sind aber zunächst auf die unmittelbare Nähe zum Kernkraftwerk begrenzt.

5.4.2 Folgen für auf Grundwasser angewiesene Städte wie Aarau

Für die Stadt Aarau wird reines Grundwasser aus dem Suhre- und Aaregrundwasserstrom gefördert und unbehandelt ins Versorgungsnetz eingespeist /IBAarau 2014/.

Vorausgegangene Betrachtungen lassen den Schluss zu, dass das Suhregrundwasser voraussichtlich auch bei einem Unfall im KKW Gösgen weiterhin nutzbar bleibt. Die Quelfassungen, die ausschließlich im Zustrom des Suhregrundwassers liegen, könnten bei gleichzeitiger messtechnischer Überwachung voraussichtlich weiter genutzt werden. Quelfassungen im Zustrom von Aaregrundwasser müssten voraussichtlich zunächst außer Betrieb genommen werden und gegebenenfalls erst dann wieder in Betrieb genommen werden, wenn nach einem kontinuierlichen Monitoring sichergestellt wurde, dass eine eventuelle Direktableitung größtenteils in den Vorfluter gelangt ist oder durch den Abstrom sichernde Maßnahmen der Schadstoffherd stationär am Anlagengelände verbleibt.

6 Maßnahmen des Notfallschutzes bei einer Kontamination von Trinkwasser

Bei einer tatsächlichen oder drohenden Kontamination von Trinkwasser, die zu Einschränkungen der Nutzbarkeit führen kann, sind Maßnahmen zu treffen, die eine ausreichende Versorgung der Bevölkerung und von Betrieben mit Trinkwasser sicherstellen. In Kapitel 6.1 sind zunächst die Anforderungen der „Verordnung über die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen“ bezüglich der Wassermenge, der Zuständigkeiten sowie der zu treffenden Planungen dargestellt. Nach dem Unfall in Fukushima-Daiichi erfolgte in der Schweiz eine Analyse der möglichen Gefährdung der Trinkwasserversorgung durch das ENSI. Die Ergebnisse einschließlich des dabei identifizierten weiteren Überprüfungs- und Handlungsbedarfs werden in Kapitel 6.2 vorgestellt. In der Umgebung der KKW erfolgen routinemäßig Messungen von Wasser des Vorfluters sowie von Grundwasser. In Kapitel 6.3 werden technische und administrative Anforderungen, die sich im Katastrophenfall ergeben, diskutiert.

6.1 Rechtliche Grundlagen der Trinkwasserversorgung in Notlagen

In der Schweiz sind mit der Verordnung über die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen (VTN) vom 20.11.1991 /VTN 1991/ Vorgaben gemacht, die die Versorgung der Bevölkerung und von Betrieben mit Trinkwasser regeln. Als Notlage im Sinne der VTN definiert diese Verordnung eine Situation in der „die normale Versorgung mit Trinkwasser, insbesondere infolge von Naturereignissen, Störfällen, Sabotage oder kriegesischen Handlungen, erheblich gefährdet, erheblich eingeschränkt oder verunmöglicht ist.“ Zweck der Verordnung ist es zu gewährleisten, dass die normale Versorgung mit Trinkwasser so lange wie möglich aufrecht erhalten bleibt, dass auftretende Störungen rasch behoben werden können und dass das zum Überleben notwendige Trinkwasser vorhanden ist.

Die VTN legt Mindestmengen an Trinkwasser fest, die in Notlagen verfügbar sein müssen:

- Bis zum dritten Tag soviel Trinkwasser wie möglich,
- ab dem vierten Tag 4 Liter pro Person und Tag, für Nutztiere 60 Liter pro Großvieheinheit und Tag,
- ab dem sechsten Tag
 - im privaten Haushalt und am Arbeitsplatz 15 Liter pro Person und Tag,
 - im Krankenhaus und im Pflegeheim 100 Liter pro Person und Tag,
 - in Betrieben, die lebenswichtige Güter herstellen, die erforderliche Menge.

Den Kantonen und Inhabern von Wasserversorgungsanlagen werden durch die VTN verschiedene Aufgaben zugewiesen.

Zu den Aufgaben der Kantone zählen

- die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen,
- die Bezeichnung der Gemeinden, die einzeln oder zusammen mit anderen Gemeinden in einem bestimmten Versorgungsgebiet die Trinkwasserversorgung in Notlagen sicherstellen müssen,
- die Koordination der Abgabe der vom Bund gelieferten Schutzausrüstung an das Personal,
- die Einrichtung und der Betrieb regionaler Werkhöfe sowie die Beschaffung von Material wie Schnellkupplungsrohre, Transportfahrzeuge, Notstromgruppen und Aufbereitungseinheiten, falls die Mindestversorgung anders nicht sichergestellt werden kann,
- die Erhebung von Inventaren über Wasserversorgungsanlagen, Grundwasservorkommen und Quellen, die sich für die Trinkwasserversorgung in Notlagen eignen, einschließlich eines Eintrags in Karten mit periodischer Aktualisierung,
- die Gewährleistung einer kurzfristigen Intensivierbarkeit der Untersuchungen der Trinkwasserqualität in Notlagen.

Zu den Aufgaben der Inhaber der Wasserversorgungsanlagen zählen

- die Planung der Maßnahmen für die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen (der erstellte Plan bedarf der Genehmigung durch die kantonale Behörde),
- die Erstellung einer Dokumentation für Notlagen, die insbesondere mögliche Sofortmaßnahmen zur Behebung von Störungen, Grundlagen für die Berechnung der Mindesttrinkwassermengen, Angaben zu Reserve- und Reparaturmaterial, Inventare von Wasserversorgungsanlagen und Grundwasservorkommen und Einsatzpläne enthält.

Andere bestehende rechtliche Grundlagen des Notfallschutzes, insbesondere die Notfallschutzverordnung (NFSV 2010) enthalten keine hier relevanten Regelungen, da massive Freisetzungen radioaktiver Stoffe in den Vorfluter bislang nicht ausreichend berücksichtigt wurden.

6.2 Überprüfung der Situation in der Schweiz nach dem Unfall in Fukushima durch das ENSI

Aufgrund der Erkenntnisse aus Fukushima überprüft das ENSI den Umgang mit großen Mengen an kontaminiertem Wasser im Falle eines schweren Unfalls. Die Aktennotiz /ENSI 2013/ beschreibt den Stand der Untersuchungen zum 11.10.2013. Die Überprüfung beinhaltet schwerpunktmäßig die Überwachung, die Alarmierung und die Entscheidungskriterien für erste Maßnahmen.

Bei einem Extrem-Ereignis, das über die Auslegung des Kernkraftwerks hinausgeht, können gemäß /ENSI 2013/ größere Mengen radioaktiver Stoffe in den Flusslauf gelangen. Bei einem solchen Ereignis muss demnach damit gerechnet werden, dass beispielsweise infolge von Rissen in den Betongrundplatten der Gebäude oder in Verbindungskanälen große Mengen radioaktiv kontaminiertes Kühl- bzw. Feuerlöschwasser unkontrolliert in die Umwelt gelangen können. Wie mit diesen Wassermengen während und im Nachgang eines Unfalls umgegangen werden muss, damit sie möglichst geringe Auswirkungen auf Mensch und Umwelt haben, muss gemäß /ENSI 2013/ noch untersucht werden.

Mangels besseren Wissens wird in /ENSI 2013/ angenommen, dass am Standort eines schweizerischen Kernkraftwerks die gleiche Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Aare bzw. den Rhein erfolgt, wie sie bei Fukushima zwischen dem 01.04.2011 und dem 06.04.2011 aus Block 2 in das Meer erfolgte. Unter der Annahme, dass keine Schutzmaßnahmen für die Bevölkerung eingeleitet werden, berechnet sich laut /ENSI 2013/ daraus eine Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung von rund 50 mSv sowohl für Erwachsene als auch für Kleinkinder. Bei Erwachsenen geht die Dosis zu 36 % auf den Konsum von Trinkwasser aus dem Fluss, 60 % auf den Konsum von Fisch und zu je 2 % auf den Konsum von Fleisch und Milch zurück. Beim Kleinkind resultiert die Dosis zu etwa 85 % auf dem Konsum von Trinkwasser aus dem Fluss, zu 15 % auf dem Konsum von Milch und zu weniger als 1 % auf den Konsum von Fleisch. Dosisgrenzwerte für den bestimmungsgemäßen Betrieb sind in diesem Fall deutlich überschritten.

Für den Fall, dass das kontaminierte Wasser nicht direkt in den Fluss gelangt, sondern auf dem Werksgelände versickert und so ins Grundwasser bzw. Flusswasser übertritt, ergeben sich nach /ENSI 2013/ geringere Dosen, da ein Großteil der Radioaktivität mit Ausnahme von Tritium auf seinem Weg durch den Boden an Bodenpartikeln haften bleibt. Auch könne, wenn die Radioaktivität ins Grundwasser gelangt, diese durch langfristige Maßnahmen, wie gezieltes Abpumpen des Grundwassers, im Bereich des Kraftwerkareals gehalten werden.

Radiologische Richt- und Grenzwerte

Als radiologische Richt- und Grenzwerte zur Bewertung kontaminierten Wassers werden in /ENSI 2013/ genannt:

- Wasser gilt gemäß Anhang 2 der Strahlenschutzverordnung (StSV) /StSV 1994/ als radioaktiv, wenn seine spezifische Aktivität größer als 1 % der Freigrenze und seine absolute Aktivität größer als die Freigrenze nach StSV Anhang 3 Spalte 9 ist⁷.

⁷ Wasser gilt damit dann als radioaktiv, wenn es beispielsweise 5 Bq/L (und insgesamt 500 Bq) Cäsium-134, 8 Bq/L (und insgesamt 800 Bq) Cäsium-137 oder 4 Bq/L (und insgesamt 400 Bq) Strontium-90 enthält. Liegen mehrere Radionuklide vor, so ist eine Summenregel anzuwenden.

- Immissionen radioaktiver Stoffe dürfen gemäß StSV Art. 102 Abs. 2 in öffentlich zugänglichen Gewässern im Wochenmittel einen Fünzigstel der Freigrenze für die spezifische Aktivität nach StSV Anhang 3 Spalte 9 nicht überschreiten⁸.
- In der Verordnung des EDI über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmittel sind für flüssige Lebensmittel Grenzwerte festgelegt⁹.

Trinkwasserversorger an Aare und Rhein

Die folgenden Entnahmen von Wasser zur Trinkwasserversorgung an Aare und Rhein werden in /ENSI 2013/ genannt:

- Die Stadt Biel entnimmt täglich 12.600 m³ Trinkwasser aus dem Bielersee, entsprechend 70 % des Trinkwasserbedarfs der Stadt Biel mit 50.000 Einwohnern.
- Bei einer Hochwassersituation kann nicht ausgeschlossen werden, dass vom Bielersee Wasser durch die Kanäle in den Neuenburger- und Murtensee zurückfließt, was während ungefähr 20 Tagen im Jahr passiert. Aus beiden Seen wird Trinkwasser entnommen. Betroffen sind dann die regionalen Wasserversorgungen der Städte Saint-Aubin, Yverdon-les-Bains, Estavayer-le-Lac, Neuenburg und Murten.
- Die Grundwasserwerke Muttenser-Hard und Lange-Erlen entnehmen rund 75.000 m³ Rheinwasser pro Tag zur Trinkwasseraufbereitung. Auf diese Weise deckt die Stadt Basel ihren gesamten Trinkwasserbedarf von 71.000 m³ pro Tag. Auch werden einige Gemeinden des Kantons Basel-Landschaft und einige solothurnische Gemeinden im Leimental mit Trinkwasser versorgt (4.000 m³ pro Tag). Die Grundwasserwerke können über einen Zeitraum von 7 Tagen auf die Entnahme von Rheinwasser verzichten, ohne dass sie die Trinkwasserlieferungen einschränken müssen. Die beiden Grundwasserwerke versorgen rund 200.000 Menschen.

In /AefU 2013/ wird an dieser Zusammenstellung des ENSI folgende Kritik geübt:

- Es sind nicht alle Trinkwasserversorger berücksichtigt, die von radioaktivem Rheinwasser direkt betroffen wären. Die Gemeinde Muttens/BL versorgt 17.000 Einwohner mit täglich 6.900 m³ Trinkwasser, das sie aus Rheinwasser gewinnt.
- Die Basler Trinkwasserwerke Muttenser-Hard und Lange-Erlen entnehmen nicht täglich 75.000 m³ Rheinwasser, sondern täglich rund 145.000 m³.
- In der Muttenser Hard wird das Rheinwasser nicht nur zur Trinkwassergewinnung versickert, sondern die Entnahme ist auch eine zwingende Maßnahme zur

⁸ In öffentlich zugänglichen Gewässern dürfen demnach im Wochenmittel beispielsweise maximal 10 Bq/L Cäsium-134, 16 Bq/L Cäsium-137 oder 8 Bq/L Strontium-90 enthalten sein. Liegen mehrere Radionuklide vor, so ist eine Summenregel anzuwenden.

⁹ Die Grenzwerte für flüssige Lebensmittel betragen beispielsweise 1.000 Bq/L für Cäsium-Isotope und 125 Bq/L für Sr-Isotope.

Beeinflussung der Wasserströme im Untergrund, so dass möglichst kein verschmutztes Grundwasser aus den benachbarten Chemiemülldeponien von BASF, Novartis und Syngenta in die Trinkwasserbrunnen gelangt. Ohne Versickerung von Rheinwasser könnte eine solche Kontamination nach ein bis zwei Wochen eintreten.

Meldeschwellen bei Überschreitung von Abgabelimiten

ENSI betrachtet den Fall, dass Aktivität in Höhe des Jahresabgabelimits innerhalb einer Stunde aus einem Kernkraftwerk in den Vorfluter abgegeben wird. Dies führt gemäß /ENSI 2013/ zu folgenden Konzentrationen im Vorfluter:

- Cäsium-137: 3.700 Bq/L (KKM), 800 Bq/L (KKG), 800 Bq/L (KKB) und 420 Bq/L (KKL); bei KKM ist der Grenzwert für flüssige Lebensmittel nach /EDI 1995/ überschritten.
- Tritium: 46.000 Bq/L (KKM), 70.000 Bq/L (KKG), 35.000 Bq/L (KKB) und 5.250 Bq/L (KKL); bei KKM, KKG und KKB ist der Grenzwert für flüssige Lebensmittel nach /EDI 1995/ überschritten.

Die Betreiber der KKW müssen gemäß den Abgabereglements /HSK 1996a, HSK 1996b, HSK 1996c, HSK 2007/ dem ENSI und der NAZ Meldung erstatten, falls Messungen oder Beobachtungen zu irgendeiner Zeit erkennen oder vermuten lassen, dass Kurz- oder Langzeitabgabelimiten überschritten wurden oder Abgaben über nicht vorgesehene Pfade erfolgen oder erfolgten. Das ENSI leitet die Meldungen an die BAG/UAR weiter. Unter die „nicht vorgesehenen Pfade“ wäre auch eine Freisetzung ins Grundwasser zu subsumieren.

Kurzzeitabgabelimite sind nur für radioaktive Stoffe ohne Tritium in den Abgabereglements festgelegt /HSK 1996a, HSK 1996b, HSK 1996c, HSK 2007/. Gemeldet werden müsste eine Ableitung von Wasser mit mehr als 80.000 Bq/L aus KKG, KKB und KKL sowie von Wasser mit mehr als 160.000 Bq/L aus KKM. Der Wert bezieht sich auf die Konzentration im Abgabetank vor der Abgabe.

In /ENSI 2013/ werden auch Orientierungsgrößen des „Internationalen Warn- und Alarmplans Rhein“ (auch „Warndienst Rhein“ genannt) diskutiert, ab denen eine Warnung erfolgen muss. Diese betragen für die Summe gammastrahlender Radionuklide 25 Bq/L über mindestens 2 Stunden (oder Gesamteinleitung von $1,25 \cdot 10^{12}$ Bq) und für Tritium 100 Bq/L über mindestens 2 Stunden (oder Gesamteinleitung von $5 \cdot 10^{12}$ Bq). ENSI führt aus, dass zusätzliche Meldeschwellen der Kernkraftwerke zu erwägen seien, um diesen Anforderungen zu genügen.

Gemäß /ENSI 2013/ Noch durchzuführende Arbeiten

In der Aktennotiz des ENSI /ENSI 2013/ werden Arbeitspakete definiert, die einen noch nicht abgearbeiteten Überprüfungsbedarf beschreiben. Diese umfassen:

- Überprüfung der Auslegungstörfälle hinsichtlich der Freisetzung radioaktiver Stoffe in den Wasserpfad sowie Umgang mit großen Mengen kontaminierten Wassers während und nach einem Extremereignis. Dieses Arbeitspaket soll bis Ende 2014 durch das ENSI abgearbeitet werden.
- Überprüfung der Meldewege bei einem Ereignis in einem Kernkraftwerk mit einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Flüsse, insbesondere unter den Aspekten Alarmierung aller durch die Einleitung betroffenen Kantone, Integration des BAFUs in den Alarmierungsprozess, in seiner Funktion als „Hochwasserwarner“ (bei einem Hochwasser kann auch der Murten- und Neuenburgersee kontaminiert werden, so dass zusätzlich die Kantone Freiburg, Neuenburg und Waadt alarmiert werden müssten), direkte Alarmierung der Wasserversorger durch die NAZ sowie Alarmierung der Internationalen Hauptwarnzentrale des „Internationalen Warn- und Alarmdienstes Rhein“ in Basel. Dieses Arbeitspaket soll bis Ende 2014 durch die NAZ unter Einbeziehung von Übungen abgearbeitet werden.
- Die radiologischen Kriterien für die Alarmierung und die damit verbundene Einleitung von Sofortmaßnahmen (z. B. Einstellung der Trinkwasserentnahme, Verbot des Fischfangs und des Aufenthalts am Fluss) sind durch die Bundesbehörden zu überprüfen bzw. zu definieren. Nötige Hilfsmittel sind bereit zu stellen. Auch Kriterien für die Aufhebung der Schutzmaßnahmen zu definieren. Dieses Arbeitspaket soll von ENSI, BAG und NAZ Ende 2014 abgearbeitet werden.
- Überprüfung und Ergänzung des Umgebungsüberwachungsprogramm im Hinblick auf die Erkennung von radioaktiven Stoffen in den Flüssen und Seen. Gegebenenfalls wird die Überwachung des Rheins durch die Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein hinsichtlich kontinuierlicher Überwachung der radioaktiven Stoffe, insbesondere hinsichtlich Tritium, im Fluss ausgebaut. Neben der Installation von Messeinrichtungen soll auch ein Konzept erstellt werden, welches die Maßnahmen bei einer Überschreitung von Grenzwerten vorsieht. Zusätzliche Erschwernisse in der Kommunikation, in der Stromversorgung und bei der Verfügbarkeit von Verkehrswegen und Gebäuden müssen mit betrachtet werden. Dieses Arbeitspaket soll durch das BAG bis Ende 2015 abgearbeitet werden.

Diskussion der Aktennotiz /ENSI 2013/

Ein Eintrag von in die Atmosphäre freigesetzten radioaktiven Stoffen durch Auswaschung aus der Luft und dem Boden in den Fluss und das Grundwasser ist nach /ENSI 2013/ ebenfalls möglich. Er wird jedoch als radiologisch nicht relevant bezeichnet und wurde daher bei der Dosisabschätzung nicht berücksichtigt. Als Grund für die geringe Relevanz wird angegeben, dass der größte Anteil der Radioaktivität mit Ausnahme von Tritium im Boden haften bleibt. Unsere Untersuchungen zum Eintrag von luftgetragenen freigesetzten Radionukliden in Stillgewässer, zeigen demgegenüber, dass auch dieser Pfad radiologisch relevant ist und nicht unberücksichtigt bleiben darf.

Bauliche und technische Nachrüstungen an den schweizerischen Kernkraftwerken werden in /ENSI 2013/ nicht gefordert. Verbesserungen zur Reduzierung der Gefährdung der Trinkwasserversorgung bei schwerwiegenden Ereignissen wären aber möglich und sollten daher auch weiter untersucht und gegebenenfalls realisiert werden (siehe hierzu Kapitel 7.3).

6.3 Realisierbarkeit der Trinkwasserversorgung im Katastrophenfall

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass es bei schweren Reaktorunfällen zur Kontamination mit radioaktiven Stoffen von Wasser von Aare und Rhein, von Seen sowie von Grundwasser kommen kann. Die Kontaminationen können so hoch sein, dass eine Nutzung des Wassers als Trinkwasser aus radiologischer Sicht nicht mehr möglich ist.

Die Erkennung einer im Zusammenhang mit der Trinkwasserversorgung relevanten Kontamination setzt nach einem schweren Unfall die folgenden Handlungen und deren technische Realisierbarkeit voraus:

- Das Wasser des Vorfluters muss beprobt werden, sobald die Möglichkeit besteht, dass Wasser aus der Anlage unkontrolliert austreten kann. Weil – wie die Modellberechnung ergab - der Anstieg der Aktivitätskonzentrationen in der Anfangsphase nach der Freisetzung steil verläuft, sind die Messwerte nach dem Unfall in kurzen Zeitintervallen zu erfassen. Mischproben von Wasser sollten im Abstand von Stunden entnommen und ausgewertet werden. Die Auswertung muss die radiologisch relevanten Radionuklide umfassen (Gamma-Spektrum sowie Strontium-90-Analyse; falls Alpha-Strahler in im Hinblick auf die Toleranzwerte der FIV relevanter Menge nicht auszuschließen sind, auch diese¹⁰). Entsprechende Probenahmesysteme sind an den Kernkraftwerken aufgrund der routinemäßigen Überwachung vorhanden. Inwieweit die technische Vorausset-

¹⁰ Anhaltspunkte kann auch die 60 keV-Linie des Am-241 im Gamma-Spektrum geben.

zung besteht, in großer Zahl zusätzliche Proben auch auf schwer nachweisbare Radionuklide hin zu analysieren, kann nicht beurteilt werden.

- Wird ein Übertritt von radioaktiven Stoffen in den Vorfluter erkannt, so kann, beispielsweise auf der Basis des Rhein-Alarm-Modells, die zu erwartende Kontamination flussabwärts abgeschätzt werden. Dies sollte auch in Notfallübungen eingebunden werden.
- In Gebieten mit Niederschlägen während des Durchzugs der radioaktiven Wolke ist unverzüglich die Beprobung von Wasser in Seen erforderlich. Die Auswertung muss die radiologisch relevanten Radionuklide umfassen (siehe oben).
- In Gebieten mit Niederschlägen während des Durchzugs der radioaktiven Wolke kann grundsätzlich auch Grundwasser kontaminiert werden. Wasserwerke, die in solchen Gebieten Grundwasser gewinnen, sollten stichprobenartig überwacht werden.
- Falls am Anlagenstandort Grundwasser durch direkt eintretendes kontaminiertes Wasser aus der Anlage verunreinigt sein kann, müssen im Grundwasserabstrom Proben genommen werden. Die Ausbreitung würde langsam erfolgen, so dass sich solche Probenahmen auf die unmittelbare Anlagennähe beschränken können. Gegebenenfalls sollten spezielle Brunnen zur auch mittelfristigen Überwachung nach einem Unfall angelegt werden.

Ist für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung genutztes Wasser nach einem schweren Reaktorunfall so stark kontaminiert, dass es als Trinkwasser nicht mehr geeignet ist, so verlangt die Verordnung über die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen, dass bestimmte Mindestmengen an Trinkwasser verfügbar sein müssen (siehe Kapitel 6.1). Diese Mengen (z. B. 15 Liter pro Person und Tag ab dem sechsten Tag) sind deutlich geringer als die normalerweise zur Verfügung stehende und genutzte Menge. Gemäß dem Jahresbericht 2012 des Schweizerischen Vereins des Gas- und Wasserfaches (SVGW) /SVGW 2013/ betrug der mittlere Verbrauch in der Schweiz pro Person und Tag im Jahr 2012 etwa 320 Liter, der Spitzenverbrauch an einem Tag im Jahr 2012 belief sich auf etwa 500 Liter pro Person. Der überwiegende Teil des Wassers wird für Duschen/Körperpflege, Toiletten-spülung und Wäschereinigung verbraucht.

Eine Einschränkung auf 15 Liter pro Person und Tag stellt somit einen erheblichen Eingriff dar, der über einen längeren Zeitraum nur in einer extremen Notfallsituation hinzunehmen wäre. Zudem lässt sich der Verbrauch einzelner Personen nicht begrenzen, so dass bei einem Mehrkonsum durch einzelne Personen, anderen dann zu wenig Wasser zur Verfügung steht. So könnten beispielsweise bei Kontamination des Zürichsees die Einwohner der Stadt Zürich noch mit Grund- und Quellwasser versorgt werden (30 % der normalen Wassermenge), was aber schon erhebliche Einschränkungen im Konsum bedeuten würde.

Ein längerer Ausfall der Trinkwasserversorgung von Industriebetrieben würde erhebliche ökonomische Folgen mit sich bringen.

Eine autarke Bereitstellung von Trinkwasser könnte durch Transport mit Tankwagen oder Schiffen erfolgen. Am Beispiel einer Versorgung von 250.000 Personen stellt sich dies wie folgt dar:

- Der normale Wasserkonsum beträgt etwa 80.000 m³ pro Tag.
- Zur Gewährleistung einer Versorgung mit 15 Liter pro Person und Tag sind 3.750 m³ Trinkwasser pro Tag erforderlich.
- Für die Abdeckung des normalen Wasserkonsums müssten pro Tag etwa
 - 3.000 Ladungen mit Straßentankfahrzeugen, oder
 - 1.150 Ladungen mit Schientankfahrzeugen, oder
 - 40 Ladungen mit großen Binnentankschiffen (nur von Basel bis Rheinfelden möglich)

angeliefert werden.

- Für die Abdeckung eines Wasserkonsums von 15 Liter pro Person müssten pro Tag etwa
 - 135 Ladungen mit Straßentankfahrzeugen, oder
 - 55 Ladungen mit Schientankfahrzeugen, oder
 - 2 Ladungen mit großen Binnentankschiffen (nur von Basel bis Rheinfelden möglich)

angeliefert werden.

Die Versorgung über einen Antransport per LKW, Bahn oder Schiff setzt voraus, dass entsprechende Fahrzeuge bereitstehen, die für den Trinkwassertransport zugelassen sind. Die oben genannte Anzahl notwendiger Transport lässt Zweifel zu, ob eine Versorgung auf diesem Wege möglich ist. Um eine schnelle und zweckmäßige Reaktion zu gewährleisten, müssten entsprechende Szenarien im Detail geplant und in regelmäßigen Übungen behandelt werden.

7 Routinemäßige Überwachung von Oberflächen- und Grundwasser sowie Verbesserungsmöglichkeiten an den Kraftwerken

An den schweizerischen Kernkraftwerken erfolgt eine routinemäßige Überwachung von Oberflächen- und Grundwasser. Umfang und Häufigkeit dieser Messungen werden in Kapitel 7.1 dargestellt. In Kapitel 7.2 werden die Messnetze des Bundesamts für Gesundheit (BAG) vorgestellt, an denen ab 2014 noch Verbesserungen geplant sind. Möglichkeiten zur besseren Verhinderung von kontrollierten Einträgen radioaktiver Stoffe in Aare und Rhein oder in das Grundwasser werden in Kapitel 7.3 diskutiert.

7.1 Routinemäßige Überwachung von Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser an den schweizerischen KKW

Routinemäßige Messungen von Radionukliden im Vorfluter sowie in Grundwasser in der Umgebung der schweizerischen Kernkraftwerke sind in anlagenspezifischen „Abgabereglements“ geregelt /HSK 1996a, HSK 1996b, HSK 1996b, HSK 2007/:

- An allen Kernkraftwerken erfolgt eine kontinuierliche Sammlung des Wassers des Vorfluters, so dass Mischproben der entsprechenden Sammelzeiträume auswertbar sind. Beprobte wird bei allen vier Kernkraftwerken am Wasserzulauf und am Wasserauslauf (bei Beznau statt des Wassers des Auslaufs der Stausee Klingnau).
- Die Auswertung im Hinblick auf Gamma-Strahler (Gamma-Spektrometrie) erfolgt wöchentlich durch KKM, KKG, PSI und KKL sowie bei KKM und KKB zusätzlich monatlich durch die Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG).
- Tritium wird monatlich durch KKM, KKG, PSI und KKL gemessen.
- Es erfolgen monatliche Probenahmen und gammaspektrometrische Messungen von Sediment durch EAWAG an allen vier Kernkraftwerken.
- Plankton, Partikel, Kolloide und Lösung werden jährlich durch die EAWAG an allen vier Kernkraftwerken beprobt und gammaspektrometrisch ausgemessen.
- Bei KKM, KKG und KKL werden jährlich Wasserpflanzen durch die EAWAG beprobt und gammaspektrometrisch ausgemessen. Bei KKB werden durch EAWAG stattdessen jährlich Fische im Stausee Klingnau beprobt und gammaspektrometrisch ausgemessen.
- An allen vier Kernkraftwerken wird jährlich eine 100-Liter-Grundwasserprobe genommen und durch Ausfällung aufkonzentriert. Bei KKM handelt es sich um eine Mischprobe aus den Pumpwerken Hintere Rewag und Niderried, bei KKG um eine Mischprobe der Pumpwerke Däniken, Niedergösgen, Schönenwerd, Schachen Rohr und Gheid Olten, bei KKB um eine Mischprobe aus in /HSK

2007/ nicht näher spezifizierten Pumpwerken, bei KKL um eine Mischprobe aus den Pumpwerken Laufenburg, Leibstadt und Schwaderloch. Die Auswertung der Proben erfolgt gammaspektrometrisch durch die EAWAG sowie auf Tritium durch das Bundesamt für Gesundheit/Sektion Umweltradioaktivität.

7.2 Messnetz des Bundesamts für Gesundheit

Das BAG betreibt ein Messnetz zur automatischen und kontinuierlichen Überwachung der Luft im Hinblick auf radioaktive Emissionen (RADAIR), das nach dem Unfall im KKW Tschernobyl in Betrieb genommen wurde und laut BAG heute veraltet ist /BAG 2014/. Angeregt durch den Unfall von Fukushima hat das BAG daher ein Projekt zur Erneuerung seines RADAIR-Messnetzes vorgeschlagen. Zudem ist das BAG nach einer kritischen Analyse seines nationalen Messprogramms zum Schluss gekommen, dass die aktuelle Überwachung der Gewässer unzureichend ist. Deshalb hat das BAG einen Ausbau des Systems zur automatischen und kontinuierlichen Messung der Radioaktivität in den Flüssen vorgeschlagen, die sicherstellt, dass jede ungewöhnliche Erhöhung der Radioaktivität sofort festgestellt werden kann. Die zuständigen Behörden und die betroffenen Trinkwasserversorger können dann umgehend benachrichtigt werden /BAG 2014/.

Der Bundesrat hat am 15. Mai 2013 ein entsprechendes Projekt genehmigt und das BAG mit der Umsetzung beauftragt. Das neue Messnetz mit dem Namen URAnet wird die Radioaktivität in der Luft (URAnet aero) und im Wasser (URAnet aqua) überwachen. Das Projekt sieht vor, Sonden in der Aare und im Rhein flussabwärts der Schweizer Kernkraftwerke sowie bei Basel zu installieren. Die ersten Sonden in Gewässern sollen laut /BAG 2014/ noch 2014 in Betrieb genommen werden. Die Aerosolsonden sollen in den Jahren 2016 und 2017 ersetzt werden.

Die bereits heute monatlich durchgeführten Messungen bei Wasserproben, die die EAWAG der Aare und dem Rhein entnimmt, sollen aus diesem Grund trotz des erweiterten Messnetzes weitergeführt werden.

7.3 Möglichkeiten zur Reduzierung von Risiken für die Trinkwasserversorgung

Wie in Kapitel 7.2 dargestellt, sind bereits Verbesserungen der Überwachung der Flüsse durch das BAG geplant, durch die ungewöhnliche Erhöhungen der Radioaktivität sofort festgestellt werden können. Außerdem sollen gegebenenfalls die zuständigen Behörden und die betroffenen Trinkwasserversorger umgehend benachrichtigt werden. Von einer sicheren frühzeitigen Erkennung relevanter Ereignisse kann aber nur ausgegangen werden, wenn solche Maßnahmen in vollem Umfang umgesetzt sind und regelmäßig Übungen stattfinden, die auf entsprechenden Szenarien basieren.

7.3.1 Maßnahmen nach direktem Eintrag radioaktiver Stoffe in das Grundwasser am Kernkraftwerk

Bei einem direkten Eintrag von Radionukliden aus einer betroffenen Anlage in das Grundwasser sind extrem hohe Kontaminationen möglich. Diese sind aber zunächst auf die unmittelbare Nähe zum Kernkraftwerk begrenzt. Über die lokalen Grundwasserverhältnisse an den KKW-Standorten liegen entsprechende Daten vor, auf die im Ereignisfall zurückgegriffen werden kann.

Es ist davon auszugehen, dass ein Eintrag in Trinkwasser zuverlässig verhindert werden kann, da nach einem Unfall die nächstgelegenen Brunnen am Kernkraftwerk beprobt werden können und eine Trinkwasserversorgung der Bevölkerung in Betracht der begrenzten kontaminierten Grundwassermengen auf anderem Wege sichergestellt werden kann. Zudem wäre die Bevölkerung im Umkreis um das verunfallte Kernkraftwerk, die aus auf diese Weise kontaminierten Brunnen versorgt würde, sicherlich im hier untersuchten Unfallszenario evakuiert.

Mittel- und langfristig müsste die Ausbreitung von Radionukliden über das Grundwasser durch ein Monitoringprogramm überwacht werden. Gegebenenfalls wären auch technische Maßnahmen zur Verhinderung einer Ausbreitung notwendig, beispielsweise das Errichten von Spundwänden im Grundwasserstrom oder ein gezieltes Abpumpen.

7.3.2 Maßnahmen gegen einen Eintrag radioaktiver Stoffe in den Vorfluter

Die in der Schweiz betriebenen Kernkraftwerke wurden zu einer Zeit errichtet, als die sicherheitstechnischen Anforderungen und die Auslegung (Redundanzgrad, diversitäre Systeme, passive Systeme, räumliche Trennung etc.) weit hinter dem heutigen Stand zurück lagen. Es haben zwar Nachrüstungen stattgefunden und nach dem Unfall im KKW Fukushima-Daiichi wurden Sicherheitsüberprüfungen durchgeführt und weitere Maßnahmen beschlossen. Eine vollständige Nachrüstung auf ein heute bei Neuanlagen gefordertes Sicherheitsniveau ist aber nicht zu erreichen, sondern es lässt sich lediglich die Wahrscheinlichkeit eines schweren Unfalls reduzieren.

Bisherige Nachrüstungen hatten sich auf Verbesserungen an Sicherheitssystemen konzentriert, wie Aufbau zusätzlicher Redundanzen, zusätzliche verbunkerte Notstandsgebäude mit zusätzlichen sicherheitstechnischen Komponenten. Diese Nachrüstungen dienen der Reduzierung des Risikos eines Kernschmelzens. Im hier untersuchten Szenario eines Eintrags von hochkontaminierten Wasser in die Aare und den Rhein können andersartige Nachrüstungen das Risiko einer Kontamination von Trinkwasser reduzieren.

In den Kernkraftwerken werden möglicherweise radioaktiv kontaminierte Wässer

aus Leckagen etc. aufgefangen, beispielsweise über die Gebäudesümpfe, und Sammelbehältern zugeführt. Nach Probenahme wird entschieden, ob eine Ableitung in den Vorfluter im Rahmen der bestehenden Betriebsbewilligung möglich ist, ob eine weitere Reinigung vor Ableitung erforderlich ist oder ob eine Entsorgung, beispielsweise über Eindampfen und Endlagerung des Rückstands sinnvoll ist. Ein Risiko eines unkontrollierten Austritts in den Vorfluter oder ins Grundwasser besteht nur dann, wenn ein Auffangen nicht mehr möglich ist oder nicht genügend Volumen an Sammelbehältern bzw. Behandlungskapazität vorhanden ist.

Die Integrität der Gebäude und von Kanälen etc. ist erforderlich, um einen unkontrollierten Austritt zu verhindern. Ereignisse wie schwere Erdbeben können zu einem Integritätsverlust führen, dem nur durch bauliche Maßnahmen begegnet werden könnte. Diese sind aber bei bestehenden Anlagen schwer zu realisieren. Dagegen können Einrichtungen vorgehalten werden, die es erlauben, mit Wassermengen umzugehen, die bei zusätzlich von außen eingebrachtem Wasser das normale Maß weit überschreiten. Dazu würden insbesondere Pumpen mit entsprechender Energieversorgung sowie Sammelbehälter, ggf. in Kombination mit Wasserreinigungseinrichtungen, benötigt. Die Sammelbehälter sollten mit einem Leckageüberwachungssystem ausgestattet und abgeschirmt sein. Die wesentlichen Probleme, die in Fukushima in Zusammenhang mit kontaminiertem Wasser bis heute bestehen, und sowohl zu Einträgen von radioaktiven Stoffen in die Umwelt als auch zu Strahlenexpositionen des Personals führen, könnten auf diese Weise aber stark abgemildert oder sogar vermieden werden.

Es ist daher bei einem weiteren Betrieb der schweizerischen Kernkraftwerke empfehlenswert,

- Untersuchungen zu möglichen Wegsamkeiten für Wasser aus den Kernkraftwerken nach Ereignissen wie Erdbeben und Überflutung durchzuführen,
- gegebenenfalls technische Gegenmaßnahmen gegen solche Wegsamkeiten zu ergreifen und
- Einrichtungen für die Kernkraftwerke vorzusehen, die den Umgang mit großen von außen zugeführten Wassermengen erlauben (Pumpen einschließlich Energieversorgung, Sammelbehälter, Abschirmungen, Einrichtungen zur Leckageüberwachung etc). Sofern solche Einrichtungen in vollem Umfang erst zeitverzögert benötigt werden, sollten Konzepte zur zeitnahen Bereitstellung im Ereignisfall erarbeitet werden.

Eine Kontamination von aus Seen gewonnenem Trinkwasser, wenn bei einem Kernschmelzen luftgetragen freigesetzte Radionuklide über einem solchen See abgerechnet werden, wird durch die vorangehend genannten Maßnahmen aber nicht verhindert.

Literaturverzeichnis

- AefU 2013 Ärztinnen und Ärzte für Umweltschutz (AefU): Wasser unter Druck. Oekoskop, Fachzeitschrift der Ärztinnen und Ärzte für Umweltschutz, Nr. 4/13
- AGIS 2014 Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Kanton Aargau: Online Geoinformation auf https://www.ag.ch/de/dfr/geoportal/online_karten_agis/online_karten.js p. Aarau, 2014
- BAFU 2012 Bundesamt für Umwelt (BAFU): Grundwasserschutzzonen bei Lockergesteinen. Bern, 2012
- BAG 1986 Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG): Verstrahlungslage in der Schweiz nach dem Unfall in Tschernobyl. Herausgegeben von der Gesamtleitung Tschernobyl in Zusammenarbeit mit der Beratergruppe KAC (Kommission für AC-Schutz), der Nationalen Alarmzentrale, der Sektion Überwachungszentrale, der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen und dem Bundesamt für Veterinärwesen. Bern, September 1986
- BAG 2012 Bundesamt für Gesundheit (BAG): Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz. Bern, 2012
- BAG 2014 Bundesamt für Gesundheit (BAG): Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität in der Schweiz – Ergebnisse 2013. Bern, 2014
- BAL 2008 Bundesamt für Landestopografie: Hydrologische Karte der Schweiz, Vulnerabilität der Grundwasservorkommen. Geoinformationen auf www.swisstopoadmin.ch, 2008
- Basel 2012 Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie: Hydrologisches Jahrbuch, 2012
- BLU 2006 Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall in Tschernobyl vor 20 Jahren. Augsburg, 2006
- BMU 1986 Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht, Bonn, 1986
- Bührer 1993 Bührer, H.: Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees und tolerierbare Phosphor-Fracht. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 44, 1993
- BUWAL 2004 Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 2004
- BWG 2005 M. Spreafico, R. Weingartner: Hydrologie der Schweiz. Berichte des Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Serie Wasser Nr. 7, Bern, 2005
- CRIEPI 2012 Central Research Institute of Electric Power Industry (CRIEPI): Direct release rate of radionuclides to the ocean from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant estimated numerically by a regional ocean model. Presentation held on Technical Workshop on TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPS Accident. July 23-24, 2012

EDI 1995	Das Eidgenössische Departement des Innern (EDI): Verordnung des EDI über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (FIV) vom 26.6.1995, 817.021.23, Stand 1.1.2014
EDI 2005	Das Eidgenössische Departement des Innern (EDI): Verordnung des EDI über Trink-, Quell- und Mineralwasser vom 23.11.2005, 817.022.102, Stand 1.1.2014
ENSI 2009a	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Sicherheits-technische Stellungnahme zur Periodischen Sicherheitsüberprüfung des Kernkraftwerks Leibstadt. ENSI 12/1300, Würenlingen, August 2009
ENSI 2009b	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, Richtlinie für die schweizerischen Kernanlagen, ENSI-G14/d, Rev. 1 vom 21.12.2009
ENSI 2012	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Sicherheits-technische Stellungnahme zur Periodischen Sicherheitsüberprüfung 2008 des Kernkraftwerks Gösgen. ENSI 17/1350, Brugg, August 2012
ENSI 2013	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI): Radiologische Schadstoffausbreitung in Fliessgewässern – Mögliche Auswirkungen auf den Notfallschutz. Aktennotiz 8091, Brugg, 2013
Fisher 1979	H.B. Fischer et al.: Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, New York, 1979
GSF 1989	Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF) München (heute Helmholtzzentrum München für Gesundheit und Umwelt): Plutonium. mensch+umwelt, 6. Ausgabe, September 1989
Hardwasser 2014	Hardwasser AG: http://www.hardwasser.ch/index.php?id=19 vom 26.01.2014
Honda 2012	Honda et al.: Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident. Geochemical J., 46, p1-p9, 2012
HSK 1994	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): KKW Beznau II – Gutachten zum Gesuch der NOK um Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung. HSK 14/730, Würenlingen, März 2004
HSK 1996a	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): REGLEMENT für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des KERNKRAFTWERKS MÜHLEBERG (KKM). HSK 11/400, Würenlingen, Januar 1996
HSK 1996b	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): REGLEMENT für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des KERNKRAFTWERKS GÖSGEN (KKB). HSK 17/232, Würenlingen, Januar 1996

HSK 1996c	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): REGLEMENT für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des KERNRAFTWERKS LEIBSTADT (KKL). HSK 12/456, Würenlingen, Januar 1996
HSK 2007	Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): REGLEMENT für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des KERNRAFTWERKS BEZNAU (KKB). HSK 10/260 Rev. 1, Würenlingen, Dezember 2007
IAEA 2001	International Atomic Energy Agency (IAEA): Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No. 19, Wien 2001
IAEA 2012	International Atomic Energy Agency (IAEA): Fukushima Daiichi Status Report. Wien 2012
IBAArau 2014	IBAArau AG: http://www.ibaarau.ch/de/wasser/trinkwasserproduktion.php vom 24.01.2014
IKSR/KHR 1993	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)/Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR): Alarmmodell Rhein, Ein Modell für die operationelle Vorhersage des Transportes von Schadstoffen im Rhein. Edt. M. Spreafico and A. van Mazijk. KHR Bericht Nr. I-12. ISBN 90-70980-18-5. Lelystad/Koblenz, 1993
IKSR 2013	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR): Internationaler Warn- und Alarmplan Rhein, 2013
IWB 2014	Industrielle Werke Basel (IWB): http://www.iwb.ch/de/privatkunden/wasser/trinkwasser-versorgung/trinkwasser-produktion/ vom 24.01.2014
JAMSTEC 2012	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC): Estimation of the total amount of ¹³⁷ Cs direct release associated with the Fukushima accident. Presentation held on Technical Workshop on TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPS Accident. July 23-24, 2012
JNES 2012	Harutaka Hoshi, Japan Nuclear Energy Safety Organization (JNES): Source Term Analysis Using Melcor Code. Presentation held on Technical Workshop on TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPS Accident. July 23-24, 2012
Klavers 1993	H.C. Klavers: Rijnalarmmodel, Versie 2.1. Systeemdocumentatie. RIZA Werkdocument 93.169X. 1993
Klumpar 2011	J. Klumpar et al.: Vorläufige Begutachtung der Tragweite der Strahlenfolgen eines schweren Unfalls hinsichtlich der möglichen Kontamination von Oberflächengewässern. Kollektiv des Wasserforschungsinstituts VÚV TGM Praha, 2011
KUeR 1986	29. Bericht der eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität, 1985 - 1986

Lindner 1991	G. Lindner et al.: Entfernungs- und Akkumulationsprozesse von Cäsium-Radionukliden in Seen des Voralpengebietes. Publikationsreihe Fortschritte im Strahlenschutz des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Aachen, 1991
Maderich 1998	Maderich et al.: Radionuclide concentrations in the water and top layer of bottom sediments of Bodensee. Hydrodynamical modelling based on the THREETOX and LATOX codes. Institute of Problems of Mathematical Machine and Systems, Kiev, 1998
Mangini 1990	A. Mangini et al.: Pathways and residence times of radiotracers in Lake Constance. Large lakes, ecological structure and function, Springer, Berlin, pp. 245-264, 1990
Masumoto 2012	Y. Masumoto et al.: Oceanic dispersion simulations of Cesium 137 from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plan., Elements, 8, 207-212, 2012
NISA 2011	Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA): Press Release on April 12, 2011
NSC 2011	Nuclear Safety Commission (NSC): Press Release on April 12, 2011
NSFV 2010	Verordnung über den Notfallschutz in der Umgebung von Kernanlagen (Notfallschutzverordnung, NSFV) vom 20.10.2010, 732.33, Stand 1.1.2014
Öko-Institut 2011	Öko-Institut e.V.: Radiological Consequences of the Fukushima Event via Water Pathways. Darmstadt 2011
Öko-Institut 2012	Öko-Institut e.V.: Mögliche Folgen eines Unfalls im KKW Mühleberg bei ähnlichen Freisetzungen radioaktiver Stoffe wie aus einem Block des KKW Fukushima-Daiichi. Darmstadt, 31. August 2012
Rutherford 1994	J.C. Rutherford: River Mixing, John Wiley & Sons, 1994. ISBN 0-471-94282-0
Spreafico 1993	M. Spreafico, A. van Mazijk (Red.): Alarmmodell Rhein. Ein Modell für die operationelle Vorhersage des Transportes von Schadstoffen im Rhein. Rapport no. I-12 de la CHR. 1993
SSK 2004a	Strahlenschutzkommission (SSK): Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV - Neufassung des Kapitel 4: Berechnung der Strahlenexposition. Empfehlung der SSK, verabschiedet auf der 186. Sitzung der SSK am 11.09.2003, Publikationen der SSK, Heft 44 (2004)
SSK 2004b	Strahlenschutzkommission (SSK): Leitfaden für den Fachberater Strahlenschutz der Katastrophenschutzleitung bei kerntechnischen Notfällen. Berichte der Strahlenschutzkommission des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Heft 37, 2004
SSK 2006	Strahlenschutzkommission (SSK): 20 Jahre nach Tschernobyl – Eine Bilanz aus Sicht des Strahlenschutzes. Berichte der Strahlenschutzkommission des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Heft 50, 2006
StMLU 1987	Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Auswirkungen des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl auf Bayern, 1987

Stohl 2012	A. Stohl et al.: Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. Atmos. Chem. Phys., 12, 2313–2343, 2012
StSV 1994	Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22.06.1994, 814.501, Stand 1.1.2014
SVGW 2013	Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches (SVGW): Jahresbericht 2012. Zürich 2013
TEPCO 2012	H. Shiraki (TEPCO): Estimation of radioactive release resulting from Fukushima Dai-ichi NPS accident. Presentation held on Technical Workshop on TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPS Accident. July 23-24, 2012
TEPCO 2013	Tokyo Electric Power Company (TEPCO): Dateien tb-east_map-e.pdf und tb_water_131002-e.pdf auf www.tepco.co.jp , 2013
UNSCEAR 2000	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly 2000. Genf, 2000
van Mazijk 1992	A. van Mazijk, H.C. Klavers: Alarmmodell „Rhein“, Version 2.1. Gebrauchsanleitung. Ergänzung anlässlich der Auslieferung der Version 2.1, 1992
van Mazijk 1996	A. van Mazijk: One-dimensional approach of transport phenomena of dissolved matter in rivers", Communications on Hydraulic and Geotechnical engineering, Report nr. 96-3, Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering, 1996
VTN 1991	Verordnung über die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Notlagen (VTN) vom 20.11.1991, 531.32
Völkle 1985	H. Völkle, Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität: Zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche der 50er- und 60er- Jahre. 18. Jahrestagung des Fachverband für Strahlenschutz
Zürich 2012	Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft: Datei G_3603_2012.pdf auf www.zh.ch , 2012
Zürich 2014	Stadt Zürich: Broschüren zur Wasserversorgung auf https://www.stadt-zuerich.ch/dib/de/index/wasserversorgung/publikationen---broschueren.secure.html , 2014
ZVBWV 2014	Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung: Onlineinformation auf www.zvbw.de